

Inventuren als Informationsinstrumente der Naturschutzplanung

**Methodische Ansätze zur Erfassung von Landschaftsqualitäten
für den Arten- und Biotopschutz in der Bundesrepublik Deutschland**

**mit einer Fallstudie am Beispiel von drei Gemarkungen
der Schwarzwald-Tieflagen**

Textband

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultäten
der Georg-August-Universität zu Göttingen

**vorgelegt von
Hermann Hondong
aus Goch**

Göttingen 2002

D7

Referent: Prof. Dr. Michael Mühlenberg

Korreferent: Prof. Dr. Matthias Schaefer

Tag der mündlichen Prüfung:

Inhaltsverzeichnis		Seite
1	Einleitung	1
2	Informationsbedarf des Arten- und Biotopschutzes und Inventuransätze in der Bundesrepublik Deutschland	3
2.1	Informationsbedarf des Arten- und Biotopschutzes	3
2.1.1	Problem der Vielfalt an möglichen Informationen	3
2.1.2	Rechtliche und finanzielle Rahmenbedingungen von Naturschutzinventuren	8
2.1.3	Situation des Naturschutzes	17
2.1.4	Inventuranlässe	22
2.1.5	Bezugsräume, Befundeinheiten und Befundinhalte von Naturschutzinventuren ..	23
2.2	Inventuransätze in der Bundesrepublik Deutschland	26
2.2.1	Entwicklung großräumiger Landschafts-Leitbilder	26
2.2.2	Fernerkundungsbasierte Inventuren	29
2.2.2.1	Klassifizierung und Kartierung der Flächennutzung mit Hilfe von Daten aus satellitengestützten Multispektralscannern	29
2.2.2.2	Klassifizierung und Kartierung von Biotoptypen aus Color-Infrarot-Luftbildern ...	30
2.2.3	Biotopkartierungen	33
2.2.3.1	Selektive Biotop(typen)kartierungen	34
2.2.3.2	Flächendeckende Biotop(typen)kartierungen	46
2.2.3.3	Repräsentative Biotopkartierungen (Vertiefende Untersuchungen)	54
2.2.4	Artererhebungsprogramme	63
2.2.5	Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern	66
2.2.6	Zielartenkonzept Baden-Württemberg	67
2.2.7	Tabellarischer Überblick über Naturschutzinventuren	71
3	Fallstudie "Gundelfingen - Wildtal - Heuweiler" mit Ergänzungen in "Yach"	72
3.1	Fragestellungen und Methoden	72
3.2	Untersuchungsgebiete	85
3.2.1	Untersuchungsgebiet Gundelfingen - Wildtal - Heuweiler	86
3.2.1.1	Geographische Lage	86
3.2.1.2	Verwaltungstechnische Zuordnung	86
3.2.1.3	Naturräumliche Gliederung	86
3.2.1.4	Höhenlagen und Relief	88
3.2.1.5	Klima	88
3.2.1.6	Geologie und Böden	89
3.2.1.7	Potentielle Natürliche Vegetation	91
3.2.1.8	Besiedlungsgeschichte, Landschaftswandel und anthropogener Einfluß	92
3.2.2	Ergänzendes Untersuchungsgebiet Yach	107
3.3	Flächendeckende Biotopkartierung	108
3.3.1	Quellen	112
3.3.2	Fließgewässer	113
3.3.3	Stillgewässer	116
3.3.4	Höhlen	119
3.3.5	Felsen, Block- und Schutthalden, Geröllfelder, offene Bereiche mit sandigem oder bindigem Substrat	119
3.3.6	Äcker und Ackerbrachen	120
3.3.7	Grünland und Grünlandbrachen	121
3.3.8	Röhrichte, Staudenfluren und Ufersäume (ohne Waldsäume)	124
3.3.9	Gebüsche, Hecken und Feldgehölze (ohne Waldmäntel)	125
3.3.10	Obstbestände	127
3.3.11	Baumschulen	129
3.3.12	Weihnachtsbaumkulturen	130
3.3.13	Rebkulturen	130

	Seite
3.3.14	Waldränder 130
3.3.15	Wälder 134
3.3.16	Siedlungs- und Verkehrsflächen 138
3.3.17	Schlußbetrachtungen zur flächendeckenden Biotopkartierung 139
3.4	Floristische und faunistische Untersuchungen ausgewählter Probeflächen 140
3.4.1	Untersuchungen zum Orchideenbestand des Grünlandes im Untersuchungsgebiet 140
3.4.2	Untersuchungen zur Vogelfauna ausgewählter Wald-, Feldgehölz-, Hecken- und Obstbestände im Untersuchungsgebiet sowie von fünf Vergleichsflächen im Untersuchungsgebiet Yach 147
3.4.3	Untersuchungen zur Gefäßpflanzenflora sowie zur Laufkäfer-, Bockkäfer- Heuschrecken-, Wildbienen-, Schwebfliegen- und Schmetterlingsfauna ausgewählter Waldränder und Hecken des Untersuchungsgebietes einschließlich zweier Vergleichsflächen im Untersuchungsgebiet Yach sowie der Heuschreckenfauna auf Kahlschlägen, Wiesen und Weiden des Untersuchungsgebietes 177
3.4.3.1	Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora 183
3.4.3.2	Ergebnisse zur Sandlaufkäfer- und Laufkäferfauna und zu den Bodenfallenfängen 204
3.4.3.3	Ergebnisse zur Heuschreckenfauna 220
3.4.3.4	Ergebnisse zur Wildbienenfauna und zu den Farbschalenfängen 230
3.4.3.5	Ergebnisse zur Schwebfliegenfauna 240
3.4.3.6	Ergebnisse zur Bockkäferfauna 245
3.4.3.7	Ergebnisse zur Schmetterlingsfauna 252
3.4.3.8	Vergleich der Waldrand-Untersuchungsflächen 266
3.4.4	Untersuchungen zur Libellen-, Amphibien- und Reptilienfauna der Stillgewässer des Untersuchungsgebietes 298
3.4.5	Untersuchungen zur Libellen- und Amphibienfauna der Fließgewässer des Untersuchungsgebietes 307
3.4.6	Untersuchungen zur makroskopisch sichtbaren Tierwelt des Gewässerbodens und zur Gewässergüte der Fließgewässer des Untersuchungsgebietes 349
3.4.7	Schlußbetrachtungen zu den floristischen und faunistischen Untersuchungen ... 377
3.4.7.1	Verwendete Parameter zum Vergleich der Untersuchungsflächen 377
3.4.7.2	Unsicherheiten bei einem Vergleich von Untersuchungsflächen 381
3.4.7.3	Bestätigung des Erfahrungswissens zu Naturschutzqualitäten von Biotoptypen und ihrer Ausprägungen 385
3.5	Fallstudie und Naturschutzpraxis im Ergebnisvergleich 389
3.5.1	Ergebnisvergleich der behördlichen selektiven Biotopkartierung Baden-Württemberg mit den Ergebnissen der flächendeckenden Biotopkartierung und der vertiefenden Untersuchungen 390
3.5.2	Informationsstand der Artenerhebungsprogramme im Hinblick auf die im Rahmen dieser Untersuchung belegten Arten für das Untersuchungsgebiet 424
4	Zusammenfassung und Schlußfolgerungen: Ansätze zur Optimierung von Naturschutzinventuren und Forschungsbedarf 430
5	Literaturverzeichnis 438
6	Verzeichnis der Abbildungen im Text 460
7	Verzeichnis der Tabellen im Text 463
8	Verzeichnis der Anhänge (auf CD-ROM bzw. in gesondertem Band) 465
9	Danksagung 470
10	Lebenslauf 471

1 Einleitung

Im Naturschutz als einer angewandten und handlungsorientierten Disziplin werden Entscheidungen bezüglich komplexer ökologischer, ökonomischer und sozialer Systeme getroffen. Das Ausmaß der Unsicherheit bei diesen Entscheidungen kann durch zielgerichtete und systematische Informationserhebungen (Inventuren) reduziert werden. Bei einmaliger Inventurdurchführung besteht das Ergebnis in einer Situationsanalyse. Wiederholte Durchführungen des gleichen Inventurschemas (Monitoring) liefern Ergebnisse in Form von Zeitreihen. Zeitreihen können über Ursachenanalysen zu einer Erklärung des gegenwärtigen Zustandes beitragen und über Modelle Entwicklungsprognosen in die Zukunft ermöglichen. Darüber hinaus ist es durch Zeitreihenanalysen möglich, die Zielerreichung früher gewählter Handlungsalternativen zu messen (Effizienzkontrollen) und die zukünftigen Auswirkungen aktueller Handlungsalternativen über Simulationsmodelle abzuschätzen. Das durch Inventuren erreichte Informationsniveau setzt den inhaltlichen und argumentativen Rahmen für alle Handlungen und Maßnahmen des Naturschutzes.

Der gesetzliche Auftrag des Naturschutzes in der Bundesrepublik Deutschland umfaßt über den Arten- und Biotopschutz hinaus den Schutz von Boden, Wasser, Luft und Landschaftsbild. Für jedes dieser Schutzgüter sind spezifische Informationen und damit auch entsprechende Erhebungen für eine adäquate Situationsanalyse erforderlich. Von gesetzgeberischer Seite ist dabei der Schutz von Boden, Wasser und Luft auch durch eigene spezielle Rechtsregelungen außerhalb der Naturschutzgesetze bestimmt mit dem auch ein entsprechender eigenständiger Verwaltungsaufbau und auch eine eigene Trägerschaft für die Informationserhebung und -aufbereitung einhergehen. Informationserhebungen des Naturschutzes sind aus diesem Grunde in hohem Maße auf den Arten- und Biotopschutz fokussiert und haben Biotop-, Nutzungs- oder Vegetationstypen und ihre Komplexe, Artengruppen, einzelne Arten und ihre Populationen sowie Standort- oder Habitatcharakteristika zum Gegenstand. Die Gesamtheit dieser auf den Arten- und Biotopschutz ausgerichteten Zustandserfassungen wird in dieser Arbeit mit dem Begriff Naturschutzinventuren belegt.

In der Bundesrepublik Deutschland besteht bezogen auf solche Naturschutzinventuren eine kaum mehr überschaubare Vielzahl an Kartieranleitungen, Empfehlungen und Aktivitäten. Ursachen hierfür sind neben der Mannigfaltigkeit der Objekte die wenig konkreten und stark auslegungsbedürftigen gesetzlichen Zielvorgaben, die Zuständigkeit der Bundesländer für die Inventarisierung, die verschiedensten amtlichen und ehrenamtlichen Träger der Erhebungen sowie die Unterschiedlichkeit der Planungsanlässe, Raumbezüge und inhaltlichen Schwerpunktsetzungen. Die Vielzahl der zum Teil nicht aufeinander abgestimmten und nicht hierarchisch strukturierten Erhebungen erschwert sowohl eine Datenintegration auf der gleichen Bezugsfläche, als auch insbesondere die Zusammenführung der unterschiedlichen Datenbestände von der lokalen bis zur nationalen Ebene, die Kompatibilität mit internationalen Erhebungen sowie die Erstellung von Zeitreihen. Viele dieser Anleitungen geben zudem ausgesprochen praktische Empfehlungen zur Durchführung der jeweiligen Erhebungen, setzen sich aber wenig kritisch mit dem Zielbezug, den Methoden, der Aussagefähigkeit und Fehleranfälligkeit der empfohlenen Verfahren und der so gewonnenen Daten auseinander. Die Ergebnisse kritisch überprüfende Arbeiten sind relativ selten (z.B. ZAHLEHEIMER 1985, BRECHTEL & HACKENBERG 1987, DORDA 1991, SCHLUMPRECHT & VÖLKL 1992).

Übersichtsarbeiten zu den methodischen Ansätzen von Naturschutzinventuren liegen bisher nur für einzelne Teilbereiche vor (z.B. LIEBEL et al. 1987, WALDENSPUHL 1991). In einschlägigen

deutsch- und englischsprachigen Lehrbüchern des Naturschutzes (z.B. ERZ 1978, 1980, 1994, PLACHTER 1991a, MEFFE & CAROLL 1994, PRIMACK 1995, DOBSON 1997) sind Ausführungen zu Inventuren und ihren Problemen relativ knapp gehalten, intensiver diskutiert wird weniger die Erfassung als eher die Bewertung oder die Bedeutung von einzelnen Parametern. Diese relativ knappe Behandlung der Inventurthematik entspricht nicht den Erfordernissen der Berufspraxis, in der ein Großteil der Beschäftigten entweder Daten inventarisiert, sie entscheidungsorientiert aufbereitet oder auf ihrer Grundlage tatsächliche Entscheidungen trifft. Sensibilität und Problemverständnis im Umgang mit Inventuren sind deshalb eigentlich in besonderer Weise gefragt.

Übersichten zur arten- und biotopschutzorientierten Forschung in der Bundesrepublik Deutschland und darauf aufbauende Formulierungen zukünftiger Forschungsschwerpunkte (z.B. in HENLE & KAULE 1991a) berühren zwar Aspekte von Naturschutzinventuren in vielfältiger Weise und stellen insbesondere auch für verschiedenste Forschungsansätze Mängel in der Datenverfügbarkeit oder -aufbereitung fest. Sie fokussieren Naturschutzinventuren aber dennoch nicht als ein zentrales Forschungsthema. Obschon die Entwicklung und Optimierung großräumig anwendbarer und stichprobentheoretisch abgesicherter naturschutzbezogener Inventursysteme eine dringliche und ausgesprochene Querschnittsaufgabe unterschiedlicher wissenschaftlicher Disziplinen wäre, wird diese eher als Dienstaufgabe von Verwaltungen oder Behörden gesehen (HENLE & KAULE 1991b). In jüngster Zeit zeichnet sich hier möglicherweise eine Trendwende ab. In seinem Gutachten zum Gebietsschutz in Deutschland fordert der Deutsche Rat für Landespflege im Hinblick auf eine Effizienzsteigerung der Naturschutzforschung explizit auch wissenschaftliche Beiträge zur Verbesserung der Untersuchungs- und Kontrollsysteme (DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 2002).

Zielsetzung dieser Arbeit ist eine inhaltliche Übersicht und Diskussion der verschiedenen Ansätze von Naturschutzinventuren in der Bundesrepublik Deutschland. Der Schwerpunkt liegt auf den Empfehlungen und Forderungen aus bundesweiter Sicht sowie auf der Praxis in Baden-Württemberg. Es wird versucht, sich dabei den folgenden Fragestellungen zu nähern:

- Welche großräumigen Inventurmethode kommen in der Bundesrepublik Deutschland zur Anwendung?
- Mit welchen Chancen und Risiken ist die Anwendung dieser Inventurmethode verbunden?
- Wie bilden diese Methoden die Naturschutzsituation auf der lokalen Ebene (Gemeinden) ab?
 - Wie wird die Nutzungssituation als der zentrale Ansatzpunkt von Naturschutzmaßnahmen dokumentiert?
 - In welchem Ausmaß lassen sich aus allgemeinen Erfahrungen abgeleitete Qualitätsmerkmale und Entwicklungsziele für Biotoptypen (BLAB 1993) lokal bestätigen?
 - Wie hoch ist der Entdeckungsgrad der Flächen von Naturschutzinteresse (gefährdete Biotoptypen, gesetzlich pauschal geschützte Biotoptypen, Biotoptypen des Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Lebensräume gefährdeter Arten)?
 - Wie wird die Biodiversität und insbesondere das Vorkommen der Arten von besonderem Naturschutzinteresse (gefährdete Arten, Arten des Anhang I der Vogelschutz- und des Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Arten des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg) abgebildet?

Bezogen auf die ersten beiden Fragen bildet eine Literaturstudie den einführenden Teil der Arbeit. Der dritte Fragenkomplex wird exemplarisch über eine Fallstudie in drei Gemarkungen am

Westrand des Schwarzwaldes angegangen. In dieser werden die Ergebnisse der amtlich oder ehrenamtlich erarbeiteten offiziellen Inventurergebnisse mit solchen Befunden verglichen, die unter Verwendung anderer methodischer Ansätze mit einer eigenen Arbeitsgruppe erarbeitet wurden.

Zentrale Hypothese der Arbeit ist, daß die beiden Großrauminventuren des Naturschutzes in der Bundesrepublik Deutschland (selektive Biotopkartierungen, Artenerhebungsprogramme) weder eine naturschutzfachlich ausreichende noch belastbare Beschreibung des Zustandes und der Entwicklung von Natur und Landschaft erlauben und dringend einer Modifikation bedürfen oder durch alternative Instrumente zu ersetzen oder zu ergänzen sind. Ein zweites Anliegen der Arbeit ist es, solche alternativen Instrumente im Hinblick auf ihre Eigenschaften und ihre Eignung zu diskutieren und zum Teil einem Praxistest im Rahmen der Fallstudie zu unterziehen.

2 Informationsbedarf des Arten- und Biotopschutzes und Inventuransätze in der Bundesrepublik Deutschland

2.1 Informationsbedarf des Arten- und Biotopschutzes

2.1.1 Problem der Vielfalt an möglichen Informationen und der Prioritätensetzung

Der gesetzliche Auftrag und die Aktivitäten des Arten- und Biotopschutzes zielen letztendlich darauf ab, Populationen aller wildlebenden Pflanzen- und Tierarten in ihren Lebensräumen in einem definierten Bezugsgebiet über einen bestimmten Zeitraum zu sichern. Für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland betrifft dies ca. 35.000 Pflanzenarten, davon 3.250 Farn- und Blütenpflanzen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996a), sowie ca. 45.000 Tierarten, davon 668 Wirbeltiere (BINOT et al. 1998). Von den insgesamt ca. 80.000 Arten entfallen somit über 95 % auf die niederen Pflanzen bzw. wirbellosen Tiere, zu deren aktueller und historischer Verbreitung, ihrer Biologie und insbesondere auch ihren ökologischen Ansprüchen im Vergleich zu den Farn- und Blütenpflanzen oder den Wirbeltieren relativ geringe Kenntnisse vorliegen. Aufgrund der zumindest artspezifischen Individualität von Biologie einschließlich Ökologie der Arten steht der Arten- und Biotopschutz damit einer immensen Variabilität an Ansprüchen gegenüber, die sich auch in Mitteleuropa auf Flächen von wenigen Hektaren noch im Bereich von mehreren Tausend bewegen kann.

Die Informationsvielfalt erhöht sich weiter, weil Planungs- und Inventurräume in Bezug auf die Ansprüche der dort vorkommenden Tier- und Pflanzenarten in der Regel nicht homogen sind. Viele Arten leben bezogen auf ihre Ansprüche in einer für sie heterogenen Umwelt, d.h. ihre Ansprüche werden an vielen Orten nicht erfüllt, an anderen in unterschiedlichem Maße. Im Hinblick auf das oben formulierte Ziel des Arten- und Biotopschutzes ist es für den Naturschutz entscheidend, die unterschiedliche Effektivität von Teilflächen der Inventurräume für die Populationen der dort lebenden Tier- und Pflanzenarten zu kennen. Naturschutzbiologen benutzen den Terminus Habitataffektivität, um zu beschreiben, wie nützlich verfügbares Habitat für die Populationen von Tieren ist, effektive Habitats zeichnen sich durch niedrige Risiken und/oder ein hohes Ressourcenangebot für die betreffende Art aus (VAN TIGHEM 1997). Wichtig für das Überleben von Populationen ist insbesondere das Verhältnis von Reproduktion und Mortalität. Überwiegt der Reproduktionserfolg die Mortalität werden die Habitats als Quellen (sources) bezeichnet, bei umgekehrtem Verhältnis als Senken (sinks) (PULLIAM 1988).

In vielen Fällen ist die Effektivität von Teilflächen für eine betrachtete Art in der Zeitachse keine Konstante. Aufgrund natürlicher oder anthropogen induzierter Umweltveränderungen in den Teilflächen treten Schwankungen z.B. in der Reproduktion und Mortalität der betrachteten Art auf.

Im Extrem entstehen und vergehen als Lebensraum für diese Art geeignete Teilflächen. Zur räumlichen Variabilität tritt die zeitliche Variabilität als weiterer die Informationsvielfalt erhöhender Faktor hinzu. Solche Umweltveränderungen können wenig augenfällig sein, wie z.B. witterungsbedingt unterschiedliche Wärmesummen in aufeinanderfolgenden Jahren, die über die Besiedlung und Reproduktion eines Insektes in einer bestimmten Wiese entscheiden (REMMERT 1979, POETHKE et al. 1996, GOTTSCHALK 1998). Sie können aber auch sehr großräumig, auffällig und landschaftsprägend sein, z.B. indem sich aufgrund ausgedehnter Waldbrände in borealen Wäldern über die dann zur Verfügung stehenden Beerstrauchbestände der nachfolgenden jungen Sukzessionsstadien und die von Wirbellosen besiedelten abgebrannten Baumstrünke die Ernährungssituation und Habitatqualität von Bären verbessert (VAN TIGHEM 1997). Populationen sind demnach häufig in räumlich und zeitlich strukturierten, dynamischen Systemen organisiert. Die Kenntnis des Raum-Zeit-Systems ihrer Populationen ist eine entscheidende Voraussetzung für direkte Maßnahmen zur Erhaltung einer Art.

Ursachen für die Dynamik dieses art- und ortspezifischen Raum-Zeit-Systems sind entweder natürlicher Art, zum Beispiel Witterungs- und Klimaschwankungen, Störungen wie Überschwemmungen, Erosion, Lawinen, Feuer, Wind-, Schnee-, Eisbruch und Insektenkalamitäten mit nachfolgender Sukzession, oder anthropogen, wie beispielsweise Nutzungsaufnahme, Nutzungsänderung, Nutzungsaufgabe oder stoffliche Belastungen von Böden, Gewässern, Atmosphäre und Organismen. Im seit langem dicht besiedelten und intensiv genutzten Mitteleuropa ist der menschliche Einfluß an der Ausprägung dieser artspezifischen Raum-Zeit-Systeme fast immer beteiligt, für viele Arten entscheidend und für einen Teil auch bedrohend. Anthropogene Einflüsse haben die natürlichen Raum-Zeit-Systeme in einem Maße überprägt, abgewandelt oder im Hinblick auf manche Faktoren auch abgelöst, daß viele Vorstellungen hierzu einen ausgesprochen hypothetischen Charakter haben und weder beweisbar noch ortsbezogen sicher rekonstruierbar sind. Prägnante Beispiele hierfür sind die Diskussionen um den natürlichen Bewaldungsanteil in Mitteleuropa, um die natürliche Baumartenzusammensetzung von Regionen, Standorten oder Waldgesellschaften, um die Existenz von Klimaxgesellschaften oder variablen Sukzessionsmosaiken in Wäldern, die Bedeutung von Störungen, die wechselnden Auffassungen um Zusammensetzung und Struktur der historischen oder der potentiellen natürlichen Vegetation und um den Einfluß von großen Herbivoren, von Wind und Feuer auf mitteleuropäische Waldlandschaften unter natürlichen Bedingungen (zum Beispiel: BUNZEL-DRÜKE 1995, 1997, ELLENBERG 1982, GEISER 1983, 1992a, GERKEN 1996, 1997a, 1997b, HESMER 1963, HOFMANN & SCHEIBE 1997, JAHN 1979a, 1979b, 1983, 1996, JAX 1994, JESCHKE 1993, KAISER 1996, KLEIN et al. 1997, KOWARIK 1987, 1988, KÜSTER 1995, 1996, LANG 1994, OBERDORFER 1992, POETHKE 1997a, REMMERT 1987a, 1987b, 1988, 1990, 1991, SCHERZINGER 1990, 1991, 1996, 1997a, 1997b, 1997c, SCHRÖDER et al. 1997, SIEMERS 1989, TANGEN & SCHMIDT 1997, TÜXEN 1956). Die nicht nur in der zeitlichen Entwicklung sondern auch aktuell widersprüchlichen Auffassungen machen insbesondere bei der theoretischen Konstruktion von Referenzzuständen zur Bewertung der Natürlichkeit von Wäldern oder des menschlichen Einflusses auf Waldlandschaften Schwierigkeiten. Die bisher für Wälder verwendeten Kartier- und Bewertungsverfahren (zum Beispiel AMMER & UTSCHIK 1982, 1984, 1985a, 1985b, 1988, HANSTEIN et al. 1986, VOLK & HAAS 1990, WALDENSPUHL 1991, NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 1992, STREITZ 1993, STURM 1993, ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE 1996, FORSTLICHE VERSUCHS- UND

FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG 1997) ignorieren diese Probleme weitgehend. Für konkrete Zielformulierungen und Handlungen im Naturschutz erscheint es zweckdienlicher, sich weniger auf ungesicherte Konstrukte natürlicher Zustände und mehr auf konkrete Kenntnisse zu den Vorkommen und Raum-Zeit-Systemen von Populationen ausgewählter Arten zu stützen.

Hinsichtlich des Informationsgehaltes könnten bei Naturschutzinventuren im Hinblick auf die Bearbeitung einer Art die folgenden Niveaus unterschieden werden, wobei die höheren Stufen jeweils die Bearbeitung der unteren Stufen voraussetzen:

Stufe 1 Gliederung und Aufteilung des Inventurgebietes in Teilflächen z.B. nach Nutzungs-/Standorts-/Biotop-/Vegetationstypen

Mögliche Ziele:

- Erarbeitung einer räumlichen Basis für die Erfassung von Arten
- Erarbeitung einer Basis zur räumlichen Verankerung von Schutz- und Managementmaßnahmen
- Verständnis der standörtlichen und strukturellen Charakteristik des Gebietes und seiner Teilflächen
- Verständnis des umweltprägenden Nutzungsregimes und seiner Dynamik im Gebiet und auf den Teilflächen
- Prioritätensetzung hinsichtlich des Erhaltungs- und Managementbedarfs von Teilflächen aufgrund typenbezogener Kriterien

Stufe 2 Absenz und Präsenz von Arten auf Teilflächen des Inventurgebietes

Mögliche Ziele:

- Kenntnisse zur Verbreitung
- grobe Abschätzung der Gefährdungssituation
- Unterschiede zwischen Teilflächen im Hinblick auf ihre Biodiversität und die Anzahl an Arten von Naturschutzinteresse
- grobe Prioritätensetzung hinsichtlich des Erhaltungs- und Managementbedarfs von Teilflächen über artenbezogene Kriterien

Stufe 3 Populationsdichten oder Populationsgrößen von Arten auf Teilflächen

Mögliche Ziele:

- Kenntnisse zur feineren Abschätzung der Gefährdungssituation und ggfs. von akutem Handlungsbedarf bei sehr kleinen Populationen des Inventurgebietes
- feinere Prioritätensetzung hinsichtlich des Erhaltungs- und Managementbedarfs von Teilflächen über artenbezogene Kriterien

Stufe 4 Habitataffektivität von Teilflächen, Verhältnis Reproduktion zu Mortalität auf Teilflächen, Emigration und Immigration zwischen Teilflächen, Schwankungen der vorgenannten Parameter auf Teilflächen in der Zeitachse, Raum-Zeit-System von Arten im Inventurgebiet

Mögliche Ziele:

- exakte Abschätzung der Gefährdungssituation von Arten mit sehr kleinen Populationen im Inventurgebiet
- ausreichender Informationsstand für das direkte Management von Arten mit sehr kleinen Populationen im Inventurgebiet
- Prioritätensetzung im Hinblick auf für die Erhaltung bestimmter Arten unverzichtbare Teilflächen

Ein Beispiel für die Implementierung eines naturschutzstrategischen Ansatzes einschließlich der Stufe 4 sind die Vereinigten Staaten von Amerika. Hier werden hochgradig gefährdete Arten durch den Gesetzgeber im "Endangered Species Act" gelistet und wird ein hohes Informationsniveau hinsichtlich des Erhaltungsstatus, des Schutzes und des Managements dieser Arten verlangt. Ende 1994 waren 955 Arten im "Endangered Species Act" gelistet und 3000 weitere Arten in Kandidatur (MEFFE & CAROLL 1994, PRIMACK 1995, DOBSON 1997). Aus Nordamerika stammen auch die hinsichtlich der geforderten Flächenansprüche (mehrere Millionen Hektar geeignetes Habitat) spektakulärsten Beispiele einer solchen Strategie: Fleckenkauz (*Strix occidentalis caurina*) in den USA (PRIMACK 1995) und Grizzly (*Ursus arctos*) in Kanada (VAN TIGHEM 1997). Eine naturschutzstrategische Fokussierung auf hochgradig gefährdete Arten mit kleinen Populationen ist also nicht gleichbedeutend mit einer Beschränkung von Naturschutzmaßnahmen auf kleine Flächenanteile in den Planungsräumen. Die Kenntnis der räumlichen und zeitlichen Struktur von Populationen ist im Gegenteil überhaupt erst die Voraussetzung für die Formulierung fundierter Flächenansprüche des Naturschutzes (MÜHLENBERG & HOVESTADT 1991, HOVESTADT et al. 1991), der räumliche Maßstab hängt von der untersuchten Art und dem lokalen Raum-Zeit-System ihrer Populationen ab. Die naturschutzstrategische Ausrichtung auf das Management hochgradig gefährdeter Arten bedeutet auch nicht, dass nur diese wenigen Arten durch die abgeleiteten Maßnahmen in ihrem Bestand gesichert und gefördert werden. Vom großflächigen Nutzungsverzicht in den Old-Growth-Forests der westlichen Vereinigten Staaten und von der Erhaltung einer weitgehend natürlichen Vegetationszusammensetzung und -dynamik in den Grizzly-Lebensräumen des westlichen Kanada werden auch viele andere Arten profitieren, insbesondere solche die auf zunehmende Nutzungsintensitäten in diesen Gebieten mit Arealregressionen und/oder einer Ausdünnung der Populationen im Areal reagieren würden.

Fleckenkauz und Grizzly sind auch Beispiele für den sehr hohen personellen, zeitlichen und materiellen Aufwand, der mit der Untersuchung der Raum-Zeit-Systeme von Wirbeltierpopulationen einhergeht (mehrere Arbeitsgruppen mit insgesamt bis zu mehreren Dutzend Mitarbeitern, vieljährig bis Jahrzehnte, zweistellige Millionen US-\$ Etats/Jahr). Einen optimalen Informationsstand für solche Gefährdungsgradanalysen von Tierarten haben MÜHLENBERG & HOVESTADT (1991), HOVESTADT et al. (1991) und MÜHLENBERG (1993) skizziert.

Die hohe Anzahl von ca. 80.000 Arten in der Bundesrepublik Deutschland und die Vielfalt an möglichen Informationen, die zu diesen erhoben werden könnten, machen vor dem Hintergrund einer beschränkten Ressourcenausstattung für Naturschutzinventuren eine Auswahl und Prioritätensetzung der zu erhebenden Informationen unvermeidlich. Die oben skizzierte Stufe 1 ist dabei in jedem Falle obligat, da sie das Inventurgebiet überhaupt erst räumlich erschließt. Schwerpunktsetzungen sind hier nur im Hinblick auf die räumliche und inhaltliche Auflösung der Kartierung möglich. Bei den anderen Stufen ist zu entscheiden, für wieviele und für welche Arten welches Informationsniveau (Stufe 2, 3 oder 4) angestrebt werden soll.

Bei der Prioritätensetzung sind drei Gesichtspunkte wesentlich:

- Anforderungen an die Datenqualität und -quantität (Unabhängigkeit vom Beobachter, Wiederholbarkeit, Ziel- und Problembezogenheit, ausreichender Umfang, Aktualität) (z.B. BECHMANN 1976)
- zeitliche, personelle und materielle Rahmenbedingungen der Inventur
- inhaltliche Aspekte

Im Naturschutz als einer handlungsorientierten Disziplin sollten strategische Momente bei der

inhaltlichen Schwerpunktsetzung eine wesentliche Bedeutung haben. In diesem Sinne können die zu erhebenden Informationen zum Beispiel danach beurteilt werden, ob sie geeignet sind, Entscheidungen vorzubereiten, die den am stärksten gefährdeten Arten möglichst rasch und möglichst effizient helfen, die die Situation möglichst vieler gefährdeter Arten verbessern, die möglichst viele Arten je Flächeneinheit sichern, die dem Arten- und Biotopschutz möglichst viel Fläche zuführen oder die den hohen Intensitätsgrad der menschlichen Nutzung auf möglichst großen Flächen absenken.

Das aktuelle Informationsniveau ist bezogen auf die 80.000 Arten in der Bundesrepublik Deutschland sehr heterogen. Während der beste Bearbeitungsstand bei den Wirbeltieren, insbesondere den Vögeln, und bei den Gefäßpflanzen, hier speziell den Orchideen, vorliegt, sind für die meisten Arten nicht einmal gesicherte Kenntnisse ihrer Verbreitung auf der Ebene von besetzten Meßtischblattvierteln (35 km²) oder UTM-Gitternetzquadranten (100 km²) vorhanden, geschweige denn flächenscharfe Fundortdaten (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996b, 1997, 1998). Die Datenlage zur Ausstattung mit Biotopen und Arten ist sogar für die Schutzgebiete des Naturschutzes in hohem Maße defizitär, dieses gilt in noch höherem Maße für die Gesamtlandschaft und wenn der Erhaltungszustand von Populationen und ihr Gefährdungsgrad in die Betrachtung einbezogen werden soll (DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 2002). Damit wird für den Großteil aller Arten nicht einmal das Informationsniveau der Stufe 2 erreicht, Informationen auf dem Niveau der Stufen 3 und 4 liegen nur für wenige Arten und dann entweder lokal oder als Schätzungen auf sehr groben Skalen vor. Auch bei einer erheblichen Ausweitung der für Naturschutzinventuren zu Verfügung gestellten Ressourcen werden Informationen mit ausreichender Datenqualität und -quantität nur für einen sehr kleinen Teil der 80.000 Arten in Deutschland erhebbar sein. Dieses gilt schon auf dem Informationsniveau von Präsenz-Absenz-Befunden (Stufe 2) und verschärft sich hinsichtlich der Zahl bearbeitbarer Arten auf den Stufen 3 und 4 jeweils nochmals drastisch. Obschon für die Bearbeitung einer Art auf den Stufen 3 und vor allem 4 eine Vielzahl von Arten auf der Stufe 2 bearbeitet werden könnte, erscheint eine Erweiterung bestehender Inventuransätze in Richtung der Stufen 3 und 4 aus folgenden Gründen besonders dringlich:

Bisher werden Handlungsprioritäten im Naturschutz vor allem aufgrund von Flächenvergleichen auf der Basis von Kriterien wie zum Beispiel Seltenheit, Gefährdung, Vielfalt, Repräsentanz, Natürlichkeit, Ersetzbarkeit, Empfindlichkeit, Regenerierbarkeit (ERZ 1978, 1980, 1994, USHER 1994) getroffen. Die entsprechenden Eigenschaften werden den unterschiedenen Biotoptypen dabei entweder als typusspezifische Eigenschaften aller Flächen des gleichen Biotoptyps oder als objektbezogene Eigenschaften einzelner Teilflächen eines Biotoptyps aufgrund der dort inventarisierten Arten zugewiesen. Mit Hilfe dieser Flächenvergleiche ist nur eine Reihung der betreffenden Objekte möglich. Die Formulierung von Flächenanforderungen des Naturschutzes (Größe, Verteilung, Qualität der Flächen, Qualität der Matrix) erfordert andere Vorgehensweisen (MÜHLENBERG & HOVESTADT 1991, HOVESTADT et al. 1991). Auf der Ebene der Flächenvergleiche sind zudem die Probleme der Operationalisierung dieser Kriterien und des innerfachlichen Kriterienabgleichs bis heute nicht befriedigend gelöst (ERZ 1980, 1994, PLACHTER 1989, 1990d, 1991a, 1992, PLACHTER & FOECKLER 1991). Innerfachliche Kriterienkonflikte zum Beispiel bezogen auf Seltenheit/Gefährdung/Vielfalt in ihrer Beziehung zur Natürlichkeit/Repräsentanz können ohnehin nicht an einem Objekt abgeglichen werden, wie dieses zum Teil durch kriterienaggregierende Methoden versucht wird (ERZ 1994), sondern müssen durch

räumliche Separierung von Teilzielen gelöst werden.

Die nach wie vor unbefriedigende Situation des Arten- und Biotopschutzes in der Bundesrepublik Deutschland, wie sie sich letztlich in den jüngsten Neuauflagen der Roten Listen sowohl bezogen auf Biotoptypen als auch auf Arten erneut äußert (RIECKEN et al. 1994, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996b, 1998) und die insbesondere aus bundesweiter Sicht geäußerten Informationsdefizite (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996b, 1996c, 1997, 1998, RÜCKRIEM & ROSCHER 1999, ELLWANGER et al. 2000) weisen auf den dringlichen Bedarf eines verbesserten Informationsstandes und damit nach neuen Ansätzen für Naturschutzinventuren hin. Aufgrund des starken Einflusses der Landnutzung in Mitteleuropa erscheint es besonders dringlich, Art und Intensität derselben flächendeckend und flächenscharf abzubilden, um darauf aufbauend die Verbreitung und die Raum-Zeit-Systeme ausgewählter Arten und Populationen analysieren zu können. Für die ebenfalls aufgrund intensiver Landnutzung stark konkurrenzbetonten Auseinandersetzungen in der Umsetzung des Arten- und Biotopschutzes gilt es, Flächenforderungen nicht nur wie bisher als Konvention (zum Beispiel: BEIRAT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 1997) zu formulieren, sondern diese auf der Basis von Analysen der Raum-Zeit-Systeme von Populationen ausgewählter Arten wissenschaftlich zu untermauern. Hiermit wäre ein Beitrag zu leisten zum Abbau der vom BEIRAT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (1997) konstatierten Defizite in der Naturschutzforschung, die nach dessen Auffassung zu einem Mangel an wissenschaftlich fundierten Argumenten bei den mit jeder Naturschutzmaßnahme verbundenen Abwägungsdiskussionen und damit zu geringer Akzeptanz und Durchsetzungskraft des Naturschutzes führen.

2.1.2 Rechtliche und materielle Rahmenbedingungen von Naturschutzinventuren

Rechtliche Rahmenbedingungen von Naturschutzinventuren

In der Bundesrepublik Deutschland liegt die Zuständigkeit für den Naturschutz bei den Bundesländern. Die Bundesgesetzgebung setzt hierzu den rechtlichen Rahmen, der durch die Bundesländer ausgefüllt und konkretisiert wird. Die Ziele des Naturschutzes werden im § 1 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) und für Baden-Württemberg im § 1 des Landesnaturschutzgesetzes (LNatSchG) ausgeführt. Nach LOUIS (1994) wird der Schutz der wildlebenden Tiere und Pflanzen und ihrer Lebensgemeinschaften im BNatSchG in § 1 (1) sowohl direkt [§ 1 (1) Nr. 3] als auch in Kombination mit § 2 (1) Nr. 10 als Bestandteil des Naturhaushaltes [§ 1 (1) Nr. 1] gefordert und ist aufgrund der Reihung im Gesetz damit prioritär vor Belangen der Nutzung [§ 1 (1) Nr. 2], Gesichtspunkten der Landschaftsästhetik oder der Erhaltung von Kulturlandschaften ohne Artenschutzbezug [§ 1 (1) Nr. 49]. LOUIS (1994) hält die praktische Bedeutung des § 1 BNatSchG aufgrund des geringen Konkretisierungsgrades aber für gering. Nach ERZ (1994) herrscht im BNatSchG eine verwirrende Vielfalt unbestimmter, für jede Interpretation offener Rechtsbegriffe, es werden kaum konkrete Ziele und Standards für den Zustand von Natur und Landschaft vorgegeben.

Der allgemeine Grundsatz zum Artenschutz in § 2 (1) Nr. 10 BNatSchG wird durch die Aufgaben des Artenschutzes in § 20 (1) konkretisiert (LOUIS 1994): Der Artenschutz dient danach dem Schutz und der Pflege der wildlebenden Tier- und Pflanzenarten in ihrer natürlichen und historisch

gewachsenen Vielfalt und umfaßt 1. den Schutz der Tiere und Pflanzen und ihrer Lebensgemeinschaften vor Beeinträchtigungen durch den Menschen, insbesondere durch den menschlichen Zugriff, 2. den Schutz, die Pflege, die Entwicklung und die Wiederherstellung der Biotope wildlebender Tier- und Pflanzenarten sowie die Gewährleistung ihrer sonstigen Lebensbedingungen und 3. die Ansiedlung von Tieren und Pflanzen verdrängter wildlebender Arten in geeigneten Biotopen innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes. In den allgemeinen Vorschriften für den Arten- und Biotopschutz (§ 20b BNatSchG) werden die Länder verpflichtet, zur Vorbereitung, Durchführung und Überwachung der Aufgaben nach §20 (1) geeignete Maßnahmen zu treffen 1. zur Darstellung und Bewertung der unter dem Gesichtspunkt des Artenschutzes bedeutsamen Populationen, Lebensgemeinschaften und Biotope wildlebender Tier- und Pflanzenarten, insbesondere der in ihrem Bestand gefährdeten Arten und 2. zur Festlegung von Schutz-, Pflege- und Entwicklungszielen und zu deren Verwirklichung. Durch die Regelungen des § 20b BNatSchG liegt ein eindeutiger Inventurauftrag vor, der sich explizit auf die Aufgaben in § 20 (1) bezieht. Da diese für die Festlegung von Art und Umfang der Inventuren aber zu wenig konkret sind, schlägt ERZ (1994) vor, sie im Rahmen einer technischen Anleitung oder Verwaltungsvorschrift "Arten- und Biotopschutz" zu konkretisieren, mit der Leitlinien und Ziele für Inventuren einschließlich methodischer Konventionen bundeseinheitlich geregelt werden könnten.

§ 20c enthält Vorschriften zum Schutz bestimmter Biotoptypen, die im Gesetz aufgelistet sind. Dieser Schutz gilt unmittelbar, setzt also keine Schutzgebietsfestsetzung wie bei Nationalparks, Natur- und Landschaftsschutzgebieten, Naturdenkmälern oder geschützten Landschaftsteilen voraus. Die Regelung ist im Hinblick auf Inventuren direkt von Bedeutung, weil z.B. Baden-Württemberg in seinem analogen § 24a des LNatSchG eine Erfassung der einbezogenen Typen vorschreibt. Demnach erfaßt die Naturschutzbehörde die besonders geschützten Biotope und trägt sie in Listen und Karten mit deklaratorischer Bedeutung ein. In der Anlage zum § 24a sind die entsprechenden Biotoptypen und Begrifflichkeiten detailliert festgelegt. Durch diese 1991 erfolgte Rechtsneuregelung hat sich für die Biotopkartierung in Baden-Württemberg eine völlig neue Ausgangslage und Zweckbestimmung ergeben. Die Kartierung wurde von einer fachwissenschaftlichen Erhebung zur rechtsverbindlichen Festsetzung (HÖLL 1995a). Die Kartierung wird heute von den Unteren Naturschutzbehörden durchgeführt, erstreckt sich inhaltlich nur noch auf die gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen und erfolgt parzellenscharf im Maßstab 1:5.000 (HÖLL 1995a, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1997a, 1997b). Bisher führten Ergebnisse der selektiven Biotopkartierungen zu Erweiterungen des Spektrums der im Gesetz gelisteten pauschal geschützten Biotoptypen (ERZ 1994). Werden zukünftig nur noch die im Gesetz aktuell gelisteten Biotoptypen kartiert, geht diese positive, den Pauschalschutz erweiternde Wirkung der Kartierung verloren.

§ 20e BNatSchG ermächtigt das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, durch Rechtsverordnung unter Zustimmung des Bundesrates bestimmte wildlebende Tier- und Pflanzenarten oder Populationen solcher Arten unter besonderen Schutz zu stellen, soweit dies 1. wegen der Gefährdung des Bestandes heimischer Arten durch den menschlichen Zugriff und wegen Verwechslungsgefahr mit solchen gefährdeten Arten oder 2. ... erforderlich ist. Die Schutzvorschriften des § 20f BNatSchG regeln für diese Arten im wesentlichen das Verbot des direkten Zugriffs. Bei diesen besonders geschützten Arten gelten für nach der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchVO) als vom Aussterben bedroht deklarierte Arten besondere Schutzvorschriften bezüglich des Zugriffs. Da diesen Rechtsregelungen aber der

Lebensraumbezug fehlt, entfalten sie auch nicht die dem "Endangered Species Act" der Vereinigten Staaten entsprechende Wirkung (REICH in PRIMACK 1995).

Die Rahmenregelungen des § 20 BNatSchG werden in den Bundesländern teilweise über Vorschriften zu Artenschutzprogrammen konkretisiert und formulieren gewissermaßen auch Inventuraufträge. Nach § 28 LNatSchG Baden-Württemberg wird die Landesanstalt für Umweltschutz verpflichtet, ein solches Artenschutzprogramm unter Mitwirkung der Naturschutzverbände und sachkundiger Bürger aufzustellen. Dieses dient der Vorbereitung, Durchführung und Überwachung von Maßnahmen zur Erhaltung und zur Pflege der freilebenden Tier- und Pflanzenwelt und enthält insbesondere: 1. Verzeichnisse der im Landesgebiet vorkommenden freilebenden Tier- und Pflanzenwelt sowie ihrer wesentlichen Lebensgemeinschaften, soweit sie für den Artenschutz bedeutsam sind, 2. eine Kennzeichnung der in ihrem Bestand gefährdeten Arten und Lebensgemeinschaften unter Darstellung ihrer wesentlichen Gefährdungsursachen, 3. Vorschläge für Schutzmaßnahmen und Grunderwerb, 4. Richtlinien und Hinweise für Pflegemaßnahmen zur Lenkung der Bestandsentwicklung und 5. Richtlinien und Hinweise für Überwachungsmaßnahmen.

Die im BNatSchG geregelten Instrumente der Landschaftsplanung, der Eingriffsregelung und der Gebiets- und Objektplanung sowie des allgemeinen und besonderen Biotop- und Artenschutzes weisen alle einen Informationsbedarf auf, der durch Naturschutzinventuren abzudecken ist. ERZ (1994) hat diesen für die einzelnen Instrumente aufgezeigt. Zusammengefaßt können Regelungen des BNatSchG demnach Informationen zu folgenden Sachverhalten erfordern: Objekte für die Erfassung und Bewertung können auf die Pflanzen- und Tierwelt bezogen sein (Populationen, Arten, gefährdete Arten, geschützte Arten, Lebensgemeinschaften, Habitate gefährdeter Arten, Nist-, Brut-, Wohn- und Zufluchtstätten gefährdeter Arten, Biotop, seltene/gefährdete Biotop), auf unbestimmte Rechtsbegriffe (Nutzungsfähigkeit der Naturgüter, Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, Natur und Landschaft) abheben oder eher am Landschaftsbild und der Erholungseignung ausgerichtet sein (Einzelschöpfungen der Natur, Landschaftsbestandteile, Ortsbild, Landschaftsbild, Erholungseignung). Zweckorientiert besteht nach ERZ (1994) Informationsbedarf für die Beurteilung der Schutzwürdigkeit, Schutzerfordernis und Gefährdung von Objekten sowie der Eignung von Handlungen in positiver (Schutz, Pflege, Entwicklung) wie negativer Sicht (Abwehr oder Minimierung von Nutzungen, Eingriffen).

Zusammengefaßt verlangen viele Regelungen der Naturschutzgesetze umfangreiche Informationen zum Zustand und zur Entwicklung von Natur und Landschaft, zu Pflanzen- und Tierarten sowie ihren Populationen, wobei Art und Umfang der im Sinne des Gesetzes entscheidungsrelevanten Informationen nicht in einem Ausmaß konkretisiert werden, daß - mit Ausnahme der Regelungen zum § 24 LNatSchG Baden-Württemberg - die hierzu erforderlichen Inventuren und Methoden ausreichend bestimmt sind und somit weitere bundes- oder landesweite Ausführungsbestimmungen erforderlich wären.

Eine Konkretisierung des Informationsbedarfes und damit auch der Zielsetzungen von Naturschutzinventuren entsteht durch die Umsetzung internationaler Rechtsregelungen und die Novellierung des BNatSchGes. Nach ERZ (1994) zeichnet sich hier eine immer stärkere Aufnahme von Regelungen ab, welche größere Erfassungsprogramme und Datenvorhaltungen nach sich ziehen. Hierdurch sind genauere Vorgaben für Art und Umfang von Inventuren und ihren Auswertungen zu erwarten.

Als internationales, rechtlich verbindliches Regelwerk fordert die sogenannte Fauna-Flora-Habitat-

Richtlinie (FFH-Richtlinie) der Europäischen Union (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992) die Einrichtung eines europaweiten kohärenten Schutzgebietssystem "Natura 2000", das sich aus repräsentativen Gebieten mit im Anhang I gelisteten gefährdeten Lebensraumtypen sowie mit Habitaten der in Anhang II genannten gefährdeten Arten zusammensetzen soll. Auf der Grundlage der Vogelschutzrichtlinie der Europäischen Union (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1979) ausgewählte Gebiete werden Bestandteil dieses Schutzgebietsnetzes. Durch die FFH-Richtlinie bestehen im Hinblick auf die Auswahl und später auch auf den Zustand der Schutzgebiete umfangreiche Melde- und Berichtspflichten seitens der Mitgliedsstaaten (SSYMANK 1994a, 1997b, RÜCKRIEM & SSYMANK 1997). Die in Anhang III festgelegten Kriterien zur Auswahl der Gebiete umfassen unter anderem Angaben zur Fläche des speziellen Lebensraumtyps im Gebiet im Verhältnis zu seinem Flächenanteil an der Gesamtfläche des Mitgliedsstaates, zum Erhaltungsgrad der Struktur und Funktionen des betreffenden Lebensraumtyps und ihrer Wiederherstellungsmöglichkeit, zu Populationsgrößen und -dichten der betreffenden Art im Gebiet im Vergleich zu den Populationen im ganzen Land, zum Erhaltungsgrad der für die betreffende Art wichtigen Habitatelemente und ihre Wiederherstellungsmöglichkeit und zum Isolierungsgrad der in diesem Gebiet vorkommenden Population im Vergleich zum natürlichen Verbreitungsgebiet der jeweiligen Art. ERZ (1994) bezeichnet dieses Kriterienschema auch für nationale Zielsetzungen als richtungsweisend.

Auf der Basis der bestehenden Naturschutzinventuren lassen sich diese Fragen - wenn überhaupt - nur ansatzweise beantworten. Es fehlen nationale Informationsgrundlagen und viele Informationen liegen auch auf der Ebene der Bundesländer nicht vor (FINCK et al. 1997, RÜCKRIEM & SSYMANK 1997, SSYMANK 1997b, SSYMANK et al. 1998, SPILLING 1999, RÜCKRIEM & ROSCHER 1999, ELLWANGER et al. 2000, HAUKE 2000, PETERSEN 2000, ELLWANGER et al. 2002). Ursachen hierfür liegen unter anderem in einer fehlenden flächendeckenden Landschaftsanalyse, die vorhandenen selektiven Biotopkartierungen und die Daten aus den Artenerhebungsprogrammen lassen eine objektive Auswahl und funktional sinnvolle Abgrenzung der Gebiete meist nicht zu (FINCK et al. 1997). In manchen anderen Ländern der Europäischen Union, z.B. in Spanien, wurden schon speziell auf die Gebiete, Arten und Kriterien der Richtlinie abzielende Inventuren eingeführt (SSYMANK 1994a, SSYMANK 1998). Durch internationale Regelungen wie die FFH-Richtlinie oder die Biodiversitäts-Konvention verändern sich auch die inhaltlichen Bezugsräume der Inventuren, die bisher eher unterschiedlich große Verwaltungsräume umfaßten, zu solchen mit einer stärkeren Einbeziehung des Gesamtareals von Arten und Analysen von deren Verteilung im Areal (FULLER & LANGSSLOW 1994). Dieses gilt analog auch für Lebensraumtypen und setzt flächendeckende Inventuren voraus. Durch die im Anhang I der FFH-Richtlinie gelisteten Lebensraumtypen ist neben dem flächendeckenden Inventurbedarf auch eine veränderte Fokussierung der inhaltlichen Ausrichtung zu erwarten. Zum einen werden spezifisch die Habitate bestimmter Tier- und Pflanzenarten sowie deren Populationen angesprochen, zum anderen entspricht des Spektrum an Lebensraumtypen nur teilweise demjenigen, das bei bisherigen selektiven Biotopkartierungen im Vordergrund stand (SSYMANK 1994a, 1997b). Als Beispiele führt er die stärkere Einbeziehung von Buchenwäldern oder von mageren Grünlandtypen in der FFH-Richtlinie an. Die Richtlinie verpflichtet darüber hinaus in zweifacher Hinsicht zu einer Erfolgskontrolle: Sie enthält ein Überwachungsgebot (Monitoring) und verlangt sowohl zweijährige Berichte über Ausnahmeregelungen als auch öffentliche Durchführungsberichte alle sechs Jahre (SSYMANK 1997a). Hierzu ist die Einführung eines spezifischen Beobachtungsprogramms

vorgesehen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1999a). Neben der Integration der FFH-Richtlinie soll bei einer Novellierung des BNatSchG auch die Einführung einer ökologischen Umweltbeobachtung festgeschrieben werden, die die Entwicklung von Artenbeständen und Lebensräumen außerhalb und innerhalb von Schutzgebieten in allen Teilräumen der Bundesrepublik Deutschland in methodisch vergleichbarer Form regelmäßig erfassen und darstellen soll (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997).

Weitere Anforderungen an Naturschutzinventuren könnten aus einer Anpassung der Kriterien zur Gefährdungseinstufung von Arten an internationale Standards der IUCN (International Union for the Conservation of Nature) resultieren. Rote Listen gefährdeter Arten und die ihnen zugrundeliegenden Kriterien sind zwar keine Rechtsinstitute und haben Expertencharakter, ihre praktische Bedeutung und ihr normativer Charakter im Arten- und Biotopschutz sind aber trotzdem außerordentlich hoch. Die neuen Kriterien der IUCN sehen insbesondere eine stärkere Einbeziehung quantitativer Aspekte bei der Gefährdungseinschätzung vor und verlangen ein hohes Maß an Wissen zur Verbreitung und zum Bestand der Arten, das in dieser Form häufig nicht vorliegt. Die Kriterien und ihre Auswirkungen auf das bisherige Entscheidungssystem sowie die mit der Anwendung verbundenen Probleme werden von SCHNITTLER et al. (1994, 1996) sowie BINOT et al. (1998) kontrovers diskutiert. Zweifelsfrei ist aber, daß die strikte Anwendung dieser Kriterien einen hohen Informationsbedarf nach sich zieht, wenn nicht sehr viele Arten in die Kategorie "Daten defizitär" eingereiht werden sollen.

Neue Anforderungen an Naturschutzinventuren ergeben sich auch aus der geplanten Ausweitung der nationalen Umweltberichterstattung (100 Indikatoren, 5 - 10 hochaggregierte Indikatoren) und der Einführung eines Umweltbarometers (DUX = Deutscher Umwelt-Index) sowie im Hinblick auf die beabsichtigte Erstellung eines Bundeslandschaftskonzeptes. Hierzu ist sowohl eine Verbesserung der Datenbasis (Schließen von Lücken) als auch der Aktualität der Daten erforderlich. Als neue Inventur- und Monitoringinstrumente sollen eine ökologische Flächenstichprobe (ab 2004 im Turnus von 5 Jahren, 1. Stufe Biotop, 2. Stufe Arten) und ein systematisches Populationsmonitoring für ausgewählte Arten (100-Arten-Korb) eingeführt werden (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 1998, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1999a, BÜRGER & DRÖSCHMEISTER 2001). Auch international bestehen über die Umsetzung der FFH-Richtlinie hinaus wachsende Verpflichtungen im Hinblick auf die Umweltberichterstattung (OECD, UN) (BÜRGER & DRÖSCHMEISTER 2001).

Materielle Rahmenbedingungen von Naturschutzinventuren

Die materiellen Rahmenbedingungen für Naturschutzinventuren werden vor dem Hintergrund der gesamten öffentlichen Ausgaben für den Naturschutz im Vergleich zu anderen Ausgabenfeldern, bezogen auf Größenordnungen der Kosten laufender und denkbarer Inventuren und auf der Basis von Kostenvergleichen einzelner Inventurbestandteile erläutert.

Ausgaben für Naturschutz in Relation zu anderen Ausgabenfeldern

1993 beliefen sich die Gesamtausgaben für Naturschutz in der Bundesrepublik Deutschland (Bund, Länder und Gemeinden) auf ca. 600 Millionen DM, was nur 5 % der Ausgaben zur Erhaltung unseres kulturellen Erbes im gleichen Zeitraum entspricht (SCHUHMACHER 1997). Die Sicherung und Erhaltung von 10 - 15 % der Fläche der Bundesrepublik Deutschland als Naturschutzvorrangfläche würde je Jahr 1,4 bis 1,7 Milliarden DM erfordern, im Vergleich dazu verursachte die Dieselerbilligung für Landwirte und die Befreiung landwirtschaftlicher

Zugmaschinen von der Kraftfahrzeugsteuer Steuermindereinnahmen von ca. 1,7 Milliarden DM (BEIRAT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 1997). Die Novelle des BNatSchGes scheidet unter anderem an der nicht gelösten Mehrkostenverteilung von ca. 500 Millionen DM zwischen Bund und Ländern während sich Zahlungsbereitschaftsanalysen der Bevölkerung für Naturschutzzwecke im Bereich von 3 bis 7 Milliarden DM bewegen (BEIRAT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 1997).

Über den Strukturfond der Europäischen Union wurden von 1994 bis 1999 55 Milliarden DM europaweit für Großinfrastrukturprojekte und zur Förderung von intensiver Land- und Forstwirtschaft bereitgestellt (NATIONALPARKKOMMISSION DER INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND RESOURCES 1994). Nach SUCCOW (1997) hat die Primärproduktion (Land- und Forstwirtschaft) in der Bundesrepublik Deutschland schon lange den Charakter einer Subventionswirtschaft angenommen, die ökonomischen Perspektiven dieser Wirtschaftszweige sprechen nicht für höhere zukünftige Gewinnerwartungen (HAMPICKE 1995b). Die aus Steuermitteln der Allgemeinheit aufgebrauchten Transferzahlungen belaufen sich im Jahr für landwirtschaftliche Nutzflächen auf 600 bis 800 DM je Hektar, für forstwirtschaftlich genutzte Flächen auf 200 bis 300 DM (SUCCOW 1997). Daraus errechnen sich jährliche Subventionsbeiträge an landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Betriebe von 13,6 bzw. 2,6 Milliarden DM. Auf 84 % der bundesdeutschen Fläche wird damit aus öffentlichen Mitteln eine Intensität der Flächennutzung unterstützt und größtenteils erst ermöglicht, die die zentralen Probleme des Arten- und Biotopschutzes verursacht. Auf die diesbezüglichen Sachverhalte und Handlungsmöglichkeiten hat HAMPICKE (1991, 1992, 1994, 1995a, 1995b) wiederholt aufmerksam gemacht. Unterstellt man das in Baden-Württemberg übliche Preisniveau für Flächenankäufe des Naturschutzes Ende der 80er Jahre (MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG 1989) könnten von den jährlichen Transferzahlungen an die Land- und Forstwirtschaft je Jahr ca. 2 - 3 % der Bundesfläche gekauft werden, innerhalb von 5 Jahren also 10 - 15 % der Fläche.

Auch bei den veranschlagten Kosten zur weltweiten Umsetzung der Agenda 21 ist der Anteil für Maßnahmen zur Erhaltung der Biodiversität mit 0,6 % (3,5 Milliarden US-\$) verglichen mit anderen Ausgabenfeldern wie nachhaltige Siedlungsentwicklung (38 %) oder Abfallentsorgung (10 %) relativ gering (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT ohne Jahresangabe).

Eine erfolgreiche Bestandserholung der 1990 im "Endangered Species Act" der Vereinigten Staaten von Amerika gelisteten Arten innerhalb von 10 Jahren würde ca. 750 Millionen DM/Jahr kosten, was pro Art ca. 1 Million DM/Jahr entspricht. Das zur Verfügung stehende Budget belief sich aber 1995 nur auf ca. 150 Millionen DM (DOBSON 1997), wodurch 13 % des Bedarfs abgedeckt waren. Fordert man entsprechende Finanzmittel für die in der Bundesrepublik ausgestorbenen Arten mit realistischen Chancen bei einer Wiedereinbürgerung und für die in den neuen Roten Listen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996b, 1998) als vom Aussterben bedroht klassifizierten Arten, ergibt sich für über 3000 Arten ein jährlicher Bedarf von mehr als 3 Milliarden DM, selbst bei alleiniger Berücksichtigung von Wirbeltieren und Gefäßpflanzen wären noch ca. 250 Millionen DM erforderlich. Demgegenüber werden nach REITER (1996) 45 größere Artenschutzprojekte in Deutschland und der Schweiz durchgeführt mit einem jährlichen Mitteleinsatz von ca. 125.000 DM. Baden-Württemberg, das ca. 10 % der bundesdeutschen Fläche

umfaßt, hat für die Umsetzung seines Artenschutzprogrammes mit dem Ziel überlebensfähige Populationen hochgradig gefährdeter Arten zu erhalten oder solche mit realistischen Möglichkeiten wieder in einen überlebensfähigen Zustand zu bringen, ab 1993 1 Million DM/Jahr vorgesehen (SCHMIDT 1994). Teilt man den Finanzbedarf für die Bundesrepublik flächenproportional auf, wären damit nur 0,3 % des Gesamtbedarfs oder 4 % des wirbeltier- und gefäßpflanzenbezogenen Bedarfs abgedeckt.

Da die im Hinblick auf sein Aufgabenvolumen politisch anerkannte starke Unterfinanzierung des gesamten Naturschutzes angesichts der Verschuldungssituation nicht aus den öffentlichen Haushalten allein gelöst werden können soll, ist auch an neue Finanzierungsinstrumente zu denken. Das Umweltministerium Baden-Württemberg hat in diesem Zusammenhang die Einführung einer Naturschutzabgabe diskutiert, die aufgrund der Versiegelung, Bebauung oder ökologischen Entwertung von Flächen abzuführen ist. Die Landesregierung wollte entsprechende Bemühungen um ein solches Finanzierungsinstrument im Bund unterstützen (MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG 1989), da dieses einer bundeseinheitlichen Regelung bedarf. Würde beispielsweise auf die Versiegelung und Bebauung von Freiflächen eine Abgabe in Höhe von 1 oder 10 DM/m² erhoben, ständen dem Naturschutz in der Bundesrepublik zu seinen bisherigen 0,6 hierdurch weitere 0,4 bis 4 Milliarden DM/Jahr zur Verfügung, von denen ein Teil auch in die Verbesserung der Inventursysteme fließen könnte.

Ausgaben und Kosten von Naturschutzinventuren

Eine grobe Abschätzung des Kostenaufwandes für bestehende großräumige Naturschutzinventuren in der Bundesrepublik Deutschland soll durch Hochrechnung von Zahlen aus Baden-Württemberg (MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG 1989, HÖLL 1995b) gegeben werden. Die Artenerhebungsprogramme Baden-Württemberg wurden in den 80er Jahren mit 165.000 DM je Jahr direkt unterstützt. Werden noch 5 anderweitig finanzierte Mitarbeiter (z.B. der Naturkundemuseen) hinzugerechnet, ergibt sich ein Betrag von ca. 0,7 Millionen DM/Jahr. Die Kosten der Biotopkartierung lassen sich über die Anzahl der beschäftigten Kartierer (im Mittel 7 beim zweiten Durchgang) berechnen, denen auch wiederum 5 weitere Mitarbeiter (z.B. Landesanstalt für Umweltschutz) und Sachmittel in Höhe von 30 % der Personalkosten zugeschlagen werden. Die Gesamtkosten für die selektive Biotopkartierung beliefen sich dann auf ca. 1,5 Millionen DM/Jahr. Für Artenerhebungsprogramme und Biotopkartierung ergäbe sich für Baden-Württemberg, das 10 % der Bundesfläche einnimmt, ein Betrag von 2,2 Millionen DM/Jahr. Flächenproportional hochgerechnet läge der Gesamtaufwand der Artenerhebungsprogramme und der Biotopkartierungen für die Bundesrepublik Deutschland dann bei ca. 22 Millionen DM/Jahr. Bei Unterstellung eines zwanzigjährigen Turnus bei den Arterhebungen und einer Wiederholung im Abstand von zehn Jahren bei der Biotopkartierung ergeben sich Inventuraufwendungen eines Durchganges von jeweils ca. 4 DM/Hektar.

Im Vergleich dazu würde im Anhalt an die in Anhang 116 aufgeführten Zahlenwerte eine flächendeckende Biotoptypenkartierung der Bundesrepublik Deutschland, die im Abstand von 10 Jahren wiederholt wird, grob geschätzt ca. 100 Millionen DM/Jahr kosten. Dabei wurde eine über 1.000 Hektar hinausgehende flächenbezogene Fixkostendegression nicht berücksichtigt. Würde auf 10 % der Bundesfläche eine zusätzliche Erfassung des Artenbestandes an Gefäßpflanzen sowie von drei Tiergruppen (Tagfalter, Heuschrecken, Laufkäfer) auf im Mittel 10 ha großen Flächen vorgesehen, würden sich die Kosten um 4 Milliarden DM erhöhen. Mit dieser Summe

ließen sich bei Übertragung der amerikanischen Erfahrungen von ca. 1 Million DM/Jahr/Art bereits alle als vom Aussterben bedroht klassifizierten Arten der Bundesrepublik dauerhaft sichern.

In Anhang 116 sind für verschiedene mehr oder weniger gebräuchliche Inventuren und Planungen von der Größe des Untersuchungsraumes abhängige Aufwendungen an Zeit (Gelände-, Büro- und Gesamtarbeitszeit in Minuten/Hektar) und Geld (DM/Hektar) wiedergegeben. Die Spannweiten der angegebenen Werte beruhen auf Unterschieden im Schwierigkeitsgrad der Untersuchungsräume. Die diesen Umrechnungen zugrundeliegenden Zahlenwerte wurden der Honorarordnung für Architekten und Ingenieure (LOCHER 1995) ansonsten einer Veröffentlichung der VEREINIGUNG HESSISCHER ÖKOLOGINNEN UND ÖKOLOGEN E. V. (1996) entnommen. Bei den meisten Daten ist die enorme Kostenreduktion bei Vergrößerung der Untersuchungsräume zu beachten. Zum einen bedingt sich dieses durch die Fixkostenreduktion, zum anderen muß auch die Zahl neuer zu registrierender Arten oder Einheiten bei vielen Erhebungen mit der Flächengröße drastisch sinken. Die Kosten je Hektar belaufen sich für 1.000 ha große Gebiete und einen mittleren Schwierigkeitsgrad der Untersuchungsräume für den Landschaftsplan auf 9 DM, für den Pflege- und Entwicklungsplan von Naturschutzgebieten auf 27 DM, für den landschaftspflegerischen Begleitplan (Eingriffs-Ausgleichs-Regelung) und die Umweltverträglichkeitsprüfung auf 30 DM. Dabei ist zu berücksichtigen, daß alle Schutzgüter des Naturschutzgesetzes (Boden, Wasser, Luft, Klima, Tier- und Pflanzenwelt, Landschaftsbild) mit Ausnahme beim Pflege- und Entwicklungsplan regelmäßiger Bestandteil dieser Pläne sind. Die Kosten enthalten nur die Honorarsätze für die Erfassung und Bewertung. Das einzige flächendeckende Instrument, der Landschaftsplan, ist nur mit einem Drittel des Satzes der anderen Planarten ausgestattet.

Der landschaftspflegerische Begleitplan und die Umweltverträglichkeitsprüfung beziehen sich auf zumeist baulich bedingte Eingriffe in Natur und Landschaft, die je Jahr ca. 0,1 % der Fläche betreffen, bei Berücksichtigung breiterer Randwirkungen vielleicht maximal 0,5 %. Einschließlich der einstweilig sichergestellten Flächen beläuft sich der Anteil der Naturschutzgebiete im Bundesgebiet auf ca. 2,5 % der Fläche, die im Laufe der Zeit durch die Pflege- und Entwicklungsplanung inventarisiert werden. Höhere Aufwendungen für die Inventuren bei diesen Planungen werden also nur auf 3 % der Fläche wirksam. Die dann anzuwendenden Sätze für die Inventur von etwa 30 DM je Hektar liegen grob im Bereich der für eine Landnutzungskartierung 1:5.000 mit 20 DM, eine flächendeckende Biotoptypenkartierung 1:5.000 mit 26 DM und eine Kartierung der Standorte gefährdeter Gefäßpflanzen 1:5.000 mit 24 DM je Hektar anfallenden Kosten. Für den Landschaftsplan ist eine solche Inventur schon nicht mehr möglich, die erforderlichen Kosten liegen beim zwei- bis dreifachen seines Satzes. Die einzige flächendeckend angelegte Inventur des Naturschutzes ist von ihrem Kostenrahmen her nicht in der Lage, die Landnutzung den Erfordernissen des Arten- und Biotopschutzes gemäß abzubilden. Sie bleibt angewiesen auf eine vorgeschaltete, vom Träger der Landschaftsplanung zu finanzierende Landnutzungs- oder Biotoptypenkartierung, führt diese als besondere Leistung mit Sondervergütung selbst aus oder greift auf die Flächennutzungspläne und die selektive Biotopkartierung als Informationsquelle zurück. Die unabdingbare flächendeckende Biotoptypenkartierung, zu der das Leistungsbild des Landschaftsplanes laut Honorarordnung auch nicht verpflichtet (LOCHER 1995), wird dadurch zu einer beliebigen Entscheidung der Träger der Landschaftsplanung. Ähnliches gilt für weiterführende Untersuchungen der Tier- und Pflanzenwelt. Auch bei den besser ausgestatteten Planungsarten verbleiben nach Abzug der Kosten für die

flächendeckende Biotoptypenkartierung nur noch ca. 5 DM/ha. Diese werden von den Kostensätzen für vertiefende Erhebungen schon bei Befundeinheiten von 1.000 ha Größe deutlich überschritten: Kartierung der Gefäßpflanzengesellschaften 1:5.000 45 DM, Erhebung des Gesamtartenbestandes an Gefäßpflanzen 10 DM, Moosen 14 DM, Flechten 14 DM, Großpilze 97 DM, Laufkäfer 110 DM, Tagfalter und Widderchen 22 DM, Heuschrecken 19 DM. Strebt man eine feinere Auflösung von 10 anstatt 1000 ha an, um die Erhebung beispielsweise auf Biotoptypen beziehen zu können, erhöhen sich die Kosten je Hektar drastisch: Gefäßpflanzen 250 DM, Moose 330 DM, Flechten 320 DM, Großpilze 2.740 DM, Laufkäfer 670 DM, Tagfalter und Widderchen 244 DM, Heuschrecken 188 DM.

Unter den gegebenen Umständen konzentrieren sich die vertiefenden Erhebungen zum Arteninventar von Untersuchungsräumen in der Naturschutzpraxis auf die drei Bereiche Eingriffs-Ausgleichs-Regelung und Umweltverträglichkeitsprüfung (bauliche Eingriffe), einige Groß- und Mittelstädte (repräsentative Stadtbiotopkartierungen) und Schutzgebiete (Nationalparks, Naturschutzgebiete). Sie beziehen sich in der Bundesrepublik Deutschland damit auf einen relativ geringen Flächenumfang. Auf ca. 95 % der Bundesfläche ist der Naturschutz allein auf die aus den Arterhebungsprogrammen und den selektiven Biotopkartierungen der Bundesländer stammenden Daten angewiesen. Für die kleinen Gebietsanteile mit vertiefenden Untersuchungen fehlt damit häufig der erforderliche Rahmen, um die ermittelten Befunde vergleichend beurteilen und einordnen zu können, wie dieses z.B. für die Ebene von Naturräumen der Naturräumlichen Gliederung von PLACHTER (1989) vorgeschlagen wurden. Aus diesem Grund wird explizit gefordert, durch qualifizierte und in höherem Maße verbindliche Landschaftsplanungen die nötigen Bewertungsmaßstäbe zur Umsetzung der Eingriffsregelung zu schaffen und durch gesetzlich festgelegte Nachkontrollen die Wirkungsprognosen zu Pflanzen- und Tierpopulationen zu verifizieren (ARBEITSGRUPPE EINGRIFFSREGELUNG DER LANDESANSTALTEN/-ÄMTER UND DES BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ 1995, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997).

Zusammenfassend sind Naturschutzinventuren und -planungen bezogen auf die Gesamtfläche und im Hinblick auf gut zu begründende Erfordernisse finanziell drastisch unterausgestattet. Auch bei einer deutlichen Erweiterung des gegenwärtigen Finanzierungsvolumens sind strenge Prioritätensetzungen bei der Inventurausgestaltung unvermeidlich. Der Vergleich der Kostensätze von aktuell auf der Gesamtfläche durchgeführten Inventuren von 4 - 9 DM/Hektar mit Kostensätzen intensiverer Erhebungen legt nahe, daß diese Inventuren nur in sehr eingeschränktem Maße Informationen liefern können.

Ausgaben für Naturschutzmaßnahmen

Bei einer Diskussion der für Inventuren aufzubringenden Mittel ist aber auch zu bedenken, daß die auf diesen Informationen basierenden Folgekosten in der Umsetzung von Maßnahmen erheblich sind und bis auf die Flächenankaufskosten jährlich anfallen. So beliefen sich die Ankaufskosten für naturschutzrelevante Grundstücke in Baden-Württemberg Ende der 80er Jahre auf 20.000 bis 25.000 DM/Hektar (MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG 1989). Besteht auf diesen oder anderen Flächen im Eigentum der öffentlichen Hand Pflegebedarf, fallen hierfür zusätzliche jährliche Kosten zum Beispiel für die Mahd, den Abtransport des Mähgutes oder eine extensive Beweidung an. Diese belaufen sich im Anhalt an die Landschaftspflegeleitlinie Baden-Württemberg (MINISTERIUM FÜR UMWELT & MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM 1991) je nach Maßnahme und Situation auf ca. 100 bis 600 DM/Hektar jährlich, aufwendige

Entbuschungsmaßnahmen im Rahmen einer Erstpflge sogar einmalig auf bis 8.000 DM/Hektar, die Folgepflge auf bis zu 3.000 DM/Hektar. Befinden sich Flächen nicht im öffentlichen Eigentum, sind Entschädigungen für Nutzungseinschränkungen erforderlich. Diese belaufen sich bei landwirtschaftlicher Nutzung nach der oben zitierten Landschaftspflegerichtlinie in Abhängigkeit von der Art der Nutzungseinschränkung (Nutzungsaufgabe von Grün- oder Ackerland, Rückführung von Grün- oder Ackerland in extensives Grünland, Umwandlung von Acker- oder Intensivgrünland in extensives Grünland, extensive Ackernutzung) und der Ertragsgunst der Standorte auf jährliche Kosten von 150 bis 1.400 DM/Hektar. Für die Entschädigung forstlicher Nutzungseinschränkungen wird der Deckungsbeitragsunterschied zwischen einer nach wirtschaftlichen und standörtlichen Kriterien definierten Optimalbestockung und der vom Naturschutz angestrebten Bestockung mit oder ohne weitere Nutzung ermittelt. Die Obergrenze der Entschädigung, die in der Regel auch wohl den maximal möglichen Deckungsbeitragsverlust ausgleicht, liegt bei 600 DM/Hektar/Jahr. Bei kongruenter Zielsetzung hinsichtlich der Bestockung kann dieser auch bei Null liegen, drei in der Landschaftspflegerichtlinie zitierte realitätsnahe Beispiele lagen zwischen jährlich 170 und 350 DM/Hektar Entschädigungskosten.

Inventuren müssen dazu beitragen, daß diese hohen Kosten je Flächeneinheit, insgesamt aber sehr knappen Mittel optimal für den Arten- und Biotopschutz zur Geltung kommen. Dieses setzt auch entsprechende Effizienzkontrollen der Maßnahmen einschließlich der diesen zugrundeliegenden Informationen und Erhebungen voraus.

2.1.3 Situation des Naturschutzes

Verlust und Gefährdungsbilanzen

Verlust- und Gefährdungsbilanzen von Lebensräumen und Arten sollen ein Bild von Zustand und Entwicklung der Natur zeichnen, deren Aussagen trotz defizitärer Datenlage zum Erhaltungszustand und Gefährdungsgrad von Biotopen und Arten sowie vieler inhaltlicher und methodischer Einwände zur Erstellung Roter Listen (z.B. DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 2002) sicher auch einen wahren Kern beinhalten.

In der zuletzt erschienenen Roten Liste der gefährdeten Pflanzen der Bundesrepublik Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996a, 1996b) wurden von über 33.000 heimischen Arten mehr als 16.000 bewertet, von denen im Mittel über die verschiedenen Gruppen 3 % als ausgestorben und 40 % in die unterschiedlichen anderen Gefährdungskategorien einbezogen wurden.

Die jüngste Rote Liste der gefährdeten Tierarten der Bundesrepublik Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1998, BINOT et al. 1998) enthält Gefährdungseinschätzungen für über 16.000 von mehr als 45.000 heimischen Tierarten. Von diesen sind ebenfalls 3 % als ausgestorben eingestuft und 40 % in den übrigen Gefährdungskategorien zusammengefaßt.

In der Roten Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins wurden von 375 differenzierten Gesellschaften 76 % in eine der vier Gefährdungsstufen eingeordnet (DIERSSEN 1988). Eine gegenüber früher sehr starke bis deutliche floristische Einengung in den Beständen dieser Gesellschaften wurde darüber hinaus noch für 12,4 % und 41,6 % der Pflanzengesellschaften diagnostiziert (DIERSSEN 1988). In Nordrhein-Westfalen sind von 360 Pflanzengesellschaften 2 % erloschen und 53 % gefährdet (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN/LANDESAMT FÜR AGRARORDNUNG NRW 1995).

RIECKEN et al. (1994) haben eine Rote Liste der Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland

herausgegeben, die fast 600 Biotoptypen unterscheidet und im Hinblick auf drei Gefährdungskriterien differenziert. Diese beinhalten eine Gefährdung durch direkte Gefährdung (Flächenverlust), eine Gefährdung durch qualitative Veränderungen (schleichende Degradierung und Vernichtung bestimmter Ausprägungen) sowie eine Einschätzung der Regenerationsfähigkeit. Die ersten beiden Kriterien werden dabei zu einer regionalen Gefährdungsangabe zusammengefaßt. Bezugsräume sind acht Großregionen der Bundesrepublik Deutschland, deren regionale Gefährdungsabschätzungen dann zu einer nationalen Einstufung zusammengefaßt werden. Von den 509 außerhalb des Siedlungsbereiches anzutreffenden Biotoptypen sind bundesweit 70 % einer der fünf Gefährdungskategorien zugeordnet. Von den 350 gefährdeten Biotoptypen wurden im Hinblick auf ihre Regenerationsfähigkeit 12 % als nicht, 23 % als kaum, 38 % als schwer und 21 % als bedingt regenerierbar eingestuft. Stärker gefährdete Biotoptypen weisen niedrigere Regenerationsfähigkeiten auf und umgekehrt. In der Roten Liste der Biotoptypen Niedersachsens sind von 336 schutzwürdigen Biotoptypen 1,5 % zerstört und 91,4 % als gefährdet eingestuft (DRACHENFELS 1996). 75 % der in Nordrhein-Westfalen unterschiedenen Biotoptypen werden im ersten Entwurf einer Roten Liste Biotope als gefährdet geführt (WOLFF-STRAUB 1993).

Für die Zusammenfassung von lokalen oder regionalen Beständen der verschiedenen Biotoptypen in einem räumlich hierarchischen System von Biotopkomplexen liegen bisher erst wenige Erfahrungen vor. Die Typisierung oder Klassifikation von Biotopkomplexen erfolgt bisher deduktiv, für einen induktiven Ansatz wären flächendeckende Erhebungen der Biotoptypen und Konventionen für die Komplexbildung von Nöten. SSYMANK (2000) hat eine Liste von Biotopkomplextypen für die Bundesrepublik Deutschland vorgelegt, die 68 Typen differenziert. Nach unterschiedlichen Belastungs- und Nutzungssituationen werden diese 68 Einheiten in insgesamt 244 Subtypen unterteilt. RIECKEN et al. 1994 benennen 56 gefährdete Biotopkomplextypen für die Bundesrepublik Deutschland und ordnen diese für die einzelnen Großregionen 4 Gefährdungsstufen zu. Auch hier nahm die Einschätzung der Regenerationsfähigkeit mit zunehmendem Gefährdungsgrad ab. DRACHENFELS (1996) listet für Niedersachsen 86 gefährdete Biotopkomplexe auf, ordnet sie nach dem Grad menschlichen Einflusses, trennt sie dann nach ihrer räumlichen Auflösung in Großkomplexe und Teilkomplexe und ordnet diesen eine der vier Gefährdungsstufen zu.

Gefährdungsursachen und Verursacher

Hinsichtlich der Gefährdungsursachen und der Verursacher bestehen aus der Sicht des Arten- und Biotopschutzes klare Vorstellungen. Auf Arten oder Artengruppen bezogen finden sich diesbezügliche Hinweise in allen Roten Listen des Bundes und der Länder, zum Beispiel in den zahlreichen Einzelbeiträgen zu den jüngsten Sammelbänden der Roten Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere der Bundesrepublik Deutschland (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996b, 1998). Detailliertere Ausführungen und teilweise auch Bilanzierungen finden sich zum Beispiel für Gefäßpflanzen in KORNECK & SUKOPP (1988), für Tagfalter und Widderchen in BLAB & KUDRNA (1982), für Gefäßpflanzen, Pflanzenformationen, Schmetterlinge und Vögel in UMWELTBUNDESAMT (1989) sowie in den Grundlagenwerken zum Artenschutzprogramm Baden-Württemberg unter anderem für Gefäßpflanzen (SEBALD et al. 1990a, 1990b, 1992a, 1992b), für Flechten (WIRTH 1987), für Vögel (HÖLZINGER 1987a, 1987b), für Schmetterlinge (EBERT & RENNWALD 1991a, 1991b, 1994a, 1994b) und für Wildbienen (WESTRICH 1989a, 1989b). Für Pflanzengesellschaften finden sich die gesellschaftsspezifischen Gefährdungsursachen bezogen

auf Schleswig-Holstein in DIERSEN (1988), für Nordrhein-Westfalen in LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN/LANDESAMT FÜR AGRARORDNUNG NRW (1995), für Biotoptypen oder Biotopkomplextypen in RIECKEN et al. (1994) oder DRACHENFELS (1995). Sehr ausführlich und eindrucklich sind die negativen Einflußfaktoren für Biotoptypen in BLAB (1993) dargestellt. Bilanziert wurden die Gefährdungsursachen und -verursacher im Hinblick auf Biotoptypen von RATHS et al. (1995).

Eine zusammenfassende Diskussion der Gefährdungssituation und der -ursachen finden sich auch in der Analyse deutscher Beiträge zur Erhaltung der biologischen Vielfalt (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Ein Ursachenkomplex ist die ubiquitär auf Arten und Biotope einwirkende Umweltverschmutzung (Wirkungen von Stoffeinträgen, Strahlungseinträgen, Klimaänderungen sowie von Lärm- und Lichtwirkungen auf Tiere) (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997), Verursacher und Wirkung lassen sich dabei häufig nicht in direkter Weise zuordnen, die Ursachen selten durch eine Veränderung der lokalen Nutzung beeinflussen. Im Gegensatz dazu hebt ein zweiter und häufig im Vordergrund stehender Faktorenkomplex auf die menschlichen Aktivitäten ab, die auf den betreffenden Flächen selbst oder in ihrer unmittelbaren Umgebung ablaufen und direkt einer bestimmter Nutzung oder einem Verursacher zugeordnet werden können. Hierzu gehören die direkte Zerstörung von Lebensräumen, eine zunehmende Nivellierung ihres Wasser- und Nährstoffhaushaltes und ihrer Struktur, die schnelle maschinelle und flächig intensive Bearbeitung von Nutzflächen, die Zerschneidung, Verinselung, Vergiftung und Überdüngung von Lebensräumen, die starke Erschließung und das teilweise Unterbinden natürlicher Dynamik (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Diese Ursachen sind stets verbunden mit einer Nutzungsaufnahme, mit einer Nutzungsaufgabe oder einer Veränderung von Art und Intensität der Nutzung. Aus diesem Grund werden bei Reihungen der Verursacher die Landnutzungsarten sehr häufig flächenproportional zu ihrem Anteil an der Landnutzung als Verursacher aufgeführt, d.h. Land- und Forstwirtschaft erscheinen als Hauptverursacher auf den ersten beiden Rängen. Zeitreiheninventuren zur Abbildung des Landnutzungswandels sind häufig lokal beschränkt oder befassen sich nicht mit der gesamten Landschaft sondern nur mit ausgewählten Biotoptypen (zum Beispiel BEINLICH & MANDERBACH 1995, FISCHER 1985, KONOLD & WOLF 1989, LUDEMANN 1992, NIEDERSÄCHSISCHER MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1989), OSTMANN 1994, RINGLER 1976, 1981a, 1981b, 1987, 1993, SCHMIDT 1989, ZIELONKOWSKI 1986). Eine großräumig ansetzende und intensive Untersuchung des Landschaftswandels hat EWALD (1978) für Kulturlandschaften der Schweiz vorgelegt.

Zusammenfassend liegen also vielfältige Erfahrungen zum Komplex Ursachen und Verursacher für die Bundesrepublik Deutschland vor. Dagegen ist es bisher nicht gelungen, Art und Intensität der offensichtlich sehr entscheidenden Nutzung flächendeckend und flächenscharf mit einer aus der Sicht dieser Erfahrungen abzuleitenden Detailtreue und in ihrer zeitlichen Entwicklung abzubilden oder den Einfluß der Nutzung auf die Raum-Zeit-Systeme von Arten in einem solchen Maße zu konkretisieren, daß hieraus groß- bis kleinräumige und aufeinander abgestimmte Anforderungen an Größe, Verteilung und Qualitäten unterschiedlich genutzter Flächen als Überlebensanforderungen dieser Arten ableitbar wären.

Naturschutzstrategien und -maßnahmen

Der Naturschutz und seine Gesetzgebung begegnen der dargestellten Gefährdungssituation im Hinblick auf den Flächenschutz und die Landnutzung mit zwei Strategien. Zum einen wird versucht,

im Sinne der eigenen Ziele auf die Flächennutzung einzuwirken, zum anderen diesen zuwiderlaufende Handlungen möglichst zu unterbinden. LUZ (1990, 1991) hat für die Bundesrepublik Deutschland die Naturschutzkonzeptionen, -programme und -aktivitäten des Bundes und der Länder zusammengestellt.

Theoretisch wird seit langem zum Beispiel von ERZ (1980) gefordert, daß sich der Arten- und Biotopschutz weder vom gesetzlichen Auftrag noch von den Bedürfnissen der Arten her auf seine marginalen Vorrangflächen in Form von Schutzgebieten zurückziehen kann, sondern seine Ziele mit abgestufter Intensität auf der gesamten Fläche verfolgen muß. Ein in diesem Sinne umfassendes (Schutz-) Gebietssystem soll die Repräsentanz von Populationen aller Organismenarten, Biotoptypen und sonstiger schutzwürdiger Objekte im Sinne des Vorsorgeprinzips schon vor der Erreichung einer Gefährdungsgrenze gewährleisten.

Zur Erhaltung der biologischen Vielfalt der Bundesrepublik Deutschland wird im Hinblick auf die Erfüllung internationaler und nationaler Verpflichtungen ein flächendeckender Schutz gefordert (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997), weil diese über die ausgewählten geschützten Gebiete mit einem insgesamt geringen Flächenanteil nicht gesichert werden kann. Kleine Schutzgebiete können höchstens eine relativ große Zahl an Arten je Flächeneinheit über einen gewissen Zeitraum schützen, da aber der Großteil der Populationen auch gefährdeter Arten außerhalb von Schutzgebieten lebt, haben Arten mit größeren Raumansprüchen a priori keine Chance (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Aus diesem Grund wird ein Schutz der Gesamtlandschaft unter Einfluß der Nutzflächen, eine flächendeckende Nutzungsextensivierung, eine Neudefinition der Ordnungsgemäßheit von Land- und Forstwirtschaft sowie die gesetzliche Festschreibung qualitativer Mindestanforderungen an Flächennutzungen gefordert (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Darüber hinaus soll ein effektiverer Schutz von Populationen und Arten über den Schutz der von ihnen benötigten Flächen mit Schwerpunktsetzung nicht nur auf seltenen, sondern verstärkt auch auf landschaftstypischen Lebensräumen geleistet werden (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997).

Größeren Einfluß auf die Flächennutzung hat der Arten- und Biotopschutz aber bisher nur für die relativ strengen Schutzgebietskategorien Nationalpark, Naturschutzgebiet und flächenhaftes Naturdenkmal erreicht, ohne aus seiner Sicht negative Nutzungseinwirkungen auf diese völlig unterbinden zu können (HAARMANN & PRETSCHER 1993). Das Bemühen mit bescheidenen Mitteln im gesamten Verwaltungsraum aktiv zu sein, hat unter anderem über die selektiven Biotopkartierungen dazu geführt, relativ kleine, als hochwertig empfundene Flächen zu erfassen und zu schützen. FINCK et al. (1997) bezeichnen das aus diesen Bemühungen resultierende Schutzgebietssystem von wenigen Prozent der Landesfläche als Alibi der Gesellschaft, um auf der Restfläche weiterhin zu konsumieren, auch der gesetzliche Pauschalschutz von Biotoptypen verfeinere dieses Prinzip nur, ohne es zu überwinden.

Eine Datensammlung zur Schutzgebietssituation in der Bundesrepublik findet sich in BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1996c). Naturschutzgebiete nehmen in der Bundesrepublik Deutschland 685.000 Hektar (1994) ein, was 1,9 % der Gesamtfläche entspricht. Einstweilig sichergestellte Gebiete belaufen sich auf weitere 170.000 Hektar oder 0,5 % der Fläche. Weitere 0,2 % werden von Naturwaldreservaten eingenommen, die aber nach den Landeswaldgesetzen ausgewiesen werden. Für Baden-Württemberg, das auch kein Großschutzgebiet in Form eines Nationalparks oder Biosphärenreservates besitzt, lauten die entsprechenden Flächenanteile 1,6 % für die Naturschutzgebiete und 0,1 % für die Naturwaldreservate. Die durchschnittliche Größe von

Naturschutzgebieten liegt in der Bundesrepublik bei 129 in Baden-Württemberg bei 73 Hektar. Eine rasche Ausweitung dieser Schutzgebietsflächen ist nicht zu erwarten. In Baden-Württemberg wurde die Fläche der strengeren Schutzkategorien Naturschutzgebiet und flächenhaftes Naturdenkmal von 1976 bis 1989 auf 37.133 Hektar gesteigert (MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG 1989). Unterstellt man ein weiteres lineares Wachstum der nach diesen Kategorien geschützten Fläche, werden 10 % der Gesamtfläche Baden-Württembergs um das Jahr 3040 erreicht.

Unter Einbeziehung von Nationalparks, Naturschutzgebieten, flächenhaften Naturdenkmälern, Naturwaldreservaten, Biosphärenreservaten und der Flächen in Naturschutz- und Landschaftspflegeprogrammen (z.B. ARBEITSGRUPPE DER FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE ZUSTÄNDIGEN BUNDES- UND LANDESANSTALTEN 1991, HÜBNER-MISIAK et al. 1994, STEINMETZ 1988, MINISTERIUM FÜR UMWELT & MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM 1991) sowie unter Berücksichtigung der teilweisen räumlichen Überlappung dieser Gebiete (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c) kann der Naturschutz mit mehr oder weniger großem Erfolg auf ca. 7 % der Gesamt- und 5 % der terrestrischen Fläche in der Bundesrepublik direkt einwirken (FINCK 2002). Bis 2020 soll in der Bundesrepublik Deutschland ein Anteil von Naturschutz-Vorrangflächen von 10 - 15 % der nicht besiedelten Fläche erreicht werden (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 1998).

Das bestehende Schutzgebietssystem mit seinen niedrigen Flächenanteilen, geringen Flächengrößen und seiner dispersen Verteilung der Schutzgebiete über die Gesamtfläche geht zudem auf eine fachlich nicht optimale Ausweisungspraxis zurück (SSYMANK 1997a, SCHEURLLEN 2000, DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 2002). Es ist deshalb unwahrscheinlich, daß sich das bestehende Gebietssystem in ausreichendem Umfang mit den Raum-Zeit-Systemen insbesondere der gefährdeten Arten überschneidet. Dieses gilt schon hinsichtlich der Präsenz zum Beispiel von Arten und Biotoptypen (HÖLZINGER 1983, ERZ 1994) oder Pflanzengesellschaften (DIERSSSEN 1988) im Schutzgebietssystem und in noch höherem Maße hinsichtlich der Erfüllung von Flächenansprüchen längerfristig mit höherer Wahrscheinlichkeit überlebensfähiger Populationen der Arten. In Schleswig-Holstein sind beispielsweise 28 % der Pflanzengesellschaften in Schutzgebieten nicht oder nicht ausreichend vorhanden, 36 % vorhanden aber nicht ausreichend geschützt, für 12 % ist ihr Status unbekannt und nur 24 % sind ausreichend gesichert (DIERSSSEN 1988). Zudem ist es bisher nicht gelungen, die Schutzgebiete und Flächen der gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen vor negativen Entwicklungen zu schützen (FINCK et al. 1997, SCHEURLLEN 2000).

Die Strategie der Verhinderung neuer Beanspruchungen findet in den Instrumenten der Eingriffs-Ausgleichs-Regelung der Naturschutzgesetze und der Umweltverträglichkeitsprüfung ihren Ausdruck. Da Land- und Forstwirtschaft von den Eingriffs-Ausgleichs-Regelungen gesetzlich ausdrücklich ausgenommen sind und die Umweltverträglichkeitsprüfung auf bestimmte bauliche Vorhaben beschränkt ist, muß die Flächenwirksamkeit dieser beiden Instrumente zwangsläufig gering sein. Auch hinsichtlich einer Reduzierung der Flächeninanspruchnahmen für Siedlungs- und Verkehrszwecke ist durch die beiden Instrumente keine Trendwende erreicht worden (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997), sie funktionieren - wenn überhaupt - also kaum als Vermeidungs- sondern nur als Minimierungsinstrumente für die Eingriffsfolgen. Im Rahmen der Eingriffs-Ausgleichs-Regelung werden naturschutzfachliche Ergebnisse bei Entscheidungen der Genehmigungsbehörden oft nicht in ausreichendem Umfang umgesetzt, weil gegen die

Naturschutzbelange abgewogen, der Maßnahmenumfang als unverhältnismäßig beurteilt oder einfach anders entschieden wird (ARBEITSGRUPPE EINGRIFFSREGELUNG DER LANDESANSTALTEN/-ÄMTER UND DES BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ 1995). Derartige Abwägungs- und Entscheidungsmängel erfordern eine konsequente Rechtsaufsicht und rechtliche Kontrollmöglichkeiten von Behördenentscheidungen, die wiederum von den zugrundeliegenden Inventuren und ihrer Aufbereitung abhängen (ARBEITSGRUPPE EINGRIFFSREGELUNG DER LANDESANSTALTEN/-ÄMTER UND DES BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ 1995).

Für viele der aktuell durchgeführten Inventuren besteht aufgrund eines fehlenden Gesamtkonzeptes mit einer adäquaten Mittelausstattung, durch die Zuständigkeit der Länder und anderer unterschiedlicher Träger sowie hochvariable Bezugszeiträume hinsichtlich der inhaltlichen und zeitlichen Durchführung eine ausgesprochene Heterogenität, die ein Zusammenführen der Informationen auf Bundes- und teilweise auch Länderebene erschwert oder sogar verhindert (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c, 1997, RÜCKRIEM & ROSCHER 1999). Eine objektive Analyse von Eingriffen und Landnutzungsänderungen scheitert meist, da bundesweite objektive Bezugssysteme fehlen (FINCK et al. 1997), dies gilt zum Teil auch für die Schutzgebietsplanung und die dieser zugrundeliegenden Daten, wie das Beispiel der FFH-Richtlinie gezeigt hat.

Das Vollzugsdefizit im Bereich von Naturschutzinventuren hat ERZ (1994) damit umschrieben, daß die für die Aufgabenstellungen der Naturschutz- und Landschaftsplanung im System der Raum-, Fach- und Eingriffsplanungen auf den verschiedenen räumlichen und Verwaltungsebenen erforderlichen Beiträge des Naturschutzes sehr viel weiter gehen, als es bisherige Erfassungs- und Bewertungsvorhaben des Arten- und Biotopschutzes zu leisten vermögen. Vorliegende Informationen sind häufig nicht aktuell oder entsprechen nicht dem für die jeweilige Verfahrensebene erforderlichen Detaillierungsgrad (ARBEITSGRUPPE EINGRIFFSREGELUNG DER LANDESANSTALTEN/-ÄMTER UND DES BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ 1995).

2.1.4 Inventuranlässe

Die Anlässe für Naturschutzinventuren lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Bestandesüberwachung oder Monitoring
 - Entwicklung von Art, Intensität und Wandel der Landnutzung
 - Entwicklung von Verbreitung, Verteilung, Flächenanteil, Flächengröße, Flächenqualitäten und Zukunftsaussichten von Lebensräumen
 - Entwicklung von Verbreitung, Verteilung, Größe und Überlebensaussichten von Tier- und Pflanzenpopulationen
- Langfristige Sicherung freilebender, überlebensfähiger Populationen aller wildlebenden Tier- und Pflanzenarten durch die Planung und Umsetzung eines flächendeckenden Schutzgebietssystems abgestufter Intensität durch
 - Ausweisung von Schutzgebieten
 - Landschaftsplanung
 - Arten-, Biotopschutz-, Naturschutzprogramme
 - anderweitige Einflußnahmen auf die Flächennutzung (zum Beispiel über die Raumordnung, die Beteiligung an anderen Fachplanungen oder das Festlegen von Mindestanforderungen an die ordnungsgemäße Nutzung bzw. gute fachliche Praxis)
- Abwehr oder Minimierung zusätzlicher weiterer Belastungen dieses Schutzgebietssystems und seiner Schutzgüter

- Eingriffs-/Ausgleichsregelung
- Umweltverträglichkeitsprüfung
- Effizienzkontrollen dieser Handlungen
 - Durchführungskontrollen
 - Wirkungskontrollen bezogen auf Zielerreichung und Mitteleinsatz

2.1.5 Bezugsräume, Befundeinheiten und Befundinhalte von Naturschutzinventuren

Bezugsräume, Befundeinheiten und Befundinhalte können dazu beitragen, die unterschiedlichen theoretischen und praktischen Inventuransätze oder -bestandteile einer vergleichenden Betrachtung zu unterziehen.

Bezugsräume

Bezugsräume von Naturschutzinventuren können nach standörtlichen, biogeographischen, sozio-ökonomischen und verwaltungstechnischen Kriterien sowie nach prognostizierten Wirkungen klassifizierte Einheiten sein. Standörtliche und biogeographische Gliederungen werden uneinheitlich gehandhabt. Sozio-ökonomische Gliederungen werden bisher im Arten- und Biotopschutz kaum verwendet, sind aber einerseits für eine differenziertere Verursacherdiskussion, für das Verständnis der Landnutzung und für die Umsetzung nützlich. Andererseits läßt sich über einige der möglichen Parameter auch der Inventuraufwand und die bestehende Informationslage zumindest für die Landnutzungs- oder Biotoptypenkartierung besser abschätzen (zum Beispiel bezogen auf die Flurzersplitterung in Realteilungs- oder Kleinprivatwaldgebieten, Vorliegen von Standorts-, Baumarten-, Altersklassenkarten). Die verwaltungstechnische Gliederung hat den geringsten naturschutzfachlichen Bezug, ist aber aufgrund der Organisationslandschaft des Naturschutzes sowie der Raum- und Landschaftsplanung zwangsläufig. Prognostizierte Wirkungen stehen bei der Raumgliederung in Zusammenhang mit Eingriffen und entsprechenden Gutachten im Mittelpunkt.

- Gliederung der Bezugsräume nach standörtlichen und/oder biogeographischen Aspekten
 - Biogeographische Regionen der FFH-Richtlinie und damit weitgehend übereinstimmende, vom Bundesamt für Naturschutz verwendete acht Großregionen im Anhalt an die Naturräumliche Gliederung (RIECKEN et al. 1994), auf Baden-Württemberg entfallen 2 Einheiten
 - Naturräumliche Gliederung der Bundesrepublik Deutschland (hierarchisches System), je nach Ordnung von sehr großen bis zu kleineren Naturräumen (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1953-62), in Baden-Württemberg werden für die Biotopkartierung bzw. das Zielartenkonzept 14 bzw. 18 Teilräume verwendet, die aufgrund von 66 Naturräumlichen Haupteinheiten (Einheiten 4. Ordnung) zusammengefaßt wurden (BREUNIG 1995, INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPLANUNG UND ÖKOLOGIE DER UNIVERSITÄT STUTTGART 1998)
 - Wuchsgebiets- und Wuchsbezirksgliederung (hierarchisches System) der forstlichen Standortgliederung, je nach hierarchischer Stufe von sehr großen bis zu kleineren Landschaftsräumen (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG 1985), auf Baden-Württemberg entfallen 7 Wuchsgebiete und 70 Wuchsbezirke, die auch Grundlage der Waldbiotopkartierung sind
 - Großlandschaften aufgrund der großräumigen potentiellen natürlichen Bewaldung, für Nordrhein-Westfalen werden acht dieser Großlandschaften für Naturschutzzwecke unterschieden (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN/LANDESAMT FÜR AGRARORDNUNG NRW 1995), die Karte der potentiellen

natürlichen Vegetation für Baden-Württemberg (MÜLLER & OBERDORFER 1974) unterscheidet 7 Gruppen mit zusammen 61 Einheiten

- Areale von Arten
- Gliederung der Bezugsräume nach sozioökonomischen Kriterien
 - Bevölkerungsdichte und Bevölkerungsstruktur
 - Eigentums- und Besitzverhältnisse
 - Wirtschaftskraft bezogen auf Flächeneinheiten und pro Kopf
 - Wirtschaftsstruktur, Bedeutung der verschiedenen Sektoren
 - Ausmaß staatlicher Transferleistungen und Grad der diesbezüglichen wirtschaftlichen Abhängigkeit
 - Präsenz und Einfluß relevanter Interessengruppen
 - Infrastrukturausstattung, Verkehrseinrichtungen, Verkehrsaufkommen
 - Mechanisierungsgrad in der Land- und Forstwirtschaft
- Gliederung der Bezugsräume nach Verwaltungsräumen
 - Bund
 - Länder
 - Regierungsbezirke
 - Kreise
 - Gemeinden
 - Fachverwaltungsspezifische Gliederungen, wenn diese Träger der Inventuren sind (zum Beispiel Forstdirektionen, Forstämter und Forstbetriebsbezirke der Forstverwaltung bei Waldbiotopkartierungen)
- Gliederung der Bezugsräume nach prognostizierten Wirkungen in Zusammenhang mit der Eingriffs-Ausgleichs-Regelung und der Umweltverträglichkeitsprüfung (ARBEITSGRUPPE EINGRIFFSREGELUNG DER LANDESANSTALTEN/-ÄMTER UND DES BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ 1995)
 - Vorhabensort
 - Eingriffsraum
 - Wirkungsraum
 - Untersuchungsraum

Befundeinheiten

Anders als in der Ökologie, wo der Begriff Biotop nur für die unbelebten Elemente eines Ökosystems steht, wird er hier in der Definition von RIECKEN et al. (1994) verwendet, d.h. in seiner in der Naturschutzpraxis gebräuchlichen Form. Während bezogen auf die Biotoptypen bundes- oder länderweite Verzeichnisse zum Teil auch seit längerem vorliegen und relativ umfangreiche Erfahrungen mit ihrer Kartierung bestehen, befinden sich Auflistungen, Gliederungen und Kartierungen für Biotoptypenkomplexe und Biotop-elemente erst in den Anfängen. Als konkret erfaßbare und räumlich zuzuordnende Befundeinheiten von Naturschutzinventuren werden in dieser Arbeit unterschieden:

- Biotopkomplextypen
- Biotoptypen (Landnutzungs-, Vegetations-, Formationstypen)
- Biotop-elemente
- Artengemeinschaften (zum Beispiel Pflanzengesellschaften)

- Arten
- Populationen
- Individuen

Befundinhalte

Als mögliche Befundinhalte von Naturschutzinventuren kommen in Betracht (verändert im Anhalt an ARBEITSGRUPPE EINGRIFFSREGELUNG DER LANDESANSTALTEN/-ÄMTER UND DES BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ 1995, ergänzt um biotoptypenbezogene Aspekte):

- Autökologische Aspekte
 - Standort-, Habitatansprüche
 - Flächenansprüche von Individuen und Populationen in Abhängigkeit von der Standorts- oder Habitatqualität
- Arealgeographische und populationsökologische Aspekte
 - Arealgröße
 - Verbreitung im Areal
 - Dispersion im Areal
 - Lage im Areal
 - Isolationsgrad
 - Räumliche und zeitliche Struktur der Populationen
 - Populationsdichte
 - Populationsgröße
 - Populationsdynamik
 - Populationsstruktur
 - Reproduktionsfähigkeit
 - Vitalität
 - Ausbreitungsverhalten
 - Populationsgenetische Situation
- Synökologische Aspekte
 - Arteninventar
 - Vergesellschaftung
 - Beziehungen innerhalb von Tierbeständen (zum Beispiel Konkurrenz, Parasitismus, Prädation)
 - Beziehungen innerhalb von Pflanzenbeständen (zum Beispiel Konkurrenz, Parasitismus)
 - Beziehungen zwischen Vegetation und Tierbeständen
 - Beziehungen zwischen Nutzung und Pflanzenbeständen
 - Beziehungen zwischen Nutzung und Tierbeständen
- Biotoptypenbezogene Aspekte
 - Inventar an Typen
 - Aggregation von Typen zu Komplexen
 - Verbreitung der Typen
 - Verteilung der Typen
 - Flächengrößen der Typen
 - Räumliche und zeitliche Struktur der Typenverteilung
 - Heterogenität der Typen oder Komplexe (zum Beispiel horizontale und vertikale Struktur)
 - Beziehungen zwischen der Nutzung und der Ausprägung der Typen oder Komplexe

2.2 Inventuransätze in der Bundesrepublik Deutschland

Der Schwerpunkt der Betrachtung liegt auf einer bundesweiten Perspektive mit vertiefender Ausrichtung auf die Inventurpraxis in Baden-Württemberg. Hierdurch werden die in Anwendung befindlichen grundsätzlichen Vorgehensweisen und Verfahren für die Bundesrepublik Deutschland beschrieben und diskutiert. International ausgerichtete Kartiervorhaben, zum Beispiel im Rahmen des CORINE-Biotopprojektes oder zur Umsetzung der FFH-Richtlinie werden nicht eigens diskutiert, da sie in der Bundesrepublik Deutschland zumindest derzeit noch weitgehend auf den vorhandenen Inventurergebnissen und damit auf den beschriebenen Verfahren aufbauen.

Viele der dargestellten Verfahren können sowohl für eine Zustandserfassung als auch durch Wiederholungsuntersuchungen und Zeitreihenanalysen zum Monitoring eingesetzt werden, dieses ist letztlich eine Frage der Zielsetzung konkreter Inventurvorhaben und des darauf abhebenden Inventurdesigns. Einige der erörterten Vorhaben sind keine reinen Inventursysteme (zum Beispiel Leitbildentwicklungen, Arten- und Biotopschutzprogramme, Zielartenkonzepte) sondern umfassende Planungen. Diese basieren aber auf bestimmten Informationen, die sie entweder aus vorhandenen Inventuren aufbereiten oder für die spezielle Inventuren durchgeführt werden. Vor ihrem Hintergrund läßt sich die Eignung verschiedener Inventuren im Hinblick auf die verfolgten Planungsziele besonders gut erörtern.

2.2.1 Entwicklung großräumiger Landschafts-Leitbilder aus bundesweiter Sicht

Leitbilder quantifizieren anzustrebende Flächenanteile der einzelnen Ökosystemtypen des Bezugsraumes, definieren die angestrebte Landnutzung in qualitativer wie quantitativer Hinsicht und machen Angaben zu vorrangig zu fördernden Lebensgemeinschaften und Prozessen (FINCK et al. 1997). Ein naturschutzfachliches Landschaftsleitbild wird nach FINCK et al. (1997) als kohärentes Konzept des Naturschutzes für die Entwicklung der Gesamtlandschaft verstanden, das den Zustand bzw. die Entwicklung beschreibt, die für eine bestimmte Region angestrebt wird. Es dient als Referenzsystem zur Bewertung des Landschaftszustandes und seiner Entwicklung. Das Leitbild basiert auf dem naturräumlichen Potential, den natürlichen Standortverhältnissen und der kulturhistorischen Entwicklung. Als wichtige Schlüsselfragen werden angeführt, wie das naturraumtypische Spektrum der Ökosystemtypen oder Biotoptypen aussieht, welche Ökosystemtypen oder Biotope vorrangig schutzwürdig oder regional im Defizit sind und wie die derzeitige Landschafts- und Nutzungsstruktur beschaffen ist (FINCK & SCHRÖDER 1997). Durch Landschaftsleitbilder soll der Mangel an konkreten, großräumigen und dynamisch ausgerichteten Zielkonzepten des Naturschutzes behoben, der Naturschutz in der Gesamtfläche verankert und das segregative, auf kleinste Restflächen konzentrierte und reduzierte bisherige Vorgehen überwunden werden (FINCK et al. 1997). Das Fehlen von allgemein akzeptierten und langfristigen Konzeptionen und Leitbildern verhindert die Transparenz von Entscheidungen und Positionen zu einzelnen Vorhaben und Eingriffen, der Naturschutz erscheint nach außen unberechenbar, willkürlich und voll innerfachlicher Zielkonflikte (FINCK et al. 1997). Zudem verhindern unzureichende Datengrundlagen und deren Verfügbarkeit effiziente und objektive Entscheidungen, so fehlen zum Beispiel bundesweit zentral verfügbare Datenpools zur Landnutzung, Biotopkartierung und sogar zu Schutzgebieten (FINCK et al. 1997).

Viele Ausführungen zur Bedeutung, Konstruktion sowie zur inner- und überfachlichen Abstimmung naturschutzfachlicher Landschafts-Leitbilder werden weitgehend theoretisch geführt oder nur an einzelnen Fallbeispielen erörtert (zum Beispiel REICH 1994, ROWECK 1995, WIEGLEB 1997a,

1997b), wobei oft an Kritik bezogen auf die bisherige Planungspraxis, an den zugrundeliegenden Inventuren oder auch an neueren Konzepten nicht gespart wird. Wie aber großräumig mit dieser Thematik praktisch umgegangen werden soll, welche Datenbasis über Inventuren für die Leitbildentwicklung zu schaffen ist und auf welcher Grundlage, wenn nicht beliebig, Entscheidungen über die Flächenanteile, Flächengrößen Flächenverteilungen von Landnutzungs- oder Biotoptypen und letztlich auch Standorten und Habitaten von Individuen und Populationen getroffen werden sollen, bleibt häufig außen vor.

Leitbilder werden als gesellschaftlich definierte Soll-Zustände aufgefaßt, deren Festlegung im günstigsten Fall als iterativer Abstimmungsprozeß zwischen politischen Notwendigkeiten und fachwissenschaftlichem Kenntnisstand erfolgt (ROWECK 1995). Genau wie bei der diskursiven Leitbildentwicklung von WIEGLEB (1997a, 1997b) erfolgt die naturschutzfachliche Zielfestlegung orientiert am - durchaus kurzfristig schwankenden - gesellschaftlich zugestandenen Spielraum und weniger bedarfsorientiert.

Hiermit wird zwar die für die Operationalität und Realisierbarkeit von Zielen erforderliche Übereinstimmung mit den organisatorischen und finanziellen Voraussetzungen der Planungs- und Maßnahmenträger hergestellt. Strategisch günstiger könnte jedoch die Entwicklung mehrerer Leitbilder mit unterschiedlichen Zeithorizonten sein. Hierdurch würde auch die ebenfalls für die Zieloperationalität erforderlich zeitliche Bestimmtheit von Planungszielen erreicht. In diesem Sinne wäre für kurz- bis mittelfristige Leitbilder (1 - 10 Jahre) und damit als Vorbereitung konkreter Handlungen wie oben dargestellt zu verfahren. Diesen sollte aber ein langfristiges, naturschutzfachliches und bedarfsorientiertes Leitbild gegenübergestellt werden, das unabhängig von gesellschaftlichen Stimmungen und kaum prognostizierbaren Entwicklungen seine Ziele formuliert. Durch den Vergleich dieser Leitbilder könnte auch der dem Arten- und Biotopschutz gesellschaftlich konkret zugestandene Handlungsspielraum für jeden transparent und nachvollziehbar dargestellt werden.

Das Problem der zeitlichen Zielbestimmtheit von Landschaftsleitbildern wird bisher nicht hinreichend diskutiert, FINCK et al. (1993) geben mehrere Jahre bis Jahrzehnte für regionale Landschafts-Leitbilder an und verschneiden damit kurz-, mittel- und langfristige Zeithorizonte, obschon auch sie eine Einbeziehung der sich möglicherweise wesentlich rascher ändernden und schwierig vorhersagbaren sozio-ökonomischen Aspekte befürworten. In anderen Planungsfeldern, z.B. der Forstplanung, sind seit langem Zielplanungen unterschiedlichen Zeithorizontes und damit auch unterschiedlicher Wahrscheinlichkeit der Durchführung üblich und wird die längerfristige Zielplanung als Beurteilungs- und Kontrollmaßstab für kurz- und mittelfristige Planungen verwendet. Ein in diesem Sinne angelegtes Planungs-, Ziel- und Leitbildsystem könnte möglicherweise auch für den Arten- und Biotopschutz förderlich sein und Pragmatiker wie Puristen gleichermaßen befriedigen, in jedem Fall würden aber Bedarf und gesellschaftlicher Spielraum für alle Beteiligten und auch nach außen transparent.

Konkrete Hinweise zur Erstellung naturschutzfachlicher Landschaftsleitbilder auf regionaler Ebene geben FINCK et al. (1993) und legen auch den hierzu erforderlichen Informationsumfang zumindest in seinen Grundzügen grob fest: Bezugsbasis sind die naturräumlichen Einheiten, erfaßt werden sollen Informationen zu Geomorphologie, Böden, Hydrologie, Regionalklima, trophischer Situation, Landschaftsstruktur, Biotoptypen, Vegetation, ausgewählten Gruppen der Fauna, aktueller Nutzung, historischer Nutzung und Sozio-Ökonomie. Art und Umfang der erforderlichen Informationen werden aber ebensowenig spezifiziert wie organisatorische und finanzielle Träger der

Informationsbeschaffung vorgeschlagen.

Durch das Bundesamt für Naturschutz werden derzeit naturschutzfachliche Landschaftsleitbilder für sieben Großlandschaften der Bundesrepublik Deutschland erarbeitet (FINCK & SCHRÖDER 1997, FINCK et al. 1997). Für eine dieser Regionen, das Nordwestdeutsche Tiefland, sind die entsprechenden Ausführungen bereits fertiggestellt und veröffentlicht (FINCK et al. 1997). Das bundesweite Konzept soll durch Leitbilder der Länder, der Regionen und auf lokaler Ebene präzisiert werden, wobei eine flächenscharfe Zuordnung erst auf den unteren Planungsebenen erfolgt.

Die Zustandsanalyse soll folgende Aspekte berücksichtigen (FINCK et al 1997), wobei keine eigenen Geländeinventuren durchgeführt werden:

- Abgrenzung der Region / des Naturraumes
- Abiotische Aspekte (Klima, Geomorphologie, Topographie, Böden, Hydrologie, trophische Situation)
- Biotische Aspekte (Vegetation, historische Vegetationsentwicklung, Fauna)
- Nutzung (Quellen: Flächennutzungsstatistik und Satellitenbilddauswertung durch das CORINE Land Cover Projekt, soweit verfügbar Detailkartierungen und Daten)
- Historische Nutzung (Literatur und historische Karten)
- Wirtschaftliche und politische Rahmenbedingungen einschließlich Prognosen zur zukünftigen Nutzung im Naturraum
- Konstruktion des heutigen Landschaftsbildes, besonders im Hinblick auf die Verteilung der Bereiche unterschiedlicher Nutzungsintensität (4 Kategorien: natürlich oder naturnah, halbnatürlich, naturfern, naturfremd)
- Analyse der Gefährdungsfaktoren und Beeinträchtigungen im Naturraum

Zentrale Leitprinzipien bei der Leitbilderstellung sind aus der Sicht des Arten- und Biotopschutzes der Schutz und die Entwicklung der naturraumtypischen Eigenart und Vielfalt an Arten und Biotopen und die Durchsetzung einer umwelt- und ressourcenschonenden Landnutzung (FINCK et al. 1997). Für die einzelnen Regionen wird das Leitbild in folgender Form dargestellt:

- Leitbildkonforme Arten der Landnutzung im Hinblick auf Nutzungsart, Nutzungsintensität, Definitionen der leitbildkonformen Nutzung
- Angestrebte Strukturausstattungen der Landschaft
- Mindestanforderungen für Naturschutzvorrangflächen
- Entwicklungsziele für die wesentlichen Biotopkomplexe im Naturraum im Hinblick auf Sicherung, Entwicklung und Wiederherstellung
- Bewertung des Vorkommens naturraumtypischer Biotoptypen/-komplexe im Hinblick auf Naturnähe und Großflächigkeit der Ausprägung im bundesweiten Vergleich
- Nennung der Biotoptypen/-komplexe, die für den jeweiligen Naturraum besonders kennzeichnend wären, aber nur noch fragmentarisch vorhanden sind
- Zielvorstellungen der zukünftigen Entwicklung der Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungen im Naturraum:
 - Angestrebte Flächenanteile der Hauptnutzungen in der Landschaft (einschließlich des Verhältnisses Grünland - Ackerland - Sonderkulturen oder Forst - Wald)
 - Nennung der notwendigen Flächenanteile von Naturschutzvorrangflächen
 - Hinweise bezüglich der wünschenswerten Verteilung von naturraumtypischen Waldgesellschaften (unter anderem als Hinweis für Aufforstung oder Umbau von nicht

naturraumtypischen Forsten)

Dabei wird durchaus konstatiert, daß viele Kenntnisse noch sehr eingeschränkt sind, angefangen vom regionalen Arteninventar einzelner Biotoptypen, über die Lebensraumansprüche der Arten bis hin zum Flächenbedarf überlebensfähiger Populationen (FINCK et al. 1997). Eine Bedarfsformulierung aus der Perspektive überlebensfähiger Tier- und Pflanzenpopulationen ist ohne die entsprechenden Grundlagen aber nicht möglich, bleibt allenfalls spekulativ. Die für wünschenswert gehaltene Ermittlung der Anteile von Biotoptypen im Untersuchungsraum ist ebenfalls nur teilweise, eine flächenhafte Bilanzierung der Gefährdungen und ihrer Verursacher nicht möglich (FINCK et al. 1997). Ursächlich hierfür ist das Fehlen einer flächendeckenden und im Hinblick auf Gefährdungsursachen ausreichend differenzierten Biotoptypenkartierung. Abgesehen von ihrer Fehlerhaftigkeit können Landnutzungsstatistiken oder auf Landnutzungstypen bezogene Satellitenbildklassifizierungen entsprechendes auch von ihrer räumlichen Auflösung, ihrer räumlichen Zuordnung sowie ihrer wenig umfassenden Typendifferenzierung nicht leisten.

Da die Analyse auf die bestehende, in vieler Hinsicht defizitäre Informationslage angewiesen bleibt, pflanzen sich die daraus resultierenden Argumentationsmängel auch bis auf die Ebene der Leitbilder fort. Zwar ist die Zusammenfassung und inhaltlich gebündelte Darstellung der Informationen für einen größeren Raum ein Fortschritt, grundlegende Fragen im Hinblick auf den Flächenbedarf und Flächenzustand sowie deren argumentative Vertretung bleiben aber auch weiterhin ungelöst. Da die Leitbilderstellung keine weiteren Inventuren von Biotoptypen, Arten oder Populationen induziert, trägt sie diesbezüglich auch nicht zu einer Verbesserung des Informationsstandes bei. Allerdings können die bei der Leitbilderstellung auftretenden Probleme und informellen Defizite dazu beitragen, neue Anforderungen an bestehende Inventuren oder vollständig neue Inventuren zu fordern, wie dieses von FINCK et al. (1997) auch ausdrücklich im Hinblick auf flächendeckende Biotoptypenkartierungen formuliert wird.

2.2.2 Fernerkundungsbasierte Inventuren

Eine Einführung in Fernerkundungstechniken geben HUSS (1984) und HILDEBRAND (1996), wobei auch naturschutzrelevante Aspekte angesprochen werden. Als Maßstab für das inhaltliche Unterscheidungsvermögen dieser Techniken werden folgende Vergleichswerte bezogen auf die Zahl differenzierter Einheiten angeführt:

- Biotopkomplextypen in der Bundesrepublik Deutschland (SSYMANK 2000): 68 Typen mit 244 Subtypen (Subtypendifferenzierung nach Belastungs- und Nutzungssituation)
- Biotoptypen in der Bundesrepublik Deutschland laut Biotoptypenliste (RIECKEN et al. 1993, 1994): ca. 570
- Pflanzengesellschaften Süddeutschlands (OBERDORFER 1977, 1978, 1983, 1992): ca. 570
- Pflanzengesellschaften Deutschlands (POTT 1992): ca. 558
- Europäische Habitattypen des CORINE-Biotop-Projektes (WASCHER 1993): ca. 2.000

2.2.2.1 Klassifizierung und Kartierung der Flächennutzung mit Daten aus satellitengestützten Multispektralscannern

Aufgrund der digital vorliegenden Daten aus Multispektralscannern ist unter Erarbeitung eines entsprechenden Interpretationsschemas eine automatische Klassifizierung und Kartierung von Landnutzungs- oder Bodenbedeckungsdaten möglich.

Die einzige flächendeckende Kartierung von Hauptnutzungstypen in der Bundesrepublik findet unter dem Namen CORINE Land Cover im Rahmen des 1985 vom Europarat verabschiedeten

CORINE (Coordination de l'Information sur l'Environment)-Gesamtprojektes auf der Basis von Satellitendaten (Landsat Multispektralscanner, Maßstab 1:100.000, Pixelgröße 30 x 30 Meter, kleinste Auflösung 25 Hektar) statt (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c, 1997, WIRTHMANN 2000) und ist in ein Geographisches Informationssystem eingebunden. Der hierarchische Interpretationsschlüssel umfaßt 3 Ebenen und unterscheidet in der ersten 5, in der zweiten 15 und in der dritten 44 Typen der Bodenbedeckung (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Kleiner Maßstab, geringe Auflösung und wenig differenzierter Interpretationsschlüssel führen im Ergebnis nicht zu Biotop- sondern zu übergeordneten Nutzungstypen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Bei der feinsten Auflösung der dritten Ebene sollen zum Beispiel noch Gewässerläufe von Wasserflächen, Laub-, Nadel- oder Mischwälder und Wiesen oder Weiden unterschieden werden.

Im Rahmen der Bearbeitung des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg wurde ebenfalls mit einer satellitenbildgestützten Flächennutzungsklassifizierung auf der Basis von Landsat-Multispektralscannerdaten gearbeitet (INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPLANUNG UND ÖKOLOGIE DER UNIVERSITÄT STUTTGART 1998), wobei 16 Flächennutzungstypen unterschieden werden: Siedlung dicht, Siedlung locker, Industrie, Ackerflächen, Weinbau, Intensivobstbau, Brachland, unversiegelt/unbewachsen, intensive Grünlandnutzung, Feuchtflächen, extensive Grünlandnutzung, locker baumbestandene Flächen, Nadelwald, Laubwald, sonstiger Wald und Wasser. Die Ergebnisse wurden mit den Daten der amtlichen Flächennutzungsstatistik verglichen und die Erfahrungen wie folgt zusammengefaßt: Die Siedlungsfläche ist meist geringer als in der Statistik (Abweichungen in dünn besiedelten Gebieten bis zu 100 %), die Waldfläche meist höher (9 - 21 %, in einzelnen Räumen bis zu 30 %) und die Wasserfläche immer kleiner (durch Satellitenbild erfaßte Wasserflächen 10 - 90 % gegenüber Statistik). Ackerflächen werden relativ gut abgebildet und schwanken zwischen 13 % Über- und 16 % Unterschätzung. Das Dauergrünland wird ebenfalls relativ gut erfaßt, fallweise traten aber auch hier erhebliche Unter- und Überschätzungen auf (20 bis 40 %). Die Wein- und Obstbauflächen werden erheblich überschätzt. Trotz Klassifizierungsmängeln wird das Verfahren zur Unterscheidung der Hauptnutzungen Acker, Grünland und Wald für brauchbar gehalten (INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPLANUNG UND ÖKOLOGIE DER UNIVERSITÄT STUTTGART 1998).

Angesichts des niedrigen räumlichen Auflösungsvermögens, der hohen Klassifizierungsfehler und der geringen Differenzierungstiefe bezogen auf unterscheidbare Einheiten ist die Eignung der Landsat-Multispektralscannerdaten mit einer Pixelgröße von 30 x 30 Meter zur Differenzierung der Bodennutzung für Zwecke des Arten- und Biotopschutzes in kleinparzellierten mitteleuropäischen Kulturlandschaften eher gering. Dieses kann sich durch die Verwendung von höher auflösenden Scannerdaten möglicherweise verbessern. In Untersuchungen von KÜBLER & AMMER (1993) wurde mit einem flugzeuggestützten Multispektralscanner mit einer Pixelgröße von 10 x 10 Meter eine Auflösung bezogen auf zu klassifizierende Biotoptypen von 40 x 40 Meter erreicht. Die Fehlerquote konnte relativ gering gehalten werden. Mittlerweile liegen Satellitendaten auch für zivile Anwender mit Auflösungen von 4 x 4 Meter oder sogar 1 x 1 Meter vor (IKONOS, QUICKBIRD). Die Eignung dieser Daten für eine naturschutzorientierte Vegetations-, Biotop- oder Landnutzungskartierung wurde jedoch noch nicht systematisch getestet.

2.2.2.2 Klassifizierung und Kartierung von Biotoptypen aus Color-Infrarot-Luftbildern

Anleitungen und Eignungstests im Hinblick auf die Verwendung von Color-Infrarot (CIR)-Luftbildern

zur Biotopkartierung bestehen seit ca. zehn Jahren (zum Beispiel WEILAND & WEILAND 1987, KÖLBL-DEICKE & SCHÜLER 1987, BIERHALS, E. 1988, GLASER 2000), zum Teil aber nur als Fallstudien oder als Anleitungen für spezielle Zwecke, zum Beispiel für Fließgewässer (FABER 1989) oder für die Ansprache von mitteleuropäischen Waldtypen, Baumarten, Altersphasen von Wäldern MASUMY (1978), ANTHONY (1986), ARBEITSGRUPPE FORSTLICHER LUFTBILDINTERPRETEN (1998). Als eine der effizientesten Rationalisierungsmöglichkeiten sind CIR- oder zum Teil auch Schwarz-Weiß-Luftbilder und -Orthophotos zur Unterstützung und Vorbereitung terrestrischer Kartierungen weithin in Gebrauch.

Durch den Arbeitskreis CIR-Bildflug der Arbeitsgemeinschaft Naturschutz der Landesämter, Landesanstalten und Landesumweltämter wurde eine Kartieranleitung für die CIR-Luftbild gestützte flächendeckende Biotop- und Nutzungstypenkartierung herausgegeben (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995a). Dieser unterscheidet 216 Biotop- oder Nutzungstypen zuzüglich 132 technisch geprägter Biotoptypen (Siedlungsbereich, Verkehrsanlagen), die aber auf weiteren Ebenen feiner differenziert werden können. Die Kartieranleitung soll standardmäßig in der Bundesrepublik Deutschland verwendet werden und den Schritt von einer punktuell-sporadischen Bestandsaufnahme zu einer flächendeckenden Kartierung ermöglichen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995a). Im Hinblick auf den Handlungsbedarf in Zusammenhang mit der deutschen Verpflichtung zur Erhaltung der biologischen Vielfalt, wird eine CIR-Befliegung im Turnus von zehn Jahren und eine darauf aufbauende flächendeckende Inventur zur Erfassung des Zustands und der Veränderung der Landschaftsstruktur ausdrücklich gefordert (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997), die Kartierungsergebnisse sind in einem Geographischen Informationssystem aufzubereiten und sollen zentral verfügbar sein. Das Anwendungsspektrum einer solchen Kartierung wird bezogen auf den Naturschutz und für verschiedene Ebenen wie folgt dargestellt (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995a):

- Ebene der Europäischen Union: Flächenerfassungen, Monitoring allgemein, Biomonitoring in ausgewählten Gebieten (zum Beispiel Fördergebiete nach LIFE)
- Bundesebene: Gebiete mit gesamtstaatlicher Bedeutung, Übersichtskartierung der Vegetation (zum Beispiel auf militärischen Übungsplätzen), Flächenerfassungen, Biomonitoring
- Landesebene: Grundlageninformation zum Landschaftsinventar, Vorerfassung gesetzlich pauschal geschützter Biotoptypen, Landschaftsrahmenplan, Umweltverträglichkeitsprüfung, Biotopschutzprogramme im Agrarbereich und Extensivierungsförderung, Biomonitoring, Landerwerb zu Zwecken des Naturschutzes, Beweissicherung bei Rechtsstreitigkeiten.
- Kommunale Ebene: Grundlageninformation, Landschaftsplan, Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft, Beweissicherung bei Rechtsstreitigkeiten

Es wird aber konstatiert, daß bei fast jedem Anlaß weitere, spezielle Erfassungen und Begehungen erforderlich sind, um die entsprechenden Sachverhalte zu inventarisieren (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995a). Die CIR-Bilder weisen eine gute Eignung zur Vorbereitung und Begleitung von Kartierungen auf, der größte Vorteil im Vergleich zur selektiven Biotopkartierung liegt in der Erarbeitung von Aussagen zur Gesamtfläche (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995a). Ausschlaggebend für die Qualität der Luftbildauswertung sind neben der Qualität des verfügbaren Luftbildmaterials und der Leistungsfähigkeit der Auswertegeräte das Können, die Motivation und die Erfahrung des Interpreten (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995a). Die Luftbildkartierung ist immer durch eine Geländebegehung (Feldvergleich) zu ergänzen, für viele Aspekte führt der Kartierschlüssel selbst Probleme im Hinblick auf die Luftbilderkennbarkeit von

Klassifizierungsmerkmalen auf:

Bei Fließgewässern unter 5 - 10 Metern Breite ist die Wasseroberfläche oft nicht direkt sichtbar. Quellbereiche sind aufgrund ihrer Kleinflächigkeit und häufigen Überdeckung schwer aus dem Luftbild identifizierbar. Eine Unterscheidung von Teich, Weiher und Tümpel ist im Luftbild oft nicht möglich, bei Kleinflächigkeit werden auch Stillgewässer leicht durch Gehölze überdeckt. Tauchblattgesellschaften sind im Luftbild nicht erkennbar, da der CIR-Film keine Merkmale unterhalb der Wasseroberfläche abbildet. Ufergehölze verdecken oft die Ufersaum-, Uferstauden- und Röhrichvegetation. Viele Differenzierungskriterien sind nicht sicher ansprechbar, wie zum Beispiel der Ausbaustandard von Quellen und kleineren Fließgewässern, die Periodizität der Wasserführung oder Sohlschwellen und Sohlabstürze in schmalen Bächen, die Intensität der Fischnutzung und der Sohlverbau bei Stillgewässern. Ebenso sind auch die verschiedenen angeführten Röhrichttypen bei kleinen Gewässern und bei schmaler Ausprägung oft nicht erkennbar oder differenzierbar. Bei Hochmooren sind verschiedene Zwergstrauchbestände nicht gut unterscheidbar und z.T. auch nicht gut von Pfeifengrasbeständen trennbar. Abgrenzungsprobleme bestehen weiter zu Moorheiden, Degenerationsstadien oder auch zu nährstoffarmen Niedermooren. Die genaue und sichere Ansprache von Flachmoor- und Sumpfbereichen erfordert einen erfahrenen Interpreten, eine Verwechslung mit anderen feuchten und nassen Biotopen ist leicht möglich. Für die richtige Ansprache des Grünlandes im Luftbild ist die Kenntnis der speziellen regionalen Bewirtschaftungsformen und Besonderheiten wichtig, die Abgrenzung von Feucht- und Naßwiesen bleibt zum Teil schwierig, ebenso die Abtrennung junger Brachflächen und Staudenfluren. Je nach Aufnahmezeitpunkt kann auch die Trennung von Wiesen und Weiden nicht problemlos sein. Die Unterscheidung der Getreidearten ist immer mit einem deutlichen Unsicherheitsfaktor behaftet, ebenso die zwischen Winter- und Sommergetreide und die Identifikation von Brachflächen. Kleinflächige Fels- und Rohbodenstandorte können von der Auflösung her nicht immer erfaßt werden, Höhlen und Stollen sind ohnehin kaum kartierbar. Felsen, Steilwände, Schutthalden und Binnendünen können nur erkannt werden, wenn sie nicht gehölzbewachsen oder überschirmt sind. Steinriegel und Mauern sind nur bei ausreichender Größe luftbilderkenntlich. Der Ausbaustandard von Wegen kann nicht immer zuverlässig differenziert werden. Eine sichere Ansprache der Baum- und Straucharten bei Gehölzbeständen und Wäldern ist nur unter günstigen Umständen und oft auch nicht möglich. Strukturen von Gehölzbeständen können nicht beschrieben werden.

Zur Abhilfe wird bezogen auf die kritischen Positionen eine nachrichtliche Übernahme aus Karten oder anderen Datenbeständen und letztendlich die Geländebegehung empfohlen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995a).

In den neuen Bundesländern und den Stadtstaaten wurden CIR-Befliegungen generell durchgeführt und sind zumindest teilausgewertet, in den alten Bundesländern sind zum Großteil konzeptionelle Überlegungen für eine Befliegung und Auswertung im Gange (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c). Für Baden-Württemberg wird eine derartige Befliegung und Auswertung weder durchgeführt noch geplant (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c). Daneben wurden auch in Großschutzgebieten bereits Erfahrungen mit der Befliegung und der Anwendung des Kartierschlüssels gesammelt (KIAS et al. 1996). Bei den auf dem diskutierten Schlüssel basierenden Klassifikationen in den neuen Bundesländern traten Probleme hinsichtlich der Korrektheit der Ergebnisse auf, da nur zu einem geringen Teil Ortsbegehungen und Überprüfungen stattfanden (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Aus diesem Grunde werden ergänzende

terrestrische Erhebungen gefordert, zumal sich viele naturschutzrelevante Biotoptypen zum Beispiel des Grünland- oder Waldbereichs ohnehin nicht über den Schlüssel und die Luftbildinterpretation hinreichend differenziert erfassen lassen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Dennoch schlagen KÖPPEL & POKORNY (1997) die Befliegung und Luftbildkartierung im Anhalt an diesen Schlüssel als Extrapolationsbasis für die zukünftig auf repräsentativen Probeflächen ablaufende Ökologische Umweltbeobachtung in der Bundesrepublik Deutschland vor. Sie vertreten dabei die Auffassung, daß der große Vorteil dieser Bezugsbasis darin liegt, daß keine aufwendige terrestrische Kartierung erforderlich sei.

Die CIR-bildgestützte Kartierung von Biotopkomplextypen nach der Liste von SSYMANK (2000) mit 68 Biotopkomplex- und 244 Biotopkomplexsubtypen wurde in einem Pilotprojekt zur großräumigen Ableitung von Naturschutzvorrangflächen in Ostbrandenburg getestet (HAUKE & SSYMANK 2000). Eine Überprüfung der Klassifizierungsergebnisse fand aber nur auf der Basis der relativ groben und teilweise unzuverlässigen CORINE-Landcover-Daten und nicht im Vergleich zu CIR-Biotopkartierungen oder terrestrischen Kartierungen statt.

Vorhandene Datenquellen zur Flächennutzung sind im Hinblick auf die Erfordernisse einer flächendeckenden Biotopkartierung ebenfalls wenig geeignet. Eine Übernahme von Flächennutzungsdaten aus dem ATKIS (Amtlichen Topographischen Informationssystem) führt schon im Vergleich mit einer CIR-Auswertung (1:10.000) zu unbefriedigenden Ergebnissen (ZÖLITZ-MÖLLER & KESSLER 1997).

Die im Vergleich zu anderen Schlüsseln noch relativ niedrige Zahl differenzierbarer Einheiten und die oben beschriebenen Interpretationsprobleme bei deren Ansprache legen für den Einsatz von Fernerkundung im Hinblick auf Naturschutzinventuren zwei Möglichkeiten nahe: Für auf eine repräsentative Aussage oder auf die Analyse von Trends in der Landnutzung, Landschaftsstruktur oder Biotoptypenverteilung abzielende Inventur könnten die im Luftbild anzusprechenden Typen auf mit großer Sicherheit erkennbare Typen reduziert werden. Über die genauere Differenzierung der so unterschiedenen Typen könnten dann terrestrisch erhobene Stichproben weiteren Aufschluß liefern. In diesem Sinne wäre auch eine Kombination von flächendeckender Klassifizierung auf der Basis von höherauflösenden Multispektralscannerdaten, CIR-Stichproben sowie terrestrischen Unterstichproben denkbar, um einen repräsentativen Zustand oder entsprechende Trends für die Bundesrepublik Deutschland oder andere Bezugseinheiten kostengünstig und genau abzuleiten. Die zweite Möglichkeit bezieht sich auf eine Inventurzielsetzung, die nicht nur an einer repräsentativen Aussage, sondern tatsächlich an der Flächendeckung interessiert ist. Hier wird sich nur über Fernerkundungsverfahren nach den bisherigen Erfahrungen keine hinreichende Genauigkeit ergeben. CIR-Luftbilder oder Orthophotos können dabei nur ein effektives und unverzichtbares Hilfsmittel für die terrestrische Inventur der Landnutzungs- oder Biotoptypen und deren feinere Differenzierung sein.

2.2.3 Biotopkartierungen

Den besten Überblick über die stark variierenden Methoden und die Praxis von Biotopkartierungen im Mitteleuropa gibt für den Stand Mitte der 80er Jahre eine Zusammenstellung des Österreichischen Umweltbundesamtes (LIEBEL et al. 1987), die 1990 noch einmal durch eine Zusammenfassung des Kartierungsstandes in der österreichischen Bundesländern ergänzt wurde (WRBKA 1990). Dort finden sich auch umfangreiche Empfehlungen zur Vorgehensweise und zum Arbeitsablauf von Biotopkartierungen.

Einen frühen Überblick über die heterogenen Aktivitäten der Bundesländer in der Bundesrepublik Deutschland geben SUKOPP et al. (1979b). Bereits damals wurden Mindestanforderungen im Hinblick auf eine bundesweite Vergleichbarkeit der zu erhebenden Daten formuliert, eine Forderung, die in völlig analoger Weise auch nach zwanzig weiteren Jahren Biotopkartierung fortbesteht (zum Beispiel in BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Ebenso wurden dort bereits die grundsätzlichen Probleme im Hinblick auf die Berücksichtigung der Fauna formuliert und die unzureichende Abdeckung des Waldbereichs durch die bestehenden Kartierungen kritisiert, beide Fragen wurden in den vergangenen zwanzig Jahren ebenfalls nicht befriedigend gelöst. Eine knappe Zusammenfassung der Biotopkartierungspraxis in der Bundesrepublik bzw. in der ehemaligen Deutschen Demokratischen Republik geben HAMMER (1991) und WESTHUS (1991). Den Ende der 80er Jahre erreichten Stand der zumeist forstverwaltungsgetragenen Waldbiotopkartierungsvorhaben hat WALDENSPUHL (1991) vergleichend dargestellt.

Eine aktuelle, aber nur teilweise vollständige Übersicht der Biotopkartierungsaktivitäten der Bundesländer im Hinblick auf Anzahl der Durchgänge, verwendete Maßstäbe und Anteile der selektiv erfaßten Biotope an den Gesamtflächen wurde vom Bundesamt für Naturschutz erstellt (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c). Dort findet sich auch eine Zusammenstellung der durch Mittel- und Großstädte initiierten Stadtbiotopkartierungsprojekte.

Biotopkartierungen lassen sich gliedern in selektive Inventuren, bei denen nur eine vor Inventurbeginn festzulegende Auswahl an Biotoptypen des Untersuchungsraumes erhoben werden, in flächendeckende Inventuren, die den gesamten Untersuchungsraum lückenlos in Biotoptypen gliedern und ihre Merkmale dann in allen Beständen erfassen, und in repräsentative Biotopkartierungen, die auf eine selektive oder flächendeckende Kartierung der Biotoptypen sogenannte repräsentative vertiefende Untersuchungen zur Vegetation, Flora und Fauna, zu Standorts- oder Habitatqualitäten aufbauen (ARBEITSGRUPPE METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH 1986, 1993, HAMMER 1991). Die Repräsentanz dieser vertieft zu untersuchenden Probestellen wird dabei in der Regel nicht stichprobentheoretisch verstanden, sondern es werden alle Bestände bestimmter Biotoptypen und/oder eine festgelegte Anzahl an Beständen aller Biotoptypen einbezogen. Zwischen diesen unterschiedlichen Ansätzen von Biotopkartierungen bestehen je nach Art und Umfang der zu erhebenden Informationen gleitende Übergänge. In Hessen besteht im Rahmen der selektiven Biotopkartierung auch die Möglichkeit zur Kartierung von Biotopkomplexen und zur Kennzeichnung von Defiziträumen (ACHTERHOLT et al. 1993, KAISER 1994).

Der Einsatz von Fernerkundung (CIR-Luftbilder oder -Orthophotos), Geographischen Informationssystemen (GIS) oder in schwierigem Gelände auch Satellitennavigation (GPS, BORNKESSEL et al. 1998) sollte heute zum Stand der Technik von Biotopkartierungen gehören. Die Ergebnisse werden in der Regel in landesweite Informationssysteme übernommen und mit anderen dort vorgehaltenen Daten und Systemen verknüpft.

2.2.3.1 Selektive Biotop(typen)kartierungen

Nach ERZ (1994) sind selektive Biotopkartierungen zusammen mit den Arterhebungsprogrammen der Bundesländer die zentralen Inventurinstrumente für den Arten- und Biotopschutz, von denen sowohl die Umsetzung als auch deren Effizienzkontrolle abhängen. Selektive Biotopkartierungen werden in der Trägerschaft der Bundesländer seit dem Anfang der 70er Jahre vorgenommen (zum Beispiel BAUER 1974, SCHALLER 1978, WILMANNS et al. 1978, KAULE et al. 1979, POHL 1979,

SUKOPP et al. 1979a, 1979b, BROCKSIEPER 1981, HOPPE et al. 1981, LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG 1982), seit 1990 auch in den neuen Bundesländern. Aktuelle Kartieranleitungen finden sich beispielsweise in DRACHENFELS & MEY (1990), ACHTERHOLT (1993), FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (1997), LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG (1991), LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1997a).

Selektive Biotopkartierungen finden in allen Bundesländern im baulichen Außenbereich mit dem Ziel der Erfassung aller aus naturschutzfachlicher Sicht bedeutsamen Biotope statt (Selektiver Ansatz) (z.B. in LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG 1991 in Anlehnung an SCHNEIDER & SUKOPP 1978). Die Bearbeitungsmaßstäbe schwanken zwischen 1:5.000 bei jüngeren Vorhaben bis 1:50.000 (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c, 1997). Jedes Bundesland geht nach seinen eigenen, nicht bundesweit abgestimmten Kartieranleitungen vor. Dabei werden nicht nur unterschiedlich viele Biotoptypen erhoben, sondern diese werden auch verschieden klassifiziert, so daß eine Zusammenführung der Länderinventuren auf Bundesebene kaum möglich ist (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997, RÜCKRIEM & ROSCHER 1999). Da sich die Kartierungen im Laufe der Zeit aufgrund wechselnder Mittelausstattungen, Aufgaben und Schwerpunkte auch in den Bundesländern selbst verändert haben, sind zeitliche Vergleiche ebenfalls erschwert.

Die selektive Methode erfordert eine detaillierte Kartieranleitung, in der die Typen und die Kriterien, die zu einer Aufnahme konkreter Bestände in die Kartierung führen, möglichst eindeutig festgelegt sind, damit verschiedene Kartierer zu vergleichbaren und nachvollziehbaren Ergebnissen kommen können (DRACHENFELS & MEY 1990). Für die Aufnahme konkreter Bestände von zu kartierenden Typen werden häufig Mindestflächengrößen und -qualitäten verlangt. Die meisten Erfassungseinheiten werden auf der Grundlage von standortkundlichen und pflanzensoziologischen Gesichtspunkten differenziert und definiert, aus vegetationskundlicher Sicht ist die vorgegebene Einteilung oft sehr grob (DRACHENFELS & MEY 1990). In neueren Kartieranleitungen wurde teilweise versucht, auch aus der Sicht des Tierartenschutzes wichtige und bisher nicht berücksichtigte Aspekte in die Typisierung einzubeziehen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997).

Neben der kartenmäßigen Darstellung der Erfassungseinheiten wird die Erhebung weiterer Daten zu Biotoptypen, Vegetationseinheiten, Vorkommen gefährdeter Arten, bestehende Gefährdungen, zum Schutzstatus und zu Schutz- und Entwicklungsvorschlägen angestrebt (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Was die Kartierungen in dieser Hinsicht tatsächlich leisten, wird in der Folge immer wieder zu diskutieren sein. Mit Hilfe der gewonnenen Geländedaten sollen gezielte Strategien, Planungen und Maßnahmen zum Schutz, zur Förderung und Wiederherstellung bedrohter Lebensräume entwickelt werden (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c). Eine besondere Bedeutung kommt den Kartierungen im Hinblick auf die Erfassung und Dokumentation von Beständen der gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen zu (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997), in einigen Bundesländern sind bereits speziell darauf abhebende neue Kartierdurchgänge angelaufen.

Der in den ersten Durchgängen der selektiven Biotopkartierungen erfaßte Anteil an der jeweiligen Landesfläche betrug zwischen 4,5 und 12 %. Diese Zahlen sind aber nicht vergleichbar, da sich die Erhebungsmethoden, Kartierschlüssel und die Einbeziehung des Waldes in den einzelnen

Bundesländern unterscheiden, daß heißt sie spiegeln nicht zwangsläufig den Erhaltungszustand und die Naturausstattung wider (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c). Wertet man die für einige Bundesländer vorliegenden Ergebnisübersichten (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c) aus, wurden bei den selektiven Kartierungen in den Flächenstaaten der Altbundesländer in den 80er Jahren durchschnittlich 0,8 Flächen/100 Hektar (0,2 bis 2,5) kartiert und bei einer mittleren Flächengröße von ca. 10 Hektar ein mittlerer Flächenanteil von 7 % der Gesamtfläche erreicht.

Außer in den Flächenstaaten der Bundesrepublik werden selektive Biotopkartierungen auch bei sogenannten Stadtbiotopkartierungen angewendet. Von 177 im Jahr 1996 bekannten Stadtbiotopkartierungsvorhaben von Groß- und Mittelstädten in der Bundesrepublik Deutschland gingen 69 % ebenfalls nach der selektiven Methode vor, insgesamt liegen nur vier dieser Vorhaben in Baden-Württemberg (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c).

Das Beispiel Baden-Württemberg

Nach dem Gesamtkonzept Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg (MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG 1989) hat sich die Biotopkartierung zu einem wichtigen Instrument der Naturschutzverwaltung und zu einer entscheidenden Grundlage für raumbezogene Planungen entwickelt. In der Naturschutzplanung ist sie die Grundlage für Konzeptionen zum Gebietsschutz, Konzeptionen zur Biotopvernetzung und für Konzeptionen zur Umsetzung von § 20c BNatSchG (gesetzlicher Pauschalschutz von Biotoptypen) in Landesrecht.

Die zeitliche Entwicklung der Biotopkartierung in Baden-Württemberg hat HÖLL (1995a) zusammengefaßt:

- 1976: Pilotstudie zur Biotopkartierung, Maßstab 1:25.000 (Universität Freiburg)
- 1977-1980: Biotopkartierung - 1. Durchgang, Maßstab 1:25.000 (Projektleitung: Landesanstalt für Umweltschutz, Durchführung durch ehrenamtliche Kartierer)
- 1981-1989: Biotopkartierung - 2. Durchgang, Maßstab 1:25.000 (Projektleitung Landesanstalt für Umweltschutz, Durchführung durch Kartierer im Werkvertrag)
- Seit 1989: Biotopkartierung - 3. Durchgang
 - Seit 1989: Waldbiotopkartierung, Fortführung der Biotopkartierung im Wald, Maßstab 1:10.000 (Projektleitung: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt, Projektbegleitung: Landesanstalt für Umweltschutz)
 - Seit 1992: § 24a-Kartierung, Fortführung der Biotopkartierung im Offenland, Maßstab 1:5.000 (Methodische Leitung: Landesanstalt für Umweltschutz, Durchführung durch Untere Naturschutzbehörden)

Im ersten Durchgang wurden ca. 8.700 Biotope, im zweiten 44.787 mit 466.406 Hektar Fläche erhoben, was einem Anteil an der Landesfläche von 13 % entspricht (HÖLL 1995a). Erst ungefähr 10 % der kartierten Flächen liegen in bestehenden Naturschutzgebieten oder Naturdenkmälern, über 40 % der kartierten Flächen sind kleiner als 1 Hektar, 70 % kleiner 5 Hektar und 98 % kleiner als 100 Hektar (HÖLL 1995b). Bezogen auf Farn- und Blütenpflanzen wurden für 42 % der gefährdeten Arten im Rahmen der Biotopkartierung im Mittel 290 Vorkommen in Baden-Württemberg ermittelt, was 1 Vorkommen je 30 Hektar Landes- oder 4 Hektar Biotopfläche entspricht. Im Mittel wurde damit das Vorkommen von 2,6 gefährdeten Pflanzenarten je Biotop erfaßt. Demgegenüber waren Angaben zu gefährdeten Tierarten noch weitaus seltener und haben den Charakter von Zufallsbeobachtungen (HÖLL 1995b).

Mit dem Übergang vom 2. zum 3. Durchgang der Biotopkartierung haben sich mehrere wesentliche Änderungen ergeben. Während im 1. und 2. Durchgang die flächendeckende Untersuchung und selektive Erhebung wertvoller Biotope das Ziel war, werden seit Beginn des 3. Durchgangs im genaueren Maßstab 1:5.000 bis 1:10.000 nur noch die gesetzlich pauschal geschützten Biototypen nach § 24a Landesnaturschutzgesetz oder § 30a Landeswaldgesetz kartiert (HÖLL 1995a). Das zu kartierende Biototypenspektrum wird hierdurch erheblich eingeeengt, aus der Biotopkartierung sind damit auch keine Impulse für die Erweiterung des Spektrum gesetzlich pauschal geschützter Biototypen mehr zu erwarten. Die Leitung und Trägerschaft der Biotopkartierung wurde im 3. Durchgang für den Waldbereich von der Forstverwaltung übernommen, vorher lag sie auch dort im Aufgabenbereich der Umweltverwaltung.

An der mit ehrenamtlichen Kräften durchgeführten Kartierung des 1. Durchgangs waren viele botanisch oder zoologisch orientierte Arbeitsgruppen und Einzelpersonen beteiligt, für den Regierungsbezirk Freiburg bis 1978 zum Beispiel 49 Personen (53 % Botaniker, 41 % Zoologen, 6 % Forstwissenschaftler) (WILMANNNS et al. 1978). Bis 1982 waren landesweit an der Kartierung 220 Mitarbeiter in 15 Arbeitsgruppen beteiligt und wurden jährlich 200.000 DM für die Kartierung aufgewendet (RATHFELDER 1983). Umgerechnet entspricht dieses ungefähr 1 Million DM für den ersten Durchgang, das sind 0,28 DM/Hektar Landesfläche.

Das Kartierungsziel war eine systematisch angelegte und wissenschaftlich begründete Inventarisierung biologisch wertvoller Gebiete, wobei ein normierter Erhebungsbogen verwendet und die Flächen in vorläufige Wertklassen eingestuft wurden (WILMANNNS et al. 1978). Aus sachlichen und zeitlichen Gründen wurde nicht mit einer Erfassung aller zu erhaltenden Gebiete im ersten Durchgang gerechnet, ebenso nicht mit einer vollständigen Erfassung aller naturschutzrelevanten Arten (WILMANNNS et al. 1978). Für eine endgültige Bewertung auf der Basis der Naturräumlichen Haupteinheiten wurde zumindest ein Überblick über die Häufigkeit und spezifische Ausprägung der betreffenden Pflanzen- und Tiergemeinschaften in diesen Einheiten gefordert (WILMANNNS et al. 1978). Der Erhebungsbogen beinhaltete Angaben zur Identifikation der kartierten Flächen, zum standörtlichen Hintergrund, eine Biototypenliste aus 11 Obergruppen und Zusatzmerkmalen sowie Angabeoptionen für Arten der Roten Liste, zu Gefährdungsfaktoren, erforderlichen Pflegemaßnahmen, zum Schutzstatus, zu wertbestimmenden Gesichtspunkten, zur Wertklasse, zur Literatur, Erforderlichkeit weiterer Daten sowie zu Daten der Geländeaufnahme. Aufgrund des einmaligen Begangs wurden die Flächen in 5 Wertklassen eingeteilt, zentral hierfür war die geschätzte Häufigkeit des Typs in der naturräumlichen Haupteinheit (WILMANNNS et al. 1978).

GLÄNZER (1983) charakterisiert die Erfassung als ausführliche Beschreibung und Charakterisierung des Biotops, die unter anderem Auskunft über die dort vorkommenden Pflanzen- und Tierarten gibt und Aussagen über die Empfindlichkeit und den Pflegeanspruch des Biotops enthält. Die Biotopkartierung sei mit Sicherheit ein wichtiges Instrument für die Erfassung der Artenverbreitung in Baden-Württemberg. Die Auswertung der Biotopkartierung erfolgt auf der Basis der Naturräume mit dem Ziel, der Erhaltung, Vernetzung und Sicherung der unverzichtbaren Biotope (GLÄNZER 1983). Wie die Unverzichtbarkeit gegenüber konkurrierenden Landnutzungsarten argumentativ vertreten werden soll, bleibt dabei durchaus offen.

BUCHWALD (1983) hat den Beitrag des 1. Durchgangs der Biotopkartierung Baden-Württemberg zu den Zielen des Artenschutzes hinterfragt. Ein Großteil der Erhebungen enthielt demnach nur floristische oder nur faunistische Angaben und oft war nur eine Artengruppe in die Aufnahme

einbezogen. Die Bewertung war aufgrund eines fehlenden einheitlichen Bewertungsschlüssels sehr uneinheitlich, die Bearbeitungsintensität hinsichtlich Durchforschungsgrad und Aufnahmeintensität regional sehr wechselhaft, die Karteneintragungen oft sehr ungenau. Einmaliger und kurzzeitiger Begang führen zu einer kursorischen Artenerfassung und schränken die Brauchbarkeit der Biotopkartierung für den Einzelartenschutz stark ein. Auch die hauptamtlichen Kartierer des 2. Durchgangs seien in dieser Hinsicht aufgrund der geringen zur Verfügung stehenden Zeit und teilweise sehr schwierigen Geländebedingungen hoffnungslos überfordert (BUCHWALD 1983). Er hält aus diesem Grunde auch die Bewertungen im Rahmen der Biotopkartierung für vorläufig und fordert diesbezügliche Intensivaufnahmen. Auch HÖLL (1995a) bezeichnet die Ergebnisse des 1. Durchgangs als groben Überblick und sehr heterogen hinsichtlich der Auswahl und Abgrenzung der Gebiete. Der Erfassungs- und Durchforschungsgrad der Landschaft war regional in Abhängigkeit von der Verteilung der Mitarbeiter sehr uneinheitlich.

Der 2. Durchgang der Biotopkartierung Baden-Württemberg wurde Anfang der 80er Jahre begonnen und beschäftigte Biologen im Werkvertrag mit der Kartierung, die ehrenamtliche Phase wurde beendet. Die Kartierer hatten nahezu alle eine vegetationskundliche oder floristische Ausrichtung (HÖLL 1995a), dieses kann dann auch für die Ergebnisse der Kartierung unterstellt werden. Die Auswahl und Abgrenzung der kartierten Flächen wurde gegenüber dem 1. Durchgang stark vereinheitlicht (HÖLL 1995a). Die während der Erstkartierung erfaßten Flächen wurden einer Überprüfung und unter Umständen einer Neuabgrenzung unterzogen, da 60 % der erstkartierten Flächen kleiner als 1 Hektar waren (GLÄNZER 1983). Beim zweiten Kartierdurchgang kamen je Meßtischblatt 1:25.000 ca. 50 Biotope dazu (GLÄNZER 1983), bei der Erstkartierung wurden ca. 40 Biotope erfaßt. Die zweite, ergänzte und überarbeitete Auflage der Kartieranleitung des 2. Durchgangs erschien 1985 (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1985). Diese unterschied 64 ausgewählte Biotoparten für die selektive Biotopkartierung, die durch Zusatzangaben zu Standort, Vegetation oder Nutzung weiter differenziert werden konnten. Gefährdete Arten sollten namentlich unter Angabe ihrer Kategorie aufgeführt werden. Darüber hinaus waren Angaben zur Identifikation der Flächen, ihrer verwaltungstechnischen Zugehörigkeit, zu Naturraum, Höhenlage und Geologie, zum Schutzstatus, zu wertbestimmenden Gesichtspunkten, zu Gefährdungen und zur Pflege sowie eine verbale Beschreibung des Objektes erforderlich. Die Ergebnisse des 2. Durchgangs der Biotopkartierung Baden-Württemberg wurden in HÖLL & BREUNIG (1995b) ausführlich dargestellt.

Anders als in Niedersachsen sollte die Kartierung in Baden-Württemberg nicht nur der Erhebung schutzwürdiger Biotope zur Vorbereitung der Schutzgebietsausweisung dienen, sondern ein möglichst umfassendes Inventar wertvoller Landschaftsbestandteile angelegt werden (HÖLL 1995a). Kriterien für die Auswahl der in den Schlüssel einbezogenen Biotoparten waren Seltenheit, Strukturreichtum, Gefährdung, Repräsentanz, erdgeschichtliche und kulturhistorische Bedeutung sowie die Wirkung auf das Landschaftsbild (HÖLL 1995a). In Baden-Württemberg gilt die von PLACHTER (1991a) getätigte Aussage, daß die Naturnähe das übergeordnete Auswahlkriterium der Biotopkartierung sei, nicht (HÖLL 1995a), dieses gilt analog auch für andere Bundesländer wie Nordrhein-Westfalen oder Niedersachsen, wo die Gefährdung explizit in den Mittelpunkt der Auswahl gestellt wird.

Die Dateneingabe und -verarbeitung erfolgt seit 1984 mit der elektronischen Datenverarbeitung (PC-Programm Biotop, Datenbank ADABAS), die Ergebnisse fließen als Baustein in das Umweltinformationssystem Baden-Württemberg (UIS) und das Arten-, Landschafts- und Biotop-

Informationssystem (ALBIS) ein (HÖLL 1995a). Informationen aus der Biotopkartierung werden eingesetzt bei der Ausweisung von Schutzgebieten, der Planung und Durchführung von Maßnahmen zum Biotopschutz und der Landschaftspflege, bei Artenschutzprogrammen, im Rahmen raumbezogener Planungen, zur Gebietsauswahl im Rahmen internationaler Verpflichtungen (CORINE, FFH-Richtlinie), bei Stellungnahmen zur Eingriffs-Ausgleichs-Regelung, für Landschafts- und Regionalpläne und in der Umweltüberwachung (Monitoring) (HÖLL 1995a).

Die kartierten Flächen wurden von den Sachgebetsbearbeitern der Bezirksstellen für Naturschutz und Landschaftspflege vier Kategorien von hervorragend bis durchschnittlich (A-D) zugeordnet (WOLF et al. 1995). Im Bereich der Bezirksstelle für Naturschutz des Regierungspräsidiums Freiburg findet diese Qualifizierung der Flächen aufgrund der vertretenen Pflanzenformationen, der gefährdeten Arten und des Artenreichtums statt, obschon die Kartierung überhaupt nicht in der Lage ist, die artbezogenen Merkmale überhaupt abzubilden. Diese Kategorisierung hat unmittelbare Konsequenzen: Flächen der Kategorie D gelten zum Beispiel in der Regionalplanung oder Landschaftsrahmenplanung nicht als regional bedeutsame Biotope (REGIONALVERBAND SÜDLICHER OBERRHEIN 1988). Die Begründung hierzu ist, daß Biotope mit der Wertstufe D keine oder nur in geringem Maße seltene, gefährdete oder sonst schutzbedürftige Tier- und Pflanzenarten enthalten, so daß diese Biotope nicht mehr als regional bedeutsam einzuschätzen sind.

Probleme des 2. Durchgangs der Biotopkartierung werden gesehen in einer möglicherweise ergänzungsbedürftigen Auswahl der zu erfassenden Biotoptypen und damit in der Zeitreihe uneinheitlichen Datenbeständen, in der finanziell bedingten einmaligen und raschen Begehung mit möglicherweise höherer Übersehensrate zu kartierender Objekte und in der ebenfalls dadurch bedingten Schwäche im Hinblick auf die Erfassung von Tier- und Pflanzenarten (HÖLL 1995a). Es handelt es sich bei der Biotopkartierung aber auch primär um eine Lebensraumkartierung und nicht um eine artbezogene Erhebung (HÖLL 1995a). Da nach HÖLL (1995a) größtenteils nicht mit Luftbildern gearbeitet wurde, könnten Übersehensfehler auch hierin eine wesentliche Ursache haben.

HÖLL & BREUNIG (1995a) stellen die Biotopkartierungsergebnisse nach Biotoptypen getrennt vor. Die Flächenangaben zu den Biotoptypen sind dabei nicht streng quantitativ, sondern als Orientierungswerte zu betrachten, unter anderem, weil oft mehrere Biotoptypen auf einer Fläche kartiert und als Haupt- und Nebenbiotoptypen kodiert, flächenmäßig aber nicht differenziert wurden. Die Auswertung wurde deshalb bei den einzelnen Biotoptypen auf die Fläche der Hauptbiotoptypen und die Anzahl der Nennungen als Haupt- oder Nebenbiotoptyp bezogen (HÖLL & BREUNIG 1995a). Die nicht präzise Flächenberechnung schränkt die Möglichkeiten von Zeitreihenvergleichen der Flächenentwicklung von Biotoptypen ein.

Da die Vorgaben, ab wann ein konkreter Bestand eines Biotoptyps in die Kartierung aufzunehmen war, nicht landesweit für alle Typen festgelegt wurde und zudem die Vorgabe bestand, die jeweils bedeutendsten Biotope eines Gebietes zu erfassen, treten regionale Abweichungen bei der Auswahl der kartierten Bestände auf (HÖLL & BREUNIG 1995b, BREUNIG 1995). In Gebieten mit gehäuftem Auftreten eines Biotoptyps waren die Ansprüche an die Erfassung oft höher als in Gebieten, wo diese seltener waren (BREUNIG 1995). Aus der Perspektive gefährdeter Arten kann diese Fokussierung fatal sein, da möglicherweise die Lebensräume der größten Populationen mit den höchsten Überlebensaussichten systematisch in der Kartierung unterrepräsentiert werden. Für einen Teil der Biotoptypen hatte die Erfassung ohnehin keinen systematischen Charakter wie zum

Beispiel für wildkrautreiche Äcker, Alleen, Einzelbäume, Waldmäntel, Felswände, Höhlen, aber auch für bodensaure Laub- und Nadelwälder (HÖLL & BREUNIG 1995a).

Für den 3. Durchgang mußte der bestehende Kartierschlüssel und der Maßstab an die neue Aufgabenstellung angepaßt werden. Kartiert werden jetzt nur noch die unter den gesetzlichen Pauschalschutz des § 24a Landesnaturschutzgesetz fallenden Biotoptypen. Da die Kartierung aufgrund ihrer Rechtswirkung parzellenscharf erfolgen muß, wird sie im Maßstab 1:5.000 durchgeführt. Weitere Veränderungen liegen in der Trägerschaft der Unteren Naturschutzbehörden für die Kartierung und in der Beschränkung auf das Offenland. Zu kartieren sind Bestände von 60 Biotoptypen, wenn sie die Kriterien für eine Aufnahme hinsichtlich definierter Mindestflächen, -längen oder -qualitäten erfüllen (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1997a). Demgegenüber unterscheidet der Biotoptypenschlüssel zur flächendeckenden Biotopkartierung in Baden-Württemberg (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1997b) 123 Typen, davon 6 für die Siedlungs- und Infrastrukturflächen. Darüber hinaus stehen für die Klassifizierung des besiedelten Bereiches und der Verkehrsflächen weitere 43 Biotopkomplextypen zur Verfügung. Die nach § 24a zu kartierenden Biotoptypen werden jeweils beschrieben, ihr Verbreitungsschwerpunkt, die pflanzensoziologische Zuordnung, die kennzeichnenden Pflanzenarten wie auch typische Strukturen und Standorte genannt. Spezielle Hinweise beziehen sich auf die Abgrenzung zu anderen Biotoptypen und auf Verwechslungsmöglichkeiten sowie auf die Bedingungen für eine Aufnahme als § 24a-Biotop. Verschiedenen Schlüssellisten in der Kartieranleitung sind Codes zu weiteren Erfassungskriterien zu entnehmen (Biotop-elemente, mögliche Beeinträchtigungen, Nutzungen, Bewertungskategorien, wertbestimmende Gesichtspunkte, Schutzstaten, geologische Formationen, Naturräume).

Vor dem Hintergrund des niedrigen Leistungsvermögens solcher Kartierungen in Hinblick auf eine objektive Abbildung des Arteninventars sind besonders die wertbestimmenden Gesichtspunkte und die Bewertungskategorien bemerkenswert. Viele der wertbestimmenden Gesichtspunkte heben direkt auf Inventare der Flora oder Fauna ab (Landkreisbedeutsamkeit, Naturraumbedeutsamkeit, Vorkommen seltener Arten, Vorkommen gefährdeter Arten, Arten am Rand ihres Areals), obschon die Kartierung zu deren objektiver Erfassung nicht in der Lage ist. Hinzu kommen Operationalisierungsprobleme der Parameter: Während der Gefährdungsaspekt über die Roten Listen zumindest instrumentalisiert ist, gilt diese für andere Kriterien wie die Seltenheit weitaus weniger. Versuche, Seltenheit über die Anzahl belegter Rasterfelder im Bezugsraum (Rasterweiten von ca. 40 - 100 km²) zu qualifizieren sind schwierig, weil sich bei vielen niederen Pflanzen oder wirbellosen Tieren die Sammelaktivität sehr stark im Verbreitungsbild und in der Zahl der Nachweise durchpaust. Es werden zwar über die genannten Kriterien hinaus weitere zur Einstufung der Gebiete genannt, von denen in der Regel auch jeweils eines für eine Zuordnung ausreicht, die Verwendung der artbasierten Kriterien in dem Bewertungsschema täuscht aber zumindest einen nicht vorhandenen Informationsstand vor, zumal diese jeweils an erster Stelle angeführt werden.

Im Vergleich zur Vorkartierung im Maßstab 1:25.000 wird bei der § 24a-Kartierung im Maßstab 1:5.000 eine geringere Biotopfläche bei erhöhter Anzahl an Biotopen erfaßt (HÖLL 1995a). Ursache hierfür ist die veränderte Biotoptypenauswahl der Kartierung, eine enge, exakte Abgrenzung der Flächen aufgrund der rechtlichen Folgewirkungen, die maßstäblich bedingte feinere Auflösung der Kartierung und die durch die Verwendung von Luftbildern bedingten besseren Abgrenzungsmöglichkeiten (HÖLL 1995a).

Im Waldbereich wird die Biotopkartierung in Trägerschaft der Forstverwaltung unter Verwendung

eines eigenen Kartierschlüssels (FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG 1997) durchgeführt. Zielsetzung der selektiven Waldbiotopkartierung ist die Erfassung und Darstellung der seltenen und damit schutzwürdigen Biotope, die nach § 30a Landeswaldgesetz und § 24a Landesnaturschutzgesetz gesetzlich pauschal geschützt sind. Der 1995 bei der Novellierung des Landeswaldgesetzes verabschiedete § 30a geht für den Waldbereich über die in § 24a definierte Biotoptypenliste hinaus und schützt unter anderem auch regional seltene naturnahe Waldgesellschaften auf Normalstandorten, Wälder als Reste historischer Bewirtschaftungsformen und strukturreiche Waldränder (FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG 1997).

Der Biotoptypenschlüssel umfaßt 12 als Leitbiotoptypen bezeichnete Obergruppen, denen 104 Untereinheiten zugeordnet werden können, die als Biotopstrukturen bezeichnet werden, aber den Biotoptypen anderer Gliederungen entsprechen. Der Erhebungsbogen beinhaltet Angaben zur Identifizierung der kartierten Fläche, ihrer verwaltungstechnischen und standörtlichen Einbindung, eine Kurzbeschreibung des Leitbiotoptyps und dessen Verschlüsselung, weitere Hinweise zur Zusammensetzung, Struktur, Bewirtschaftung und Gefährdung sowie eine Artenliste. Die Daten werden elektronisch verarbeitet, die Kartiererergebnisse mit der Landesanstalt für Umweltschutz abgestimmt, von dieser stichprobenartig überprüft und dann übernommen (FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG 1997).

Die unter den gesetzlichen Pauschalschutz fallenden seltenen regionalen Waldgesellschaften verdeutlichen die Problematik einer gefährdungsbasierten Auswahl selektiv zu kartierender Biotoptypen besonders gut. Kartiert werden Waldgesellschaften, die standörtlich selten oder durch Rodung und Umwandlung selten geworden sind. Für jede Waldgesellschaft wird auf Basis der Wuchsgebiete und Wuchsbezirke der forstlichen Standortgliederung festgelegt, in welchem Raum sie als regional selten anzusehen und damit auch zu erheben ist. Dies führt zum Beispiel bei Buchenwäldern bodensaurer oder mittlerer Standorte dazu, daß diese dort erfaßt werden, wo ihr Flächenanteil gering und ihre Fragmentierung hoch ist. In Wuchsbezirken mit noch hohen Anteilen dieser Buchenwälder werden die großflächigen Bestände demgegenüber nicht erfaßt, obschon diese möglicherweise im Hinblick auf ihr Arteninventar, die Populationsgrößen der dort lebenden Arten und auf ihr Entwicklungspotential besonders hochwertig sind. Im Hinblick auf internationale Verpflichtungen, wie der FFH-Richtlinie, wären diese Bereiche auch vorrangig zu erfassen. Das Beispiel verdeutlicht, daß die Zielsetzung der vegetationskundlich definierten Repräsentanz, zum Beispiel aller Waldgesellschaften im Schutzgebietssystem eines Naturraums, nur eingeschränkt zielführend sein kann und dringend um andere Aspekte zu ergänzen ist.

Durch die erhöhte Anzahl an Kartierern und die enge Einbindung der Forstverwaltung vor Ort wird die Biotopkartierung im Wald während des 3. Durchgangs mit weitaus höherer Intensität als vorher durchgeführt, im Gegensatz zur früheren Situation ist die Bereitschaft der unteren Forstverwaltungsebene zur Zusammenarbeit deutlich höher (HÖLL 1995a).

Risiken selektiver Biotopkartierungen

Die Defizite der selektiven Kartierungen liegen generell und über Baden-Württemberg hinausgehend in der Auswahl der zu kartierenden Typen, in der fehlenden, zumindest aber sehr eingeschränkten und nicht objektiven Erfassung der Arteninventare und fallweise auch in einer schlechten räumlichen Durchforschung der Landschaft im Hinblick auf die zu kartierenden Einheiten. Für die selektive Kartierung müssen vor der Zustandsanalyse bereits Prioritäten im

Hinblick auf die einzubeziehenden Biotoptypen getroffen werden (ARBEITSGRUPPE METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH 1993, HAMMER 1991). Dieses geschieht meist aufgrund unterstellter Schutzwürdigkeit oder Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. Eine Analyse der Gesamtlandschaft und eine auf dieser beruhende Prioritätensetzung für Schutz, Pflege und Entwicklung ist im Gegensatz zu den flächendeckenden Verfahren grundsätzlich ausgeschlossen. Für die Entwicklung und Umsetzung des als notwendig erachteten flächendeckenden Schutzgebietssystems abgestufter Intensität im Sinne von ERZ (1980) oder BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1997) sind selektive Biotopkartierungen nicht geeignet, da sie nur (sehr kleine) Teile der Inventurräume abdecken. Irrtümer und Fehler bei der Auswahl der selektiv zu kartierenden Typen pflanzen sich über die Zustandsanalyse bis in die Naturschutzplanung und deren Umsetzung fort. SCHLUMPRECHT & VÖLKL (1992) haben am Beispiel verschiedener Biotopkartierungen gezeigt, daß die floristisch-vegetationskundliche Selektion der Schutzwürdigkeit von Biotoptypen die Lebensräume gefährdeter Tierarten systematisch und gravierend unterrepräsentiert. Zudem besteht bei den selektiven Kartierungen auch nicht die Möglichkeit, aufgrund veränderter Kenntnisse oder Prioritäten über die selektiv erfaßten Typen hinaus Neuauswertungen oder andere Prioritätensetzungen vorzunehmen. Aus diesem Grunde sind die selektiven Biotopkartierungen der Bundesländer auch nur eingeschränkt für eine Auswertung bezogen auf die Anforderungen der FFH-Richtlinie geeignet, da dort in Anhang I geführte Typen (zum Beispiel Buchenwälder) nicht hinreichend in den Biotopkartierungsinventaren abgebildet sind. ERZ (1994) hält die selektive Kartierung insbesondere für das Einbringen von Zielen des Arten- und Biotopschutzes in Gesamtplanungen (Raum-, Bauleit-, Fach- und Landschaftsplanungen) aufgrund ihrer Selektivität für ungeeignet.

Selektive Biotopkartierungen beschränken zudem Entscheidungen im Naturschutz auf die gelistete Auswahl an Biotoptypen und ihre konkret kartierten Bestände. Für deren Aufnahme in das Inventar sind oft mehr oder weniger konkret definierte Schwellenwerte im Hinblick auf Mindestflächen und/oder -qualitäten definiert. Inwieweit die Kartierungen in der Lage sind, tatsächlich den Großteil dieser Bestände zu erfassen, ist durchaus fraglich. Da sie anders als die flächendeckenden Verfahren nicht zu einer lückenlosen Kartierung gezwungen sind, wird möglicherweise auch die räumliche Durchdringung der Landschaft niedriger und die Übersehensrate der zu erfassenden Bestände höher sein. Dieses gilt insbesondere bei einer niedrigen materiellen Ausstattung der Inventuren, die zu einer raschen und groben Aufnahme und im Ergebnis zu einer ausgesprochen lückenhaften und subjektiven Kartierung führen kann.

Auf der Basis der Kartierung können Prioritätensetzungen im Arten- und Biotopschutz aufgrund folgender Kenntnisse und nur im Hinblick auf die selektierten Biotoptypen erfolgen:

- Flächenanteil unterschiedlicher Biotoptypen im Natur-/Verwaltungsraum und im Schutzgebietssystem sowie ihre typenspezifische Gefährdungssituation zur Abwägung, welche Typen vorrangig zu sichern sind
- Flächengröße, Lage zu anderen kartierten Biotopen sowie mit Einschränkungen auch Nutzung und Gefährdung zur Abwägung, welche konkreten Bestände eines Biotoptyps vorrangig gesichert werden sollen
- Durch ein theoretisch denkbares, praktisch aber aufgrund unterschiedlicher Kartieranleitungen, schlechter räumlicher Durchdringung, fehlerhafter Ansprache und Abgrenzung nicht funktionierendes Monitoring von Flächenanteil, Flächengröße und Flächenverteilung der Biotoptypen könnten Argumente für die Erstellung der Rote Liste Biotope sowie begründete

Vorschläge für die Aufnahme in den Katalog der gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen erarbeitet werden.

Veröffentlichte Arbeiten, die die Ergebnisse der selektiven Biotopkartierungen überprüfen, sind ausgesprochen selten. Die wenigen bestehenden Untersuchungen fragen nur nach den Ursachen für Unterschiede zwischen Erst- und Zweitkartierung der gleichen Objekte, nicht nach der Übersehensrate oder in welchem Grade die Selektionsprinzipien für den Arten- und Biotopschutz zielführend sind oder nicht. Für Rheinland-Pfalz haben BRECHTEL & HACKENBERG (1987) versucht, die Zuverlässigkeit der selektiven Biotopkartierung als Datengrundlage für Planungen des Naturschutzes zu diskutieren. Durch Wiederholungskartierungen - so ihre These - sollte über zeitliche Vergleiche des Zustandes der Flächen ein Monitoring für den Naturschutz möglich sein. Für ihre Stichprobe kamen BRECHTEL & HACKENBERG (1987) zu dem Ergebnis, daß der Zustand der 6 - 8 Jahre nach der Erstkartierung wiederaufgenommenen Flächen in 60 % dem Ausgangszustand mehr oder weniger ähnlich und in 40 % der Fälle deutlich verschieden war. Die Verschiedenheit gegenüber der Erstaufnahme wurde zu 45 % auf Sukzession oder Nutzungsaufgabe, zu 31 % auf veränderte anthropogene Eingriffe und zu 24 % auf offensichtliche Kartierfehler zurückgeführt. Die Kartierfehler waren hauptsächlich durch falsche Zuordnungen von Biotoptypen zu Objekten bedingt und spiegelten zum Teil die Eigenarten der Kartierer wider. Darüber hinaus wurde auch eine gewisse Willkür der Kartierenden bei der Flächenabgrenzung bemängelt. Die Fehlerquellen im Rahmen einer selektiven Biotopkartierung werden von BRECHTEL & HACKENBERG (1987) in fachlich-inhaltliche und arbeitstechnische Fehler unterschieden und wie folgt systematisiert:

- Fachlich-inhaltliche Fehler
 - Ansprache der Biotoptypen
 - Bestimmung der in den Biotopen vorgefundenen Tier- und Pflanzenarten
 - Bewertung der Biotope, beginnend schon bei der Entscheidung Aufnahme oder Nichtaufnahme in die Kartierung
- Arbeitstechnische Fehler
 - Übertragung der vorgefundenen Realität auf die Erfassungsbögen
 - Eintragung der Biotop-Fundorte in die Kartenunterlagen

DORDA (1991) stellte bei Wiederholungskartierungen in zwei Naturräumen im Saarland eine Abweichung vom Ausgangszustand in nur 10 % der Fälle fest, wovon 2 % auf Sukzession, 5 % durch anthropogene Eingriffe und 3 % durch fehlerhafte Ansprache verursacht waren. Er betont aber, daß die Fortschreibung der Kartierung auch bei geringen Zuordnungsfehlern der Biotoptypen zu Objekten kaum flächenwirksame Aussagen erlaubt. Dieses wird zurückgeführt auf die Abhängigkeit der Flächenbilanzierung der Biotoptypen von unterschiedlichsten Einflüssen:

- Reale Flächenveränderung
 - Veränderte Biotopsituation
 - Methodisch bedingt
 - Andere Abgrenzung
 - Schätz- und Meßfehler (Schätzfehler vor allem bei der Breite linearer Objekte)
 - Subjektive Fehler, Eigenart der Kartierer bei der Ansprache
- Gelöschte Biotope
 - verschwundene oder beeinträchtigte Biotope
 - subjektiver Fehler bei der Erstaufnahme

- Neu kartierte Biotope
 - Neu entstanden
 - Beim Erstdurchgang übersehen
 - Anleitung verändert

Die einzige Option für ein Monitoring der Biotoptypen im Rahmen der selektiven Biotopkartierung sieht DORDA (1991) in einem qualitativen Vergleich der Nutzungsentwicklung an einzelnen Objekten.

Eine Abschätzung der Erhebungsintensität wird für den zweiten Durchgang der Biotopkartierung Baden-Württemberg aufgrund der in HÖLL (1995b) genannten Anzahl und Fläche der kartierten Biotope sowie der Zahl der eingesetzten Kartierer versucht. Von 1981 bis 1983 wurden vier Kartierer eingesetzt, 1984 bis 1989 dann 8 - 10 (9). Die zusammen 66 Arbeitsjahre mit jeweils 220 Arbeitstagen ergeben 14.520 Arbeitstage. Bei 44.787 kartierten Biotopen mit 466.406 ha Fläche (13 % der Landesfläche) ergeben sich dann die nachfolgenden Werte. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß diese nicht der reinen Kartierungszeit entsprechen, daß heißt der Aufwand für Vorbereitung, Materialbeschaffung, EDV-Eingabe, Auswertung, Reinzeichnen von Karten, Anfahrt usw. ist enthalten:

- Zeit- und Kostenaufwand je Hektar Gesamtfläche: ca. 2 Minuten, 3,30 DM
- Zeit- und Kostenaufwand je Hektar Biotopfläche: ca. 15 Minuten, 25 DM
- Zeit- und Kostenaufwand je kartiertem Biotop: ca. 156 Minuten, 250 DM
- Kartierleistung je Tag (unabhängig von Jahreszeit und Wetter): 240 Hektar
- Kartierleistung an Biotopfläche/Tag: 32 Hektar
- Kartierleistung bezogen auf Anzahl der Biotope/Tag: ca. 3

Den auf diesem Wege ermittelten Wert von 156 Minuten maximalster Inventurzeit je kartiertem Biotop (ein realer Wert liegt vielleicht bei höchstens einem Viertel), können jetzt die für verschiedene Erhebungen veranschlagten mittleren Zeiten aus Anhang 116 gegenübergestellt werden (Geländezeit/Bürozeit/Gesamtzeit in Minuten je Hektar), die bei den Arterhebungen meist einen Erfassungsgrad von 70 bis 80 % des realen Inventars anstreben. Dabei wurde eine Größe der einzelnen Befundeinheiten von 10 Hektar unterstellt (Anhang 116):

- Landnutzungskartierung: 12 / 30 / 42
- Flächendeckende Biotoptypenkartierung 1:5.000: 15 / 42 / 57
- Kartierung gefährdeter Gefäßpflanzen 1:5.000: 57 / 66 / 123
- Kartierung gefährdeter Moose 1:5.000: 69 / 66 / 135
- Erhebung Heuschrecken: 69 / 72 / 141
- Erhebung Tagfalter/Widderchen: 87 / 96 / 183
- Erhebung Gesamtartenbestand Gefäßpflanzen: 96 / 93 / 189
- Erhebung Gesamtartenbestand Flechten: 72 / 165 / 237
- Erhebung Gesamtartenbestand Moose: 102 / 144 / 246
- Erhebung Laufkäfer: 345 / 159 / 504
- Erhebung Großpilze: 960 / 1095 / 2055

Die beispielhafte Berechnung verdeutlicht drastisch, daß selektive Biotopkartierungen dem teilweise und so auch oben geäußerten Anspruch, Arten inventarisieren zu können, nicht gerecht werden können, zumal hier nur ein kleiner Ausschnitt des zu berücksichtigenden Arteninventars aufgezeigt wurde. Werden in der Folge auf Arten bezogene Wertzuweisungen vorgenommen, wie zum Beispiel hinsichtlich des Gehaltes an gefährdeten Arten oder des Artenreichtums, sind diese

aufgrund der geringen Untersuchungsdauer, der fehlenden und auch nicht möglichen Spezialisierung jeden Bearbeiters auf jede Artengruppe und des einmaligen und im Hinblick auf die Phänologie der Arten nicht abgestimmten Erhebungszeitpunktes subjektiv. Auch wenn so im Einzelfall interessante Funde möglich sind und auch im Rahmen der Gesamtkartierung erhebliche Fundmeldungen zusammenkommen, sind diese Daten für den Objektvergleich ungeeignet. Die Kartieranleitung für Niedersachsen (DRACHENFELS & MEY 1990) charakterisiert die Möglichkeiten der Kartierung im Hinblick auf die Erfassung von Arten diesbezüglich sehr realistisch. Demnach beschränkt sich die Erfassung der Flora auf die bestandsprägenden und sonstigen kennzeichnenden bzw. aufgrund ihrer Gefährdung besonders wertbestimmenden Pflanzenarten, eine Vollständigkeit wird nicht angestrebt, die Erfassung von Tierarten bleibt auf Zufallsfunde begrenzt. Konsequenterweise finden sich in diesem Kartierschlüssel auch keine artbasierten Wertzuweisungsmerkmale. Die Erhebung und Aufbereitung artbezogener Daten ist in Niedersachsen weitgehend den Pflanzen- und Tierartenerfassungsprogrammen vorbehalten, aus diesen fließen dann auch Flächenhinweise in die Biotopkartierung ein (DRACHENFELS & MEY 1990).

Ein objektiver Typen- oder Flächenvergleich bezogen auf das Arteninventar oder auf ihre Bedeutung für artbezogene Raum-Zeit-Systeme im Sinne der Habitataffektivität für ausgewählte Arten ist auf der Basis selektiver Biotopkartierungen nicht möglich. Entsprechende Argumente im Sinne einer relativen Hochwertigkeit des Inventars oder der Funktion der Flächen im Hinblick auf die Überlebenssicherung von Arten fehlen deshalb für die Umsetzung oder halten einer Überprüfung nicht stand. Auch die Aussage HÖLZINGERS (1983), daß die ausgewiesenen Naturschutzgebiete 7 % und die Flächen der damals 12.000 kartierten Biotope in Baden-Württemberg 95 % des Artenspektrums der gefährdeten Vogelarten umfassen, sagt hinsichtlich der Überlebensaussichten dieser Arten nichts aus. Seine Schlußfolgerung, daß Überleben dieser Arten hinge von der Sicherung dieser Flächen ab, ist unzulässig, da aus der aktuellen Präsenz der Arten nicht auf deren Überleben geschlossen werden darf, und es zudem äußerst fraglich ist, ob sie dieses könnten, wenn die verbleibenden 90 oder 95 % der Fläche ihre Habitataffektivität teilweise oder völlig verlieren würden. Umgekehrt kann mangels fehlender Daten auch nicht konkret beurteilt werden, welches Arteninventar bezogen auf die Gesamtlandschaft in den Beständen der zur Kartierung ausgewählten Biotoptypen enthalten ist und welche Bedeutung den Beständen im Hinblick auf die Überlebensfähigkeit der Arten zukommt.

In logischer Folge wurde auch bei der Aufstellung des Zielartenkonzeptes für Baden-Württemberg festgestellt, daß die Aussagefähigkeit der Biotopkartierung für dessen Zwecke nicht ausreicht, insbesondere für die Präzisierung der dort formulierten Grobziele muß die Datengrundlage in allen Naturräumen weiter verbessert werden (INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPLANUNG UND ÖKOLOGIE DER UNIVERSITÄT STUTTGART 1998).

ERZ (1994) betont ebenfalls die unzulängliche Behandlung insbesondere der Fauna, zumal andere Erfassungsprogramme für Tier- und Pflanzenarten nicht immer auf eine Integration in die Biotopkartierung abzielen. Eine drastische Kritik an der Biotopkartierungspraxis in Bayern übt aus floristischer Sicht ZAHLHEIMER (1985). Er bemängelt insbesondere die geringe zur Verfügung stehende Zeit, die hohe Übersehensrate an zu kartierenden Flächen, deren kartographisch großzügige Abgrenzung, die Angaben falscher Lokalitäten, den niedrigen Erfassungsgrad für den Arten- und Biotopschutz wesentlicher Sippen auf den kartierten Flächen und die subjektive floristische Aufnahme nach der Willkür des Kartierers. Die taxonomische Zuordnung im Rahmen

dieser Kartierung war bis auf Einzelfälle korrekt, weil die Bearbeiter vorrangig erfaßten, was sie gut kannten (Z AHLHEIMER 1985). Für die Biotopkartierung des Landkreises München stellt er dagegen eine Häufung gravierender Falschmeldungen fest (Z AHLHEIMER 1985). Als Ausweg schlägt er vor, den Versuch der Erfassung des gesamten Gefäßpflanzenspektrums wegen Unsicherheit, Zeitaufwendigkeit und Überflüssigkeit aufzugeben und stattdessen die mengenmäßig hervortretenden Sippen zu benennen sowie die für den Arten- und Biotopschutz bemerkenswerten Sippen quantitativ zu erfassen (Z AHLHEIMER 1985).

Die selektive Kartierung trägt durch die Betonung der als schutzwürdig angesehenen Biotope auch zu der schon weithin verbreiteten öffentlichen Meinung bei, die Landschaft setze sich aus 10 % wertvollen Biotopen und zu 90 % aus nicht wertvollen "Unbiotopen" zusammen (FINCK et al. 1997), die beliebige Dispositionsmasse für Nutzungsinteressen sind. SSYMANK (1997a) macht die selektive Biotopkartierung zudem für die fachlich unbefriedigende Ausgestaltung des deutschen Naturschutzgebietssystems bezogen auf Flächengrößen, Flächenverteilung und Funktionalität mitverantwortlich.

Trotzdem sollen die Kartierungen (Wiederholungskartierungen) der gefährdeten und schutzbedürftigen Biotope weiterhin im Zentrum der Erhebungsaktivitäten stehen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997), darüber hinaus sind aber auch flächendeckende Erhebungen und Bilanzierungen der Biotop- und Nutzungstypen durchzuführen, die wiederum durch genaue repräsentative Bestands- und Zustandserhebungen ergänzt werden müssen. Die alleinige Kartierung von Biotoptypen wird als in der Regel nicht ausreichend angesehen, vielmehr sollen gleichzeitig auch Informationen zu Tier- und Pflanzenarten, -populationen oder -gemeinschaften erhoben werden (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Die Förderung und Verfeinerung der Biotopkartierung und eine ausreichende Mittelbereitstellung zur Fortschreibung und Ergänzung der wissenschaftlichen Grundlagen des Arten- und Biotopschutzes wurde vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen bereits 1985 gefordert (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1985), ebenso eine bessere Ausstattung der Naturschutzbehörden mit biologisch geschultem Personal.

Neben den selektiven Biotopkartierungen bestehen in vielen Bundesländern weitere Kartieranleitungen oder auch Vorhaben, die sich in unterschiedlichem Umfang selektiv der Erfassung eines bestimmten Biotoptyps widmen, zum Beispiel in Nordrhein-Westfalen den Quellen (NATURSCHUTZZENTRUM NORDRHEIN-WESTFALEN 1993, LISCHESKI 1994), Kleingewässern (SCHULTE 1982), Fließgewässern (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE & LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL 1985), Streuobstgebieten (BÜNGER 1993) sowie verschiedenen gliedernden Landschaftselementen (BAUER et al. 1986). Hinsichtlich ihrer vielseitigen Datenstruktur, ihrer Organisation und dem sukzessiven Aufbau eines landesweiten Katasters kann die Quellkartierung in Nordrhein-Westfalen dabei als richtungsweisend bezeichnet werden.

2.2.3.2 Flächendeckende Biotop(typen)kartierungen

In mehreren europäischen Ländern wird eine flächendeckende Biotopkartierung erprobt oder durchgeführt, zum Beispiel in den Niederlanden, Belgien oder Schweden (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG 1991). Im Gegensatz zur selektiven Kartierung finden dabei Prioritätensetzungen des Arten- und Biotopschutzes erst nach einer flächendeckenden Inventarisierung und Analyse der Landschaft statt. In der Bundesrepublik

Deutschland wird bisher weder auf Länder- noch auf Bundesebene mit Ausnahme der Stadtstaaten eine derartige Geländekartierung vorgenommen. Die in den neuen Bundesländern durchgeführten und in anderen angedachten flächendeckenden Biotop- oder Nutzungstypenkartierungen durch eine Color-Infrarot-Luftbildauswertung wurden einschließlich ihrer Probleme bereits dargestellt. Regional begrenzte Geländekartierungen im Maßstab 1:5.000 oder 1:10.000 mit dem Ziel einer flächendeckenden und lückenlosen Gliederung der Untersuchungsgebiete in Biotoptypen werden aber dennoch zu verschiedenen Anlässen vorgenommen. Sie sind in manchen Bundesländern Grundlage des Landschaftsrahmen- oder Landschaftsplans und werden in Stadtbiotopkartierungen, Waldbiotopkartierungen, der Pflege- und Entwicklungsplanung sowie bei Vorhaben zur Eingriffs-Ausgleichs-Regelung oder Umweltverträglichkeitsprüfung angewendet. Hinsichtlich ihres bearbeiteten Flächenumfangs, ihrer Aktualität und ihren Ergebnissen liegen keine zusammenfassenden Darstellungen vor.

1995 waren in der Bundesrepublik 1.720 Landschaftspläne abgeschlossen, 2480 in Vergabe oder Bearbeitung, die Landschaftsrahmenplanung ist in den Flächenbundesländern fast vollständig abgeschlossen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c). Die Durchführung der dieser Planung zugrundeliegenden Erhebungen ist heterogen. Nicht in allen Bundesländern ist eine flächendeckende Biotoptypenkartierung verpflichtend, nicht überall basiert sie auf einem landesweit vorgegebenen, einheitlichen Biotoptypenschlüssel. Die Pläne werden je nach Träger zu unterschiedlichen Zeitpunkten begonnen und haben unterschiedliche Laufzeiten bis zu ihrer Fertigstellung. Nicht alle Daten werden digitalisiert und in dem gleichen Geographischen Informationssystem zu einheitlichen Konventionen verarbeitet. Aus diesen Gründen ist eine Zusammenführung und Zusammenfassung der Kartierungen auf Landes- oder Bundesebene kaum möglich und wird auch nicht vorgenommen. Für Baden-Württemberg war angedacht, die Gemeinden als Träger einer umfassenden Landschaftsanalyse stärker in die Pflicht zu nehmen, auf deren Grundlage die Landschaftsplanung dann aufbauen sollte (MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG 1989).

Von insgesamt 177 Stadtbiotopkartierungsvorhaben in Groß- und Mittelstädten der Bundesrepublik Deutschland basieren 31 % auf einer flächendeckenden Kartierung der Biotoptypen. Der potentielle Flächenumfang der Pflege- und Entwicklungsplanung in Schutzgebieten sowie der Vorhaben zur Eingriff-/Ausgleichsregelung und Umweltverträglichkeitsprüfung wurde schon an anderer Stelle diskutiert und dürfte im Jahr bei wenigen Prozent der Fläche liegen. In manchen Bundesländern haben mehr als zwei Drittel der Naturschutzgebiete auch heute noch keinen Pflege- und Entwicklungsplan.

Grundlagen der flächendeckenden Biotopkartierung sind bundes- und teilweise auch landesweite Verzeichnisse der Biotoptypen sowie mit Einschränkungen auch der Biotopkomplexe und Biotop-elemente, die häufig weitere Merkmalskataloge zur engeren Eingrenzung der Standorte und Strukturen sowie zur Charakterisierung von Nutzungen, Beeinträchtigungen oder Gefährdungen beinhalten.

Aufbauend auf der intensiven und einheitlichen Gliederung der Vegetation Mitteleuropas durch die Pflanzensoziologie und entsprechenden Übersichten (zum Beispiel ELLENBERG 1982 für Mitteleuropa, POTT 1992 für Deutschland und OBERDORFER 1977, 1978, 1983, 1992 für Süddeutschland) sowie auf aus zoologischer Sicht vorgenommenen Einteilungen (FRIESE et al. 1973, HEYDEMANN 1980, HEYDEMANN & NOWAK 1980, LÜTTMANN et al. 1987, RIECKEN & BLAB 1989) haben RIECKEN et al. (1993) ein Verzeichnis der Biotoptypen für die Bundesrepublik

Deutschland vorgelegt, daß im Rahmen der Bearbeitung der Rote Liste Biotope (RIECKEN et al. 1994) weiter präzisiert wurde. Die Liste umfaßt 571 Typen, von denen 62 auf den Siedlungs- und Verkehrsbereich entfallen, sowie eine Reihe weiterer Differenzierungskriterien. Das Verzeichnis wurde mit feinerer Differenzierung in Anpassung an die lokalen Verhältnisse sowie mit einer sowohl starken Präzisierung als auch Ausweitung der Differenzierungskriterien im Rahmen der Fallstudie dieser Arbeit angewendet. RIECKEN et al. (1994) geben auch einige Biotopkomplexe an, Auflistungen von Biotopelementen (KLAUSNITZER 1993) oder wichtigen Qualitäten (MIOTK 1993) bedürfen aber noch der Ausarbeitung. SSYMANK (2000) listet 68 Biotopkomplextypen als Grundlage für flächendeckende Kartierungen in der Bundesrepublik Deutschland auf. Dabei werden aufgrund von Unterschieden in der Belastungs- und Nutzungssituation insgesamt 244 Subtypen unterschieden.

Für Österreich liegen Vorarbeiten zu einem Katalog der Biotoptypen vor, der bisher ca. 200 Typen umfaßt (BÖHMER et al. 1989) sowie ein Pilotversuch, Kulturlandschaften als Komplexe durch die Kartierung ihrer Elemente zu beschreiben, die dazu über 7 Elementreihen, 36 Elementgruppen und ca. 100 Elemente beschrieben werden (FINK et al. 1989). Die bundesweit empfohlene Anleitung zur Stadtbiotopkartierung (ARBEITSGRUPPE "METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH" 1993) unterscheidet 170 Biotoptypen. Der nordrhein-westfälische Schlüssel differenziert 175 Typen sowie weitere 39 für den besiedelten Bereich (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG 1991). Dort ist darüber hinaus auch die Zugehörigkeit zu den 83 im Land vorkommenden Verbänden des pflanzensoziologischen Systems anzugeben. Die niedersächsische Kartierschlüssel für Biotoptypen (DRACHENFELS 1994) unterscheidet 437 Biotoptypen zuzüglich 57 technischer Typen im Siedlungsbereich und enthält für jeden Biotoptyp eine Kurzdefinition, die Untertypen und Pflanzengesellschaften, kennzeichnende Pflanzenarten, Hinweise zur Erfassung aus CIR-Luftbildern sowie Angaben zur besten Kartierungszeit und besondere Hinweise zur Ansprache oder zur Abgrenzung zu anderen Einheiten.

Das Beispiel Baden-Württemberg

Der Biotoptypenschlüssel für Baden-Württemberg (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1997b) unterscheidet 117 Biotoptypen zuzüglich 6 Biotoptypen der Siedlungs- und Infrastrukturfleichen. Für eine alternative Gliederung des besiedelten Bereichs bietet der Schlüssel 43 Biotoptypenkomplexe an. Die Biotoptypenbeschreibung macht Angaben zum Status des Biotoptyps nach § 24a Landesnaturschutzgesetz, § 30a Landeswaldgesetz und nach der FFH-Richtlinie, enthält eine Kurzbeschreibung sowie eine Liste der zu verschlüsselnden Eigenschaften. Weiter nennt sie für jeden Biotoptyp die Untertypen, die kennzeichnende Vegetation und typischen Pflanzenarten sowie typische Strukturen und Relieflagen. Darüber hinaus definiert sie Abgrenzungskriterien gegenüber anderen Biotoptypen und Bedingungen zur Erfassung als § 24a Biotop. Abschließend wird auf Möglichkeiten der Verwechslung oder Fehlansprache hingewiesen. Im Unterschied zur Bundesbiotoptypenliste und den Listen anderer Bundesländer werden in Baden-Württemberg 2 Biotopreihen unterschieden, von denen eine Gewässer und terrestrisch-morphologisch definierte Biotoptypen und die andere über die Vegetation gekennzeichnete Typen umfaßt.

Das über die Biotoptypenliste hinausgehende Schlüsselverzeichnis soll als einheitliches Bezugssystem für alle Datenerhebungsprojekte zu Biotopen und Arten den Aufbau von

übergreifend auswertbaren Informationsbeständen der Naturschutzverwaltung Baden-Württembergs dienen (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1997b). Die Pflege und Fortschreibung dieses Datenschlüssels erfolgt durch die Landesanstalt für Umweltschutz. Ziel ist die reibungslose Zusammenführung von Daten aus verschiedenen Projekten, die Vergleichbarkeit erhobener Daten, die Aufwandsminimierung bei der Konzeption von Erhebungsprojekten sowie der Aufbau und die Pflege von Verzeichnissen der in Baden-Württemberg vorkommenden Biotoptypen und Arten einschließlich der jeweils für den Naturschutz bedeutsamen Zusatzinformationen wie Gefährdung, Schutz, ökologische Kenndaten. Der Schlüssel wird derzeit bei der § 24a Kartierung, der Pflegeplanerstellung für Naturschutzgebiete, der Biotopkartierung im Regierungsbezirk Freiburg, der Umsetzung der Grundlagenwerke Artenschutz und bei der Waldbiotopkartierung der Landesforstverwaltung angewendet. Der Datenschlüssel enthält Kodierungen und Ausführungen zu folgenden Sachverhalten:

- Biotopkomplexe des besiedelten Bereichs, Biotoptypen, Biotopeigenschaften, Biotopelemente
- Liste der nach § 24a LNatSchG besonders geschützten Biotoptypen
- Liste der nach § 30a LWaldG geschützten Biotopschutzwälder
- Liste mit Zuordnung der Biotoptypen zur FFH-Richtlinie
- Nutzung, Nutzungsattribute, Beeinträchtigungen, Beeinträchtigungsattribute, Grad der Beeinträchtigung
- Wertbestimmende Gesichtspunkte, Bewertungskategorien, Schutzstatus, Schutzgebietstypen nach internationalen Richtlinien oder Konventionen, Typen von Auszeichnungen oder Prädikaten
- Maßnahmen, Art der Maßnahme, Maßnahme gemäß Landschaftspflegerichtlinie, Attribute, Turnus, Zeiten, Dringlichkeit
- Beschreibungsmerkmale für Häufigkeit, Verteilung, Status (für die Artenerfassung)
- Artenlexikon (Standardlisten der in Baden-Württemberg vorkommenden Arten).

Chancen und Risiken flächendeckender Biotopkartierungen

Die flächendeckenden Kartierungen erfordern keine Vorabbewertung der kartierungswürdigen Einheiten und sind in dieser Hinsicht deshalb nicht fehleranfällig. Sie ermöglichen eine Analyse der Gesamtlandschaft im Hinblick auf Biotoptypen und Flächennutzung und erlauben darauf bezogene flexible Auswertungen mit Anpassungsmöglichkeiten an wechselnde Anforderungen. Da sie dazu zwingen, den gesamten Untersuchungsraum lückenlos zu gliedern, ist die räumliche Durchdringung auch im Hinblick auf die im Rahmen selektiver Kartierungen zu erfassenden Biotope wahrscheinlich besser und deren Übersehensrate weitaus geringer. Als Bezugsbasis zur Analyse artbezogener Raum-Zeit-Systeme sind sie weitaus besser geeignet, da diese in den seltensten Fällen auf die selektiv kartierten Gebiete beschränkt sein werden. Zur Analyse der Landschaftsentwicklung in der Zeitachse sind sie unerlässlich, dieses gilt sogar bei der alleinigen Betrachtung der selektiv zu kartierenden Biotoptypen, wie die Diskussion der selektiven Biotopkartierung gezeigt hat. Hinsichtlich der Erfassung von Arteninventaren oder der Erfassung einzelner Arten gelten für die flächendeckende Biotopkartierung aufgrund der einmaligen und kurzzeitigen Begehung grundsätzlich die gleichen Vorbehalte wie für die selektive Biotopkartierung. Da aufgrund der höheren Kartierintensität aber sowohl die zeitliche Aufenthaltsdauer der Kartierer als auch die räumliche Durchdringung des Untersuchungsgebietes steigt, ist auch die Zahl der zufälligen Beobachtungen sicher weitaus höher, das Gesamtgebiet wird in dieser Hinsicht besser abgebildet. Da die Erfassung der Arten aber nicht systematisch erfolgt, können die Ergebnisse auch nicht

objektiv und vergleichbar sein.

Insgesamt stellen flächendeckende Biotopkartierungen im Maßstab 1:5.000 oder 1:10.000 ein unverzichtbares Instrument zur Gliederung der Bezugsräume von Naturschutzinventuren jeder Art dar. Sie sind die erste Voraussetzung für die Entwicklung und Umsetzung eines flächendeckenden Schutzgebietssystems abgestufter Intensität im Sinne von ERZ (1980) und BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1997). Aus diesem Grund werden flächendeckende Biotopkartierungen als Inventursystem im Hinblick auf die Erhaltung und Überwachung der biologischen Vielfalt in der Bundesrepublik Deutschland mit Nachdruck gefordert (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Hierfür ist eine Steigerung der Mittelbereitstellung für Biotopkartierungen um ca. das Zehnfache der bisherigen Ausgaben erforderlich. Der Kostensatz ergibt sich sowohl bei einem Vergleich der bisherigen Kosten (ca. 3 DM/Hektar) mit den nach Anhang 116 erforderlichen Kosten (ca. 30 DM/Hektar), als auch durch die Hochrechnung des derzeitigen Flächenanteils selektiv kartierter Flächen von ca. 10 % der Gesamtfläche. Erfahrungen mit den Kosten aus flächendeckenden Waldbiotopkartierungen weisen auf eine vergleichbare Größenordnung hin (WALDENSPUHL 1991). Da die Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen sich auch zukünftig nicht auf eine Darstellung der Gefährdungssituation beschränken, sondern in Richtung eines vielseitig einsetzbaren Instrumentes des Flächenschutzes entwickeln soll, sind flächendeckende Biotopkartierungen für bilanzierte Auswertungen auch in dieser Hinsicht besonders dringlich (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Auch für Vorhaben zur Eingriffs-Ausgleichs-Regelung werden flächendeckende Biotopkartierungen auf der Grundlage des Biotoptypenverzeichnisses von RIECKEN et al. (1993) und nach Maßgabe länderspezifischer Anforderungen gefordert (ARBEITSGRUPPE EINGRIFFSREGELUNG DER LANDESANSTALTEN/-ÄMTER UND DES BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ 1995).

Ein Exkurs Waldbiotopkartierung

Pilotprojekte zu Waldbiotopkartierungen wurden in neun Flächenstaaten der Bundesrepublik durchgeführt, in Niedersachsen sind flächendeckende Waldbiotopkartierungen meist im Vorlauf der mittelfristigen Forstplanung im Staatswald obligatorisch, im Saarland werden alle Waldbesitzarten kartiert (HONDONG 1987, WALDENSPUHL 1991, NIEDERSÄCHSISCHES FORSTLANUNGSAMT 1992, NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1995, STURM 1995, ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE 1996). Die Kartier- und Bewertungsverfahren der Waldbiotopkartierung sind ebenfalls landesweise spezifisch und aus bundesweiter Sicht heterogen, ein Verfahrensvergleich findet sich in WALDENSPUHL (1991), eine aktuelle Darstellung der verschiedenen Vorgehensweisen in ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (1996), einzelne Verfahrensbeispiele oder die ihnen zugrundeliegenden Überlegungen in AMMER & UTSCHIK (1982, 1984, 1985a, 1985b, 1988) HANSTEIN et al. (1986), STURM (1993), STREITZ (1993) oder VOLK & HAAS (1990).

Waldbiotopkartierungen wurden bisher in der Trägerschaft der Forstverwaltungen - teilweise in Konkurrenz zu den Naturschutzverwaltungen - entwickelt und durchgeführt und finden deshalb in bundesweiten Aufstellungen und Diskussionen von Inventurinstrumenten des Arten- und Biotopschutzes keine Berücksichtigung (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c, 1997). Befundeinheiten sind bei Waldbiotopkartierungen in der Regel die nach standörtlichen Gesichtspunkten und durch die Baumartenzusammensetzung und ihr Alter definierten forstlichen Bestände. Biotoptypen, die nicht der Formation Wald angehören oder Waldbestände mit speziellen

Eigenschaften (zum Beispiel seltene naturnahe Waldgesellschaften, Wälder mit historischen Betriebsarten) werden zum Teil gesondert von dieser räumlichen Einteilung dargestellt. Neben ihrem informellen Charakter werden die Waldbiotopkartierungen auch für politische Zwecke im Zuge von Zuständigkeitsauseinandersetzungen für den Naturschutz im Waldbereich instrumentalisiert. Dieses gilt einerseits direkt durch die Verfügbarkeit und Anwendung einer solchen Kartierung, kann andererseits aber auch durch die Auswahl der Erhebungsparameter, ihre Bewertung und Gewichtung entstehen. Insbesondere die Verfahren der ökologischen Wertanalyse, die alle Erhebungsparameter skalieren, bepunkteten und dann über verschiedene Verfahren zu ökologischen Gesamtwerten aggregieren, sind in dieser Hinsicht manipulationsanfällig, wenn Skalierung und Gewichtung nicht durch einen breiten Konsens an Fachleuten zustande kommen. Durch die Verrechnung von Indikatoren (bei AMMER & UTSCHIK 1984: 31) verschiedenster, teilweise auch gegenläufiger Kriterien (USHER 1994, ERZ 1994) wie Seltenheit, Naturnähe und Vielfalt wird ein Mischwert erzielt, der für viele Objekte, die nicht durchgehend hoch oder durchgehend niedrig bewertet wurden, weder besonders aussagefähig ist, noch Rückschlüsse über deren spezifische Qualitäten erlaubt. Die Mitte der 70er Jahre den Nutzwertanalysen nachempfundenen Verfahren der Biotopwert- oder Ökologischen Wertanalyse (BECHET 1976, BAUER 1977, BECHMANN 1978) wurden in Pilotprojekten zur Waldbiotopkartierung häufig verwendet (zum Beispiel in AMMER & UTSCHIK 1982, 1984, 1985a, 1985b, 1988, VOLK & HAAS 1990), obschon sie sich ansonsten bei Naturschutzinventuren in der Bundesrepublik Deutschland aus inhaltlichen Gründen nicht durchsetzen konnten (ERZ 1994).

Die in den 70er Jahren entwickelten ökologischen Wertanalysen entstanden auch unter dem Eindruck, viele Informationen verdichten und in wenigen Werten zusammenfassen zu müssen. Aufgrund der heutigen technischen Möglichkeiten bestehen auch diese Zwänge nicht mehr im früheren Umfang. Mit Hilfe geographischer Informationssysteme und relationaler Datenbanken ist das Vorhalten verschiedener Datenebenen und ihr problemspezifisches Verschneiden im Vergleich zur damaligen Zeit unproblematisch geworden. Da die mit ökologischen Wertanalysen erstellten Wertkarten keine Rückschlüsse über Vorkommen und Verteilung spezifischer Biotoptypen oder -qualitäten erlauben, sind sie bei der Analyse artspezifischer Raum-Zeit-Systeme wenig nutzbringend. Zudem lassen sie die konkrete Art der Beeinträchtigung oder Gefährdung durch Nutzung nicht mehr erkennen. Aus diesem Grund sind sie auch für eine Ursachen- und Verursacherdiskussion sowie als Informationsbasis für die Umsetzung nur eingeschränkt geeignet. Zwar lassen sich die erreichten Werte über ihre Flächenanteile auch in der Zeitreihe bilanzieren, für den Arten- und Biotopschutz relevante Veränderungen der Wälder müssen trotzdem nicht deutlich werden. So könnte zum Beispiel ein Waldbereich innerhalb von 50 Jahren bei gleichbleibender Wertzahl durch den Einschlag von vielen aus wirtschaftlicher Sicht überalterten Buchenbeständen den Großteil seiner Bedeutung für gefährdete Waldarten verloren haben, die im Punktekonto aber durch die höhere Gehölzartenzahl der nachgepflanzten Bestände, zwei angelegte Teiche, die fragmentierungsbedingte hohe innere Randlänge und zwei gefährdete Tagfalterarten auf den Kahlfächen ausgeglichen werden.

Andere Pilotprojekte (HANSTEIN et al. 1986, HONDONG 1987) und die Kartiervorhaben in Niedersachsen und im Saarland (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 1992, STURM 1995, NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1995) fassen die unterschiedlichen Aspekte deshalb nicht im Zuge einer Wertanalyse zu Einheitswerten zusammen.

In den Waldbiotopkartierungen wird der Klassifizierung der Objekte nach ihrer Naturnähe eine besonders große Bedeutung eingeräumt. In der Regel erfolgt dieses durch den Vergleich der aktuellen Vegetation mit einer als natürlich definierten Vegetation, teilweise ist dieser auf die Baumartenzusammensetzung beschränkt. Bei einigen Verfahren spielt darüber hinaus das Alter und die Struktur des Bestandes keine Rolle, 1-jähriger Aufwuchs und 250-jähriger Altbestand fallen bei gleicher Baumartenzusammensetzung auch in eine Stufe, bei anderen sind Parameter wie Alter und Bestandesstruktur in gewissem Umfang berücksichtigt. Die Klassifizierung findet auch hier auf der räumlichen Ebene der forstlichen Bestände statt, daß heißt für Einheiten von ca. 10 - 20 Hektar. Probleme dieser Vorgehensweise liegen auf drei miteinander verbundenen Ebenen, in den Unsicherheiten der Kenntnisse über den Referenzzustand der Vegetation, in der Frage, was zum Arteninventar natürlicher Wälder und damit zum Referenzzustand gehört (zum Beispiel auch Tiere) und in der Frage, welche Bezugsraumgrößen für Beurteilungen dieser Art geeignet sind.

Wie auch schon an anderer Stelle ausgeführt bestehen nach wie vor vielfältige und widersprüchliche Diskussion um Flächenanteil, Zusammensetzung und Struktur mitteleuropäischer Wälder, die Referenzzustände mit großen Unsicherheiten behaften, Beispiele für in dieser Hinsicht diskussionswürdige Aspekte finden sich in BUNZEL-DRÜKE (1995, 1997), ELLENBERG (1982), GEISER (1983, 1992a), GERKEN (1996, 1997a, 1997b), HESMER (1963), HOFMANN & SCHEIBE (1997), JAHN (1979a, 1979b, 1983, 1996), JAX (1994), KAISER (1996), KLEIN et al. (1997), KORPEL (1995), KOWARIK (1987, 1988), KÜSTER (1995, 1996), LANG (1994), OBERDORFER (1992), PETERKEN (1993, 1994, 1996), POETHKE (1997a), REMMERT (1987a, 1987b, 1988, 1990, 1991), SCHERZINGER (1990, 1991, 1996, 1997a, 1997b, 1997c), SCHRÖDER et al. (1997), SIEMERS (1989), TANGEN & SCHMIDT (1997), TÜXEN (1956). Die Beschränkung auf den Vergleich der aktuellen Baumartenzusammensetzung mit einer teilweise sicher nicht auf Gehölzanteilsprozentstufen definierbaren und konstruierten sogenannten Schlußgesellschaft unter Vernachlässigung des von zahlreichen Faktoren und Zufällen abhängigen und hochvariablen Raum-Zeit-Systems von Wäldern greift sicher zu kurz.

Zudem bleibt bei der rein vegetationskundlich definierten Klassifikation das Arteninventar der Wälder mit Ausnahme vielleicht der Gefäßpflanzen, die die Grundlage der verwendeten Einteilung bilden, außer Betracht. Streng genommen klassifiziert das verwendete System nur den vermuteten Grad an Naturnähe eines Ausschnittes der Gefäßpflanzenflora, der unreflektiert und unbewiesen auf das gesamte Arteninventar übertragen wird. Der Großteil der Arten und insbesondere auch die Tierwelt bleibt bei der Betrachtung außen vor, obschon einige sogar Schlüsselarten für die Zusammensetzung und Struktur der Vegetation sind (zum Beispiel größere Herbivore und Carnivore) und ihre An- oder Abwesenheit somit die Ausbildung des herangezogenen Klassifikationssystems bestimmen kann.

Sowohl wegen der räumlichen und zeitlichen Variabilität des Sukzessionsmosaiks natürlicher Wälder als auch wegen der entsprechenden artbezogenen Raum-Zeit-Systeme erscheint es unzweckmäßig, Naturnäheklassifikationen auf der Grundlage relativ kleiner räumlicher Einheiten aufzubauen, es sei denn die Flächengröße wird bei der Klassifikation berücksichtigt. MROSEK (1997) hat dementsprechend seine Analyse eines fast 25.000 Hektar umfassenden kanadischen Forstbetriebes auf eine Beurteilung über die Gesamtfläche abgestellt.

KEDDY & DRUMMOND (1996) haben versucht, ökologische Qualitätsmerkmale für die Bewertung, das Management und die Restauration gemäßiger Laubwälder abzuleiten. Nach ihrer Auffassung können derartige Parameter aus Theorien zu Ökosystemen, aus Felderfahrungen zur Variation

bestimmter Faktoren in Wäldern oder aus Vergleichen mit geringer anthropogen beeinflussten Wäldern abgeleitet werden. Von ihnen wurde der dritte Weg, daß heißt die Orientierung an Referenzzuständen, eingeschlagen. Sie haben dabei 10 pragmatische, einfach zu messende Kriterien ausgewählt und in drei Stufen skaliert, die sowohl klein- als auch großräumige Bezüge erlauben. Diese umfassen die Höhe der Bestandesgrundfläche, die Beteiligung standortheimischer Schattenbaumarten am Aufbau des Kronendaches, die Totholzmasse, die Anzahl an vor Laubausbruch der Bäume blühenden Gefäßpflanzen, die Artenzahl an Rindenbryophyten, die Dichte an sogenannten wildlife trees (stehende Totholzstämme und Höhlenbäume), das Vorkommen von Großpilzen (nicht operationalisiert), die Anzahl an Vogelarten reifer Wälder, die Artenzahl an Großkarnivoren und die Flächengröße. Insbesondere durch die Einbeziehung der Wirbeltiervorkommen in die Klassifizierung werden in der Beurteilung der Naturnähe von Waldlandschaften völlig andere Akzente als bei der Vorgehensweise deutscher Waldbiotopkartierungen gesetzt. Diese wird auch bei der Skalierung der Flächengröße noch einmal deutlich, deren Größenordnung an den Flächenerfordernissen für ein "normales" Artenspektrum von natürlichen Wäldern orientiert wurde. Für die auf die Säugetierpräsenz abhebende Flächengrößenordnung wurden dabei mehr als 100.000 Hektar in der ersten Stufe skaliert.

Während zum Beispiel eine großflächig in Fichtenbestände eingebundene Buchenjungwuchsfläche im Hochsolling nach dem niedersächsischen Verfahren die gleiche Naturnähestufe bekommt, wie ein in hunderttausende von Hektaren Buchenwald eingebetteter, anthropogen kaum beeinflusster Buchenurwald des Ostkarpatenbogens, würden die beiden Gebiete bei Anwendung des für mitteleuropäische Verhältnisse modifizierten kanadischen Verfahrens mit hoher Wahrscheinlichkeit am entgegengesetzten Ende des möglichen Spektrums liegen. Welches Verfahren Naturnähe aus der Sicht des Arten- und Biotopschutzes besser abbildet, legt die Präsenz von Braunbär, Wolf, Luchs, Wisent, Steinadler, Uralkauz und Weißrückenspecht im östlichsten Mittelgebirge der Slowakei nahe, ohne sich in weitere aufschlußreiche Artenlisten der Wirbeltiere (PCOLA 2002) wie der Wirbellosen (GUZIOVÁ & BURAL 1994, ROHÁCEK et al 1995, BURAL 1998, PANIGAJ 2000, JASZAY 2001, CHKO BR VÝCHODNÉ KARPATY ohne Jahresangabe, POLISH NATIONAL COMMITTEE FOR THE UNESCO - MAB PROGRAMME ohne Jahresangabe), der Gefäßpflanzen (HADAC et al. 1991) oder der Pilze (KUTHAN et al. 2000) vertiefen zu müssen, und wird durch die höchste Artendichte an Spechten in der gesamten Westpaläarktis deutlich unterstrichen (MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997).

Die Strukturvielfalt der Waldbestände wird in den Waldbiotopkartierungen häufig auf deren vertikalen Aufbau reduziert, da hierzu viele Erfahrungen im Hinblick auf die Vogelfauna vorliegen. Aus der Perspektive vieler wechselwarmer Tiergruppen oder Tierarten sähen die Prioritäten möglicherweise völlig anders aus, müßte eher die Raumstruktur in der Horizontalen, insbesondere im Hinblick auf die einstrahlungsbedingte Variation des Mikroklimas in Bodennähe, in der Kraut- und Strauchschicht sowie im Stammbereich stärker betont werden (GEISER 1983, 1992a), das Idealbild der Strukturvielfalt wechselt vom vielschichtigen Gehölzbestand zum halboffenen Weidewald.

Bezüglich der Erhebung von Arteninventaren unterliegen die Waldbiotopkartierungen den gleichen Restriktionen wie alle Biotopkartierungen, die keine vertiefenden Untersuchungen von Flora oder Fauna durchführen. Der einmalige, kurzzeitige und nicht an der Phänologie der Arten orientierte Begang ermöglicht keine qualifizierte Erhebung des Arteninventars. Am häufigsten werden auch hier Gefäßpflanzen beim Begang mitnotiert. Faunistische Daten beruhen in der Regel auf

Zufallsbeobachtungen oder bereits vorliegenden Informationen.

2.2.3.3 Repräsentative Biotopkartierungen

Die alleinige Klassifizierung von Biotoptypen ist für die naturschutzfachliche Qualifizierung der betreffenden Flächen nicht ausreichend, da hierdurch nicht oder nur unzureichend auf das Arteninventar und die Bedeutung der Flächen für diese Arten rückgeschlossen werden kann (DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 2002). Repräsentative Biotopkartierungen haben eine selektive oder flächendeckende Biotopkartierung zur Grundlage und vertiefen diese durch Untersuchungen zur Flora, Vegetation oder Fauna, zu Standorts- und Habitatqualitäten auf ausgewählten Probeflächen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c). Diese Untersuchungen werden in den wenigsten Fällen im stichprobentheoretischen Sinne repräsentativ durchgeführt. Ausgewählt wird vielmehr eine oft subjektive Anzahl an Untersuchungsflächen mit der Unterstellung, diese spiegeln die unterschiedenen Typen hinreichend wieder. Da zudem häufig nicht klar ist, ab welcher Erfassungstiefe die selektiven und flächendeckenden Biotopkartierungen repräsentativ genannt werden sollen, und die selektiven Kartierungen einschließlich vertiefender Untersuchungen grundsätzlich nicht repräsentativ für den gesamten Untersuchungsraum sein können, wäre es günstiger, die Nomenklatur entsprechend zu verändern. In diesem Sinne sollten "selektive" und "flächendeckende Biotoptypenkartierungen" unterschieden werden. Diesen können für die Gesamtheit der kartierten Objekte oder auch für eine nach bestimmten Aspekten erfolgende Auswahl aus diesen Objekten "vertiefende Untersuchungen" aufgesetzt werden, die hinsichtlich ihrer Methodik sowie der zu Verfügung stehenden Zeit, der Mittelausstattung und der Qualifikation des Personals ihrer Zielsetzung entsprechend ausgestattet sein müssen. Kartierungen könnten demnach nach dem Grad ihrer Flächendeckung und nach der Art und Intensität der vertiefenden Untersuchungen systematisiert und verglichen werden. Die hier vorgelegte Fallstudie wäre in diesem Sinne auch den flächendeckenden Biotoptypenkartierungen mit vertiefenden Untersuchungen zuzurechnen.

Vertiefende Untersuchungen finden teilweise im Rahmen von Stadtbiotopkartierungen, bei der Pflege- und Entwicklungsplanung für Schutzgebiete, bei Landschaftsrahmen- und Landschaftsplanungen, bei Artenschutzprojekten und im Zusammenhang mit Vorhaben zur Eingriffs-Ausgleichs-Regelung und Umweltverträglichkeitsprüfung statt. Über den Flächenumfang, die Art, Intensität und die Kosten dieser Erhebungen liegen keine zusammenfassenden Darstellungen vor.

Umfang vertiefender Untersuchungen bei Naturschutzinventuren

Bei ca. 30 % der 177 Stadtbiotopkartierungsvorhaben in Groß- und Mittelstädten der Bundesrepublik werden vertiefende, repräsentative Untersuchungen durchgeführt (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c). Der Flächenumfang der Pflege- und Entwicklungsplanung sowie der eingriffsbedingten Vorhaben in Höhe von jeweils wenigen Prozent der Fläche wurde bereits mehrfach angesprochen. In einer Untersuchung von RIECKEN (1994) wiesen nur ca. 1/3 der Landschaftspläne biologische Fachbeiträge auf. Die in der Folge zitierten Untersuchungen fragen in der Regel nur nach dem Vorhandensein faunistisch-tierökologischer Beiträge, diese können jedoch nicht nur auf Inventuren sondern auch auf vorhandenem Material der Biotopkartierung, der Artenerhebungsprogramme oder auf Quellen des ehrenamtlichen Naturschutzes basieren.

RIECKEN (1990a, 1992) hat 92 unterschiedliche Planungen auf das Vorhandensein (nicht die Qualität) tierökologischer Beiträge überprüft. Der Anteil der Planungen mit einem solchen Beitrag

lag zwischen 12 % und 68 %, im Mittel bei 48 %. Im Bereich der Landschaftsplanungen lag er je nach räumlicher Ebene bei ca. 40 - 50 % und betrug bei Umweltverträglichkeitsprüfungen 68 % und in der Pflege- und Entwicklungsplanung 78 %. In den meisten Planungen mit tierökologischem Beitrag wurden nur eine oder wenige Tiergruppen berücksichtigt. Beiträge zu Vögeln wurden von 95 % der Planungen, zu Amphibien und Reptilien von 48 % und zu Säugetieren von 30 % der Planungen angeboten. Das Mittel bei acht Wirbelosengruppen lag demgegenüber nur bei 11 % der Pläne (2 - 25 %). Bei einer ähnlichen Untersuchung in Nordrhein-Westfalen enthielten 23 % der untersuchten 40 Planungsverfahren (Wasserbau, Abgrabung, Straßenbau, Bundesbahn, Natur- und Landschaftsschutzgebiets-Festsetzung oder -Aufhebung, Post-Fernmeldeleitungen, Flurbereinigungsverfahren) tierökologische Inhalte (RIECKEN 1994).

Nach einer Analyse von 20 Landschaftsplänen, 5 Landschaftsrahmenplänen und 2 Landschaftsprogrammen enthielten nur 22 % Beiträge zur Flora, 18,5 % zur Vegetation und 33 % zu Tieren. 26 % aller Pläne berücksichtigten dabei nur eine Tiergruppe, nur in 7 % der gesamten Planungen basierten diese auf systematischen Erhebungen. Bei einer Analyse von Pflege- und Entwicklungsplänen, Landschaftsrahmenplänen und landespflegerischen Begleitplänen wiesen die beiden letzten bezogen auf fast alle die Tierwelt betreffenden Planinhalte erhebliche Mängel auf, die Pflege- und Entwicklungspläne immer noch teilweise Mängel (KNOP 1994). Die Vorhaben zur Eingriffs-Ausgleichs-Regelung beschränken sich häufig auf Biotope oder Biotoptypen als alleinige Planungskategorien, Pflanzen- und Tierarten werden direkt gar nicht oder nur mangelhaft abgebildet, zu Art und Umfang der Erfassungen bis hin zur Auswahl von Erfassungsparametern macht kaum ein Verfahren explizite Angaben (ARBEITSGRUPPE EINGRIFFSREGELUNG DER LANDESANSTALTEN/-ÄMTER UND DES BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ 1995).

Zu dem allgemein niedrigen Flächenumfang dieser Untersuchungen gesellen sich also fast im Regelfall noch erhebliche inhaltliche Mängel, wobei die Ergebnisse aufgrund der fehlenden flächendeckenden Datenbasis und mangels Vergleichs- oder Referenzflächen ohnehin kaum sinnvoll einzubinden sind. Die Bedeutung von Vergleichs- oder Referenzflächen zur Einordnung von lokalen Befunden zeigen GROTHJAHN & HANDKE (2000) beispielhaft auf. Hinzu kommt noch, daß viele der Untersuchungen aus methodischen und phänologischen Gründen auch untereinander nicht vergleichbar sein können. Im Ergebnis führen die daraus resultierenden Informationsdefizite zu einer mangelhaften Einbringung und Abwägung von Naturschutzbelangen in die Gesamtplanung, wie zum Beispiel BREUER (1998) dieses am Beispiel des Steinkauzes für drei Flächennutzungspläne ausführt.

Inhaltliche Schwerpunkte der vertiefenden Untersuchungen im Rahmen von Naturschutzinventuren

Die vertiefenden Erhebungen sind in der Regel auf das Arteninventar, die Artengemeinschaft, die Präsenz bestimmter Gilden, die Präsenz gefährdeter und seltener Arten oder die Präsenz ausgewählter Zeigerarten abgestellt.

Während aus methodischer Sicht für die Gefäßpflanzen und zum Teil auch andere Pflanzengruppen durch die lange Tradition und breite Anwendung der Pflanzensoziologie in Mitteleuropa ein gut bekanntes und anerkanntes Konzept für die Inventarisierung und Abgrenzung von Gemeinschaften besteht und diese allgemein auch gut bekannt sind, gilt dieses für viele Gruppen niederer Pflanzen und für Tierarten in dieser Form nicht. Aufgrund der Mobilität der Tiere und der Art- und Ortsspezifität ihrer Raum-Zeit-Systeme ist die Abgrenzung und Charakterisierung

von Tiergemeinschaften überhaupt problematisch. Desgleichen ist auch eine Kongruenz schon von einzelnen Arten und erst recht von Tiergemeinschaften mit vegetationskundlich definierten Einheiten oder einzelnen Biotoptypen kaum zu erwarten (MIOTK 1986, RIECKEN 1991, 1992, SSYMANK 2001, DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 2002), es sei denn man bezieht nur die wenigen Tierarten in die Gemeinschaftsanalyse ein, die ihren gesamten Lebenszyklus in nahezu allen Flächen dieser vegetationskundlichen Einheiten weitgehend unabhängig von deren Flächengrößen verbringen können und gleichzeitig von anderen Vegetationseinheiten oder Biotoptypen mehr oder weniger eingeschränkt sind. Es ist aber sehr wohl möglich, bei einer tierartenspezifischen Betrachtung zu klären, welches Spektrum an Biotoptypen oder Vegetationseinheiten durch eine Art aus welchen Gründen genutzt wird, und die hierfür ausschlaggebenden standörtlichen oder Habitatqualitäten zu analysieren. Ähnliche Kongruenzprobleme wie bei Tierarten dürften auch bei - nicht mit dem zusätzlichen Problem der Mobilität - behafteten niederen Pflanzengruppen auftreten, wenn sie Substrate besiedeln oder standörtliche Qualitäten benötigen, die nur fakultativer Bestandteil von über Gefäßpflanzen charakterisierten Pflanzengemeinschaften sind. So werden sich die Flechtenflora und auch die Flechtengemeinschaften eines Hainsimsen-Buchenwaldes in Abhängigkeit von der Luftqualität sicher in verschiedenen Beständen der gleichen Pflanzengesellschaft erheblich unterscheiden können. Gleiches mag auch gelten für die Großpilze in Abhängigkeit von der Masse und dem Verrottungsgrad toten Holzes in verschiedenen Beständen der gleichen Waldgesellschaft. Prinzipiell werden bei Flora wie Fauna mit zunehmender Flächengröße auch mehr Arten zu erwarten sein, ohne daß dieses die vegetationskundliche Diagnose beeinflusst. Die gleiche synsystematische Einheit steht jeweils für sehr verschiedene Inhalte. Selbst für die Gefäßpflanzenflora gibt die Benennung einer pflanzensoziologischen Einheit für einen konkreten Pflanzenbestand dessen floristische Zusammensetzung nur eingeschränkt wieder, zumal das aktuell verwendete pflanzensoziologische System zu großen Teilen auf älteren Aufnahmen unter anderen Nutzungs- und Standortsbedingungen basiert (ELLENBERG 1996). Viele Pflanzengesellschaften haben durch Veränderungen ihrer Nutzung eine starke floristische Einengung erfahren (DIERSSEN 1988).

Ein konkreter Vorschlag zur Gliederung von Tiergemeinschaften aufgrund von Charakterarten in Analogie zur Pflanzensoziologie liegt von PASSARGE (1991) für Mitteleuropa vor. FLADE (1991, 1994, 1995) hat versucht, den Biotoptypen Mittel- und Norddeutschlands Leitarten zuzuordnen, in denen diese mit größerer Stetigkeit als in anderen vorkommen. Bei beiden Ansätzen ist zu beachten, daß sich diese Gliederungsansätze auf einen Teil der Arten (Singvögel) einer Artengruppe (Vögel) beziehen und die zugrundeliegenden Felduntersuchungen bestimmte Mindestvoraussetzungen auch an die Flächengröße erfüllen mußten. Die Variabilität des Tierartenspektrums als auch der möglichen Flächengrößen wurden also eingeschränkt, um eine Typisierung überhaupt zu ermöglichen. RIECKEN & BLAB (1989) ordnen ca. 50 unterschiedenen Biotoptypen gefährdete, seltene und typische Tierarten aufgrund allgemeiner Erfahrungen zu, der Vorgehensweise liegen aber keine konkreten Erhebungen und keine Klassifizierungsregeln zugrunde.

Ein generelles Problem der Klassifizierung von Pflanzen- und Tiergemeinschaften durch Charakter-, Differential- oder Leitarten liegt darin, daß dabei häufig die Arten mit mittleren Stetigkeiten zur Differenzierung verwendet müssen. Hochstete Arten kommen in sehr vielen Beständen vor, niedrigstete in sehr wenigen, beide Gruppen scheiden deshalb für eine Typisierung und

Abstrahierung von Gemeinschaften aus. Mit abnehmender Stetigkeit, daß heißt zunehmender Seltenheit und häufig auch Gefährdung, sinkt deshalb die Chance für eine Art, zur kennzeichnenden Artengarnitur einer Gemeinschaft oder zu den Leitarten eines Biotoptyps zu gehören. Eine eher wachsende Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz ist verbunden mit sinkender Bedeutung für die Klassifikation. Entsprechend kann das durch Klassifikation gebildete System und seine Anwendung seltene Arten auch oft nur schlecht und nicht gezielt repräsentieren. Aus diesem Grund sollen im Bereich von Naturschutzinventuren und ihrer Datenaufbereitung verstärkt numerische Klassifikationen, die alle Arten einbeziehen, eingesetzt und erprobt werden, zum Beispiel in Form von Berechnungen der Arten- und Dominantenidentitäten und nachfolgenden Clusteranalysen (BLAB 1990, RIECKEN 1992).

Methoden und Probleme vertiefender Untersuchungen im Rahmen von Naturschutzinventuren

Hinweise zu den Methoden der Vegetationserfassung und -gliederung finden sich zum Beispiel in REICHELDT & WILMANN (1973), MÜLLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974), KREEB (1983), WILMANN (1989), DIERSSEN (1990) und DIERSCHKE (1994). Entsprechende Beiträge finden sich auch in Methodenlehrbüchern zur Freiland- oder Feldökologie (zum Beispiel JANETSCHKE 1982, KREBS 1989, MÜHLENBERG 1993), die aber auch Methoden zur Untersuchung der Fauna und zum Teil auch von Standorten oder Vegetationsstrukturen anbieten. Für den limnischen Bereich führt zum Beispiel SCHWOERBEL (1986) in die entsprechenden Feldmethoden ein.

Das seit etwa Mitte der 80er Jahre stark angewachsene Interesse an vertiefenden Untersuchungen vor allem zur Fauna äußert sich in einer zunehmenden Zahl an Tagungsbänden, die sich in unterschiedlich kritischer Weise mit methodischen Vorschlägen und Empfehlungen zur Erhebung und Auswertung biologischer Daten beschäftigen (zum Beispiel: RIECKEN 1990b, 1992, NORDDEUTSCHE NATURSCHUTZAKADEMIE 1994, 1997, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995b, 1996d, BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE 1996).

Naturschutzfachliche Anforderungen an die Berücksichtigung tierökologischer Informationen und Erhebungen gibt RIECKEN (1996) für verschiedene Planungstypen und -maßstäbe, ebenso auch Ablaufschemata zur Durchführung solcher Untersuchungen.

Kriterien für die Auswahl von Tiergruppen für vertiefende Untersuchungen und entsprechende Empfehlungen für bestimmte Biotoptypen geben unter anderem PLACHTER (1989), GROSSER (1990), RECK (1990, 1992), EIKHORST (1992), FINCK et al. (1992), SPANG (1992), ARBEITSGRUPPE METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH (1993) und MÜHLENBERG (1993). Häufig wird dabei die Bearbeitung mehrerer Tierartengruppen in einem Biotoptyp vorgeschlagen, zum Teil getrennt nach einem Pflichtprogramm und nach ergänzenden Gruppen. PLACHTER (1989) schlägt nicht die Erhebung des gesamten Spektrums von Artengruppen für biologische Schnellansprachen vor, sondern empfiehlt regionalisierte Zeigerartenlisten für Lebensraum- oder Biotoptypen aus verschiedenen Tier- und gegebenenfalls auch Pflanzenartengruppen zusammenzustellen. Es soll versucht werden, diese Arten dann gezielt im Gelände nachzuweisen und die Gebiete dann im Hinblick auf den Grad der Vollständigkeit des Zeigerartenkollektivs einzustufen.

Methodische Empfehlungen zur Bearbeitung bestimmter Tiergruppen im Rahmen von Naturschutzinventuren und teilweise auch Kostenhinweise und Kalkulationshilfen geben zum

Beispiel GROSSER (1990), FINCK et al. (1992), TRAUTNER (1992a), ARBEITSGRUPPE METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH (1993), MÜHLENBERG (1993), VEREINIGUNG UMWELTWISSENSCHAFTLICHER BERUFSVERBÄNDE DEUTSCHLANDS (1994), VEREINIGUNG HESSISCHER ÖKOLOGINNEN UND ÖKOLOGEN E. V. (1996) und LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN/LANDESAMT FÜR AGRARORDNUNG NORDRHEIN-WESTFALEN (1996). Zeit- und Kostenansätze der VEREINIGUNG HESSISCHER ÖKOLOGINNEN UND ÖKOLOGEN E.V. (1996) wurden zur Orientierung und für verschiedene Vergleichszwecke im Anhang 116 zusammengestellt, sie gelten meist für einen unterstellten Erfassungsgrad der jeweiligen Artengruppen von 70 bis 80 %. Im Vergleich zu Empfehlungen für wissenschaftliche Untersuchungen sind viele der sehr praktisch ausgerichteten Hinweise deutlich aufwandsreduziert und oft auch auf eine reine Erfassung der Präsenz ausgerichtet. Ein breiteres Spektrum an Methoden für unterschiedliche Zielsetzungen und Fragestellungen und unter Einschluß von Möglichkeiten zur Erfassung quantitativer Parameter (Populationsdichte, -größe) wird nur von einem Teil der oben zitierten Arbeiten aufgezeigt. Übersichten zu den unterschiedlichen Auswertungsmöglichkeiten und -parametern bei dem Vergleich von Artengemeinschaften und deren Eignung zum Gebietsvergleich geben zum Beispiel MÜHLENBERG (1993) oder SCHLÜPMANN (1988). PLACHTER (1989) faßt die Eignung von unter anderem auch biologischen Merkmalen für eine Zustandsbewertung von Gebieten zusammen. Hinweise zu Arbeitsinhalten und -abläufen der naturschutzfachlichen Bearbeitung einzelner Arten geben HOVESTADT et al. (1991), MÜHLENBERG & HOVESTADT (1991), MÜHLENBERG (1993).

Schwierigkeiten bei diesen Untersuchungen bestehen zusammengefaßt nach MÜHLENBERG (1993), FRÜND et al. (1994), RADLER et al. (1994), BIBBY et al. (1995), HERRMANN (1996), POETHKE (1997b) und HAESLER (1998) vor allem im Stichprobendesign, das eine Zufallsstichprobe oder Vollaufnahme gewährleisten soll, und in der Selektivität der Erfassungsmethoden, die sich bei der Erhebung von Arteninventaren stärker bemerkbar macht als bei der Fokussierung einer Methode auf eine Art. Auch bei einer Art können aber durchaus selektive Effekte zum Beispiel in Abhängigkeit vom Geschlecht, dem Alter und der sozialen Stellung der Individuen auftreten. Ein weiteres Problem bereitet das Abbilden quantitativer Sachverhalte, zum Beispiel zur Populationsgröße oder -dichte, da hierzu häufig methodisch aufwendige und wiederholte Untersuchungen und wegen der Dichteschwankungen zum Teil auch längere Untersuchungszeiträume erforderlich sind. Unabhängig von den Eigenschaften der Arten können auch Verschiedenheiten im Untersuchungsgelände wie der Raumwiderstand, die Vegetationsstruktur und das Wetter bei gleichem methodischen und zeitlichen Aufwand die Ergebnisse der einzelnen Gebiete stark verzerren und eine Vergleichbarkeit der Erhebungen einschränken. Ein weiterer wesentlicher Unsicherheitsfaktor liegt in der Individualität der Untersuchenden, die die Ergebnisse ebenfalls wesentlich mitprägen kann. Weitere Schwierigkeiten für Erhebungen und die Einschätzung ihrer Ergebnisse bringt die Phänologie der Arten mit sich und der zeitliche und räumliche Wechsel der Aufenthaltsorte bei Tierarten mit den Problemen sowohl ihrer Zuordnung zu bestimmten Flächen als auch zum Teil gravierenden Schwankungen in der Artenzusammensetzung einer Untersuchungsfläche von Jahr zu Jahr.

Als Konsequenz ist der Grad der Vollständigkeit eines erhobenen Arteninventars oft nicht abzuschätzen und kann ein konkreter Objekt- oder Flächenbezug für die registrierten Arten bei vielen Methoden nicht hergestellt werden. Veränderungen in der Artenzusammensetzung oder der

Dichte von Arten auf der gleichen Fläche können teilweise nur schwierig mit Änderungen der Nutzung oder des Schutzes parallelisiert werden, weil das Ausmaß der Variabilität ohne Nutzung oder Schutz nicht bekannt ist (z.B. GROTJAHN & HANDKE 2000). Für die Artenzusammensetzung oder Populationsdichten von Arten aus einzelnen Jahren bleibt häufig unbekannt, wie sich diese in die mittel- und langfristigen Schwankungsbreiten dieser Größen einordnen lassen. Auf die zahlreichen Probleme von Kurzzeituntersuchungen hat z. B. KUHN (1998) aufmerksam gemacht.

Einbindung vertiefender Untersuchungen in Konzepte von Naturschutzinventuren

ERZ (1994) hat bereits konstatiert, daß das Angebot an Methoden und Auswertungsparametern überreichlich ist, dagegen aber ein Mangel an praxisnahen und klaren Konzepten - auch für Inventuren - besteht. So existieren neben den zahlreichen, nicht auf direkte Inventurprojekte bezogenen Empfehlungen zu vertiefenden Untersuchungen auch nur zwei Instruktionen, die verschiedene Einzeluntersuchungen an Artengruppen in ein Gesamtkonzept integrieren.

Zum einen gilt dieses hinsichtlich der Erfassung der Flora, Vegetation und Fauna im Rahmen von Stadtbiotopkartierungen (ARBEITSGRUPPE METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH 1986, 1993). Die Erhebungen sollen sich auf der Basis einer flächendeckenden Biotoptypenkartierung auf alle Bestände der als schutzwürdig eingeschätzten Biotoptypen sowie auf einen bestimmten Prozentsatz der Fläche jedes im Gebiet vertretenen Biotoptyps erstrecken. Hinweise für ein entsprechendes Auswahlverfahren der zu kartierenden Beispielflächen werden gegeben, eine Zufallsauswahl ist nicht vorgesehen. Der Mindestumfang soll nach bisherigen Erfahrungen mindestens 5 bis 10 Flächen je Biotoptyp umfassen.

Die zweite Inventuranleitung betrifft Gebiete, die zu den sogenannten Naturschutzgroßprojekten des Bundes zählen. Mit diesem Programm fördert die Bundesrepublik seit 1979 national bedeutsame Landschaften. Bisher waren oder sind 45 Schutzgebiete in die Förderung einbezogen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996c). Für die Inventur dieser Gebiete liegen Empfehlungen für floristisch-vegetationskundliche und faunistisch-ökologische Erhebungen vor (KOHL et al. 1992, FINCK et al. 1992, SCHERFOSE 1999).

Es bestehen derzeit keine großräumigen Naturschutzinventuren auf der Ebene des Bundes und der Flächenstaaten, die vertiefende Untersuchungen als systematischen Bestandteil beinhalten. Dieses gilt sowohl hinsichtlich der Zustandserfassung als auch für ein arten- und biotopschutzbezogenes Monitoring. Bestehende Projekte der ökologischen Umweltbeobachtung decken nur einen Ausschnitt des diesbezüglichen, zum Beispiel von MÜHLENBERG (1990) und PLACHTER (1991b) formulierten Bedarfs ab.

Das ökologische Wirkungskataster Baden-Württemberg (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1993) will Grenzen der Belastung von Organismen im Hinblick auf die Schadstoffbelastung aufzeigen und untersucht 60 Wald-, 30 Grünland- und 15 Fließgewässer-Dauerbeobachtungsflächen. Untersucht werden Nährstoffhaushalt und Belastung der Böden, klimatische Trends, Schadstoffakkumulation in Organismen und Reaktionen von Organismen auf Schadstoffe. Durch diese Analytik wird aber nur ein kleiner Ausschnitt der aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes relevanten Umwelteinflüsse oder -veränderungen beobachtet, da die für ihn wohl wichtigeren Effekte der Nutzungsaufgabe, Nutzungsaufnahme sowie der Veränderung von Art oder Intensität der Nutzung dabei ausgeklammert bleiben. Ähnliches gilt auch für das von THOMAS et al. (1995) vorgestellte Konzept zum Biomonitoring naturnaher Buchenwälder in der Bundesrepublik Deutschland, das zudem auch tierökologische Aspekte noch

zu wenig berücksichtigt (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Im Pilotprojekt Rhön zur Ökologischen Umweltbeobachtung (KÖPPEL & POKORNY 1997) werden auf repräsentativen Probeflächen Daten zu Vegetationseinheiten, Bodeneinheiten, Niederschlag, Depositionsgeschehen, atmosphärischer Einstrahlung, Emission flüssiger, fester und gasförmiger Substanzen in das Luftmedium sowie in großräumig vernetzte Gewässersysteme, Austrag von Stoffen aus dem Bodenprofil ins Grundwasser, Eintrag von Energie in Form von Wärme in die Luft und in Gewässersysteme, qualitativ und quantitativ beschriebene Artenspektren (Flora, Fauna, Mikroorganismen der Ökosysteme), wesentliche physikalische und chemische Parameter zur Charakterisierung der Medien Boden, Luft sowie Oberflächen und Grundwasser erhoben. Die Ergebnisse sollen zum Beispiel über CIR-kartierte Biotoptypen auf den Gesamttraum extrapoliert werden.

Anforderungen an eine naturschutzorientierte Umweltbeobachtung als Bundesaufgabe wurden vom BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1997) formuliert und sehen ein dreiteiliges Konzept vor:

- Landschaftbezogene Umweltbeobachtung: Entwicklung und Veränderung der Gesamtlandschaft einschließlich der Bestands- und Strukturänderung von Biotopen und Lebensgemeinschaften durch Einrichtung eines bundesweiten flächen- und standortrepräsentativen Netzes von Dauerbeobachtungsflächen ausreichender Größe (zum Beispiel 1 - 4 km²)
- Ökosystembezogene Umweltbeobachtung: Struktur- und Funktionsänderung von Ökosystemen sowohl in repräsentativen Ausschnitten großflächig und weit verbreiteter naturnaher und anthropogener Ökosysteme als auch in besonders naturschutzrelevanten, empfindlichen und bedrohten (Beispiele: Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg, Konzept für Monitoring naturnaher Buchenwälder, Pilotprojekt Rhön des Umweltbundesamtes)
- Arten- und populationsbezogene Umweltbeobachtung: Bestandsentwicklungen und Populationsveränderungen von wildlebenden Pflanzen- und Tierarten mit dem Ziel einer bundesweiten, flächen- und standortrepräsentativen Erfassung und Dauerbeobachtung von Organismengruppen aus möglichst vielen Bereichen der wildlebenden Tier- und Pflanzenwelt mit unterschiedlichen Lebens(raum)ansprüchen und Indikatoreigenschaften

DRÖSCHMEISTER (2000) definiert die konzeptionellen Erfordernisse an ein Monitoring für den Naturschutz und diskutiert methodische Probleme. BISCHOFF (2000) gibt einen Überblick über die naturschutzbezogenen Monitoringprogramme in europäischen Ländern.

Für die nahe Zukunft ist in der Bundesrepublik Deutschland die Einführung neuer bundesweiter Beobachtungsprogramme für den Arten- und Biotopschutz vorgesehen. Anlaß hierfür sind vor allem das Fehlen aussagefähiger Daten bisheriger Inventuren im Hinblick auf die geforderte Umweltberichterstattung des Bundes und die Anforderungen der FFH-Richtlinie. Mit der Ökologischen Flächenstichprobe soll die Entwicklung von Landschaften, Biotopen und ihrer Artenzusammensetzung abgebildet werden, mit dem 100-Arten-Korb die Verbreitungs- und Populationsentwicklung ausgewählter Arten und mit dem FFH-Monitoring Zustand und Qualität der FFH-Lebensräume, -Arten und -Schutzgebiete (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 1998, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1999a, BÜRGER & DRÖSCHMEISTER 2001, DRÖSCHMEISTER 2001, BENZLER 2001).

Ziel der ökologische Flächenstichprobe sind bundesweit einheitliche, belastbare und repräsentative Aussagen zu Merkmalen der Landschaftsqualität (z.B. Nutzungsmuster, Anzahl und Verteilung vorkommender Biotoptypen und der Biotopqualität) (Ebene I), zu Merkmalen der Landschafts- und Biotopqualität in verschiedenen Nutzungsbereichen und zu Merkmalen der Artenvielfalt (Ebene II)

(DRÖSCHMEISTER 2001). Für Landwirtschafts-, Wald- und Siedlungsflächen der Bundesrepublik werden jeweils spezifische Inventurkonzepte erarbeitet. Das Konzept für landwirtschaftlich genutzte Räume der Bundesrepublik ist bereits entwickelt und in einer Pilotstudie erprobt (HOFFMANN-KROLL et al. 1995, BACK et al. 1996, HOFFMANN-KROLL et al. 1998, RADERMACHER et al. 1998, HOFFMANN-KROLL et al. 2000, STATISTISCHES BUNDESAMT & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2000, DRÖSCHMEISTER 2001). Die Konzepte für die beiden anderen Teilräume befinden sich noch in der Entwicklungsphase. In der Schweiz wird bereits ein einheitliches, systematisches und stichprobenbasiertes Biodiversitätsmonitoring durchgeführt, das viele methodische Unterschiede (Datenerhebung auf einem regelmäßigen Gitternetz, Poststratifizierung von Befundeinheiten) zur geplanten ökologischen Flächenstichprobe in der Bundesrepublik aufweist (HINTERMANN et al. 2000, BÜRGER & DRÖSCHMEISTER 2001).

WOLFF-STRAUB et al. (1996) haben das Konzept für ein naturschutzfachliches Biomonitoring in Nordrhein-Westfalen als neues Aufgabengebiet der Landesanstalt für Ökologie vorgestellt. Das ebenfalls dreigliederte Konzept sieht ein Monitoring zur Wirkungsermittlung (Belastungs- und Sensitivitätsanalyse insbesondere im Hinblick auf Immissionen), ein Biotop- und Artmonitoring (repräsentative Auswahl der gefährdeten Biotoptypen in Naturschutzvorranggebieten und ihre Überwachung bezogen auf Vegetation sowie ausgewählte Arten der Flora und Fauna, Bestandsveränderung ausgewählter, gefährdeter Arten, vor allem der Vögel, auf Landesebene) und ein Landschaftsmonitoring vor. Das Landschaftsmonitoring soll auf zufallsausgewählten Stichproben von 1 km² Größe Biotoptypen und Vögel, auf 1 Hektar großen Unterstichproben die Flora und ausgewählte weitere Faunengruppen untersuchen (WOLFF-STRAUB et al. 1996, KÖNIG 1996). Es soll Bestandteil der bundesweiten ökologischen Flächenstichprobe werden. Auch hier liegen erste Ergebnisse aus Piloterhebungen vor (KÖNIG 1999).

Das Programm 100-Arten-Korb gehört in den Bereich des gezieltes Artenmonitoring. Mit diesem sollen Bestandsentwicklung, Situation und Intensität der Gefährdung der Tier- und Pflanzenwelt in der Bundesrepublik Deutschland an ausgewählten Arten abgebildet werden (BÜRGER & DRÖSCHMEISER 2001, BENZER 2001). Für den 100-Arten-Korb wurden aus einem breiten Spektrum gefährdeter Lebensräume typische Arten ausgewählt und ein Monitoring-Konzept erarbeitet, das ökologische Steckbriefe mit Arten-Kurzbeschreibungen, Angaben zur Ökologie und Gefährdungsursachen, mögliche Erhebungsmethoden, Erfassungs-Gebiete und eine Auflistung vorhandener Monitoringprogramme umfaßt (SCHLUMPRECHT 2000). In einem Forschungs- und Entwicklungsvorhaben wird versucht zu klären, inwieweit sich Aussagen zu den einzelnen Arten auf ökologische Gilden oder Artengruppen übertragen lassen und inwieweit sich Arten als Qualitätsindikatoren für bestimmte Lebensräume eignen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1999b, BÜRGER & DRÖSCHMEISTER 2001). Ein Realisierungskonzept (Finanzierungs- und Durchführungsplanung, Auswertung) für den 100-Arten-Korb wird derzeit vorbereitet (BÜRGER & DRÖSCHMEISTER 2001).

Zur Erfüllung der durch die FFH-Richtlinie definierten Berichtspflichten für die entsprechenden Arten, Lebensräume und Schutzgebiete liegen mittlerweile ebenfalls Empfehlungen vor (RÜCKRIEM 1997, RÜCKRIEM & SSYMANK 1997, RÜCKRIEM & ROSCHER 1999, BALZER et al. 2002), die auch die hierzu erforderlichen Inventurprogramme und Methoden skizzieren.

Chancen und Risiken von vertiefenden Untersuchungen

Viele empfohlene Entscheidungsverfahren zur Einstufung der Bedeutung von Lebensräumen von der lokalen bis zur internationalen Ebene arbeiten mit Kriterien wie der Präsenz hochgradig

gefährdeter oder sehr seltener Arten oder mit dem Grad der Vollständigkeit von Zeigerartenkollektiven oder von Artengemeinschaften (zum Beispiel PLACHTER 1989, 1991a, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1997a, 1997b, INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPLANUNG UND NATURSCHUTZ DER UNIVERSITÄT STUTTGART 1998).

Bei den gefährdeten und seltenen Arten müßte hierzu die Präsenz der zu subsummierenden Arten im Gebiet für eine objektive Entscheidung bekannt sein. Angesichts des niedrigen Informationsstandes zu den Vorkommen aller in Frage kommenden Arten in der Bundesrepublik Deutschland ist ein objektiver Gebietsvergleich aufgrund dieser Kriterien nicht möglich.

Die Vollständigkeitsbeurteilung von Zeigerartenkollektiven oder Artengemeinschaften setzt sehr gute Kenntnisse der diesbezüglichen Situation im Naturraum voraus, die auch in der Regel nicht vorliegen, sondern über Vergleichsuntersuchungen erst erarbeitet werden müssen. Sie ist deshalb ebenfalls beim jetzigen Informationsstand kaum einsetzbar.

Die schon alleine die Präsenz von Arten betreffenden Informationsdefizite bestehen in noch erheblicher verstärkter Form, wenn auch quantitative Aspekte wie Populationsgrößen oder -dichten in die Betrachtung einbezogen werden. Es wird auch bei erheblicher Steigerung des Mitteleinsatzes nicht möglich sein, im Rahmen von Naturschutzinventuren schon alleine bezogen auf die Präsenz für alle Arten einen Informationsstand zu erreichen, der objektive Gebietsvergleiche ermöglicht. Eine unabdingbare Verbesserung des derzeitigen Informationsstandes - auch über reine Präsenzbefunde hinaus - ist nur durch eine drastische Reduzierung der in Inventuren und Entscheidungen einbezogenen Anzahl an Arten zu erreichen. Auch in Zusammenhang mit Vorhaben zur Eingriffs-Ausgleichs-Regelung wird beispielsweise gefordert, lieber verlässliche Listen über einzelne Artengruppen zu erstellen, als derartige Bestandslisten um weitere taxonomische Gruppen zu verlängern, deren unerforschte Biologie ohnehin eine weitergehende Bewertung ausschließt (ARBEITSGRUPPE EINGRIFFSREGELUNG DER LANDESANSTALTEN/-ÄMTER UND DES BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ 1995).

Die zahlreichen Diskussionen um Erhebungsmethoden, ihre Standardisierung und zu verwendenden Auswertungsparametern im Rahmen vertiefender Untersuchungen laufen leer, solange nicht klar definierte Inventurziele und konkrete Inventurkonzepte aufgestellt sind, auf die sich die anzuwendenden Methoden beziehen sollen. Durch diese Inventurkonzepte ist auch sicherzustellen, daß je nach Zielsetzung entweder eine echte Repräsentanz im stichprobentheoretischen Sinne erreicht wird, für andere Ziele falls nötig Vollaufnahmen durchgeführt werden und wiederum bei anderen Fragen im Hinblick auf Gebietsvergleiche auch ein entsprechender Rahmen erarbeitet wird, um Ergebnisse überhaupt sinnvoll einordnen zu können. Die Sicherheit der erhobenen Informationen und ihr Nutzen im Hinblick auf den zu formulierenden Informations- und Entscheidungsbedarf sollten neben den Kosten wichtige Determinanten für ein Inventurkonzept sein. In diesem Sinne könnte die Einbeziehung von wenigen Arten, zu denen mehr und sichere Informationen erhoben werden, durchaus abgewogen werden gegen ein Konzept, das sich zwar auf eine große Informationsmenge im Sinne vieler einbezogener Arten stützt, die Informationen zu diesen aber mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Aussagen, daß die Erhebung populationsbiologischer Daten im Rahmen eines Monitoring zu zeitaufwendig, zu teuer und nicht geeignet seien (RÜCKRIEM & SSYMANK 1997, PRETSCHER 2000) oder die eine Einengung von Inventuren auf wenige Leit- oder Zielarten nicht akzeptabel finden (REICH 1994, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997, RIECKEN 2000) müssen vor dem Hintergrund der Informationssicherheit vielleicht neu durchdacht werden.

2.2.4 Artenerhebungsprogramme

Artenerhebungsprogramme sind die ebenfalls meist auf der Ebene von Bundesländern durchgeführten floristischen oder faunistischen Kartierungen mit dem Ziel, die Verbreitung der Sippen ausgewählter Artengruppen darzustellen. Sie werden häufig als Rasterkartierungen durchgeführt und sind dann nicht fundortgenau. Bei punktgenauen Kartierungen werden die Daten häufig zur Darstellung in ein Raster überführt. Verwendete Rasterweiten dieser Kartierungen sind heute in der Regel Quadranten der Topographischen Karte 1:25.000, die eine Fläche von 35 km² umfassen. Es sind aber für manche Artengruppen mit niedriger Beobachtungsdichte auch noch Einteilungen nach dem UTM-Gitternetz mit einer Rasterweite von 100 km² im Gebrauch.

ERZ (1994) bezeichnet diese Arterhebungen neben den selektiven Biotopkartierungen als zweites zentrales Inventurstandbein der Naturschutzplanung. Die letzte Übersicht zu diesen Vorhaben wurde 1983 erstellt und ergab bundesweit 220 Vorhaben mit maximal 4.500 Mitarbeitern. Von diesen Vorhaben waren 10 % bundesweit oder länderübergreifend ausgerichtet (ERZ 1994). Der Kern der ständigen Mitarbeiter lag bei ca. 1.600, davon waren 60 hauptamtlich mit diesen Erhebungen beschäftigt. Auch heute noch sind diese Inventuren so gut wie ausschließlich von ehrenamtlichen Mitarbeitern abhängig. Zwei Drittel der zoologischen Projekte beschäftigt sich mit Wirbeltieren, drei Viertel der floristischen mit Gefäßpflanzen, nur 30 % der faunistischen und 50 % der floristischen Erhebungen waren als Dauerprojekte konzipiert. Seit 1983 hat sich die Zahl der Vorhaben zwar erhöht, die Schwerpunkte haben sich aber kaum verändert (ERZ 1994).

Während sich durch die selektiven Biotopkartierungen seit Anfang der 70er Jahre trotz aller Mängel der Informationsstand zu Biotopen verbessert hat, leidet der Artenschutz nach wie vor unter einem erheblichen Informationsdefizit (ERZ 1994). Nach JUNGBLUTH (1994) spielt die Bundesrepublik im internationalen Vergleich auf dem Gebiet der biologischen Datenverarbeitung, im Kreis der Anbieter von spezifischen Literatur- und Fakten-Datenbanken noch immer nur eine marginale Rolle. Für den Biotop- und Artenschutz, für den ein Datenbankverbund mit lokalen und regionalen Komponenten unerlässlich ist und der zugleich eine Vernetzung auf Bundesebene erfordert, sei überwiegend "Fehlanzeige" zu verzeichnen.

Entscheidend für die Ergebnisse dieser Kartierungen ist das Gewährleisten einer gleichmäßigen Untersuchungsintensität für jedes Rasterfeld (BIBBY et al. 1995). Ungleichmäßige, unregistrierte und damit auch unkorrigierbare Unterschiede im Beobachtungsaufwand können die Ergebnisse verzerren. Das gewonnene Verbreitungsbild spiegelt dann in mehr oder weniger großem Umfang die Beobachtungsaktivität und nicht die biologischen Sachverhalte wider. In dieser Hinsicht sind auch die häufigeren Projekte zur höheren Pflanzen und Tieren nicht ausreichend (ERZ 1994), dieses gilt zum Beispiel auch für Vögel als am besten bearbeitete Artengruppe der Tierwelt (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Zahlreiche Arbeiten machen auf beobachterabhängige Datenverteilungen oder die mangelnde räumliche Durchdringung der Erhebungen aufmerksam (zum Beispiel GRENZ & MALTEN 1994, KARNER 1994, WIDDIG & SCHMIDT 1994, KNAPPE et al. 1996, LUDWIG et al. 1996, SCHNITTLER 1996, WIRTH et al. 1996, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997, BELLSTEDT & WAGNER 1998, BLISS et al. 1998, GÜNTHER et al. 1998, HAVELKA 1998, INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPLANUNG UND ÖKOLOGIE DER UNIVERSITÄT STUTTGART 1998, KLIMA 1998, NIEHUIS 1998, SEIFERT 1998, SSYMANK et al. 1998, WESTRICH et al. 1998, RÜCKRIEM & ROSCHER 1999, AKADEMIE FÜR TECHNIKFOLGENABSCHÄTZUNG BADEN-WÜRTTEMBERG 2000).

Bei vielen Verbreitungsbildern sind die besetzten Raster die einzig sichere Information. Aus den leeren Rastern kann aus oben angeführten Gründen sehr oft nicht auf das Fehlen der Art, sondern eher auf fehlende Sammel- oder Beobachtungsintensität geschlossen werden. Angesichts der Lückenhaftigkeit vieler Verbreitungsbilder sind auch Bestrebungen, die oft als Bewertungsmerkmal verwendete Seltenheit vorkommender Arten über die Zahl vorliegender Nachweise, zum Beispiel der Anzahl besetzter Rasterfelder, zu instrumentalisieren (RECK 1996, INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPLANUNG UND ÖKOLOGIE DER UNIVERSITÄT STUTTGART 1998), wenig erfolgversprechend und nicht objektiv.

Die dargestellten Probleme machen sich - wie bei vielen der zitierten Autoren - besonders bei der Aufstellung Roter Listen der gefährdeten Tier- und Pflanzenarten bemerkbar. Reichen die Daten zur Entwicklung von Verbreitung und Bestand der Arten zu einer Beurteilung nicht aus, wird hilfsweise auf die Einschätzung des Verlustes, der Beeinträchtigung und Gefährdung ihrer Lebensräume zurückgegriffen. Die Einstufung der Arten in die Gefährdungskategorien folgt dann vorrangig diesem Aspekt (zum Beispiel BINOT et al. 1998, MALZACHER et al. 1998, PLATEN et al. 1998, SCHMIDT-EGGER 1998, SSYMANEK et al. 1998, WITT et al. 1998, WOIKE et al. 2000). Entscheidend ist dann nicht die Bestandssituation der Art, sondern die vermutete Entwicklung ihrer Lebensräume. Abgesehen von der Sicherheit dieser Einschätzung, die falls unzureichend langfristig auch die Glaubwürdigkeit der Roten Listen untergraben kann, sind hier auch weitere Bedenken anzumelden. Werden Arten aufgrund ihrer vermuteten Lebensraumbeeinträchtigung als gefährdet eingestuft und später Lebensräume aufgrund des Vorkommens dieser Arten als prioritär beurteilt, ist die Beurteilung selbstreflektiv. Die Bedeutung der Lebensräume wird dann nicht als hoch eingeschätzt, weil objektiv aufgrund ihrer Bestandsdaten als gefährdet klassifizierte Arten vorhanden sind – wie suggeriert wird -, sondern weil das typische Arteninventar des Lebensraumes vorkommt.

Aufgrund der defizitären Datenlage sind bisher keine statistisch abgesicherten Aussagen zur Verbreitung, zum Zustand, zum Bestandestrend und zum Gefährdungsgrad bei der Erstellung von Roten Listen gefährdeter Arten, Pflanzengesellschaften oder Biotope möglich (DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 2002). Den Einstufungen liegen vor allem Expertenmeinungen zugrunde. Eine auch international geforderte stärkere Quantifizierung der Kriterien für die Gefährdungseinschätzung von Arten (SCHNITTLER et al. 1994, BRUCKHAUS & DETZEL 1997, SCHNITTLER & LUDWIG 1996) wurde teilweise auch in der Bundesrepublik Deutschland übernommen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996b), wird aber im Hinblick auf die Tierwelt relativ kritisch diskutiert, da hierdurch viele Arten hinsichtlich ihrer Datenlage nicht mehr klassifizierbar wären und in die Kategorie "Datengrundlage unzureichend" eingestuft werden müssten (BINOT et al. 1998). GRUTTKE et al. (1999) erachten eine Verbesserung der Datenbasis durch die Einführung statistisch repräsentativer Erfassungsprogramme als notwendig. SCHLUMPRECHT (1999) schlägt eine Plausibilisierung der Artenlisten durch eine statistische Analyse gefährdungsdiskontinuierlicher Eigenschaften und Ansprüche der Arten vor.

Unsichere Datengrundlagen führen bisher aber nicht dazu, z.B. die Anzahl der in Rote Listen einzubeziehenden Gruppen zu beschränken und für diese verbesserte Inventuren vorzusehen. Es besteht sogar eher der Trend mehr und auch in dieser Hinsicht schwierige Artengruppen in Rote Listen aufzunehmen (GRUTTKE et al. 1999, WOIKE et al. 2000). So wurden zum Beispiel im Vergleich zur alten Bundesliste (BLAB et al. 1984) in den Neuauflagen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996b, 1998) folgende Gruppen zusätzlich erfasst: Pilze, Schleimpilze, Grün-, Rot-

und Braunalgen des Meeres, Gelbgrünalgen, Kieselalgen und Zieralgen, Pseudoskorpione, Zikaden, Schwebfliegen, aquatische Tanzfliegen, Langbeinfliegen, Goldwespen sowie viele Käferfamilien. Die Bearbeitung weiterer Wirbelosengruppen, zum Beispiel von Regenwürmern und Landasseln wird für wünschenswert gehalten (BINOT et al 1998). Hierbei ist zu berücksichtigen, daß man bei einigen Pflanzengruppen viele Arten nur durch zufällige Funde kennt, ohne überhaupt deren Lebensräume charakterisieren zu können (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996a).

Den besten Informationsstand der Artenerhebungsprogramme weist die Kartierung der Gefäßpflanzen auf, die als eines der wenigen Vorhaben auch bundesweit koordiniert abläuft und als einzige beim Bundesamt für Naturschutz eine Zentralstelle besitzt, die auch die Datenaufbereitung zentral betreut (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Eine Übersicht über die Aktivitäten der floristischen Kartierung zu Ende der 80er Jahre geben AHLMER & BERGMEIER (1991). Über den bundesweiten Stand der Artenerhebungsprogramme anderer Artengruppen wird ein Überblick in BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1997) gegeben.

In einigen Bundesländern, zum Beispiel in Niedersachsen und Bayern, bestehen Pflanzen- und Tierartenerfassungprogramme der Naturschutzverwaltungen, die die entsprechenden flächenscharfen Informationen zentral sammeln und aufbereiten (ALTMÜLLER 1989, SACHTELEBEN 1994, BEHM-BERKELMANN et al. 2001, HERRMANN et al. 2001, SCHACHERER 2001, SCHUPP et al. 2001). Aus dem Datenfundus dieser Programme und ihren Auswertungen werden dann auch laufende Inventuren wie die selektiven Biotopkartierungen oder Arten- und Biotopschutzprogramme unterstützt. Umfang und Intensität der Erfassungsprogramme lassen sich folgendermaßen veranschaulichen:

Im Januar 1993 waren in der Datenbank Artenschutzkartierung Bayern unter Einschluß aller Tier- und Pflanzengruppen 82.000 Fundorte und 521.000 Nachweise gespeichert (SACHTELEBEN 1994). Dieses entspricht ca. einem Fundort auf 0,86 km² sowie ca. 7,5 Nachweisen/km² über die gesamte Registrierungsdauer. Unterstellt man eine niedrige Gesamtartenzahl von 50.000 Arten würden bei Gleichverteilung auf jede Art für das gesamte Land und die gesamte Zeit nur 10 Nachweise entfallen. Real ist die Zahl der Nachweise aber sehr ungleich verteilt: So sind unter den Tieren Wirbeltiere bezogen auf ihren Anteil an der gesamten Tierartenzahl stark überrepräsentiert, insbesondere Amphibien, bezogen auf die Insekten sind dies die Libellen, bei den Pflanzen die Gefäßpflanzen. Jährlich kommen 6.000 Fundorte und 60.000 Nachweise dazu, dieses entspricht einem neuen Fundort je 12 km² und 0,8 neuen Nachweisen je km², bezogen auf die 50.000 Arten entspricht dies 1,2 neuen Nachweisen je Art.

Nach einer Übersicht zur bayerischen Datenbank Artenschutzkartierung in ERZ (1994) bestehen dort bezogen auf Libellen für den Anfang des Jahrhunderts ca. 9 Einträge je Jahr, für die 70er Jahre ca. 130 Einträge je Jahr, denen für 1986 3.703 Einträge gegenüberstehen. Der Eindruck dieses Anstiegs relativiert sich, wenn er auf die bayerische Fläche bezogen wird: Es entfällt jeweils ein Eintrag zu Anfang dieses Jahrhunderts auf 7.505 km², in den 70ern auf 560 km² und 1986 auf 19 km². Bis Juli 1992 ergaben alle Einträge über die Zeit zusammenzählt einen Wert von 2 km² je Eintrag und 12,5 km² je Fundort. Grundlage für die Zunahme der Meldungen waren systematische Libellenkartierungen in den Landkreisen im Rahmen des Arten- und Biotopschutzprogramms.

Entsprechend der skizzierten Datenlage wird die Erfassungssituation und die Möglichkeit zur Bestandsbewertung selbst für bisher hauptsächlich behandelte Artengruppen mit vergleichsweise umfangreichem Material (zum Beispiel Gefäßpflanzen, Vögel, Schmetterlinge) als in vielen Fällen noch nicht ausreichend beschrieben (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Angesichts schon

verstärkter Bemühungen seit dem Beginn der 70er Jahre ist bei Weiterführung der Bestandserfassungen im bisherigen Umfang nicht damit zu rechnen, daß die Diskrepanz zwischen Datenbedarf und -verfügbarkeit geschlossen werden kann (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Trotzdem wird eine Reduzierung der Anzahl in die Inventuren einzubeziehender Arten abgelehnt (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Wie aber sichere Daten ohne diese Reduktion erreicht werden sollen, bleibt offen und ist auch nicht primär durch Referenzlisten der Artvorkommen in der Bundesrepublik oder Datenbankkonzepte, sondern nur durch entsprechende Inventurkonzepte und Kartierungen zu lösen. Die bestehenden Datenerhebungen werden auch als grobe Stichproben bezeichnet (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1997). Im stichprobentheoretischen Sinne ist dieses falsch, da keine Zufallsstichproben gezogen und untersucht werden, sondern die Verteilung der Beobachtungsintensität subjektiven Einflüssen unterliegt. Angesichts der vorliegenden Mängel hat ERZ (1994) bereits eine flächendeckende, punktgenaue Kartierung, die Schwerpunktausrichtung auf gefährdete Arten und eine zentrale Koordination, Harmonisierung und Dokumentation gefordert. Ohne systematische, räumlich hochauflösende und stärker quantitativ auf Populationsgrößen oder -dichten abhebende Inventuren können die Artenerhebungsprogramme auch ihre Funktion im Hinblick auf die Ergänzung der Biotoptypenkartierungen nicht erfüllen.

2.2.5 Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern

PLACHTER (1991a) bezeichnet Arten- und Biotopschutzprogramme als flächendeckende synoptische Zielplanungen des Naturschutzes, die in der Bundesrepublik in die Zuständigkeit der Länder fallen. Ihre Anfänge liegen in den 80er Jahren (PLACHTER 1981, 1983, 1987). Über das Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern orientieren zum Beispiel RIESS (1986, 1988), REICH (1990), SACHTELEBEN (1994), SACHTELEBEN & SIMLACHER (1996) und ACKERMANN (2000), nach denen auch die folgenden Ausführungen zusammengefaßt sind.

Das Arten- und Biotopschutzprogramm wird in Bayern seit 1984 auf der Ebene der Landkreise als Fachprogramm ohne Rechtswirkung erstellt, die zentrale Koordinations- und Sammelstelle für faunistische und floristische Erhebungen ist das Landesamt für Umweltschutz. Grundlage des Arten- und Biotopschutzprogramms ist eine flächenscharfe selektive Biotopkartierung mit floristisch-vegetationskundlicher Ausrichtung im Maßstab 1:5.000. Diese wird ergänzt durch eine Artenschutzkartierung mit fundortgenauer Darstellung, die 1980 begonnen und seitdem sukzessive ausgebaut wurde. Auf den Datenbestand dieser Kartierung wurde bereits im letzten Kapitel eingegangen. Im Rahmen der Artenschutzkartierung wurden folgende Spezialkartierungen mit dem Ziel, alle oder den Großteil der Fundorte der betroffenen Arten abzudecken, durchgeführt: Amphibien, Libellen, wiesenbrütende Vögel, Vögel der Rote-Liste-Kategorien Vom Aussterben bedroht und Stark gefährdet, Bilche, Fledermäuse, Fischotter, mehrere stark gefährdete Tagfalterarten, Wuchsorte stark gefährdeter Pflanzen sowie endemischer und subendemischer Pflanzenarten. Aufgrund des unterschiedlichen Bearbeitungsstandes in den Landkreisen ist die Nachweisdichte mit einer Schwankungsbreite zwischen 2 und 20 je km² trotzdem noch sehr heterogen.

Für jeden Landkreis wird dieses Programm in dreibändiger Form in Text und Karte erstellt. Band 1 enthält dabei die für ganz Bayern geltenden Grundlagen, Band 2 eine ausführliche textliche Darstellung der Ziele und Maßnahmen für den Landkreis und Band 3 eine Zusammenstellung der landkreisrelevanten Literatur und einen EDV-Ausdruck des Materials. Als Informationsquellen

werden die Biotopkartierung, die Artenschutzkartierung, Daten ehrenamtlicher Kartierer, Daten aus Literaturoswertungen, Daten aus Spezialkartierungen, Informationen aus Fachplanungen wie Landschaftspläne, Landschaftsrahmenpläne, Regionalpläne, Agrarleitpläne, Waldfunktionspläne genutzt. Fallweise werden auch weitere Untersuchungen, zum Beispiel zu Heuschrecken und Tagfaltern, durchgeführt. Für 14 von 21 unterschiedenen Artengruppen wird der durchschnittliche Datenbestand in den Landkreisen noch als schlecht bis mittel bezeichnet (4-teilige Skala: sehr gut, gut, mittel, schlecht), 7 Gruppen sind im Text und 14 in den Karten nur vereinzelt bis unregelmäßig dargestellt. Angaben zum Aktionsraum, zur Dichte und zum Minimalareal einer Population werden aus der Literatur entnommen und nicht auf der Grundlage der örtlichen Situation ermittelt. Da diese Parameter sehr stark mit der Habitatqualität variieren, müssen aus der Literatur enorme Schwankungsbreiten angegeben werden, die im Hinblick auf spezifische örtliche Situationen und Handlungsempfehlungen wenig aussagefähig sind. Für eine in SACHTELEBEN & SIMLACHER (1996) aufgeführte Tabelle zu 18 Wirbeltieren schwankten die Angaben zum Minimumareal einer Population je nach Art um den Faktor 1,5 bis 8.500, im Mittel um ca. 700, bei Weglassen des maximalen Extremwertes um ca. 100.

2.2.6 Zielartenkonzept Baden-Württemberg

Bestehende Aktivitäten im Artenschutz

In Baden-Württemberg werden als Bestandteil des Artenschutzprogramms die sogenannten Grundlagenwerke erstellt (zum Beispiel WESTRICH 1989a, 1989b, EBERT & RENNWALD 1991a, 1991b). Grundlage sind rasterbasierte Artenerhebungsprogramme. Bis Februar 1994 sind in diesem Rahmen Bände zu Farn- und Blütenpflanzen, Flechten, Pilzen, Vögeln, Wildbienen und Schmetterlingen erschienen, von denen die Wildbienen sowie der Verbreitungsatlas der Großpilze abgeschlossen sind (SCHMIDT 1994). Bis zum Jahr 1998 sollten weitere Bände zu den Farn- und Blütenpflanzen, Flechten, Pilzen, Vögeln, Schmetterlingen sowie Bearbeitungen der Moose, Säugetiere, Reptilien, Amphibien, Pracht- und Hirschkäfer, Heuschrecken, Libellen und Köcherfliegen erscheinen. Für eine prioritäre Bearbeitung nach diesem Zeitpunkt sind die Armleuchter-, Braun- und Rotalgen, Fische, Steinfliegen, Wanzen, Laufkäfer, Bockkäfer, Faltenwespen, Ameisen, Muscheln und Schnecken vorgesehen. Die diesen Werken vorausgehende Erfassung der Grundlagendaten und die Kartierungen der Tier- und Pflanzenvorkommen erfolgen fast ausschließlich ehrenamtlich. In den Grundlagenwerken werden die bekannten Daten zur Verbreitung, zum Lebensraum, zur Ökologie und zur Gefährdung der einzelnen Arten zusammengestellt.

Für konkrete Artenschutzmaßnahmen müssen die Grundlagen zunächst umsetzungsorientiert ausgewertet und dargestellt werden, für konkrete Programme sind zusätzliche Geländeerhebungen erforderlich (SCHMIDT 1994). Im Rahmen der Umsetzung der Grundlagenwerke Artenschutz wurden bis Februar 1994 1.645 Arten aus den Gruppen Vögel, Wildbienen, Schmetterlinge sowie Farn- und Blütenpflanzen durchgesehen und 242 Arten (15 %) für die Auswertung bzw. Umsetzung vorgesehen. 214 Arten (13 %) wurden bisher teilweise oder vollständig bearbeitet. Dabei wurden bisher 844 Populationen oder Lebensräume lokalisiert (ca. 4 je ausgewählter Art). Für 76 Populationen sind im Rahmen der Umsetzung Maßnahmen bereits geplant, umgesetzt oder abgeschlossen (0,4 Populationen je ausgewählter Art). Davon wurden Maßnahmen für 38 Populationen umgesetzt (0,2 Populationen je ausgewählter Art). Ab 1993 werden für Auswertung und Umsetzung der Grundlagenwerke Artenschutz jährlich 1 Million DM benötigt (SCHMIDT 1994).

Dieses entspricht 0,28 DM/Hektar Landesfläche oder 17 DM/Hektar Fläche der Naturschutzgebiete. Setzt man Pflegekosten oder den Ausgleich von Ertragseinbußen mit 500 bis 1.000 DM je Hektar an ergibt sich hieraus - vorausgesetzt alles Geld fließt in die Umsetzung - eine Pflege- oder Erhaltungsfläche von 500 – 1.000 ha, das sind 0,01 bis 0,02 % der Landesfläche oder 0,9 - 1,7 % der Naturschutzgebietsfläche Baden-Württembergs. Die Forderung nach weiteren Erhebungen zur Umsetzung der Grundlagenwerke des Artenschutzes (SCHMIDT 1994), wird in ungleich größerem Umfang für die Umsetzung des Zielartenkonzeptes gelten.

Das Zielartenkonzept

Die auf den bisherigen Naturschutzstrategien aufbauenden Inventuren versuchen zumeist durch selektive Kartierung diejenigen Räume zu ermitteln, die besonders artenreich oder besonders reich an gefährdeten Arten sind. In diesem Sinne entspricht die Strategie zum Beispiel der weltweiten Suche nach Biodiversitätszentren oder Hotspots, allerdings auf einer kleinräumigen Ebene. Begrenzte Mittel erlauben den Inventuren dabei oft keine oder eine sehr eingeschränkte Kenntnis der Arteninventare - auch an gefährdeten Arten - und belasten darauf aufbauende Schutzkonzepte mit entsprechenden Unsicherheiten. Die selektive und vorrangig nach vegetationskundlichen und floristischen Kriterien durchgeführte Inventur führt im Ergebnis zu einem vorwiegend segregativen Schutz dieser Flächen durch die Schutzgebietsinstrumentarien und den gesetzlichen Pauschalschutz bestimmter Biotoptypen. Das Ergebnis ist ein hochfragmentiertes Schutzgebietssystem aus kleinen Flächen, von denen nicht klar ist, in welchem Umfang sie das Arteninventar des Untersuchungsraumes repräsentieren, welchen Anteil der Vorkommen und der Populationen gefährdeter Arten sie beinhalten und auch nicht, welche Zukunftsaussichten die Arten in den Reservaten in Abhängigkeit von verschiedenen denkbaren Entwicklungen der dazwischen liegenden Räume haben.

Ausgehend von nordamerikanischen Erfahrungen haben MÜHLENBERG & HOVESTADT (1991, 1992), HOVESTADT et al. (1991), MÜHLENBERG (1993, 1997) einen stärker an einzelnen Arten und ihren Populationen orientierten Ansatz unter dem Begriff Zielartenkonzept in die hiesige Naturschutzdiskussion eingebracht, der auch nicht unwidersprochen geblieben ist (zum Beispiel REICH 1994, RIECKEN 2000). Auch international werden zielartenbasierte Naturschutzstrategien sehr kontrovers diskutiert (z.B. LINDENMAYER et al. 2002, LAMBECK 2002), zumindest wenn sie alleinige Strategie und nicht Bestandteil einer risikominimierenden Mischung unterschiedlicher Naturschutzstrategien sind.

Mit Hilfe solcher Zielartenkonzepte soll der Arten- und Biotopschutz stärker an den Ansprüchen ausgewählter Arten, an der Verteilung und dem Zustand ihrer Populationen im Raum sowie an den Zukunftsaussichten derselben orientiert werden. Methodisches Rüstzeug hierzu ist eine Gefährdungsgradanalyse (Population Viability Analysis), die aufbauend auf einer intensiven Untersuchung sowohl der Ökologie der Art als auch der räumlichen Verankerung der von ihr benötigten Qualitäten über entsprechende Modelle eine Prognose ihrer Überlebensaussichten unter bestimmten Bedingungen und Konventionen erlaubt. Aufgrund der differierenden Datenstruktur können Gefährdungsgradanalysen den Datenbestand aus bestehenden Naturschutzinventuren nur sehr eingeschränkt nutzen und setzen spezielle Inventurkonzepte mit teilweise langjährigen Untersuchungen voraus. Für akut vom Aussterben bedrohte Arten ist die Vorgehensweise obligatorisch, um gezielt handeln zu können. Durch eine entsprechende Auswahl weiterer zu bearbeitender Arten sollen zentrale Probleme des Arten- und Biotopschutzes thematisiert und hohe

Flächenansprüche wissenschaftlich begründet werden. Sofern sich diese in der politischen Abwägung durchsetzen, wird unterstellt, daß auch zahlreiche andere Arten von den entsprechenden Schutz- und Managementmaßnahmen profitieren. Aufgrund der einleitend dargestellten Unterschiede zwischen Natur- und Kulturlandschaften ist es für Mitteleuropa nicht ausreichend, nur eine oder wenige Arten mit den größten Flächenansprüchen im Hinblick auf Orientierungswerte für Reservatsgrößen zu bearbeiten. Der lange, intensive und wohl auch fortdauernde Nutzungseinfluß erfordert die Aufstellung eines - vom Umfang her zu diskutierenden - Zielartensystems, das eine bedarfsorientierte Verteilung unterschiedlicher Schutzziele und Teilräume im Gesamtraum auf verschiedenen Maßstabsebenen gewährleistet. Durch die Bearbeitung von Zielarten sollen Art und Umfang von Maßnahmen nachvollziehbar begründet und ihr Erfolg objektiv gemessen werden können. Heute besteht ein breiter Konsens im Hinblick auf die Forderung, die Effizienz von Schutzgebieten und Schutzgebietssystemen zukünftig auch durch die Bestandesentwicklung problemorientiert ausgewählter Zielarten zu kontrollieren (DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 2002).

Mit der Aufstellung von Zielartenkonzepten liegen in der Bundesrepublik Deutschland erst Erfahrungen in Baden-Württemberg vor, mit ihrer Umsetzung noch keine (WALTER et al. 1998, INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPLANUNG UND ÖKOLOGIE 1998, WALTER et al. 1999). Für Baden-Württemberg wurde ein nicht flächenscharfes Zielartenkonzept als Beitrag zum Landschaftsprogramm aufgestellt. Für die parzellengenaue Formulierung dieses Konzeptes auf niedrigeren Planungsebenen und für seine Umsetzung und Kontrolle wird ein erheblicher weiterer Inventur- und Untersuchungsbedarf zu erwarten sein. Die Ausführungen und Zielformulierungen erfolgen einmal für das gesamte Bundesland und andererseits für 18 Regionen, die durch Zusammenfassung der 66 naturräumlichen Haupteinheiten Baden-Württembergs gebildet und hinsichtlich ihrer Standorte, Biotopausstattung und Flächennutzungen analysiert wurden. Da die zentralen Aussagen des Zielartenkonzeptes auf den Ergebnissen der Biotopkartierung und auf den Arterhebungsprogrammen (Grundlagenwerken) beruhen, sind auch die diesbezüglichen Unsicherheiten und Mängel enthalten. Diese schlagen allerdings noch nicht in vollem Maße zu Buche, da das Konzept keine flächenscharfen Aussagen treffen muß. Bezüglich der Biotopkartierung wurde aber von den Autoren selbst betont, daß deren Aussagefähigkeit für die Aufgabenstellung des Zielartenkonzeptes nicht ausreicht und eine Präzisierung der Datengrundlage für die Umsetzung erfolgen muß. Mit Hilfe der Zielarten sollen im baden-württembergischen Konzept Naturschutzziele nicht zwangsläufig an Einzelflächen gebunden, sondern der Erfüllungsgrad naturraumbezogener Zielempfehlungen durch Artmonitoring überprüfbar gemacht werden. In der Landschaftsanalyse zu den Bezugsräumen werden die abiotischen und biotischen Standortfaktoren, Landnutzung, Landschaftsstruktur und Landschaftsbelastungen beschrieben. Daten zur Nutzung entstammen der Flächennutzungsstatistik sowie einer flächendeckenden Landnutzungsanalyse durch Satellitenbildklassifikation. Die Ergebnisse der selektiven Biotopkartierung werden im Hinblick auf Art, Umfang und Verteilung der kartierten Flächen dargestellt. Die Daten zu Artvorkommen entstammen den Rasterverbreitungskarten der Grundlagenwerke und Erhebungsprogramme, in Einzelfällen auch punktgenauen Datensammlungen oder Wildstrecken. Die meisten Bearbeiter von Pflanzen- und Tiergruppen im Rahmen des Zielartenkonzeptes betonen explizit den heterogenen räumlichen Durchforschungsgrad des Landes im Hinblick auf die Verbreitungserhebungen. Die Auswahl der Zielarten erfolgte aus den Gefäßpflanzen, Moosen, Flechten, Säugetieren, Vögeln,

Reptilien, Amphibien, Fischen, Neunaugen, Libellen, Heuschrecken, Tagfaltern, Widderchen, Sandlaufkäfern, Laufkäfern, Holzkäfern, Krebstieren, Schnecken und Muscheln. Auswahlkriterien für die Zielarten waren hoher Schutzbedarf (Häufigkeit, Gefährdungsgrad, Einstufung in übernationale Artenschutzrichtlinien wie Fauna-Flora-Habitat- und Vogelschutzrichtlinie) und hohe Schutzverantwortung für die Art in Baden-Württemberg (geographisch kleine Areale, nur in Baden-Württemberg oder der Bundesrepublik zu schützen). Weitere Arten konnten ausgewählt werden, wenn sie landschaftsgestaltend im Hinblick auf bestimmte Standorte oder Habitate sind. Von 6.697 Arten der angeführten Artengruppen wurden 1.804 (27 %) als Zielarten ausgewählt. Davon sind 240 Arten in Baden-Württemberg erloschen und genießen bei Wiederauftreten höchste Schutzpriorität. Bei ihrem Wiederauftreten werden sie als Landesarten eingestuft. Landesarten sind Zielarten von herausragender Bedeutung auf Landesebene und mit landesweit höchster Priorität für Maßnahmen zur Erhaltung ihrer Populationen. Diese 1.229 sehr seltenen, hoch gefährdeten oder hinsichtlich der Schutzverantwortung besonders bedeutsamen Arten werden in zwei Gruppen eingeteilt, wobei Gruppe A nur noch wenige, meist isolierte, akut bedrohte Vorkommen besitzt, für deren Erhaltung umgehend Artenhilfsmaßnahmen erforderlich sind. Gruppe B umfaßt Arten, die dagegen noch über mehrere oder stabile Vorkommen verfügen. 435 Zielarten mit regionaler Bedeutung werden als Naturraumarten bezeichnet. Über diese Einteilung hinaus wurden den Arten naturraumspezifisch Schutzprioritäten zugeordnet, wobei in die 1. Schutzpriorität die Landesarten fallen sowie Naturraumarten, die in ihrem Bezugsraum vom Aussterben bedroht sind. Die Zielarten werden nach Lebensräumen gruppiert und Schwerpunkträume für die einzelnen Artengruppen auf der Basis von Meßtischblättern (1:25.000) oder deren Quadranten genannt. Ziel ist die Sicherung langfristig stabiler Populationen der Zielarten in allen besiedelten Naturräumen.

Vor allem aus den Landes-, aber auch teilweise aus den Naturraumarten wurden 290 Zielorientierte Indikatorarten (4 % der Gesamtartenzahl der Gruppen) ausgewählt. Die Lebensansprüche ihrer Populationen kennzeichnen den aus landesweiter Sicht dringlichsten Handlungsbedarf. Der Schutz und vor allem die Ausdehnung ihrer Vorkommen soll auch weitere Arten des jeweiligen Landschaftstyps (zum Beispiel Grünland, Magerrasen, Wälder) fördern und langfristig sichern. Dabei soll je Landschaftstyp ein Kollektiv aus Zielarten mit unterschiedlichen Ansprüchen gesichert werden, um möglichst vielen Arten in der räumlichen und zeitlichen Ausprägung der Anspruchsgradienten eine Existenz zu ermöglichen. Für die Zielorientierten Indikatorarten werden Zielhöhen formuliert, die sich am grob geschätzten Bedarf einer minimal überlebensfähigen Population, am Lebensraum- und Besiedlungspotential der Art im Land oder Naturraum und an den Realisierungschancen für die Umsetzung orientieren. Für sieben Gruppen von Landschaftstypen werden die daraus resultierenden Anforderungen im Hinblick auf Schutz und Nutzung dargestellt. Insbesondere für die zielorientierten Indikatorarten soll die Bestandsentwicklung regelmäßig und repräsentativ dokumentiert werden, spezielle Hilfsmaßnahmen für einzelne Arten sind hinsichtlich ihres Erfolges zu kontrollieren. Für 450 Arten werden Sofortmaßnahmen für erforderlich gehalten. Im Hinblick auf die in den Bezugsräumen erforderliche Datenerhebung zur örtlichen Präzisierung und Umsetzung des Zielartenkonzeptes wird ein Pilotprojekt vorgeschlagen, das zunächst großmaßstäblich die aktuelle Bestandssituation der Zielorientierten Indikatorarten ermittelt, dann den Erfüllungsgrad der Zielhöhe abschätzt, die Entwicklungsmöglichkeiten für neue Lebensräume untersucht, eine präzise Zielhöhe ermittelt, die Ziele hinsichtlich Nutzung und Entwicklung in einem Konzept zusammenfaßt, Fördermaßnahmen oder Schutzgebiete einrichtet und hierzu letztlich Erfolgskontrollen und ein Monitoring durchführt.

2.2.7 Tabellarischer und zusammenfassender Überblick über Naturschutzinventuren

Tab. 1: Übersicht über die Bezugsräume, Befundeinheiten und Befundinhalte von Naturschutz-Großrauminventuren

	Landschafts-Leitbilder	Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern	Zielartenkonzept Baden-Württemberg	Flächennutzung aus LANDSAT-Daten	Biototypen aus CIR-Luftbildern	Selektive Biotopkartierung	Flächendeckende Biotopkartierung	Artenerhebungsprogramme	Arteninventare von Biototypen/-komplexen	Raum-Zeit-Systeme von Einzelarten
Art der Durchführung										
zentral durchgeführt, auf Teilflächen abgeschlossen	X		X							
dezentral durchgeführt, auf Teilflächen abgeschlossen					X	X		X		
dezentral durchgeführt, bisher nur nicht flächenkonkrete Konzeptebene erreicht			X							
Bezugsräume										
Naturräumlich										
Acht Großregionen durch Zusammenfassung von Großlandschaften	X									
Großlandschaften durch Zusammenfassung Naturräumlicher Haupteinheiten			X			X				
Verwaltungstechnisch										
Bund	X			X						
Länder			X		X	X		X		
Kreise		X								
Befundeinheiten										
Biotopkomplextypen	X	X	X	X	X		X			
Biototypen (angegeben ist die Anzahl der differenzierten Typen)	X	X	X	10	300	100	600			
Biotopelemente		X	X				X			
Artengemeinschaften		X	X						X	
Arten		X	X					X	X	X
Populationen		X	X						X	X
Individuen		X	X							X
Befundinhalte										
Autökologische Aspekte										
Standort-, Habitatansprüche		X	X					X	X	X
Flächenansprüche v. Individuen o. Populationen in Abhängigkeit von der Habitatqualität										
Arealgeographische und populationsökologische Aspekte										
Arealgröße			X					X	X	
Verbreitung im Areal			X					X	X	
Dispersion im Areal			X					X	X	
Lage im Areal			X					X	X	
Isolationsgrad			X						X	
Räumliche und zeitliche Struktur der Populationen			X						X	
Populationsdichte			X						X	
Populationsgröße			X						X	
Populationsdynamik			X						X	
Populationsstruktur			X						X	
Reproduktionsfähigkeit			X						X	
Vitalität			X						X	
Ausbreitungsverhalten			X						X	
Populationsgenetische Situation			X						X	
Synökologische Aspekte										
Arteninventar		X	X						X	
Vergesellschaftung		X	X						X	
Beziehungen innerhalb von Tierbeständen (z. B. Prädation)		X	X						X	X
Beziehungen innerhalb von Pflanzenbeständen (z. B. Konkurrenz)		X	X						X	X
Beziehungen zwischen Vegetation und Tierbeständen		X	X						X	X
Beziehungen zwischen Nutzung und Pflanzenbeständen		X	X						X	X
Beziehungen zwischen Nutzung und Tierbeständen		X	X						X	X
Biototypenbezogene Aspekte										
Inventar an Typen	X	X	X	X	X		X			
Aggregation von Typen zu Komplexen	X	X	X	X	X		X			
Verbreitung der Typen	X	X	X	X	X		X			
Verteilung der Typen	X	X	X	X	X		X			
Flächengrößen der Typen	X	X	X	X	X		X			
Räumliche und zeitliche Struktur der Typenverteilung	X	X	X	X	X		X			
Heterogenität der Typen oder Komplexe (z. B. horizontale und vertikale Struktur)	X	X	X				X			
Beziehungen zwischen der Nutzung und der Ausprägung der Typen oder Komplexe	X	X	X	X	X		X			

Die Tabellen 1 und 2 fassen die Naturschutzinventuren betreffenden Aspekte des räumlichen Bezugssystems, der Befundeinheiten und Inhalte sowie die zentralen Probleme und Risiken der verschiedenen Verfahren noch einmal grob schematisch zusammen. Bei Verfahren, die den Grad der Naturnähe skalieren, wie z.B. viele Waldbiotopkartierungen, käme als besonderes Risiko noch ein möglicherweise falsches oder nicht hinreichendes Referenzmodell des natürlichen Zustandes hinzu.

Tab. 2: Übersicht über wichtige mögliche Erfassungs- und Interpretationsfehler bei Naturschutzinventuren

	Landschafts-Leitbilder	Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern	Zielartenkonzept Baden-Württemberg	Flächennutzung aus LANDSAT-Daten	Biotoptypen aus CIR-Luftbildern	Selektive Biotopkartierung	Flächendeckende Biotopkartierung	Arterhebungsprogramme	Arteninventare von Biotoptypen/-komplexen	Raum-Zeit-Systeme von Einzelarten
Biotoptypenbezogene Aspekte										
Keine flächendeckende Biotoptypenkartierung mit hoher räumlich-inhaltlicher Auflösung	X	X	X	X	X	X				
Niedrige Differenzierung von Landnutzungs- oder Biotoptypen	X	X	X	X	X					
Fehlklassifizierung von Biotoptypen	X	X	X	X	X	X	X			
Falsche Abgrenzung von Biotoptypen	X	X	X	X	X	X	X			
Nicht optimale Auswahl zu kartierender Biotoptypen		X	X			X				
Rückschlüsse klassifizierter Typ und Arteninventar nur beschränkt möglich	X	X	X	X	X	X	X			
Rückschlüsse klassifizierter Typ und Habitataffektivität für einzelne Arten nur beschränkt möglich	X	X	X	X	X	X	X			
Entscheidungen ohne objektive Informationsbasis zu Arten	X	X	X	X	X	X	X			
Artenbezogene Aspekte										
Rückschlüsse Artengemeinschaften auf Präsenz einzelner Arten schwierig		X	X			X	X			
Rückschlüsse Artengemeinschaften auf Habitataffektivität für einzelne Arten nicht möglich		X	X			X	X			
Nicht optimale Auswahl zu erhebender Artengruppen		X	X					X	X	X
Fehlbestimmung von Arten		X	X					X	X	X
Selektivität der Erhebungsmethoden im Hinblick auf Arten		X						X	X	
Schwierig oder nicht bestimmbarer Erfassungsgrad		X						X	X	
Schwierige Zuordnung von Arten aufgrund zeitlichen und räumlichen Turnovers		X						X	X	
Präsenz einer Art erlaubt keine Aussage für die Biotopindigenität		X						X	X	
Präsenz einer Art erlaubt keine Aussage für die Habitataffektivität		X						X	X	
Entscheidungen ohne objektive Informationsbasis zu Populationen/Habitataffektivität	X	X		X	X	X	X	X	X	
Populationsbezogene Aspekte										
Nicht optimale Auswahl zu bearbeitender Einzelarten			X							X
Methodische Probleme der objektiven und reliablen Populationsgrößenschätzung			X							X
Schwierige Kausalanalyse der die Populationsdynamik steuernden Faktoren			X							X
Prognoseunsicherheiten für die raum-zeitliche Verteilung von wichtigen Habitatqualitäten			X							X

3. Fallstudie "Gundelfingen - Wildtal - Heuweiler" mit Ergänzungen in "Yach"

3.1 Fragestellungen und Methoden

Durch die Fallstudie erfolgt für dieses Gebiet ein Vergleich des Informationsstandes der amtlichen Inventurpraxis in Form von selektiver Biotopkartierung und Arterhebungsprogrammen mit den Ergebnissen erweiterter Inventurkonzepte, insbesondere der flächendeckenden Biotopkartierung, der Einbeziehung der Zeitachse durch die Untersuchung des Landschaftswandels sowie vertiefenden Untersuchungen an verschiedenen Artengruppen in ausgewählten Lebensräumen.

Zentrale Fragestellung der Fallstudie ist:

- Wie unterscheiden sich die Befunde amtlicher Inventuren von den Ergebnissen der Fallstudie im Untersuchungsgebiet? – Kapitel 3.5

Daneben beschäftigt sich die Fallstudie mit folgenden Problemen:

- Wie und mit welchen Ergebnissen lassen sich bestehende Biotoptypengliederungen für flächendeckende Biotoptypenkartierungen verbessern und anwenden? – Kapitel 3.3
- Wie und mit welchen Ergebnissen können Veränderungen der Landnutzung in der Zeitachse methodisch eingebunden werden? – Kapitel 3.2.1.8 und 3.3
- Welche Unterschiede bestehen im Arteninventar zwischen Biotoptypen oder ihren Ausprägungen im Hinblick auf ausgewählte Artengruppen? - Kapitel 3.4
- Inwieweit sind diese Unterschiede bei der Bearbeitung verschiedener Artengruppen gleichgerichtet und übertragbar? – Kapitel 3.4, speziell 3.4.7.2
- Inwieweit führen Ähnlichkeitsvergleiche für unterschiedliche Artengruppen auch zu einer vergleichbaren Anordnung der Untersuchungsflächen und sind übertragbar? – Kapitel 3.4, speziell 3.4.7.2
- Inwieweit führen verschiedene Auswertungsparameter zum Arteninventar zu ähnlichen Reihungen der Untersuchungsflächen und können sich insofern ersetzen? – Kapitel 3.4, speziell 3.4.7.1
- Lassen sich Beziehungen zwischen ausgewählten Parametern zum Arteninventar und beschreibenden Parametern zur Ausprägung, Struktur und Nutzung von Biotoptypen finden? – Kapitel 3.4
- Bestätigen diese Beziehungen allgemeine Erfahrungen zu wertbestimmenden Merkmalen von Biotopen, wie sie auch vielen Biotopkartierungen zugrunde liegen? – Kapitel 3.4, speziell 3.4.7.3

Das gesamte im Rahmen der Fallstudie erarbeitete Material wurde ausführlich im Anhang (auf CD-ROM bzw. im separaten Anhangband) dokumentiert. Gedruckte Tabellen des Anhang werden zuerst von oben nach unten, dann von links nach rechts gedruckt. Ein Teil der Daten wurde schon vorab für bestimmte Zwecke ausgewertet und zum Teil veröffentlicht (HONDONG et al. 1992, 1993, HONDONG 1993, CLAUSNER 1990, LANGNER 1990, STOLPER 1992).

Untersuchungsgebiete

Das Hauptuntersuchungsgebiet Gundelfingen - Wildtal - Heuweiler ist hinsichtlich seiner Naturausstattung und Nutzung im naturraumweiten Vergleich ein durchschnittliches, eher sogar intensiv genutztes Gebiet, in diesem Sinne eine sogenannte Normallandschaft. Es gehört weder zu den groß- noch kleinräumigen Vorranggebieten des Naturschutzes und verfügt über keine Naturschutzgebiete. Die Ausstattung mit inventurrelevanten Unterlagen dürfte sich ebenfalls im normalen Bereich für Gemeinden dieser Größenordnung in Baden-Württemberg bewegen: Einzige flächendeckende Unterlage mit standörtlichem Bezug ist die Geologische Karte, es liegt keine CIR-Befliegung, kein Landschaftsplan, keine differenzierte Flächennutzungs- und keine Vegetationskarte vor, viele Kartenblätter der Deutschen Grundkarte sind stark veraltet. Aufgrund seiner Nähe zur Universitätsstadt Freiburg liegt es in einem Verbreitungszentrum der Mitarbeiter von Artenerhebungsprogrammen, ist in dieser Hinsicht also ein eher begünstigtes Gebiet.

Einige der vertiefenden Untersuchungen wurden zu Vergleichszwecken auch in einem weiteren Gebiet auf der Gemarkung Yach im gleichen Naturraum durchgeführt, das noch in größerem Umfang Reste oder Sukzessionsstadien der historischen Kulturlandschaft (Reut-/Weidfelder, Niederwälder) aufweist und als Vorranggebiet des Naturschutzes betrachtet wird.

Flächendeckende Biotopkartierung

Basis der Untersuchung ist eine flächendeckende Biotoptypenkartierung, die im Anhalt an die

bundesweite Biotoptypenliste (RIECKEN et al. 1993, 1994) durchgeführt wurde. Die Liste wurde für die Kartierung des besiedelten Bereiches um die entsprechende Typenliste der bundesweiten Empfehlungen zur Stadtbiotopkartierung (ARBEITSGRUPPE METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH 1993) ergänzt, außerdem lokal angepaßt und im Bereich der differenzierenden Parameter zu Standorten, Vegetation und insbesondere Nutzung erheblich verbessert. Nach einer groben Vorkartierung 1988 auf der Basis der Topographischen Karte 1:10.000 und entsprechenden Schwarz-Weiß-Orthophotos wurde 1990 eine feinere Kartierung auf Basis der Deutschen Grundkarte 1:5.000 und gleichmaßstäblichen Schwarz-Weiß-Orthophotos sowie Color-Luftbildern im Maßstab 1:500 durchgeführt. 1994 wurden die Kartierung dann mit einem weiteren, korrigierenden Durchgang an die bundesweite Typenliste angepaßt und aktualisiert. Die Daten der Biotopkartierung werden in Karte und Datenbank als flächendeckendes Biotopkataster geführt. Da außer der geologischen Karte im Maßstab 1:25.000 keine besseren und präziseren standörtlichen Informationen auf der gesamten Fläche vorlagen, mußten deren Einheiten als Grundlage einer standörtlichen Gliederung verwendet werden und wurden zu diesem Zweck in der Auswertung mit dem Biotoptypenkataster verschnitten.

Landnutzungswandel

Der Landschafts- oder Flächennutzungswandel wurde für die Zeiträume um 1780 und 1890 (historische Kartenunterlagen), 1955 (Luftbildauswertung) und 1994 (Biotoptypenkartierung) untersucht. Aufgrund der relativ exakten Geometrie der historischen Karten (insbesondere aus dem Zeitraum um 1890) wurden diese ebenfalls mit der Biotoptypenkartierung verschnitten. Für die Ermittlung der Flächenanteile der Nutzungen wurden die Karten direkt planimetriert, der Luftbildsatz 1955 vorher umgezeichnet. Insgesamt standen zur Analyse des Landnutzungswandels die folgenden Unterlagen zur Verfügung:

- Grundriß Heuweiler, 1785, ca. 1:10.000, Generallandesarchiv Karlsruhe
- Grundriß Wildtal, 1774, ca. 1:10.000, Generallandesarchiv Karlsruhe
- Grundriß Gundelfingen und Reutebacher Höfe, 1782, ca. 1:10.000, Generallandesarchiv Karlsruhe
- Übersichtplan der Gemarkung Heuweiler, 1897, ca. 1:10.000, Generallandesarchiv Karlsruhe
- Übersichtplan der Gemarkung Gundelfingen, Wildtal und Zähringen, 1893, ca. 1:10.000, Generallandesarchiv Karlsruhe
- Luftbilder der Südbadischen Forstbefliegung, 1955, ca. 1:12.000, Forstdirektion Tübingen
- Orthophotos 1980, 1985, 1990, 1:10.000, 1985 1:5.000, Landesvermessungsamt Stuttgart

Weitere für das Untersuchungsgebiet vorliegende historische Kartendarstellungen waren für die angestrebte Interpretation in ihrer inhaltlichen Differenzierung oder in ihrem Maßstab nicht ausreichend präzise:

- Karte Nigra Sylva, Sebastian Münster, 1545, 1:500.000
- Schmitt'sche Karte von Südwestdeutschland, Heinrich von Schmitt, 1797, 1:57.600, Blatt Freiburg
- Topographischer Atlas über das Großherzogtum Baden, 1844, 1:50.000, Erstaussgabe Blatt 34, Freiburg

Auswertung der flächendeckenden Biotopkartierung und Vergleich mit dem Informationsstand der amtlichen Naturschutzinventuren

Die Auswertung der flächendeckenden Biotopkartierung erfolgt über Flächenbilanzen der

Biotoptypen sowie ihrer Verschneidung mit der standörtlichen Gliederung und der historischen Nutzung. In der Folge wird jeder Biotoptyp sowie nach bestimmten Kriterien ausgewählte Untergruppen dieser Typen detailliert hinsichtlich der erhobenen Parameter dargestellt. Für jeden Biotoptyp werden Flächenabfragen nach verschiedenen und miteinander verschnittenen Kriterien durchgeführt. Alle Flächen- und Längenberechnungen erfolgten mit einem digitalen Planimeter und ergaben nur minimalste Abweichungen von Katasterdaten.

Die flächendeckende Biotoptypenkartierung wurde hinsichtlich des Bestandes an gefährdeten Biotoptypen, an in Anhang 1 der FFH-Richtlinie genannten Biotoptypen sowie an nach § 24a Landesnaturschutzgesetz und § 30a Landeswaldgesetz gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen ausgewertet und die Befunde zu den Ergebnissen der amtlichen selektiven Biotopkartierung im Untersuchungsgebiet in Beziehung gesetzt. Der Flächenanteil und die Häufigkeit je Flächeneinheit verschiedener Biotoptypen im Untersuchungsgebiet werden ebenfalls mit den Ergebnissen der amtlichen selektiven Biotopkartierung für deren Bezugsraum Schwarzwald verglichen.

Flächenauswahl für die vertiefenden Untersuchungen zur Flora und Fauna ausgewählter Lebensräume

Mit den vertiefenden Untersuchungen wurden zunächst Flächen mit speziellen, vom Großteil der Fläche abweichenden Qualitäten untersucht, deren standörtliche Seltenheit und/oder nutzungsbedingt sinkende Verfügbarkeit allgemein bereits zu Überlebensengpässen von Arten geführt haben soll oder führen wird (BLAB 1993).

Hierzu gehören zum Beispiel die Waldränder, Hecken und Kahlschläge der trocken-warmen Südhänge, die aufgrund der niedrigen Höhenlage, der angrenzenden, sehr warmen Oberrheinebene sowie aufgrund fehlender Düngung, offener Bodenstellen und schütterer Vegetation das wärmste Kleinklima im Untersuchungsgebiet und im Naturraum aufweisen.

Daneben wurden die feuchten bis nassen Standorte im Grünland sowie die Fließ- und Stillgewässer berücksichtigt, insbesondere soweit sie erst gering durch Düngung, Abwasserbelastung oder Ausbau beeinträchtigt waren.

Spezielle Flächenqualitäten haben auch alte Gehölzbestände (Streuobst, Hecken, Feldgehölze, Wälder) mit einem höheren Anteil an alter sowie morscher und abgestorbener Bäume. Über die so ausgewählten Schwerpunkte wurden dann für jeden untersuchten Biotoptyp weitere Vergleichsflächen mit anderen standörtlichen, strukturellen oder Nutzungseigenschaften ausgewählt, die einerseits die Zweckmäßigkeit der obigen Auswahl überprüfen und andererseits die Bandbreite an möglichen Merkmalsausprägungen für den Untersuchungsraum aufzeigen sollen. Eine andere Möglichkeit der Einordnung von Befunden wird nicht gesehen, da keine standörtlich, zeitlich und methodisch annähernd vergleichbaren Untersuchungen aus dem Gebiet oder dem Naturraum vorliegen. Zudem sollte mit diesen Beispielen auch Art und Ausmaß der anthropogenen Beeinträchtigung von Lebensräumen aufgezeigt werden.

In die vertiefenden Untersuchungen wurde ein breites Spektrum an Lebensräumen, Artengruppen, Methoden und Untersuchungszeiträumen einbezogen. Bei allen Untersuchungen wurde versucht, wichtige Aspekte des Lebensraumes hinsichtlich Standort, Struktur oder Nutzung zu dokumentieren und die einzelnen Flächen in diesem Sinne vergleichend zu beschreiben. Bei allen vertiefenden Untersuchungen wurden die zu bearbeitenden Flächen so ausgewählt, daß sie hinsichtlich der standörtlichen, strukturellen und Nutzungsvariabilität im Untersuchungsraum ein breites Spektrum

abdecken. Die Auswahl ist nach stichprobentheoretischen Gesichtspunkten nicht repräsentativ im Sinne der Ermittlung von bestimmten Parametern über die Gesamtfläche oder die Fläche bestimmter Biotoptypen und ihrer Ausprägungen. Dies war auch nicht Zielsetzung der Untersuchungen. Der Schwerpunkt lag vielmehr in der lokalen Sichtbarmachung des Einflusses der Nutzung auf Lebensräume, Artengemeinschaften und insbesondere auf die Vorkommen gefährdeter Arten. Ein zweiter Aspekt bestand in der Überprüfung der in Biotoptypenkartierungen implizierten Wertaussagen zu der Bedeutung von Biotoptypen und ihren Ausprägungen für den Arten- und Biotopschutz.

Erfassungsmethoden und BearbeiterInnen der vertiefenden Untersuchungen zur Flora und Fauna ausgewählter Lebensräume:

Zwei Artengruppen wurden über drei Jahre flächendeckend, das heißt an allen in Frage kommenden Objekten im Gebiet untersucht:

- Orchideen (*Orchidaceae*) im gesamten Grünland (434 ha), 27 Fundorte (1989 - 1991)
- Libellen (*Odonata*) an 89 Fließgewässerabschnitten und 27 Stillgewässern (1989 - 1991)
- dabei wurden Reptilien (*Reptilia*) und Amphibia (*Amphibia*) ebenfalls im Bereich dieser Gewässer untersucht, Reptilien darüber hinaus auch an anderen, für Arten dieser Gruppe geeigneten Standorten

Für eine Artengruppe mit allgemein höheren individuellen Raumansprüchen wurden relativ viele Untersuchungsflächen vor allem in gehölzbestimmten Lebensräumen in einem Jahr untersucht:

- Vögel (*Aves*) auf 68 Probeflächen, davon 8 in Yach (entweder 1989 oder 1990), Außenaufnahmen zusammen mit Diplom-Forstwirt Th. Coch

Für zwei Lebensraumtypen wurden wenige Untersuchungsflächen im Hinblick auf relativ viele Artengruppen in einem Jahr untersucht:

- Makroskopisch sichtbare Tierwelt des Gewässerbodens (*Makrozoobenthon*) an 16 Fließgewässerprobestellen (entweder 1989 oder 1990), Erfassung und Determination durch Diplom-Biologin S. Clausner und Diplom-Biologin A. Stolper (CLAUSNER 1990, STOLPER 1992)
- Gefäßpflanzen (*Pteridophyta*), Vögel (*Aves*), Sandlaufkäfer und Laufkäfer (*Cicindelidae*, *Carabidae*), Bockkäfer (*Cerambycidae*), Heuschrecken (*Saltatoria*), Wildbienen (*Apoidea*), Schwebfliegen (*Syrphidae*), Schmetterlinge (*Lepidoptera*) an 8 Waldrand- und 2 Heckenkomplexen, davon 2 Waldrandkomplexe in Yach (1990), Erfassung und Determination der Heuschrecken, Wildbienen und Schwebfliegen durch Diplom-Biologin S. Langner, der Schmetterlinge durch Diplom-Forstwirt Th. Coch, Geländeerhebungen der Vögel zusammen mit Diplom-Forstwirt Th. Coch (HONDONG et al. 1992, 1993). Bezogen auf die Heuschrecken wurden 1989 bereits 1 Waldrand sowie 1 Kahlschlag, 1 Weihnachtsbaumkultur und 6 Flächen im Wirtschaftsgrünland untersucht (LANGNER 1990).

Im einzelnen wurden bei den vertiefenden Untersuchungen die folgenden Methoden angewendet:

- Vegetation

Die Vegetation der Waldränder und Hecken sowie der weiteren Heuschrecken-Untersuchungsflächen wurde nach der Methode Braun-Blanquet aufgenommen. An den Waldrändern wurden je Untersuchungsfläche 3 Flächen im Saum (je 9 m²), 2 im Mantel (je 25 m²) und 1 im Bestand (200 m²) aufgenommen sowie 3 Baumschichten (> 20, 10 - 20, 2-10 Meter Höhe), die Strauchschicht (0,5 - 2 Meter Höhe) und die Krautschicht unterschieden. Die

Vegetation der Krautschicht der sonstigen Heuschrecken-Untersuchungsflächen wurde auf Probeflächen von 20 bis 50 m² erhoben. Die Baumartenzusammensetzung der Gehölzbestände nach Grundflächen wurde mit Winkelzählproben bestimmt, das Kronenüberschirmungsprozent des Unterstandes (2 - 10 m Höhe) und der Strauchschicht (< 2 Meter Höhe) mit einer modifizierten Winkelzählprobe (ZÖHRER 1980). Bei den Winkelzählproben wurden die Daten auch nach Durchmesserklassen und stehendem Totholz getrennt erhoben.

- Orchideen

Zur Zeit der Orchideenblüte wurde das gesamte Grünland mehrmals nach Orchideen abgesucht und die Individuen der einzelnen Vorkommen ausgezählt, wobei auf nichtblühende Exemplare besonders geachtet wurde.

- Singvögel

Die Erfassung der Singvögel erfolgte durch Registrierung revieranzeigender Verhaltensweisen auf Punktprobeflächen mit einem Radius von 100 Meter zu sechs Terminen zwischen April und Juli. Fünf Untersuchungsflächen wurden entlang von Transekten auf ihrer gesamten Fläche erfaßt. Da die Befunde auf Flächen einheitlicher Struktur und Nutzung bezogen werden sollten, die im Untersuchungsgebiet extrem kleinflächig ausgeprägt sind, war eine konventionelle Siedlungsdichteuntersuchung nach allgemeinen Empfehlungen zur Revierkartierung (zum Beispiel in BIBBY et al. 1995) nicht möglich. Die Erhebung erfolgte dabei durch zwei Personen über 20 Minuten in vier Intervallen zu je 5 Minuten und für vier Kreisviertel, von denen jeweils zwei durch einen Beobachter im Auge behalten wurden. Räumliche Wechsel von Individuen konnten so relativ gut erkannt und Doppelregistrierungen vermieden werden. In die Tagesauswertung wurde dann für jede Art die maximale Anzahl der sicher gleichzeitig beobachteten Individuen aus einem der vier Intervalle einbezogen. Die verschiedenen Untersuchungstermine wurden auf die gleiche Art und Weise zusammengeführt, daß heißt, je Art die maximale Zahl gleichzeitig beobachteter Individuen zu einem der sechs Termine in die Gesamtzusammenstellung einbezogen. Die Aufnahmen erfolgten zwischen Sonnenaufgang und 10 Uhr morgens. Die Reihenfolge der Flächen in diesem Zeitraum wurde gewechselt, um früh- und spätsingende Arten möglichst gleichmäßig in den Aufnahmen zu repräsentieren. Durch je 1 Aufnahme im April, 2 im Mai, 2 im Juni und 1 im Juli sollte das phänologische Spektrum an revieranzeigenden Verhaltensweisen der einzelnen Arten so gut wie möglich abgedeckt werden. Für die Probeflächen wurde die Zusammensetzung und Struktur der Gehölzbestände sowie die Flächenanteile verschiedener Nutzungs- oder Biotoptypen dokumentiert.

- Sandlaufkäfer und Laufkäfer

Die Erfassung erfolgte mit 9 Bodenfallen je Untersuchungsfläche zwischen Mai und September. In den verschiedenen Straten jeder Probefläche (Saum - Mantel - Bestand bei Waldrändern, Saum - Mantel - Saum bei Hecken) wurden jeweils 3 Bodenfallen (7,2 cm Durchmesser, 11 cm Tiefe, Gläser, in den Boden eingelassen in Bernerflex-Rohr) entlang einer Linie im Mindestabstand von 5 Metern ausgebracht. Die Fallen in wenig breiten Säumen und Mänteln wurden abwechselnd im Abstand von 5 Metern in dem entsprechenden Stratum aufgestellt, die im Bestand 10 Meter vom Waldrand entfernt und jeweils im Abstand von 5 Metern untereinander. Als Fangflüssigkeit wurde mit geruchlosem Detergens entspanntes Wasser verwendet, das soweit bekannt keine Tiere art- oder individuenpezifisch attrahiert. Die Leerung erfolgte im Abstand von 2 - 4 Tagen. Verwendete Bestimmungsliteratur findet sich in HONDONG et al. (1992, 1993).

- Heuschrecken

Die Erfassung der Heuschrecken erfolgte entlang der Waldränder im Saum auf einem Streifen von 50 Meter Länge. Zu 5 Terminen zwischen Juli und September wurden jeweils 150 Isolationsquadratfänge bei einer Grundfläche von 0,16 m² durchgeführt, daß heißt insgesamt ca. 120 m² abgefangen. Die Quadratproben wurden durch akustische Aufnahmen von in höherer Vegetation sitzenden Tieren und durch vereinzelte Bodenfallenfänge ergänzt. Die Untersuchungsflächen im Grünland, der Weihnachtsbaumkultur und auf dem Kahlschlag wurden mit einem Isolationsquadrat von 2 m² Grundfläche je 13 mal zu 7 Terminen befangen, was einer Gesamtfläche von ca. 180 m² entspricht. Die Fangintensität liegt deshalb um ca. 1/3 höher als auf den Waldrand- und Hecken-Untersuchungsflächen. Im Bereich des Kahlschlages wurde zusätzlich ein Transekt durch unterschiedlich alte Sukzessionsstadien gelegt und entlang diesem die Vegetation und Heuschreckenfauna dokumentiert. Verwendete Bestimmungsliteratur findet sich in LANGNER (1990) und HONDONG et al. (1992, 1993).

- Wildbienen, Schwebfliegen und blütenbesuchende Bockkäfer

Diese wurden auf jeder Untersuchungsfläche mit je einer Weiß-, Gelb- und Blauschale (20 cm Durchmesser, 7,5 cm tief, Setta-VFG-Universal-Primer blau und weiß sowie Herbol seidenmatt gelb RAL 1021 über Setta-weiß Grundierung) von Mai bis September gefangen, die im Saum als Dreieck mit 50 cm Seitenabstand über der krautig-grasigen Vegetation ausgebracht wurden. Als Fangflüssigkeit wurde mit geruchlosem Detergens entspanntes Wasser verwendet, das keine Tiere art- oder individuenspezifisch attrahiert. Die Leerung erfolgte im Abstand von 2 - 4 Tagen. Auf einem je 50 Meter langen Waldrandabschnitt der Untersuchungsflächen wurden im Abstand von zwei Wochen insgesamt 10 Zeitfänge mit je 30 Minuten Dauer bei vergleichbar günstigen Witterungsbedingungen zwischen 9 und 17 Uhr vorgenommen. Die einzelne Flächen wurden dabei zu wechselnden Tageszeiten untersucht, um Einflüsse von Tagesaktivitätsmustern einzelner Arten etwas auszugleichen. In der Auswertung sind die Farbschalen-, Zeit- sowie vereinzelte Bodenfallenfänge von Hummeln zusammengefaßt. Verwendete Bestimmungsliteratur findet sich in HONDONG et al. (1992, 1993).

- Tagfalter

Die Erfassung der Tagfalter und Widderchen erfolgte mittels Zählungen der Individuen zwischen Mai und September 1990 auf einem Transekt von 50 x 15 m entlang der Waldränder und Hecken. Für jede Art wurde die maximale Anzahl gleichzeitig beobachteter Individuen in die Gesamtauswertung einbezogen. Verwendete Bestimmungsliteratur findet sich in HONDONG et al. (1992, 1993).

- Nachtfalter

Die Nachtfalter wurden im Laufe der Vegetationsperiode 1991 mittels Lichtfang an zwei Terminen je Untersuchungsfläche zwischen Sonnenuntergang und zwei Uhr erfaßt. Verwendet wurde eine fluoreszierende Schwarzlichtröhre, Typ National Electronics, 60 Watt, welche über einen Benzingenerator, Typ Honda EX 650, mit Strom versorgt wurde. Zur Schaffung von gleichmäßig guten Anflugmöglichkeiten wurde hinter die Leuchtstoffröhre eine weiße Leinwand von 1,5 x 2 m zwischen zwei Fluchtstäbe gespannt. Die Erhebung ist hinsichtlich der Leuchtzeiten relativ extensiv, die nachgewiesenen Artenzahlen liegen weit unter den Ergebnissen aus Fängen mit längerer Leuchtdauer, insbesondere Lichtfallen. Verwendete Bestimmungsliteratur findet sich in HONDONG et al. (1992, 1993).

- Libellen

Die Erfassungen der Imagines der Libellen fanden nur bei Sonnenschein, hohen Temperaturen, geringer Bewölkung und niedriger Windgeschwindigkeit zwischen 11 und 15 Uhr zwischen Mai und September statt. Das gesamte Fließgewässernetz wurde in Abschnitte (Untersuchungseinheiten) nach Gewässergüte, Ausbaustandard und Struktur unterteilt. Zu jährlich 3 Terminen 1989-1991 wurde die Imagines in jedem dieser Abschnitte gezählt, zusätzlich wurden auch Amphibienvorkommen der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) in randlichen Überschwemmungstümpeln, die Larvalvorkommen des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*) und die Vorkommen von Ringelnatter (*Natrix natrix*), Eisvogel (*Alcedo atthis*) und Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) erfaßt. Die Gewässer wurden in der Regel im Bachbett begangen. Bei der Auswertung der Libellendaten wurden für jede Art die maximale Anzahl gleichzeitig gezählter Individuen zu einem der Termine in die jahresweise Auswertung einbezogen. Für die Zusammenführung der dreijährigen Daten wurde analog verfahren. Durch die Berücksichtigung mehrerer Aufnahmejahre, Beobachtungen von Paarungen, Eiablagen, Larven und Exuvien ist - zumindest bei den meisten Libellenbeständen - von einer Bodenständigkeit der Vorkommen auszugehen. Die Stillgewässer wurden zwischen 1989 und 1991 für jede Tiergruppe (Amphibien: Adulte, Laich, Larven, Verhöre, Libellen: Imagines, Reptilien) zu mindestens 3 Terminen je Jahr aufgesucht und die Vorkommen registriert, die Imagines der Libellen wurden nach ihrer Häufigkeit bestimmten Klassen zugeordnet. Die beiden Schwanzlurche Berg- und Fadenmolch (*Triturus alpestris*, *T. helveticus*) sind häufig anzutreffen und in den Tabellen nicht aufgeführt. Beim Grasfrosch (*Rana temporaria*) wurde versucht, durch das - in den flachen Gewässern relativ gut mögliche - Auszählen der Laichballen einen quantitativen Aspekt in die Erhebung einzubringen. Die Bestimmung erfolgte nach ARNOLD & BURTON (1978), BELLMANN (1987) und BLAB & VOGEL (1989).

- Makroskopisch sichtbare Tierwelt des Gewässerbodens

Hierzu wurden 5 oder 6 monatliche Erhebungen über eine Vegetationsperiode mit dem Surber-sampler, an sehr rauhen oder flachen Probestellen und bei geringer Strömung auch mit dem Driftnetz durchgeführt. Zur Probenahme wurde der Gewässergrund auf einer definierten Probefläche aufgewirbelt und die mit der Strömung abtreibenden Organismen in einem Netz mit definierter Maschenweite aufgefangen, ausgelesen und in Alkohol fixiert, nähere Ausführungen und verwendete Bestimmungsliteratur finden sich in CLAUSNER (1990) und STOLPER (1992).

- Gewässerbeprobung

Die 16 Fließgewässer-Untersuchungsstellen des Makrozoobenthon wurden 1989 bzw. 1990 auch jeweils monatlich im Hinblick auf gewässerphysikalische und -chemische Parameter untersucht. Die entsprechenden Methoden sind SCHWOERBEL (1986), CLAUSNER (1990) und STOLPER (1992) zu entnehmen. Darüber hinaus wurden von Februar 1989 bis Januar 1990 24 weitere Probestellen an Fließgewässer monatlich mit Feldlabormethoden (Aquamerck-Kompaktlabor, MERCK 1986, ohne Jahresangabe) beprobt. Zusätzliche Beprobungen ausgewählter Stellen wurden bei Starkregen oder lange anhaltenden Regenfällen und im Bereich von Einleitungen durchgeführt. Hierdurch sollte vor allem der Einfluß des Mischwasserüberlaufes auf die Gewässer dokumentiert werden. 18 von 27 Stillgewässern wurden ebenfalls mit dem Feldlabor im Jahr 1989 vierteljährlich untersucht.

- Erhebung weiterer Parameter an den Gewässern

An den Gewässern wurden auch der Ausbaustandard, die Gewässerstruktur und die Nutzung im Umfeld sowie Oberlauf oder Einzugsgebiet des Gewässers dokumentiert. Die Nutzung im

Umkreis der Stillgewässer wurde dabei in Radien von 100, 200 und 300 Meter sowie für das Einzugsgebiet untersucht. Für alle Fließgewässerabschnitte wurde die Nutzung auf jeweils 20 Meter breiten Uferstreifen bilanziert. Für die Probestellen des Makrozoobenthon wurde die Nutzung dieser Streifen auch für den gesamten Oberlauf ermittelt sowie die Nutzung der Einzugsgebiete untersucht.

- Struktur und Kleinklima der Waldrand- und Hecken-Untersuchungsflächen

Auf jeder Untersuchungsfläche wurden die kleinräumige Struktur anhand von 3 Querprofilen entlang der Bodenoberfläche aufgenommen. Zusätzlich wurden flächige Strukturen an der Bodenoberfläche beschrieben und über geschätzte Flächenanteile bilanziert. Vom 22.6. - 2.10.1990 wurden in den drei Straten jeder Untersuchungsfläche Minimum- und Maximum-Temperaturen gemessen. Die Ablesungen erfolgten dabei in zwei- bis viertägigen Abständen. Die Thermometer waren bei entsprechenden potentiellen Besonnungsverhältnissen (Saum) bewußt strahlungsexponiert ausgebracht, um die Waldränder dahingehend differenzieren zu können. Zur Abschätzung der potentiellen Sonnenscheindauer wurden am Standort der Farbschalen (Saum) Horizontoskopmessungen durchgeführt. Inmitten einer anhaltenden Hochdruckwetterlage wurden an wolkenlosen Tagen im Hochsommer an jeder Untersuchungsfläche 30 Messungen der nachmittäglichen Temperatur und Luftfeuchte mit einem tragbaren Thermohygrometer gemessen und so die diesbezügliche Spannweite je Untersuchungsfläche zu diesen Wetterbedingungen bestimmt.

- Kleinklima der sonstigen Heuschrecken-Untersuchungsflächen

Hier erfolgte ebenfalls eine Abschätzung der potentiellen Sonnenscheindauer durch Horizontoskopmessungen. Da die Vegetationsstruktur ebenfalls für die Ausbildung des Mikroklimas relevant ist, wurden zu 3 Terminen Vegetationsdichteuntersuchungen mit einem Vegetationsstratimeter durchgeführt (LANGNER 1990).

Auswertungsmethoden der vertiefenden Untersuchungen zur Flora und Fauna ausgewählter Lebensräume

Die für die Auswertung verwendeten Formeln und Skalen finden sich in den Anhängen 113 bis 115. Die verwendeten Roten Listen gefährdeter Biotope, Tier- und Pflanzenarten sind in Anhang 111 zitiert. Dort finden sich auch nach abgeschlossener Bearbeitung einzelner Artengruppen neu erschienene Rote Listen, die hier in den Auswertungen nicht mehr berücksichtigt werden konnten. Hinweise zu inzwischen veränderten Einstufungen von Arten finden sich in Anhang 109. Die nach Fertigstellung der Anhänge und der Auswertungen erschienene neue bundesweite Rote Liste der Tierarten (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1998) ist nicht eingearbeitet. Aufgrund der Wiedervereinigung und der geänderten internationalen Anforderungen an Rote Listen erscheinen Neuauflagen zu einigen Artengruppen seit 1990 in außerordentlich kurzer zeitlicher Folge, wie der Anhang 111 verdeutlicht.

Die Formeln zur Berechnung unterschiedlicher Parameter in der Auswertung finden sich im Anhang 113, Anhang 114 enthält Erläuterungen zu den Zeigerwerten und sonstigen verwendeten Skalen bei der Auswertung und Dokumentation der Vegetation, sofern diese über die in Anhang 113 aufgeführten hinausgehen. Anhang 115 enthält Spannweiten chemisch-physikalischer Gewässerparameter und des Saprobienindex für die einzelnen Gewässergütestufen. Ausführliche Hinweise zu den angewendeten Auswertungsmethoden und zu den einzelnen Parametern finden sich in KREBS (1989) und MÜHLENBERG (1993).

Die Ergebnisse der vertiefenden Untersuchungen werden in Form von Artenlisten und Dokumentationen der anderen erhobenen Parameter zusammengestellt. Für die einzelnen Untersuchungsflächen und Artengruppen wurden jeweils Artenzahl, Individuenzahl, Diversität, Evenness und Dominanzindex berechnet. Absolute und relative Verteilungen von Arten- und Individuenzahlen werden bezogen auf Dominanz- und Stetigkeitsklassen, Gefährdungsstufen sowie Gruppierungen von Arten nach unterschiedlichen Aspekten ihrer Biologie (zum Beispiel Lebensraumpräferenz, Nahrungspräferenz, Körpergröße, Flugfähigkeit, Generationenzahl im Jahr) dargestellt. Für die Vegetationsaufnahmen wurden Zeigerwertberechnungen nach ELLENBERG (1979), ELLENBERG et al. (1992), BRIEMLE & ELLENBERG (1994) durchgeführt, um die Untersuchungsflächen diesbezüglich zu charakterisieren. Die Berechnung der Saprobienindices als Maß für die organische Belastung der Gewässer und zur Ableitung der Gewässergütestufen erfolgte nach DIN (NAGEL 1989) und nach dem bayerischen Verfahren (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1990).

Korrelationen zwischen einer Auswahl dieser Parameter sollen zeigen, wie groß das Ausmaß der Beziehungen zwischen diesen ist, da viele der Werte aus wenigen Grundtatbeständen abgeleitet werden. Liegen hohe Korrelationswerte zwischen den Parametern vor, ist der zusätzliche Informationsgehalt einiger Parameter möglicherweise sehr gering, da er nicht zu einer veränderten Einschätzung der Untersuchungsflächen führen wird. So soll ein informativer Kerndatensatz ermittelt und auf möglicherweise weniger informative Parameter aufmerksam gemacht werden. Die Verwendung von Artenzahlen wird häufig nicht wegen methodischer Schwierigkeiten ihrer vergleichbaren Ermittlung, sondern deswegen kritisiert, weil sie alle Arten mit gleichem Gewicht einbezieht (PLACHTER 1991a). Stattdessen wird vorgeschlagen, seltene, gefährdete oder bestimmte Gilden von Arten zur Beurteilungsgrundlage zu machen. Laufen bei vielen untersuchten Artengruppen und Methoden die geforderten Auswertungsparameter aber zum Beispiel mit der Artenzahl parallel, wird dadurch kaum eine zusätzliche Information im Hinblick auf die Reihung der Flächen erzielt.

Über Arten- (Sørensen-Index) und Dominantenidentitäten (Renkonen-Index) und nachfolgende Clusteranalysen (UPGMA) werden Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften und Untersuchungsflächen in Dendrogrammen dargestellt. Entlang der Gewässer wird ein räumliches Turnover der untersuchten Artenbestände, bei den mehrjährigen Untersuchungen das zeitliche Turnover untersucht. Nutzungstypenanteile in den Vogel-Probeflächen und im Umfeld der Gewässer werden nach einer der Berechnung der Dominantenidentität analogen Methode hinsichtlich ihrer Ähnlichkeit verglichen und über Clusteranalysen in Dendrogrammen gruppiert. Die Ähnlichkeitswerte von Artengemeinschaften verschiedener Artengruppen der gleichen Probeflächen - zum Teil zuzüglich der oben beschriebenen Nutzungstypenähnlichkeiten - werden über Spearman'sche Rangkorrelationen auf Beziehungen getestet. Die entsprechende Korrelationsmatrix wiederum durch eine Clusteranalyse in einem Dendrogramm dargestellt.

Bei den in der Folge beschriebenen Auswertungen wurde in Form einer explorativen Datenanalyse vorgegangen, d.h. im Wesentlichen in großen Korrelationsmatrices aller zur Verfügung stehenden Variablen nach signifikanten und plausiblen Zusammenhängen gesucht. Für ausgewählte Parameter wie zum Beispiel die Artenzahlen einer untersuchten Artengruppe oder die Anzahl an bundes- oder landesweit gefährdeten Arten wird nach Beziehungen zum Standort, zur Struktur und zur Nutzung der Untersuchungsflächen gefragt. Hinsichtlich der nach biologischen Merkmalen der Arten oder ihren ökologischen Ansprüchen gebildeten unterschiedlichen Gruppierungen (siehe

oben) innerhalb einer Artengruppe wird untersucht, ob sich das Kollektiv aller Arten in seiner Verteilung auf diese Gruppierungen von dem Kollektiv gefährdeter Arten unterscheidet. Für Gruppierungen, die im Kollektiv der gefährdeten Arten in diesem Sinne stärker repräsentiert sind, wird ebenfalls nach Beziehungen zwischen ihrer Artenzahl auf den Untersuchungsflächen und der gesamten Artenzahl sowie der Zahl der gefährdeten Arten gesucht, um festzustellen, ob und wie derjenige Aspekt durch diese Parameter abgebildet wird. Bei allen Korrelationsrechnungen wurde der Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizient verwendet. Dieser drückt die Stärke des Zusammenhangs zwischen zwei Variablen als Werte zwischen +1 und -1 für positive bzw. negative Beziehungen aus. Bei den statistischen Beziehungen zwischen den Artenzahlen bzw. der Anzahl gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Charakteristika der Untersuchungsflächen werden nur engere, signifikante Zusammenhangsmaße (einseitiges $p < \text{oder} = 0,05$) dargestellt. In die Diskussion der Beziehungen zwischen deskriptiven Parametern zum Vergleich der Artenbestände (z.B. Artenzahlen und Diversitäten; Stetigkeiten und Dominanzen, Arten- und Dominantenidentitäten) wurden alle Korrelationskoeffizienten einbezogen.

Die Auswertungen sind den jeweiligen Artenlisten im Anhang nachgestellt, ebenso die Dokumentationen zum Zustand der Untersuchungsflächen. Von diesem Prinzip wurde in drei Fällen abgewichen.

Von STUMPF (1997) wurde vorgeschlagen, Tierarten aufgrund der an ihren Fundorten berechneten Vegetationszeigerwerte zu charakterisieren. Hierzu trägt er die Aktivitätsdichten der Arten mit mindestens 10 Fundorten über die zu Klassen zusammengefaßten Vegetationszeigerwerte (Abstufung der Klassen 0,5) auf und vergleicht und interpretiert die so erhaltenen Zeigerwertspektren unterschiedlicher Arten. Anstelle seiner Zeigerwertspektren lassen sich entsprechende Mittelwerte berechnen, den einzelnen Arten also Zeigerwerte zuordnen. Streng genommen ist es zwar unzulässig, auf der Basis einer Intervallskala (Zeigerwerte) Mittelwertberechnungen durchzuführen, hierüber setzt sich aber auch die Berechnung der Zeigerwerte für Vegetationsaufnahmen auf der Basis der Gefäßpflanzen-Zeigerwerte regelmäßig hinweg.

Basierend auf den Zeigerwertberechnungen für die Vegetation der Untersuchungsflächen wurde für fünf Artengruppen (Sandlaufkäfer und Laufkäfer, Heuschrecken, Schwebfliegen, Bockkäfer und Tagfalter mit Dickkopffaltern und Widderchen) ein analoger Ansatz gewählt. Dabei werden sowohl die Zeigerwertspektren dargestellt, als auch Mittelwerte berechnet. Als Bezugseinheiten innerhalb der Artengruppen werden jedoch nicht die Arten verwendet, sondern die Berechnungen erfolgen einmal auf der Basis der Individuenzahlen aller Arten, dann auf Grundlage der Individuenzahlen aller gefährdeten Arten insgesamt sowie nach den einzelnen Gefährdungskategorien getrennt. Letztendlich erfolgt auch eine Berechnung über die Individuenzahlen der Arten aller Artengruppen der Untersuchungsflächen sowie der entsprechenden Individuenzahlen aller gefährdeten Arten insgesamt sowie getrennt nach den Gefährdungskategorien. Zielsetzung war die Suche nach Unterschieden in den Zeigerwerten dieser Kollektive. Bei der Darstellung der Zeigerwertspektren wurde die prozentuale Verteilung der Individuen dieser Kollektive auf die Zeigerwertklassen dargestellt und dieser zum Vergleich die prozentuale Verteilung der Untersuchungsflächen gegenübergestellt. Auch hierdurch könnten Unterschiede zwischen den verschiedenen Kollektive sichtbar werden. Alle diesbezüglichen Auswertungen sind in Anhang 105 und 106 für die betrachteten Artengruppen zusammengefaßt.

BITZ (1992) hat die in Anhang 113 aufgeführte Formel zur Berechnung der Artendiversität in einem

anderem Zusammenhang verwendet. Hierbei wird die Formel zur Berechnung der Artendiversität der Flächen verwendet zur Berechnung der "Flächendiversität" der Arten verwendet. Der Wert drückt dann nicht aus, wieviele Arten in welcher Verteilung auf einer Fläche erfaßt wurden, sondern auf wievielen Flächen eine Art in welcher Verteilung vorkommt. Mit der Stetigkeit der Art auf den untersuchten Flächen und mit der Gleichmäßigkeit der Verteilung ihrer Individuen steigt der Diversitätswert dann an. Ähnliche Diversitätswerte können durch die "Flächenevenness" verglichen werden. Hohe Evenness-Werte weisen dabei auf eine größere Gleichverteilung der Individuen über die Flächen hin. Die "Flächendiversität" soll Aussagen über das Maß der Nutzung der verschiedenen Untersuchungsflächen durch eine Art ermöglichen und in gewisser Weise die Plastizität oder Spezialisierung ihrer Ansprüche vor dem Hintergrund der untersuchten Flächen illustrieren. Durch Korrelationen wird geprüft, ob sich aufgrund der so ermittelten Werte andere Aussagen ergeben sind als alleine auf Basis der Stetigkeit. Diese gibt nur den Anteil der Untersuchungsflächen auf denen eine Art vorkommt in Prozent aller Untersuchungsflächen an. Die Berechnung der "Flächenevenness" gibt möglicherweise über die Individuenverteilung Aufschluß darüber, ob eine Art innerhalb der von ihr genutzten Flächen noch Präferenzen hat. Für die Arten der in dieser Arbeit untersuchten Artengruppen wurden ebensolche Berechnungen durchgeführt, werden aber nicht für jede einzelne Art gelistet. Für die einzelnen Artengruppen erfolgt eine Darstellung der Mittelwerte dieser "Flächendiversitäten" und "Flächenevenness" einmal über alle Arten sowie dann nach den gefährdeten Arten insgesamt und nach Gefährdungskategorien getrennt. Gleichzeitig wurden auch die mittleren Stetigkeits- und Dominanzwerte dieser Kollektive angeführt. Die entsprechenden Ergebnisse wurden für alle Artengruppen im Anhang 107 dargestellt. Die aufgrund der artspezifischen Einzelwerte berechneten Beziehungen zwischen diesen Parametern wurden nach Artengruppen getrennt in Anhang 108 aufbereitet.

RAUH (1993) verwendet einen Singularitätsindex, dessen Wert für ein Einzelgebiet mit der Unterschiedlichkeit seiner Artenzusammensetzung im Vergleich zu allen anderen bearbeiteten Gebieten ansteigt, die entsprechende Formel findet sich in Anhang 113. Die so ermittelten Werte sind immer vor dem Hintergrund der in die Untersuchung einbezogenen Biotoptypen zu interpretieren. Eine untersuchte Ackerfläche unter Waldflächen erreicht immer hohe Singularitätswerte. Die Singularität ist nur ein Maß für die Verschiedenheit von Untersuchungsflächen, nicht für ihre Bedeutung. Für die untersuchten Artengruppen wurden die jeweiligen Singularitätswerte der Untersuchungsflächen berechnet. Die Singularität kann abhängig von der Artenzahl Werte zwischen 0 und n-1 einnehmen (RAUH 1993). Um eine Vergleichbarkeit für verschiedene Artengruppen der gleichen Untersuchungsflächen zu erreichen, wurden die berechneten absoluten Singularitätswerte auch in Prozent des maximal jeweils möglichen Singularitätswertes ausgedrückt. Die Singularitätswerte für alle untersuchten Artengruppen und Flächen wurden in Anhang 112 zusammengefaßt.

Für die Auswertungen wurden die Programme WORKS, EXCEL (alle Berechnungen außer den folgenden, oft unter Einsatz eigener Makros), WinStat (Korrelationsrechnungen) und SPSS (Clusteranalysen) benutzt, die Graphiken wurden unter EXCEL und CorelDraw erstellt.

Art-, methoden- und objektspezifische Einflüsse auf die Registrierungshäufigkeit der Arten

Allen Methoden der vertiefenden faunistischen Untersuchungen mit Ausnahme der Benthosaufnahmen und der Isolationsquadratfänge liegt kein strenger Flächenbezug zu Grunde, daß heißt die Aktivität der Arten und eventuell auch der Individuen beeinflußt das

Beobachtungsergebnis. Für die Bodenfallen-, Farbschalen- und Lichtfänge ist dieses ohne weiteres einsichtig, aktivere Objekte haben höhere Wahrscheinlichkeiten auf diese zu treffen. Bei den Punktbeobachtungen der Vögel, den Zeitfängen der Bienen und Schwebfliegen sowie den Transektzählungen der Schmetterlinge und Libellen beeinflussen Auffälligkeit und Aktivität der Tiere aber ebenfalls selektiv das Erfassungsergebnis. Bei den Bodenfallen beeinflusst zudem die Vegetationsstruktur durch ihren Raumwiderstand das Fangergebnis, bei den Farbschalen attrahieren die verwendeten Farben Arten verschieden, zusätzlich spielt auch das Blütenangebot in der Umgebung eine Rolle, und bei Lichtfang wirken andere Lichtquellen (zum Beispiel Mond, Straßenlaternen) auf das Fangergebnis ein. Individuenzählungen aus Bodenfallen-, Licht- und Farbschalenfängen können deshalb nicht auf eine Flächeneinheit bezogen, sehr streng genommen auch nicht von Art zu Art und auch innerartlich nicht immer von Geschlecht zu Geschlecht, juvenil zu adult usw. verglichen werden. Das bedeutet aber auch, daß alle über Artenzahlen und Artenidentitäten hinausgehenden Auswertungen zum Beispiel zur Dominanz, zu Dominantenidentitäten, Diversität, Evenness und die Berechnung von Individuenverteilungen streng genommen unzulässig sind, obschon sich sowohl wissenschaftliche als auch praktische Arbeiten häufig darüber hinwegsetzen. Auch angesichts dieser Probleme erscheint es angebracht, der Frage nachzugehen, ob und inwieweit diese Parameter ohnehin über andere bereits abgebildet werden und kaum zu einer Verbesserung des Informationsstandes beitragen. Die mit den oben genannten Methoden ermittelten Werte werden nicht als Dichten, sondern aufgrund ihrer Aktivitätsabhängigkeit als Aktivitätsdichten bezeichnet. Bei Anlegen strenger Maßstäbe haben auch viele der anderen oben angeführten Methoden aktivitätsabhängige Ergebnisse.

Bedeutung der Untersuchungsflächen für die nachgewiesenen Arten

Selbst bei den Methoden mit ganz eindeutigem Flächenbezug wie den Quadratproben zur Erfassung des Benthos und der Heuschrecken bleibt jedoch - wie bei allen anderen Methoden - offen, welche Bedeutung der Fundort für das Vorkommen der Art hat. So können beispielsweise benthische Organismen durch Drift in den Bereich der Untersuchungsstelle gelangt sein und ihre Reproduktion findet nur oberhalb der Untersuchungsstelle statt, oder Heuschrecken sind von anderen Standorten in die Untersuchungsfläche eingeflogen. Die Bodenständigkeit der Arten oder Biotopindigenität läßt sich bei Vorliegen von mehrjährigen Nachweisen schon besser beurteilen, streng genommen muß aber sogar ihre Reproduktion belegt werden. Der Nachweis der Reproduktion gibt aber immer noch keine Auskunft, welche Bedeutung die Untersuchungsfläche für die dort lebenden Individuen oder die Population hat. Hierzu ist letztlich der längerfristige Reproduktionserfolg der entscheidende zu betrachtende Faktor.

Vergleich der Ergebnisse der vertiefenden Untersuchungen zur Flora und Fauna ausgewählter Lebensräume mit dem Informationsstand der amtlichen Naturschutzinventuren

Die Ergebnisse der vertiefenden Untersuchungen werden mit denen der amtlichen selektiven Biotopkartierung verglichen. Für verschiedene bearbeitete Artengruppen wird zudem untersucht, inwiefern die dort nachgewiesenen Arten in den entsprechenden Rasterfeldern der Artenerhebungsprogramme Baden-Württemberg bereits nachgewiesen worden sind und mit welcher Aktualität die entsprechenden Befunde dort vorliegen. Eine auf Orchideen bezogene, intensivere Kartierung des Großraumes Freiburg wird ebenfalls in diese Richtung überprüft.

Alle Vergleiche mit anderen Inventurergebnissen mußten auf solche aus den 80er Jahren

beschränkt bleiben, da Daten aus den eigenen Inventuren ab 1990 bereits in folgende Vorhaben eingeflossen sind:

- Kartierung zum Biotoppflegeprogramm Breisgau-Hochschwarzwald der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg (1:5.000) (1992)
- Biotopkartierung der Verwaltungsgemeinschaft Gundelfingen/Heuweiler (1:5.000) (HONDONG 1993)
- Waldbiotopkartierung der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Freiburg (1:10.000) (1992)
- Selektive Biotopkartierung Baden-Württemberg (1:25.000) (1992)
- Amphibien- und Reptilienkartierung Baden-Württemberg (1994)
- Libellenkartierung Baden-Württemberg (1993)
- Veröffentlichungen (HONDONG et al. 1993)

3.2 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete liegen im Südwesten der Bundesrepublik Deutschland (Abb. 1).

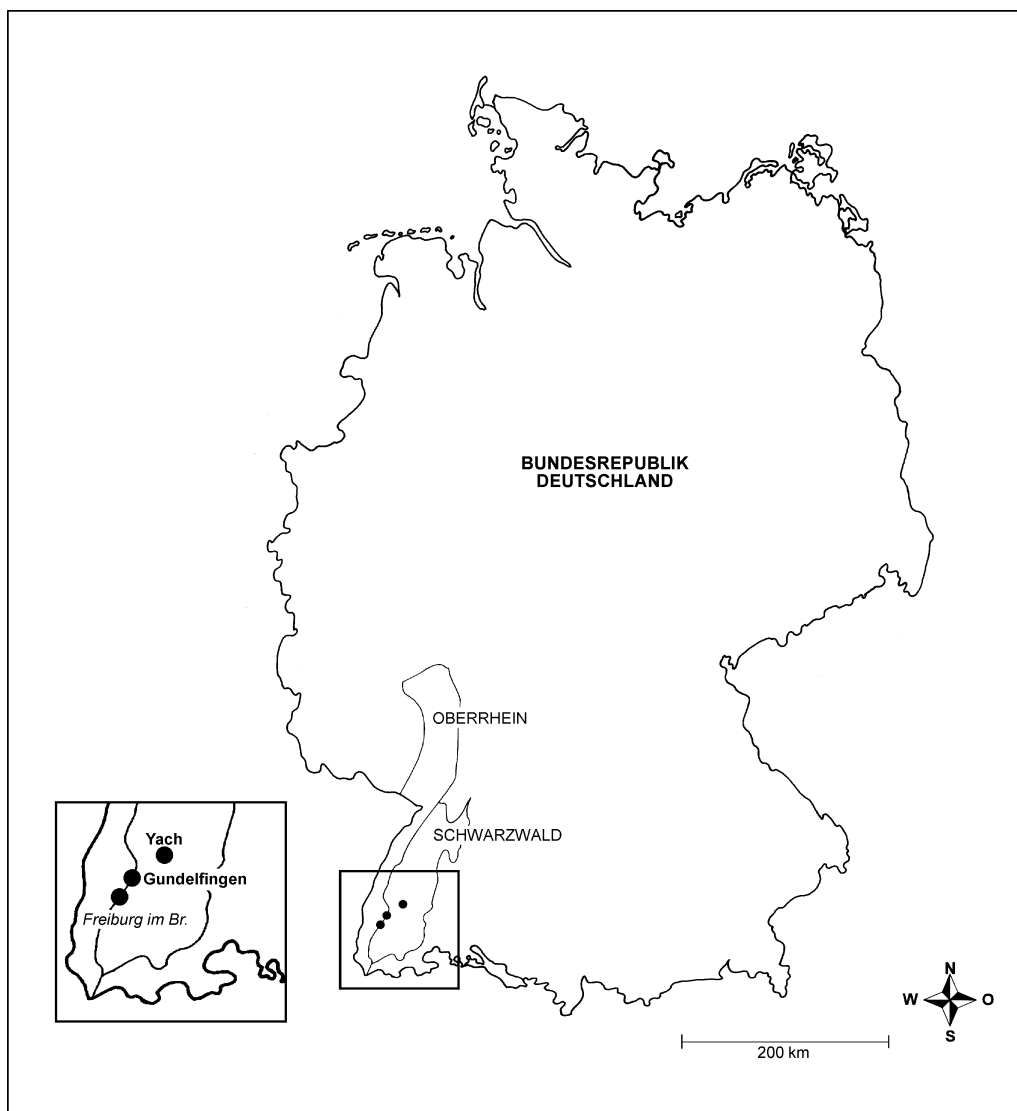


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete in der Bundesrepublik Deutschland

Das Untersuchungsgebiet Gundelfingen - Wildtal - Heuweiler schließt dabei unmittelbar nordöstlich an die Gemarkung der Stadt Freiburg im Breisgau an. Das für einige ergänzende Untersuchungen zum Vergleich herangezogene Gebiet Yach liegt ca. 30 km nordöstlich der Stadt Freiburg im Breisgau. In der Folge wird der Begriff Untersuchungsgebiet bezogen auf das Gebiet Gundelfingen - Wildtal - Heuweiler verwendet. Das Untersuchungsgebiet Yach wird immer ausdrücklich namentlich erwähnt.

3.2.1 Untersuchungsgebiet Gundelfingen - Wildtal - Heuweiler

3.2.1.1 Geographische Lage

Das Untersuchungsgebiet im Übergangsbereich von Oberrheinebene und Westschwarzwald befindet sich zwischen 48°05' und 48°03' nördlicher Breite bzw. 7°51' und 7°55' östlicher Länge. Es umfaßt die Gemarkung Gundelfingen mit den Gemarkungsteilen Gundelfingen und Reutebachtal sowie die Gemarkungen Wildtal und Heuweiler. Seine Fläche erstreckt sich über 1.830 Hektar (Abb. 2). Der Siedlungsschwerpunkt liegt auf der Gemarkung Gundelfingen, während sich die übrigen Gemarkungen durch einen hohen Bewaldungsanteil und landwirtschaftliche Nutzung kennzeichnen (Abb. 2).

3.2.1.2 Verwaltungstechnische Zuordnung

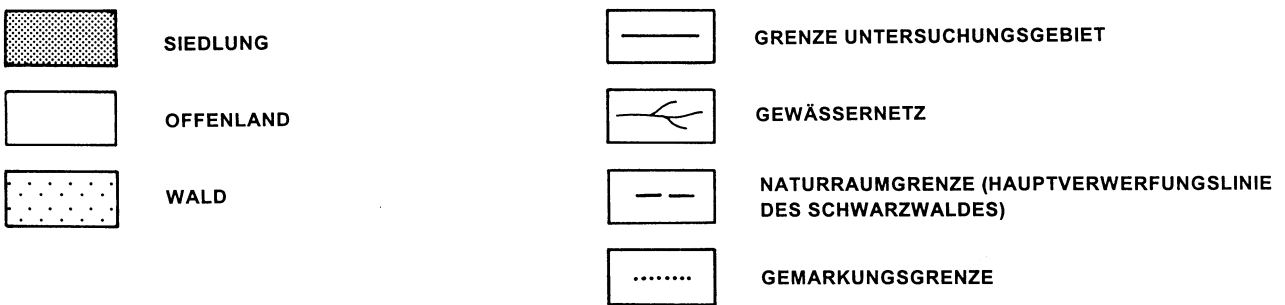
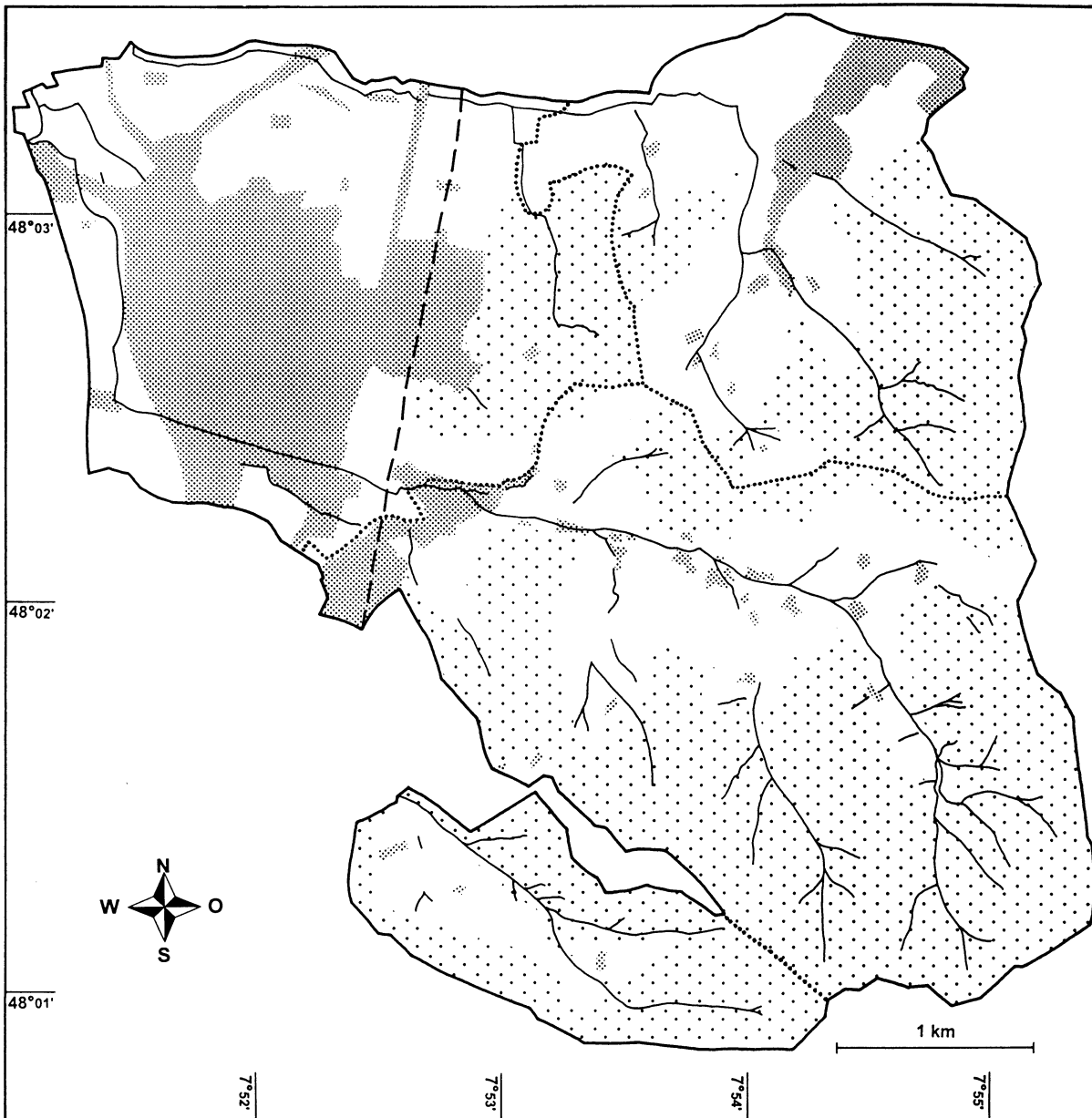
Die Gemarkungen Gundelfingen, Reutebachtal und Wildtal sind heute zu einer Gemeinde zusammengeschlossen, die mit der Gemeinde Heuweiler eine Verwaltungsgemeinschaft bildet. Das Untersuchungsgebiet liegt im Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald des Regierungsbezirkes Südbaden in Baden-Württemberg.

3.2.1.3 Naturräumliche Gliederung

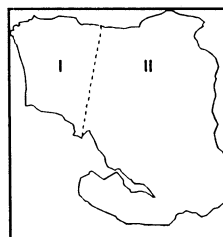
Das Untersuchungsgebiet hat Anteil an zwei naturräumlichen Einheiten, die durch die Hauptverwerfungslinie des Schwarzwaldes voneinander getrennt werden (Abb. 2).

Die Gemarkungsteile westlich dieser Linie sind der Freiburger Bucht (Oberrheinebene), die östlich gelegenen Flächen dem Westlichen Kammschwarzwald und dabei dem Roßkopf-Flaunser-Kamm zuzurechnen. Die Begrenzung der beiden Naturräume ist durch die höhere Reliefenergie (Abb. 3) und den größeren Waldanteil im Bereich des Westschwarzwaldes leicht erkennbar und weithin sichtbar (LIEHL 1988). Die Trennung des "Kammschwarzwaldes" in einen Mittleren und einen Südlichen Teil hat - ebenso wie die feinere Untergliederung nach Talschaften - lediglich Zweckmäßigkeitscharakter, sie scheidet weder naturräumliche noch kulturräumliche Einheiten (LIEHL 1988). Dieser traditionellen, heute aufgegebenen Trennung folgend, wäre das Untersuchungsgebiet dem Roßkopf-Flaunser Kamm des Mittleren Schwarzwaldes zuzurechnen.

Nach der achteiligen Einteilung der Bundesrepublik Deutschland in mit den biogeographischen Regionen der FFH-Richtlinie weitgehend übereinstimmende Großlandschaften gehört das Untersuchungsgebiet zur Region Südwestdeutsches Mittelgebirgs-/Stufenland (RIECKEN et al 1994). Innerhalb dieses Großraums ordnet die vom BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1999a) verwendete naturräumliche Gliederung das Gebiet der Einheit D54 Schwarzwald zu. Nach der räumlichen Gliederung des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg (18 Regionen) liegt das Untersuchungsgebiet in den Bezugsräumen Schwarzwald und Südlicher Oberrhein-Hochrhein, nach der Regionalisierung der selektiven Biotopkartierung (14 Regionen) in den Bezugsräumen Schwarzwald und Südliches Oberrhein-Tiefland (INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPLANUNG UND ÖKOLOGIE DER UNIVERSITÄT STUTTGART 1998, BREUNIG 1995).



GEMARKUNGEN
 1 GUNDELFINGEN
 2 REUTEBACHTAL
 3 WILD TAL
 4 HEUWEILER



NATURRAUM
 I FREIBURGER BUCHT (OBERRHEINEBENE)
 II ROSSKOPF-FLAUNSER-KAMM (WESTLICHER KAMMSCHWARZWALD)

Abb. 2: Naturräume, Gemarkungen, Gewässernetz und Verteilung von Siedlungen, landwirtschaftlichen Flächen und Wald im Untersuchungsgebiet

3.2.1.4 Höhenlagen und Relief

Abb. 3 gibt die Verteilung der Höhenlagen im Untersuchungsgebiet wieder. Das Spektrum der Höhenlagen reicht von 220 m ü. NN im Nordwesten des Untersuchungsgebietes bis zu 736 m ü. NN im Bereich des Roßkopfes.

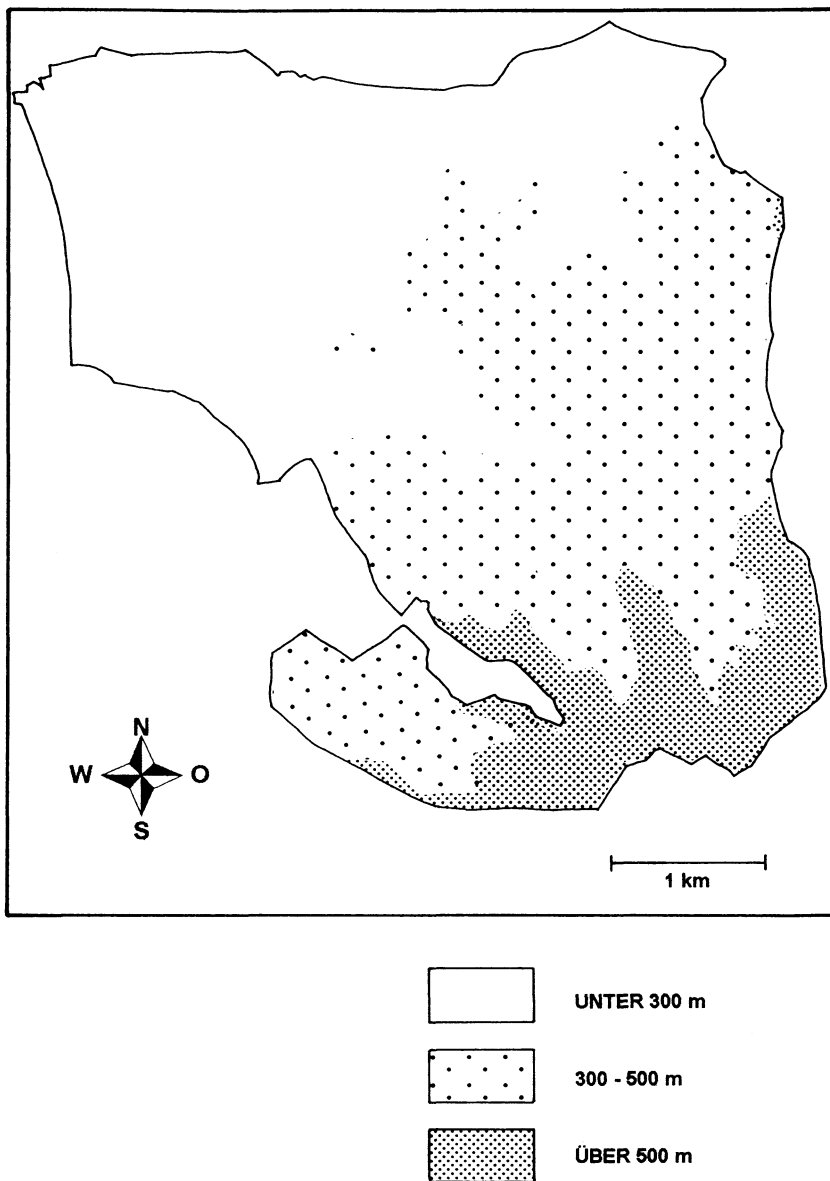


Abb. 3: Höhenlagen im Untersuchungsgebiet

Der Bereich der Freiburger Bucht ist der planaren Höhenstufe zuzuordnen, während der Westschwarzwald im Untersuchungsgebiet mit Roßkopf und Ochsenlager die montane Höhenstufe erreicht. Der Großteil der dem Westlichen Kammschwarzwald zuzurechnenden Flächen nimmt jedoch colline bis submontane Höhenlagen ein. Standorte unter 300 m ü. NN nehmen 44 % der Gesamtfläche, solche zwischen 300 und 500 m 43 % der Fläche und höhere Lagen über 500 m ü. NN 13 % der Fläche ein (Anhang 2). Während die der Freiburger Bucht zuzurechnenden Gebietsteile überwiegend eben und allenfalls schwach geneigt sind, ist die Reliefenergie im Bereich des Schwarzwaldes wesentlich höher. Mit zunehmender Höhenlage sinkt der Anteil der Siedlungsflächen von 67 % unter 250 m ü. NN auf unter

0,01 % über 400 m ü. NN, der Waldanteil nimmt in dieser Richtung stark zu (von 0,3 auf über 90 %) (Anhang 2).

3.2.1.5 Klima

In Anhang 1 sind die Klimadaten des Untersuchungsgebietes nach den Daten des Deutschen Wetterdienstes (Station Freiburg, 269 m ü. NN) zusammengefaßt. Das langjährige Mittel der Jahresdurchschnittstemperatur beläuft sich auf 10,5° C, der langjährige mittlere Jahresniederschlag auf 932 mm. Die mittlere Sonnenscheindauer belief sich in den Jahren 1989 bis 1991 auf 2.014 Stunden im Jahr. In den in die Rheinebene einmündenden Schwarzwaldtälern ist bereits mit Niederschlägen von 1.100 mm und bei geringem Talgefälle und ungehinderten Kaltluftabfluß mit einem milden Klima zu rechnen (TRENKLE 1988). Insgesamt weist das Klima eine ausgeprägt

subatlantische Tönung und im bundesweiten Vergleich eine starke Wärmebegünstigung auf. In Abhängigkeit von Höhenlage, Exposition und Horizontüberhöhung ist eine erhebliche Modifikation der oben genannten Mittelwerte im Untersuchungsgebiet zu erwarten. So nimmt beispielsweise die mittlere Jahrestemperatur zwischen Horben und Feldberg um $0,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ je 100 Höhenmeter ab, der mittlere Jahresniederschlag um 64 mm je 100 Meter zu (TRENKLE 1988). In tief eingeschnittenen Schwarzwaldtälern ist die Sonnenscheindauer auf 1.450 – 1.500 Stunden durch die starke Horizonteinschränkung vermindert (TRENKLE 1988). In der Ebene kann eine größere Nebelhäufigkeit die Sonnenscheindauer einschränken. Mit Jahresdurchschnittstemperaturen von $11,7$, $12,2$ und $11,1\text{ }^{\circ}\text{C}$, Jahresniederschlägen von 822, 838 und 737 mm sowie jährlichen Sonnenscheindauern von 1998, 2057 und 1986 Stunden waren die Hauptuntersuchungsjahre 1989, 1990 und 1991 im langjährigen Vergleich wärmer und trockener als der Durchschnitt.

3.2.1.6 Geologie und Böden

Abb. 4 gibt die geologischen Substrate an der Bodenoberfläche des Untersuchungsgebietes wieder

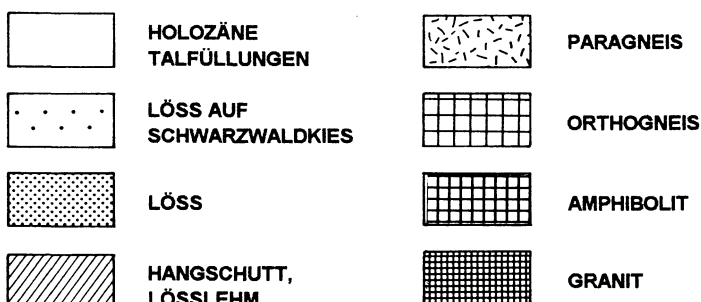
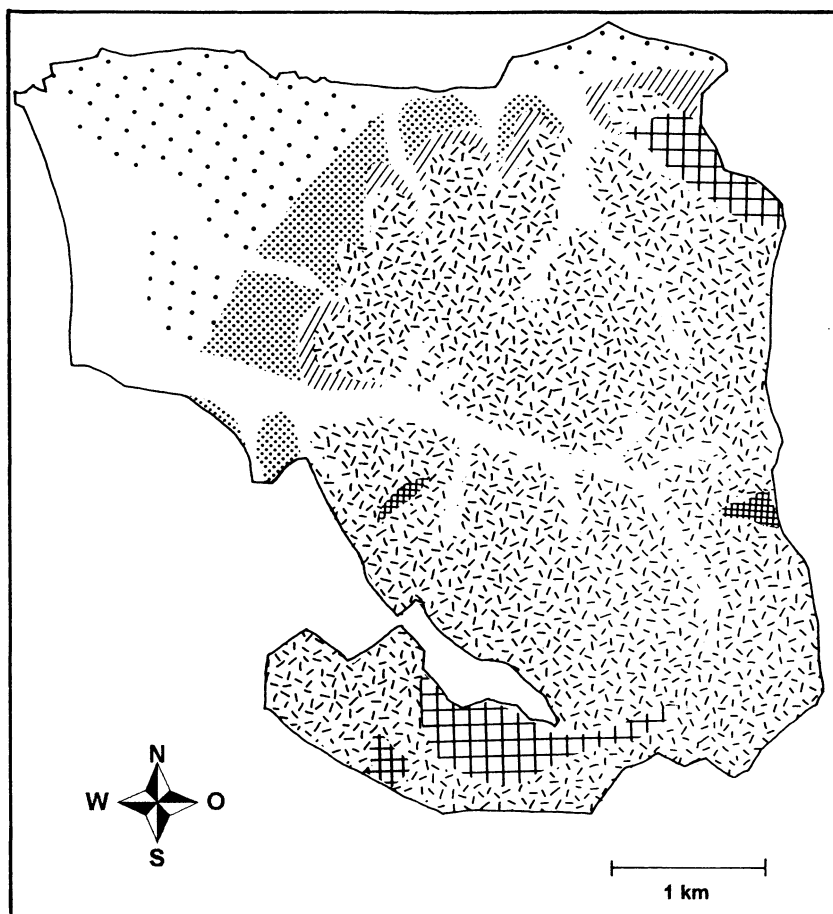


Abb.4: Geologische Substrate an der Erdoberfläche des Untersuchungsgebietes

(GEOLOGISCHES LANDES-AMT 1981, GROSCHOPF & SCHREINER 1980), in Anhang 2 werden diese einmal nach Höhenlagen und zum zweiten nach Gemarkungen bilanziert. Im östlichen Teil des Gebietes herrschen Gesteine des kristallinen Grundgebirges bei weitem vor. In erster Linie bilden hier Paragneise das anstehende Gestein. Daneben finden sich Orthogneise im oberen Teil des Reutebachtals und unterhalb des Roßkopfes sowie nordwestlich des Hasenkopfes. Nur relativ kleinflächig und selten treten Ganggranit und Amphibolit auf. Im Bereich der Mittel- und Unterhänge ist das Grundgebirgsmaterial zumeist stark vergrust und teilweise lößvergütet. An den Hangfüßen befinden sich zum Teil mächtige, steinig-lehmige Schuttbildungen, stellenweise mit viel Lösslehm. Die Tallagen werden von holozänen Talfüllungen, daß heißt jungen Anschwem-

mungen der Gewässer eingenommen. Dabei handelt es sich um Auelehme, teilweise auch um Löß-Auelehm ("Schwemmlöß").

Der südlichste und westlichste Teil des Untersuchungsgebietes wird ebenfalls aus angeschwemmten Substraten gebildet. Dabei handelt es sich vorwiegend um Löß-Auelehm auf Aueton, stellenweise auch um Aueton. Der größte Teil der zur Freiburger Bucht gehörenden Landschaftsteile wird aber von Löß und Lößlehm, zumeist auf Schwarzwaldkies, eingenommen. Die durch Löß geprägten Standorte ziehen sich als schmales Band im Norden des Untersuchungsgebietes bis nach Heuweiler. Die außerordentliche standörtliche Begünstigung dieser Böden prädestinierte sie in der historischen Kulturlandschaft wie heute für eine acker- bzw. gartenbauliche Nutzung. Der gesamte Bereich der holozänen Talfüllungen deutet dagegen gleichzeitig die in der historischen Kulturlandschaft als feuchte Wiesen genutzten Bereiche an. Großräumige Grundwasserabsenkungen, die Ausdehnung von Siedlungs- und Verkehrsflächen, Entwässerungen und Umbruch von Grün- in Ackerland haben diesen Lebensraum bis auf kleinste und fragmentarische Reste verschwinden lassen.

Für das Untersuchungsgebiet liegt keine Bodenkartierung vor. Die Ausführungen folgen deshalb der Übersichtsdarstellung von HÄDRICH et al. (1988).

Demnach haben sich im Bereich der Freiburger Bucht aus den holozänen Schwemmfächersedimenten der Schwarzwaldtäler vor allem Auen-Braunerden und allochthone Veges entwickelt. Die Böden zeigen im Unterboden oft schwache Vergleymerkmale durch den früheren Grundwassereinfluß. Die Veges haben nur noch im direkten Kontakt zu den Bachläufen teilweise Anschluß an das stark schwankende Grundwasser und entwickeln sich zu Auen-Braunerden weiter. Die Grundwasserstände entlang des Mooswaldes wurden in dem an das Industriegebiet Freiburg Nord anschließenden Bereich um mehr als 7 Meter, am Autobahnzubringer Nord immerhin noch um 0,9 m abgesenkt (HÜGIN 1982). Als Ursachen für die starken Grundwasserabsenkungen werden die Entnahmen der Firma Rhodia ab 1929, Siedlungserweiterungen verbunden mit vermehrter Wasserentnahme und schnellerer Wasserableitung, Flurenwässerungen, Vorfluterausbau und die Aufgabe der Wässerwiesenwirtschaft angeführt (HÜGIN 1982).

Die zusammenhängenden, mehrere Meter mächtigen Lößvorkommen auf höher gelegenen Niederterrassenkiesen sind bis maximal 1,6 m Tiefe durch die Niederschläge entkalkt. Durch Verbraunung und Tondurchschwemmung haben sich Parabraunerden entwickelt. Die fruchtbaren, schluffig-lehmigen, tiefgründigen Böden mit hoher Wasserspeicherleistung weisen eine hervorragende Eignung für die ackerbauliche Nutzung auf. Aufgrund der Verdichtung der Böden nach Entkalkung und Tonverlagerung zeigen sie häufig einen leichten Stauwassereinfluß und damit schwache Pseudogleymerkmale.

Mit zunehmender Höhenlage nimmt der Anteil der standörtlich günstigeren holozänen Sedimente und die Lößüberdeckung ab, Paragneis und Orthogneis als ärmere Substrate zu. In der Gemarkung Gundelfingen nehmen die ertragsgünstigeren holozänen und Lößsedimente 80 % der Fläche ein, in Heuweiler 25 %, in Wildtal 8 % und im Reutebachtal 3 % (Anhang 2).

Die Bodenentwicklung im Kristallinschwarzwald erfaßte im Regelfall nicht die anstehenden Gesteine, sondern die periglazialen, ca. 1 - 2 Meter mächtigen Schuttsedimente. In der collinen und submontanen Zone wurden am Schwarzwaldwestrand noch bis etwa 600 m Höhe größere Lößmengen eingeweht, die heute vollständig entkalkt sind und bereits im Periglazial mit Gneisschutt vermischt wurden. Nach Entkalkung und Tonverlagerung sind die Böden heute oft

stärker versauert und werden als Braunerde-Parabraunerde und Parabraunerde-Braunerde bezeichnet. Bei gutem Wasser- und Lufthaushalt ist ihr Nährstoffhaushalt durch relativ geringe Vorräte begrenzt. Hangrinnen mit geringmächtiger Schuttdecke weisen auch flach- bis mittelgründige Braunerden, d.h. noch nährstoffärmere und trockenere Standorte auf. Im Bereich der Unterhänge und Hangfüße kann die Verdichtung durch Sackung und Verlagerung des Tones ein Ausmaß annehmen, daß hohe Niederschläge und Hangzugwasser nicht abziehen können und sich wechsellückige Pseudogleye bzw. Pseudogley-Parabraunerden ausbilden. Die Talabschnitte mit rasch ziehendem, meist sauerstoffreichem Grundwasser werden von allochthonen Vegen und Gleyen eingenommen, die sich aus den sandig-lehmigen bis kiesigen Auensedimenten gebildet haben. In der montanen Stufe (im Westschwarzwald ab ca. 600 m ü. NN) wurde Löß nur in geringem Maße sedimentiert bzw. im Periglazial wieder abgetragen. Hier sind Versauerung, Verlehmung und Verbraunung die wesentlichen bodenbildenden Prozesse, die Tonverlagerung tritt demgegenüber zurück. Es bildeten sich typische Braunerden, bei Böden mit Moderauflagen auch podsolierte Braunerden heraus.

3.2.1.7 Potentielle Natürliche Vegetation

Hierunter versteht man das Artengefüge, das sich unter den gegenwärtigen Umweltbedingungen ausbilden würde, wenn der Mensch überhaupt nicht mehr eingriffe und die Vegetation Zeit fände, sich bis zu ihrem Endzustand zu entwickeln (TÜXEN 1956, ELLENBERG 1982). Die Potentielle Natürliche Vegetation zeigt synoptisch die vielen auf die Pflanzenwelt einwirkenden Standortfaktoren und erleichtert deren Verständnis. Die bezüglich ihrer Konstruktion geltenden Probleme und Unsicherheiten wurden bereits an anderer Stelle erörtert. Die nachfolgenden Ausführungen halten sich an die Übersichtsdarstellung der potentiellen natürlichen Vegetation von MÜLLER & OBERDORFER (1974). Im Bereich der holozänen Ablagerungen wären demnach frische bis feuchte Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder mit Seegras (*Stellario holostea-Carpinetum*) auf den mäßig reichen bis schwach armen, aber kalkarmen Böden potentiell natürlich, in feuchteren Bereichen Traubenkirschen-Erlen-Eschenwälder (*Pruno-Fraxinetum*). Auf beiden Standorten soll die Rotbuche durch hohe Grundwasserstände beeinträchtigt sein und keine geschlossenen Wälder aufbauen können. Da sich die standörtlichen Bedingungen aufgrund der erfolgten Grundwasserabsenkungen jedoch stark verändert haben, würde sich diese Baumart heute vermutlich stärker durchsetzen. Im Untersuchungsgebiet sind die entsprechenden Bereiche komplett entwaldet und werden traditionell als Grünland, heute zum Teil auch als Äcker genutzt. Die warmen Löß- und Lößlehmgebiete der Freiburger Bucht würden potentiell von reichen Hainsinsen-Buchenwäldern (*Luzulo-Fagetum milietosum*) mit stärkerer Traubeneichenbeimengung, auf reicheren Böden von Waldmeister-Buchenwäldern (*Galio odorati-Fagetum*) und kleinflächig in kleinen Tälchen von Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwäldern (*Stellario-Carpinetum*) eingenommen. Wie sehr häufig sind diese Standorte auch im Untersuchungsgebiet vollständig zugunsten der Ackernutzung entwaldet worden. Im Bereich des kristallinen Grundgebirges werden in der potentiellen natürlichen Vegetation die größten Flächen von armen Hainsinsen-Buchenwäldern (*Luzulo-Fagetum*) und kleinflächiger auftretenden Waldmeister-Buchenwäldern (*Galio odorati-Fagetum*) eingenommen. In der submontanen Stufe kann die Traubeneiche, in der montanen Stufe die Weißtanne stärker am Waldaufbau beteiligt sein. Auf steinig und südexponierten Hängen können sich auch Traubeneichenwälder (*Luzulo-Quercetum*) einstellen. Quellige Geländeeinschnitte sind die Standorte des Bach-Eschenwaldes (*Carici remotae-*

Fraxinetum). In breiter ausgeprägten Bachauen findet sich der Hainsternmieren-Schwarzerlen-Auewald (*Stellario nemorum-Alnetum glutinosae*) auf den reichen, aber kalkfreien Silikatablagerungen.

3.2.1.8 Besiedlungsgeschichte, Landschaftswandel und anthropogener Einfluß

Der Zeitraum zwischen dem ersten Auftreten des Menschen bis ca. 5.000 v. Chr. ist am Oberrhein nur durch spärliche Funde belegt. Ab 5.000 v. Chr. begann die Sesshaftwerdung der dem Wild folgenden Kleingesellschaften von Jägern und Sammlern, der Bau fester Häuser und das Betreiben von Ackerbau und Viehzucht. Dabei wurden gezielt Siedlungsgebiete mit bestimmten klimatischen Voraussetzungen und leicht zu bearbeitenden Lößböden ausgewählt (DEHN 1988). Die neolithische Siedlung der Bandkeramikerzeit im Gundelfingen direkt benachbarten Denzlingen gehört zu den größten ihrer Art am Oberrhein (KLAUSMANN et al. 1983). Auch aus dem Untersuchungsgebiet liegen aus dem Westen des Unteren Gemeindewaldes neolithische Funde vor, ebenso vom Zähringer Burgberg (STEUER 1990). Der Beginn von Ackerbau und Viehzucht datiert also wahrscheinlich auch in diesem Raum 4.000 – 6.000 Jahre zurück. Das Anwachsen der Bevölkerungszahl aufgrund der besseren Wirtschaftsgrundlage zwang bald zu einer Ausdehnung der Siedlungsgebiete in Räume mit nicht so günstigen Boden- und Klimabedingungen unter teilweiser Verlagerung des Schwerpunktes vom Ackerbau auf die Viehzucht (DEHN 1988). Im Gegensatz zur Ebene blieb der Schwarzwald aber bis in das 7. Jahrhundert n. Chr. völlig unbewohnt und wurde nach ersten Berührungen im 8. erst zwischen dem 11. und 13. Jahrhundert erschlossen (OTTNAD 1988).

Gundelfingen gehört dem Namen nach zur ältesten Gruppe alemannischer Siedlungen (HASERODT & STÜLPNAGEL 1972), daß heißt seine Entstehung könnte bis in den Zeitraum 260 - 496 n. Chr. zurückgehen (OTTNAD 1988). Erste urkundliche Erwähnung findet Gundelfingen aber erst im Jahre 1008 n. Chr. (HASERODT & STÜLPNAGEL 1972). Das Wildtal wurde vermutlich zu zähringischer Zeit von Gundelfingen aus in zwei Stufen mit zeitlichem Abstand besiedelt, die erste urkundliche Erwähnung stammt von 1273 (HASERODT & STÜLPNAGEL 1974). Vorderheuweiler wurde vermutlich schon im 8. Jahrhundert, d.h. einer späteren alemannischen Ausbauphase, Hinterheuweiler im 11. Jahrhundert n. Chr. besiedelt. Die erste urkundliche Erwähnung datiert auf 1266. Der Beginn des Silberbergbaus um die Burg Zähringen fällt wahrscheinlich ins 11. Jahrhundert n. Chr. und kam am Ende des 14. Jh. zum Erliegen. Im 18. Jahrhundert wurde er im Hinblick auf Bleierze wieder aufgenommen, ohne jedoch bedeutende Erfolge zu erzielen (BLIEDTMER & MARTIN 1986). Heute finden sich 600 m südsüdwestlich der Zähringer Burg noch zwei Pingen, von einer ist ein 35 Meter langer Stollen befahrbar (BLIEDTMER & MARTIN 1986), der Fledermäusen als Quartier dient (HELVENSEN et al. 1989). Weitere Bergbauspuren finden sich im Waldbrunnertal 500 m nordnordöstlich der Zähringer Burg. Der 40 Meter lange Stollen ist aber verbrochen (BLIEDTMER & MARTIN 1986). Auch in Heuweiler wurde im Flissertwald um 1750 ein Bergwerk betrieben.

In der standörtlich begünstigten Gemarkung Gundelfingen bildete sich ein mehr oder weniger geschlossenes Dorf und aufgrund der Realteilung eine sehr stark zersplitterte Besitzstruktur aus. Die hochflutfreien Lößböden der Dorfgemarkung wurden als Äcker in Form der Dreifelderwirtschaft und zur Siedlung genutzt, der Bereich der holozänen Talfüllungen als Wässerwiesen. Der auch intensiv zur Weide genutzte Wald nahm den Grundgebirgstteil der Gemarkung ein. Für den Schwarzwald und damit auch für die Gemarkungen Reutebachtal, Wildtal und Heuweiler ist die

Besiedlung mit Einzelhöfen bei Vererbung der geschlossenen Hofgüter charakteristisch. Diese sind in großen Talzügen reihenweise in sogenannten "Zinken" angeordnet, in kleineren Tälern dagegen eher unregelmäßig verstreut. Die Besitzstreifen der einzelnen Höfe reichen dabei häufig von Kamm zu Kamm der das Tal begrenzenden Bergzüge. Sie wiesen in der historischen Kulturlandschaft reliefabhängig ein charakteristisches Nutzungsmuster aus: Dauerwiesen im Tal, Hausäckern im Umkreis der Höfe, Feldgraswirtschaft sowie Dauerweiden und Wald in Nähe der Kämmen auf (SICK 1988). Das Flächenverhältnis zwischen Acker, Weide und Wald war dabei im Laufe der Zeiten immer kleineren Veränderungen unterworfen, deren Richtung und Ausmaß unter anderem vom Fleiß der Hofbesitzer, der Familiengröße, der Anzahl arbeitsfähiger Mitglieder, der Häufigkeit guter und schlechter Ernten sowie der Wirtschaftlichkeit der einzelnen Betriebszweige abhing, die bald eine Verminderung oder Vermehrung des Waldes oder umgekehrt des Viehbestandes ratsam erscheinen ließen (BARTSCH & BARTSCH 1944). Die Grenze zwischen Acker, Viehweide und Wald war nicht fest. Für das Wildtal wurden bereits 1273 15 Erblehenhöfe erwähnt, für Heuweiler 1266 und 1298 14 Höfe, im Reutebachtal 1587 4 Höfe (HASEROTH & STÜLPNAGEL 1972, 1974, SCHILL 1984). Durch staatliche Hofaufkäufe mit anschließenden Aufforstungen gingen seit der ersten Hälfte des letzten Jahrhunderts 2 Höfe und 2 Berggüter im Wildtal, 1 Hof in Heuweiler und 1 Hof im Reutebachtal verloren. Der auch in den höheren Lagen bestehende Kontakt des Offenlandes zwischen der Gemarkung Heuweiler und Wildtal und zwischen dem Schobbachtal im oberen Wildtal und dem Reutebachtal (HASERODT & STÜLPNAGEL 1964) ging hierdurch wieder verloren. Im Untersuchungsgebiet existierten 4 Mühlenstandorte, die Gundelfinger Mühle mit einer 1 Kilometer langen Wasserzuführung von Schobbach und Gewerbebach, 3 Mühlen im Wildtal (Am Rain, Oberer Vogthof, Michelbachhof) und 1 in Heuweiler (Litzeltalerhof), ebenfalls mit sehr langem Mühlgraben (HASERODT & STÜLPNAGEL 1972, 1974, SCHILL 1984).

Die Entwicklung der Einwohnerzahlen/km² gibt Tabelle 3 seit etwa 1750 wieder. Im 18. und 19. Jahrhundert wuchs die Einwohnerzahl im Untersuchungsgebiet eher linear. Ab ca. 1925 stieg die Bevölkerungszahl exponentiell, wobei die Hauptzuwächse auf den Zeitraum zwischen 1960 und 1980 entfallen. Von 1750 bis heute hat sich die Bevölkerungsdichte des Untersuchungsgebietes fast verdreizehnfacht, seit 1925 mehr als versechsfacht. Sie liegt etwa beim Dreifachen des Durchschnittswertes in der Bundesrepublik Deutschland. Die Anzahl der Wohngebäude/km² ist im Untersuchungsgebiet dementsprechend gestiegen und betrug 1997 das 28fache des Standes von ca. 1550 (Tabelle 4). Die Region Südlicher Oberrhein wies in Baden-Württemberg die höchste Bevölkerungszunahme 1970 bis 1981 auf. Zu 90 % waren Wanderungsgewinne an dieser Entwicklung beteiligt, die sich vor allem auf den Raum Freiburg und Emmendingen konzentrierten

Tab. 3: Entwicklung der Einwohnerzahlen/km² im Untersuchungsgebiet 1750 bis 1998 (BÜRGERMEISTERAMT GUNDELFINGEN 1988, STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1985, 1998, HASERODT & STÜLPNAGEL 1972, 1974)

Jahr	Gundelfingen Reutebachtal Wildtal	Heuweiler	Gesamt
um 1750	45	69	50
1871	78	103	84
1900	83	90	85
1925	103	107	104
1950	167	130	159
1975	607	189	515
1986	762	202	639
1998	771	256	657

Tab. 4: Entwicklung der Anzahl der Wohngebäude/km² in den Gemarkungen des Untersuchungsgebietes 1550 - 1997

Für freigebiebene Felder waren keine Angaben verfügbar. (SCHILL 1984, STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1985, 1998, HASERODT & STÜLPNAGEL 1972, 1974)

Jahr	Gundelfingen	Wildtal	Reutebachtal	Heuweiler	Gesamt
1550	8	2	2	4	4
1809				8	
1864	21	8	2		
1905	24	8	2		
1925	26	8	2		
1950	45	11	2		
1961	68	17	2		
1971	119	33	2		
1984		126	2	39	96
1997		147	2	49	113

(INNENMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1986). Das Spektrum der Siedlungsdichten und sozialen Strukturen im Untersuchungsgebiet reicht vom Verdichtungsraum bis zur strukturschwachen ländlichen Region mit den Problemen von unregelmäßiger Hofnachfolge, schlechten Zukunftsaussichten der Landwirtschaft bei kleinen Betriebsgrößen und Tendenzen zur Aufwaldung.

Durch die Auswertung historischer Kartenjahrgänge um 1780 und 1890, eines Luftbildjahrganges aus dem Jahre 1955 und durch die aktuelle Kartierung kann die Veränderung der Landnutzung nachempfunden werden. Tabelle 5 gibt die Nutzung des Untersuchungsgebietes und der einzelnen Gemarkungen für einen Zeitraum um 1780 wieder. Datengrundlage ist eine Auswertung historischer Karten des Untersuchungsgebietes.

Tab. 5: Nutzung des Untersuchungsgebietes um 1780 (% der Fläche) nach eigenen Auswertungen historischer Kartenjahrgänge

	Gundelfingen	Reutebachtal	Wildtal	Heuweiler	Gesamt
Gesamt	100	100	100	100	100
Wald	17,756	17,310	48,467	32,452	32,801
Weid-/Reutfeld		49,349	27,814	18,619	19,165
Acker in ebener Lage	45,135		0,179	14,370	17,053
Wiese in der Ebene	22,741		0,752	5,765	8,523
Acker in Hanglage		16,069	8,519	13,881	7,753
Wiese in Tallage im Mittelgebirge		15,416	10,111	9,504	7,347
Dorf incl. Gebäude, Wege, Gärten, Obst	8,012		0,031	2,122	2,932
Verkehrsflächen außerhalb der Ortschaften	2,136	0,909	1,015	1,276	1,406
Einzelhof incl. Gebäude, Wege, Gärten, Obst	0,008	0,419	1,904	1,142	1,025
Fließgewässer	1,266	0,507	0,987	0,666	0,960
Rebkultur	2,439		0,149	0,063	0,818
Wiesenwässerungsgraben	0,332		0,003	0,072	0,118
Mühlgraben	0,172		0,006		0,055
Quelle	0,002	0,021	0,048	0,015	0,024
Hecke/Feldgehölz				0,047	0,010
Stillgewässer			0,008	0,005	0,004
Ruine			0,006		0,002

Die Bewaldung war im Gesamtgebiet auf 33 % gesunken und dürfte hier etwa ihren Tiefststand erreicht haben, wenngleich einige Quellen auch weitere Flächen belegen, die aus militärischen Gründen noch zu Anfang des 18. Jahrhunderts waldfrei gehalten waren (WOHLEB 1934). Der

Wald unterlag der weit verbreiteten Waldweide und Mastnutzung (STÜLPNAGEL 1964, HASERODT & STÜLPNAGEL 1974, BOSSELT 1910), schon 1590 und 1598 wurden Bewirtschaftungshinweise zur Optimierung der Mastnutzung in Eichenwäldern für das Gebiet gegeben. Zur "Verschweinung" sollten nur die besten 35 Bäume je Hektar erhalten bleiben. Teile der Wälder werden 1749 als so ausgeholzt bezeichnet, daß außer ein wenig Brennholz kein Nutzen erwartet wurde (STÜLPNAGEL 1964, HASERODT & STÜLPNAGEL 1974). SPONECK (1817) schildert eindrücklich die Intensität der Weide- und Mastnutzung im Schwarzwald mit Rindern, Schweinen, Ziegen und Schafen. Hohe Viehdichten aus seiner Blickrichtung der massiven Schädigung des Gehölznachwuchses gibt er mit umgerechnet 0,6 bis 0,7 Stück Rindvieh/Hektar, niedrige mit 0,2 bis 0,3 an, wobei er die letzteren als für den Schwarzwald sehr selten bezeichnet (SPONECK 1817).

Die Tabellen 6 und 7 geben die Anzahl des Viehs und seine Dichte je Hektar Tierernährungsfläche für Gundelfingen, Reutebachtal und Wildtal zu verschiedenen Zeiten an. Für Gundelfingen und Reutebachtal liegen die frühesten Angaben aus dem Jahr 1855 vor, der Wald wurde hier deshalb nicht mehr in die Tierernährungsfläche einbezogen. Die Dichten liegen bei 2,9

Tab. 6: Entwicklung des Viehbestandes der Gemarkungen Gundelfingen und Reutebachtal 1855 - 1968 (Daten zum Viehbestand aus BOSSERT 1910, HASERODT & STÜLPNAGEL 1974)

Viehbestand Gundelfingen/Reutebachtal	1855	1913	1968
Pferde	39	36	9
Rinder	508	536	190
Schweine	166	420	396
Ziegen	7	38	14
Schafe	24	13	10
Summe (ohne Schweine)	578	623	223
Tierernährungsflächen (ha)			
Wiesen, Weiden, Dauergrünland	200	179	108
Tiere (ohne Schweine)/Hektar Tierernährungsfläche	2,9	3,5	2,1

Tieren einschließlich Rinder, Schafe und Ziegen. Für die von der Ertragsgunst der Böden her wesentlich schlechter gestellte Gemarkung Wildtal liegen schon frühere Daten aus dem Jahr 1765 vor. Hier berechnet sich eine Dichte dieser Tierarten von 0,3 je Hektar, was in der Größenordnung der Angaben von SPONECK (1817) liegt. SCHMIDT (1989) gibt die Ertragsfähigkeit der Reut- und Weidfelder aufgrund historischer Unterlagen mit ca. 0,4 Stück Rindvieh je

Hektar an. Bis Mitte der 70er Jahre dieses Jahrhunderts wurden die Viehdichten je Hektar Tierernährungsfläche in Wildtal fast verachtfacht (Tabelle 7), ein Hinweis darauf, wie die Futterleistung der Flächen im Wesentlichen über Düngung gesteigert werden konnte. In Gundelfingen erhöhten sich die Zahlen zu Anfang dieses Jahrhundert ebenfalls, wenn auch lange nicht in diesem Ausmaß (Tabelle 6). Bis 1968 hatte dann bereits ein massiver Rückzug der Landwirtschaft stattgefunden, der auch die Tierzahlen sinken ließ. 1996 waren für das gesamte Untersuchungsgebiet 231 Pferde, 1.027 Rinder, 171 Schweine und 28 Schafe gemeldet (STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1998). Unterstellt man für die Ernährung der 1286 Tiere (ohne Schweine) die Dauergrünlandflächen aus der flächendeckenden Biotopkartierung 1994 (434 ha), ergibt sich eine Besatzdichte von 4,3 Tiere je Hektar. Für das gesamte Untersuchungsgebiet dürften die Besatzdichten damit höher liegen als je zuvor. In der Gemarkung Wildtal liegt die Viehdichte je Hektar Tierernährungsfläche um das 14fache über der Dichte in der Mitte des 18. Jahrhunderts. Dieses ist nur möglich, über eine hohe Produktivitätssteigerung der Grünlandflächen sowie ergänzenden Ackerfutterbau und Zukauf von Futter.

Die Waldfläche schwankt um 1780 in den einzelnen Gemarkungen zwischen 17 und 48 %, wobei Gundelfingen und Reutebachtal relativ waldarm waren. Räumlicher Schwerpunkt der Wälder sind die standörtlich ärmsten Oberhänge und Kuppen im Para- und Orthogneis, wo sowohl tiefgründige Schuttdecken als auch stärkere Lößbeimischung zumeist fehlen. Aufgrund mangelnder Erschließung wurde das Holz bis zum Anfang des 20. Jahrhunderts teilweise geriest, daß heißt in eine offene aus Holz gebaute Röhre geworfen und so teilweise über Kilometer zu Tal gebracht (HASERODT & STÜLPNAGEL 1974). In den höheren Lagen, zum Beispiel am Roßkopf, wurde auch Holzkohle gebrannt.

Die ebenfalls zeitweise der Weide dienenden Weid- und Reutfelder nehmen um 1780 19 % der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes ein, fehlen in Gundelfingen und erreichen in den anderen Gemarkungen Flächenanteile von 19 bis 49 %. Weid- und Reutfelder stellen eine kombinierte land-/forstwirtschaftliche Nutzung dar, bei der nach Einschlag des Gehölzbestandes eine zeitweise Acker- und/oder Weidenutzung durchgeführt und danach wieder eine niederwaldartige Gehölzbrachephase eingeschoben wurde. Zur Vorbereitung der ein- bis maximal dreijährigen Ackernutzung wurden die Flächen gebrannt, Ackerfrüchte waren Roggen, Hafer, Kartoffeln. Nähere Ausführungen zu dieser Nutzungsart finden sich in BARTSCH & BARTSCH (1944), EGGERS (1957), HOCHHARDT (1996). Durch die oft jährlich auf schmalen Streifen fortschreitende Reut- und Weidfeldwirtschaft entstanden standörtlich - vor allem kleinklimatisch -

Tab. 7: Entwicklung des Viehbestandes der Gemarkung Wildtal 1765 und 1973 (Daten zum Viehbestand aus HASERODT & STÜLPNAGEL 1974)

Viehart	1765	1973
Pferde	13	6
Rinder gesamt	125	440
Ochsen	54	
Kühe	46	
Gustvieh	25	
Schweine		178
Ziegen		2
Schafe	39	
Summe (ohne Schweine)	177	448
Tierernährungsflächen (ha)		
Wiese, Reut-/Weidfeld, Wald	615	
Dauergrünland und Futtermais		192
Tiere (ohne Schweine)/Hektar Tierernährungsfläche	0,3	2,3

und von ihrer horizontalen und vertikalen Vegetationsstruktur her sehr heterogene Acker-Magerrasen-Besenginsterheide-Niederwald-Vegetationskomplexe, deren spezifische Qualitäten weder im Wirtschaftsgrünland noch im Hochwald fort dauern, sondern am ehesten noch auf Kahlschlägen und an Waldrändern weiter bestehen. Ebenfalls zu einer hohen Heterogenität kann die oben angesprochene Waldweide und eine auf schmalen Streifen durchgeführte Niederwaldwirtschaft, zum Beispiel im Eichenschälwaldbetrieb führen, die auch die Nutzung vieler Reut- und Weidfelder im Schwarzwald ablöste, um heute selbst wieder zu einem kulturhistorischen Relikt geworden zu sein (HOCHHARDT 1996). Der räumliche Schwerpunkt der Reut- und Weidfeldnutzung liegt im Bereich der oberen Mittel- und der Oberhänge. Das Vieh wurde ganzjährig draußen geweidet und alle Flächen mit Ausnahme der Äcker zur Beweidung ausgenutzt (ENDRISS 1952, EGGERS 1957).

Die Ackernutzung nimmt um 1780 je nach Gemarkung 9 bis 45 % der Fläche und 25 % des Untersuchungsgebietes ein. In Gundelfingen wurden Roggen, Weizen, Hafer und Gerste, ab dem 18. Jahrhundert auch Kartoffeln angebaut (HASERODT & STÜLPNAGEL 1972), in Wildtal Hafer, Roggen und Hanf (HASERODT & STÜLPNAGEL 1974). Anbausysteme waren Dreifelderwirtschaft in der Rheinebene und Feldgraswirtschaft im Schwarzwald (SPONECK 1817, BOSSELT 1910, SCHMIDT 1989). Der standörtliche Schwerpunkt der Ackernutzung lag in Gundelfingen im Bereich der Lößdecken, im Schwarzwald im Bereich der stärker vergrusten und lößvergüteten unteren Mittel- und oberen Unterhänge.

Wiesen oder Matten nahmen zwischen 10 und 23 % der Fläche ein und hatten wie die Äcker ihren höchsten Flächenanteil auf der Gundelfinger Gemarkung. Dort nahmen sie die ausgedehnten Überschwemmungsbereiche der Bäche in der westlichen Niederung der Gemarkung ein. Auch in den Schwarzwaldgemarkungen folgten sie in der Regel dem Verlauf der Gewässer und lagen im Bereich der holozänen Schwemmsedimente. Auch heute verweisen noch alte, trockengefallene Gräben und Stellfallen an die Zeit der Wässerwiesenwirtschaft, mit der das Ertragspotential dieser Wiesen erhöht wurde (ENDRISS 1952). Ihre Bewirtschaftung erfolgte ein- oder zweischürig (EGGERS 1957, SCHMIDT 1989).

Siedlungs- und Verkehrsflächen nehmen um 1780 unter Einschluß der Gärten und Obstgärten erst wenige Prozent der Gesamtfläche ein.

Tabelle 8 gibt für Gundelfingen und Wildtal die Flächenanteile der Nutzungen zu Mitte des 19. Jahrhunderts wieder, wobei die Gärten und Obstgärten für Gundelfingen offensichtlich der Ackernutzung zugeschlagen wurden. In Wildtal ist nach dieser Flächennutzungsstatistik der Flächenanteil der Öd- und Weidfelder noch auf Kosten des Waldes gegenüber 1780 erhöht.

Tab. 8: Landnutzung in den Gemarkungen Gundelfingen und Wildtal Mitte des 19. Jahrhunderts (% der Fläche) (HASERODT & STÜLPNAGEL 1972, 1974)

Nutzungsart	Gundelfingen (ohne Reute- bachtal)	Wildtal
Reben	1,9	0,2
Gärten		0,7
Acker	54,7	9,0
Wiesen	23,0	9,6
Öd- und Weidfeld		38,3
Wälder	20,4	42,2

In Tabelle 9 findet sich ein Überblick über die Verteilung der Nutzungstypen um 1890 für alle Gemarkungen des Untersuchungsgebietes. Im Gesamtgebiet ist die Waldfläche gegenüber 1780 um 10 % gestiegen, die der Reut- und Weidfelder um 16 % gesunken. Diese haben damit innerhalb von 100 Jahren 85 % ihrer Fläche eingebüßt und überwiegend an den Wald, aber auch an die Acker- und Wiesenutzung verloren. Während in Gundelfingen die Flächennutzung über diesen Zeitraum bezogen auf die unterschiedenen Typen in etwa stabil blieb - nur die Verkehrsflächen nahmen aufgrund des Neubaus der Eisenbahnstrecke Karlsruhe - Freiburg (1833-1845) stark zu - ,

lief in den übrigen Gemarkungen die dargestellte Aufgabe der Reut- und Weidfeldwirtschaft ab. Im Bereich der Gemarkung Reutebachtal verlief diese Entwicklung aufgrund des hohen Ausgangsanteils dieser Wirtschaftsform besonders dramatisch. Ursache für die Aufgabe dieser Nutzung waren der Übergang zur Stallfütte-

rung, veränderte Fruchtfolgen, eine stärkere Beteiligung der Ackerwirtschaft an der Viehernahrung, besserer Zugang zu importierten Nahrungsmitteln aufgrund der verbesserten Verkehrsverbindungen, sinkende Getreide- und steigende Holzpreise, die Abwanderung von Arbeitskräften aus der Landwirtschaft aufgrund höherer Industrielöhne und eine restriktive Forstpolitik zur Trennung von Wald und Weide (BARTSCH & BARTSCH 1944, EGGERS 1957, ENDRISS 1952, BRANDL 1970, HASERODT & STÜLPNAGEL, HOCHHARDT 1996). Auch in Gundelfingen wurde zur Stallfütterung übergegangen und die alte Dreifelderwirtschaft durch freien Fruchtwechsel und den gartenartigen Anbau vieler Äcker abgelöst, Hanf und Flachs wurden als unrentabel nicht mehr angebaut (BOSELT 1910).

In der Landnutzungsstatistik von BOSELT (1910) werden für die Gemarkungen Gundelfingen und Reutebachtal ebenfalls keine Reut- und Weidfelder mehr geführt (TABELLE 10). Zeitgleich zur Aufgabe der Reut- und Weidfeldwirtschaft wurde auch die Trennung von Wald und Weide vollzogen. Anhang 15 und 16 dokumentieren den Wechsel der Landnutzung zwischen 1780 und 1890 im Detail. Datengrundlage sind entsprechende Auswertungen historischer Kartenjahrgänge des Untersuchungsgebietes. Die Flächen der Quellen, Fließgewässer, Wiesenwässerungsgräben, Mühlgräben, Stillgewässer Wälder, Hecken und Feldgehölze, Wiesen in der Ebene und Ruinen entsprechen sich noch in etwa. Leichte Flächenveränderungen zu verschiedenen Nutzungen bestehen bei den Wiesen im Mittelgebirge, den Äckern in ebener Lage und den Siedlungen. Gravierende Veränderungen bestehen bei den Weid- und Reutfeldern, die nur noch zu 13 % ihrer Fläche als solche genutzt werden, 47 % sind zu Wäldern, 29 % zu Äckern und 9 % zu Wiesen geworden. Die Äcker in Hanglage bestehen nur noch zu 61 % fort und sind zu 18 % zu Wald und 17 % zu Wiesen geworden. Anhang 16 läßt umgekehrt erkennen, in welcher Weise die Nutzungstypen um 1890 im Zeitraum 1870 genutzt wurden. 1955 wurden aufgrund der Luftbildauswertung die einzelnen Einheiten zum Teil anders abgegrenzt (Tabelle 11). Die Waldfläche hat gegenüber 1890 auf Kosten der letzten Weid- und Reutfelder noch leicht zugenommen. Der Anteil der Ackerflächen ist zugunsten des Grünlandes, des Obstbaus und der Siedlung zurückgegangen. Nach 1955 setzte eine vehemente Vergrößerung der Siedlungs- und

Tab. 9: Nutzung des Untersuchungsgebietes um 1890 (% der Fläche) nach eigenen Auswertungen historischer Kartenjahrgänge

	Gundelfingen	Reutebachtal	Wildtal	Heuweiler	Gesamt
Gesamt	100	100	100	100	100
Wald	17,390	62,812	59,468	37,878	42,126
Acker in ebener Lage	43,719		0,233	12,563	16,243
Acker in Hanglage		8,605	17,088	18,767	11,479
Wiese in Tallage im Mittelgebirge	0,101	24,642	12,508	11,810	9,621
Wiese in der Ebene	24,229		0,787	6,426	9,137
Weid-/Reutfeld	0,297	1,396	4,733	3,013	2,703
Dorf incl. Gebäude, Wege, Gärten, Obst	6,537			2,749	2,607
Rebkultur	2,338	0,136	1,066	3,519	1,913
Verkehrsflächen außerhalb der Ortschaften	3,528	0,983	1,029	1,502	1,894
Einzelhof incl. Gebäude, Wege, Gärten, Obst	0,089	0,730	1,957	0,968	1,060
Fließgewässer	1,266	0,507	0,987	0,666	0,960
Wiesenwässerungsgräben	0,332		0,003	0,072	0,118
Mühlgräben	0,172		0,006		0,055
Erdentnahmestelle, Steinbruch		0,169	0,056		0,036
Quelle	0,002	0,021	0,048	0,015	0,024
Hecke/Feldgehölz				0,047	0,010
Stillgewässer			0,024	0,005	0,010
Ruine			0,006		0,002

Tab. 10: Landnutzung der Gemarkungen Gundelfingen und Reutebachtal 1909 (% der Fläche) (BOSELT 1910)

Hofraite	1,1
Hausgärten	2,3
Gartenland	1,4
Ackerland	36,6
Weiden	0,4
Wiesen	24,4
Lehmgrube	0,0
Wein	1,8
Kastanienpflanzung	0,1
Wald	27,7
Odungen, Raine	0,2
Straßen, Feldwege	3,7
Bäche, Gräben	0,2

Verkehrsflächen verbunden mit einem rasanten Anstieg der Wohnbevölkerung ein. Im Luftbild 1955 konnten noch 4 Flächen als Weid-Reutfeld-Reste (Besenginsterheiden) identifiziert werden, alle im Wildtal an Waldrändern gelegen und zusammen noch ungefähr 5 Hektar umfassend. Heute finden sich nur noch wenige 0,5 bis maximal 5 Meter breite Relikte entlang einiger alter Waldränder, der breiteste Bestand im Bereich des 1955 mit 3,1 Hektar noch größten Weidfeldes. Diese wurde 1990 als WR3 in die Waldrand-Untersuchungen einbezogen, wies dabei die größte Zahl gefährdeter Insektenarten auf und ist seitdem durch Einstellung der Beweidung vollständig verbuscht.

Tab. 11: Nutzung des Untersuchungsgebietes um 1955 (% der Fläche) nach eigenen Luftbilddauswertungen

	Gundel- fingen	Reute- bachtal	Wild- tal	Heu- weiler	Gesamt
Gesamt	100	100	100	100	100
Wald	17,57	68,51	62,68	39,40	44,26
Acker	26,61	8,98	13,80	16,33	17,86
Grünland ohne Obstanbau, in Tallage entlang Gewässern	21,59	4,87	7,76	14,65	13,26
Grünland mit Obstanbau, außerhalb der Tallagen	12,55	2,99	7,86	21,78	11,93
Dorf incl. Gebäude, Wege, Gärten, Obst	13,24				4,06
Verkehrsflächen außerhalb der Ortschaften	4,72	1,70	1,51	2,18	2,66
Grünland ohne Obstanbau, nicht in Tallage		10,89	2,82	0,99	2,26
Einzelhof incl. Gebäude, Wege, Gärten, Obst		0,50	1,62	2,99	1,33
Fließgewässer	1,31	0,51	0,60	0,66	0,82
Rebkultur	1,20		0,30	0,99	0,70
Erdentnahmestelle, Steinbruch	1,20	0,20	0,01		0,39
Hecken/Feldgehölze		0,80	0,60	0,02	0,31
Weid-/Reutfeld			0,40		0,15
Stillgewässer			0,02	0,01	0,01

Die Entwicklung von 1780 bis 1994 ist in Tabelle 12 für die bedeutendsten Nutzungstypen nachgezeichnet.

Für das ganze Untersuchungsgebiet ist der Landnutzungswandel durch eine Zunahme der Bewaldung um 10 % und das völlige Verschwinden der einstmaligen 20 % der Fläche einnehmenden Reut- und Weidfeldnutzung gekennzeichnet. Die als Acker genutzte Fläche ist kontinuierlich von 25 auf 10 % gesunken, die Grünlandnutzung (ohne Reut- und Weidfelder) nach einem Anstieg von 10 % zwischen 1780 und 1955 dann bis 1994 wieder um 3 % gefallen. Die Zeit nach 1955 ist gekennzeichnet durch die starke Ausweitung der Siedlungs- und Verkehrsflächen, die ihren Anteil von 1780 bis 1994 damit fast vervierfacht haben und die jüngere Abnahme der landwirtschaftlichen Flächen verantworten. Besonders dramatisch verlief die Entwicklung in der Gemeinde Gundelfingen, deren besiedelter Bereich heute 44 % der Gemarkung bei nur leicht gesunkener Waldfläche ausmacht. Zeitgleich hat hier auch eine sehr starke innerörtliche Verdichtung stattgefunden. Die Nutzung in den beiden

Tab. 12: Landnutzungswandel im Untersuchungsgebiet (% der Fläche) nach eigenen Erhebungen (Auswertung historischer Kartenjahrgänge um 1780 und 1890, von Luftbildern 1955 und der eigenen flächendeckenden Biotopkartierung 1994)

Zeitpunkt um	1780	1890	1955	1994
Gundelfingen				
Wald	17,8	17,4	17,6	15,4
Weid-/Reutfeld		0,3		
Acker	45,1	43,7	26,6	21,6
Grünland ohne Weid-/Reutfelder	22,7	24,3	34,1	13,2
Siedlung und Verkehr	10,2	10,2	18,0	44,4
Summe	95,8	95,9	96,3	94,6
Reutebachtal				
Wald	17,3	62,8	68,5	68,8
Weid-/Reutfeld	49,3	1,4		
Acker	16,1	8,6	9,0	
Grünland ohne Weid-/Reutfelder	15,4	24,6	18,8	24,4
Siedlung und Verkehr	1,3	1,7	2,2	4,1
Summe	99,5	99,2	98,4	97,3
Wildtal				
Wald	48,5	59,5	62,7	59,7
Weid-/Reutfeld	27,8	4,7	0,4	
Acker	8,7	17,3	13,8	2,3
Grünland ohne Weid-/Reutfelder	10,9	13,3	18,4	25,8
Siedlung und Verkehr	3,0	3,0	3,1	8,1
Summe	98,8	97,8	98,5	95,9
Heuweiler				
Wald	32,5	37,9	39,4	39,4
Weid-/Reutfeld	18,6	3,0		
Acker	28,3	31,3	16,3	11,8
Grünland ohne Weid-/Reutfelder	15,3	18,2	37,4	32,2
Siedlung und Verkehr	4,5	5,2	5,2	9,9
Summe	99,1	95,7	98,3	93,3
Gesamt				
Wald	32,8	42,1	44,3	43,0
Weid-/Reutfeld	19,2	2,7	0,2	
Acker	24,8	27,7	17,9	10,1
Grünland ohne Weid-/Reutfelder	15,9	18,8	27,5	23,2
Siedlung und Verkehr	5,4	5,6	8,0	19,2
Summe	98,0	96,9	97,8	95,0

Schwarzwaldgemarkungen Reutebachtal und Wildtal ist durch die zunehmende Bewaldung charakterisiert, die sich im Reutebachtal von weniger als 20 % bis auf annähernd 70 % der Fläche, im Wildtal von ca. 50 auf 60 % der Fläche erhöhte. Im Reutebachtal fielen die aufgegebenen Weid- und Reutfelder fast vollständig dem Wald zu, im Wildtal fast zwei Drittel einer anderen landwirtschaftlichen Nutzung. Beide Gemarkungen sind ebenfalls durch die Aufgabe des früher um 10 % der Fläche betragenden Ackerbaus in Hanglagen charakterisiert, ein Prozeß der für den gesamten Mittelgebirgsbereich als Vergrünlandung bezeichnet wird. Aus den früher vielseitig strukturierten Betrieben wurden spezialisierte Milchbetriebe mit forstlichem Betriebsteil. In beiden Gemarkungen fand eine vergleichsweise geringe Entwicklung der Siedlungs- und Verkehrsflächen statt. Die Gemarkung Heuweiler ist charakterisiert durch eine leichte Zunahme des Waldanteils und die Aufgabe der früher auch 1/5 der Fläche nutzenden Reut- und Weidfeldwirtschaft. Deren Flächenverluste fielen zunächst etwa gleichmäßig dem Wald, der Acker- und der Grünlandwirtschaft zu, später nahm auch hier der Ackerbau zugunsten der Grünlandwirtschaft ab und verschwand in den stärker reliefierten Gemarkungsteilen vollständig.

Die amtliche Flächennutzungsstatistik (Tabelle 13) gibt für die Wald- und Landwirtschaftsflächen zu hohe, für die Siedlungs- und Verkehrsflächen zu niedrige Flächenanteile für das Untersuchungsgebiet an. Der skizzierte Wandel in der Landnutzung äußert sich auch drastisch in der Entwicklung landwirtschaftlicher Betriebe (Tabelle 14), deren äußerst starke Abnahme sich vor allem

im Realteilungsgebiet der Gundelfinger Gemarkung abspielte, während die Einzelhöfe im Schwarzwald in diesem Jahrhundert fast alle als Landwirtschaftsbetriebe erhalten blieben. Die Größe der Vollerwerbsbetriebe beträgt heute 20 Hektar, die der Nebenerwerbsbetriebe 2 Hektar. Extensive landwirtschaftliche Bewirtschaftungsformen sind relativ streng gebunden an bestimmte soziale Situationen auf den Höfen (alleinstehende ältere Frau auf einem Hof, alleinstehender 50-jähriger Mann auf einem Hof, zwei alleinstehende Geschwister um 60 Jahre auf einem Hof, Hof im Nebenerwerb, der vom alten Vater zu großen Teilen in Handarbeit bewirtschaftet wird, Hofeigentümer mit Naturschutzinteresse) oder an spezielle Besitzverhältnisse (Grünland im Staatseigentum mit Untersagen der Kalkung, Düngung und intensiven Beweidung und günstiges Überlassen zur Nutzung durch Landwirte nur unter diesen Konditionen).

Den Landnutzungswandel im Bereich des Verdichtungsraumes Freiburg unter Einschluß der Gemarkung Gundelfingen zeigt Tabelle 15 aufgrund der Untersuchungen von Luftbildserien durch WEINGART (1988). Auch hier zeigt sich die starke Zunahme des besiedelten Bereiches, der in diesem 100 km² großen Gebiet seinen Flächenanteil zwischen 1936 und 1981 verdoppelte. Die hauptsächlich zu Lasten der Acker- und Grünlandflächen durchgeführte Ausdehnung des

Tab. 13: Statistische Angaben zur Flächennutzung im Untersuchungsgebiet 1997 (STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1998)

Nutzungsart	Gundelfingen Reutebachtal Wildtal	Heuweiler	Gesamt
Gesamtfläche (ha) (1997)	1427	403	1830
Flächennutzung (%) (1997)			
Wald	46,5	41,3	45,3
Landwirtschaft	33,8	50,2	37,5
Siedlung und Verkehr	18,9	8,2	16,6
Unland	0,6	0,2	0,5
Wasser	0,2		0,2

Tab. 14: Entwicklung der Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe im Untersuchungsgebiet 1930 - 1995

Für freigebliebene Felder waren keine Angaben verfügbar.
(BÜRGERMEISTERAMT GUNDELFINGEN 1988, HASERODT & STÜLPNAGEL 1972, 1974, STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1998)

Jahr	Gundelfingen Reutebachtal Wildtal	Heuweiler	Gesamt
1930	379		
1949	257		
1988	38	37	75
Vollerwerb	19	8	27
Nebenerwerb	19	29	48
1995	25	22	47
Vollerwerb	15	9	24
Nebenerwerb	10	13	23

Siedlungsbereiches wurde hinsichtlich des Ackeranteils durch den Umbruch von Grünland kompensiert, das durch beide Prozesse auf weniger als ein Viertel seines früheren Bestandes reduziert wurde.

Die Einbindung des Untersuchungsgebietes in das großräumige Landschaftswandelgeschehen kann aufgrund der Arbeit von SCHMIDT (1989) vorgenommen werden, der historische Karten und Flächennutzungsstatistiken für den Schwarzwald

großräumig ausgewertet hat. In Tabelle 16 wird dieses für den Mittleren Schwarzwald, in Tabelle 17 für den Mittleren und Südschwarzwald dargestellt. Im Mittleren Schwarzwald hat sich demnach zwischen 1780 und 1985 die Waldfläche mit einer Zunahme von 28 auf 63 % mehr als verdoppelt, entsprechend ging das Offenland von 72 auf 37 % zurück. Innerhalb von zweihundert Jahren hat sich das Wald-Offenland-Verhältnis umgekehrt. Reut- und Weidfelder hatten bereits bis zu Ende des 19. Jahrhunderts drastische Flächenverluste und konnten später in der Flächennutzungsstatistik nicht mehr differenziert werden. Zur Vergrünlandung des Berg-Ackerlandes nach 1950 kann keine Aussage getroffen werden, da die Flächennutzungsstatistik dieses 1985 ebenfalls nicht mehr ausweist, der Prozeß deutet sich aber bereits zwischen 1925 und 1950 an. Die Entwicklung im gesamten Untersuchungsgebiet von SCHMIDT (1989) ist vom Trend her ähnlich (Tabelle 17).

Die für das Untersuchungsgebiet bisher ermittelten Waldflächenanteile konnten aufgrund einer Karte von BRANDL (1970) noch um einen weiteren, sehr viel früheren Jahrgang ergänzt werden (Tabelle 18). Demnach nahm der Waldflächenanteil im Untersuchungsgebiet seit dessen Inkulturnahme Werte von 64 % um 1120, 33 % um 1780, 42 % um 1890 und 43 % im Jahre 1994 ein. Die extremste Schwankungsbreite beträgt 17 bis 69 % bei der Gemarkung Reutebachtal. Die Variabilität dieser Werte und auch die bisher allgemein skizzierte Dynamik der Landnutzung lassen eine konkrete Ziel- und Leitbildfindung des Arten- und Biotopschutzes allein aufgrund einer Rekonstruktion der historischen Kulturlandschaft schwierig erscheinen. Welches Bewaldungsprozent soll beispielsweise für das Untersuchungsgebiet gefordert werden?

Tab. 15: Landnutzungswandel in Freiburg i. Br. (westlich des Schwarzwaldes) einschließlich Gundelfingen (10179 ha) von 1936 - 1981 (Angaben in % der Fläche, nach WEINGART 1983, verändert)

Landnutzung	1936	1955	1969	1981
Siedlung und Verkehr	16,5	23,1	27,5	34,1
Ackerland	24,5	19,5	27,5	25,2
Obstbau und Sonderkulturen	0,2	0,6	0,7	0,5
Weinbau	3,2	4,0	6,5	7,2
Obstwiesen	4,0	3,8	2,1	0,8
Grünland	20,9	18,3	6,2	4,4
Brache, Hecke, Böschung	0,2	0,6	0,7	0,4
Wald	27,0	26,6	25,0	23,0
Wasserflächen	0,2	0,2	0,5	0,6
Sonstiges	3,3	3,3	3,3	3,8

Tab. 16: Landnutzungswandel im Naturraum Mittlerer Schwarzwald (1178 km²) von 1780 - 1985 (Angaben in % der Fläche, nach SCHMIDT 1989, verändert, n.a. in der Bodennutzungsstatistik nicht ausgewiesen)

Landnutzung	1780	1853-1902	1925	1950	1985
Wald	28	43	53	56	63
Reut- und Weidfeld	37	22	n.a.	n.a.	n.a.
Acker (incl. Gärten und Höfe)	26	21	33	22	n.a.
Wiese	9	14	14	22	n.a.
Offenes und halboffenes Gelände (Summe)	72	57	47	44	37

Tab. 17: Landnutzungswandel im Mittleren und Südlichen Schwarzwald (5090 km²) von 1780 - 1985 (Angaben in % der Fläche, nach SCHMIDT 1989, verändert, n.a. in der Bodennutzungsstatistik nicht ausgewiesen)

Landnutzung	1780	1853-1902	1925	1950	1985
Wald	32	42	46	49	53
Reut- und Weidfeld	30	13	n.a.	n.a.	n.a.
Acker (incl. Gärten und Höfe)	24	29	37	25	n.a.
Wiese	14	16	16	26	n.a.
Offenes und halboffenes Gelände (Summe)	68	58	54	51	48

Tab. 18: Entwicklung des Waldflächenanteils der Gemarkungen (% der Gesamtfläche) von 1120 - 1994 (Zeitpunkt 1120 ausgewertet nach Karte der ungefähren Waldverteilung in BRANDL 1970, nach eigenen Auswertungen historischer Karten um 1780 und 1890, von Luftbildern 1955 und der eigenen flächendeckenden Biotopkartierung 1994)

Gemarkung	um 1120	um 1780	um 1890	1955	1994
Gundelfingen	38	18	17	18	15
Reutebachtal	69	17	63	69	69
Wildtal	79	48	59	63	60
Heuweiler	73	32	38	39	39
Gesamt	64	33	42	44	43

Ohne die Kenntnis der spezifischen Raum-Zeit-Systeme der vorhandenen Arten oder einer Auswahl derselben ist kaum eine Annäherung an diese Thematik möglich.

Durch die Aufgabe der Waldweide und die Einstellung der Nieder- und Mittelwaldbewirtschaftung sind auch die durch diese Betriebsarten geförderten Vegetationsstrukturen stark rückläufig. Einige, noch durch diese Nutzung geprägte, aber schon seit Anfang des Jahrhunderts durchgewachsene Bestände befinden sich noch im Gundelfinger Gemeindewald. Zwischen 1955 und 1994 ist ihr Flächenanteil dort von ca. zwei Drittel auf ein Drittel zurückgegangen.

In Tabelle 19 ist die Vorratsausstattung des Gemeindewaldes nach Altersklassen und Baumartengruppen zusammengefaßt. 1981 entfielen auf diese Mittelwälder noch ca. 20 % des Vorrates (Gruppe Buche, Eiche, Altersklasse VIII). Die nachfolgenden Altersklassen sind für diese Baumartengruppe drastisch unterausgestattet.

Tab. 19: Ausstattung der Altersklassen mit Holzvorräten nach Baumartengruppen im Gundelfinger Gemeindewald 1981 (Staatliches Forstamt Freiburg 1981)

Altersklasse (Jahre)	Zeitraum der Bestandesentstehung (Jahre)	Gesamt (fm)	Gesamt (%)	Buche	Esche	Fichte
				Eiche Hainbuche Birke sonstige Laubbäume Tanne (%)	Bergahorn Kirsche (%)	Douglasie Roteiche Lärche sonstige Nadelbäume (%)
I (1-20)	1961-1981	710	2,1			2,1
II (21-40)	1941-1960	5428	16,1	1,3	3,0	11,8
III (41-60)	1921-1940	4790	14,2	8,2	1,4	4,7
IV (61-80)	1901-1920	8660	25,7	18,3	0,3	7,1
V (81-100)	1881-1900	5179	15,4	14,1	0,6	0,6
VI (101-120)	1861-1880	1205	3,6	2,8	0,6	0,2
VII (121-140)	1841-1860	251	0,7	0,7		
VIII (141-160)	1821-1840	7498	22,2	22,2		
Summe	1821-1981	33721	100,0	67,6	5,9	26,5

Simuliert man die Abnutzung der Vorräte der VIII. Altersklasse (7.498 Vorratsfestmeter 1981) bei dem geplanten Endnutzungsansatz von 430 Vorratsfestmeter/Jahr und einem unterstellten Zuwachs dieser Altersklasse von 6 Vorratsfestmeter/Jahr und Hektar so sind 1994 aus dieser Altersklasse noch 5.148 fm, 2000 noch 1.815 fm und 2005 keine Vorräte dieser Altersklasse mehr erhalten, bezieht man die in die XIII. Altersklasse einwachsenden Bestände der Altersklasse VII mit ein, sind im Jahr 2006 keine Vorräte mehr in den Altersklassen über 140 Jahren vorhanden. Die Gemeinde hat das Forstamt deshalb im Hinblick auf die nächste Forsteinrichtung aufgefordert, die Endnutzung in den Mittelwaldresten einzustellen.

Durch die Aufgabe der Waldweide, der Reut- und Weidfeldwirtschaft und des Bergackerbaus sowie den Rückgang der Streuobstwirtschaft kann eine starke Abnahme der kleinräumigen Heterogenität des Untersuchungsraumes im Hinblick auf die horizontale und vertikale Vegetationsstruktur sowie das Mikroklima unterstellt werden, die durch das Vorherrschen der stark geschlossenen und schattigen Hochwälder und ausgedehnten, einheitlichen Grünlandflächen noch unterstrichen wird. Weitere die standörtliche Heterogenität herabsetzende Faktoren sind Veränderungen des Wasserhaushaltes durch Grundwasserabsenkungen, Auffüllungen von Tälern, Drainagen und Eintiefen der Vorfluter sowie die flächendeckende Eutrophierung. Diese erfolgte im Wald und Extensivgrünland weniger ausgeprägt, da nur durch Immissionen, im sonstigen Grünland, Acker-, Reb- und Ostbau zusätzlich in hohem Maße durch die landwirtschaftliche Düngung. Dritter die räumliche Heterogenität herabsetzender Faktor ist die Geschwindigkeit der Nutzung, die aufgrund der Maschinisierung der Landwirtschaft zu einem im Vergleich zur Handarbeit außerordentlich raschen Fortschritt bei jedem Arbeitstag, insbesondere auch bei der Ernte führt, und die früher

kleinräumig fortschreitende, eher streifen- oder plätzeweise Nutzung fast vollständig abgelöst hat. Einigen Aspekten des Landschaftswandels wurde über die Flächenbilanzen hinaus noch gezielt nachgegangen.

Tabelle 20 bilanziert für die Gemarkungen und das Gesamtgebiet den Verlust an fließenden Gewässern, wobei neben den Bächen auch das sehr umfangreiche Grabensystem zum Betrieb der Mühlen und vor allem zur Wiesenwässerung berücksichtigt wurde.

Tab. 20: Rückgang historisch belegter Fließgewässer (in m Lauflänge) nach eigenen Erhebungen, Konstruktion der maximalen historischen Fließgewässerstrecke durch Verschneiden der Fließgewässer und Gräben der historischen Kartenjahrgänge um 1780 und 1890 und der Luftbilder 1955, Ermittlung des aktuellen Fließgewässernetzes durch die eigene flächendeckende Biotopkartierung 1994

	Gundel- fingen	Reute- bachtal	Wild- tal	Heu- weiler	Gesamt
Verdoltete Gewässer (ohne Wegedurchlässe)	3381	853	3158	2253	9645
Aufgefüllte, verdoltete o. trockengefallene Gräben	8588		125	2249	10962
Gesamt	11969	853	3283	4502	20607
Gesamt je ha	21	5	5	11	11
Noch vorhandene Fließgewässer	9533	3570	18523	8512	40138
Historische Fließgewässerstrecke	21502	4423	21806	13014	60745
Verlust in % der hist. Fließgewässerstrecke	56	19	15	35	34

Dem Untersuchungsgebiet gingen ca. 20 km Gewässerlänge verloren, die sich etwa hälftig auf die Bäche und Gräben verteilen. Die entspricht einem Verlust von 34 % des historischen Ausgangsbestandes. Für die einzelnen Gemarkungen betragen diese Verluste zwischen 15 und 56 %. Das Maximum liegt im Bereich der Gemarkung Gundelfingen, in deren Westen aufgrund industrieller Wasserentnahmen starke Grundwasserabsenkungen stattfanden, die sowohl das Grünland als auch die Bäche von diesem abschnitten. Die Bäche fließen heute oberhalb des Grundwasserspiegels und weisen auch teilweise Versickerungstrecken auf (HÜGIN 1982). Die höchsten Grundwasserstände liegen heute noch bei 1,2 bis 2,0 Meter unter Flur (STRASSER 1988), während sie früher nur wenige Dezimeter unter Flur lagen, die Absenkungsrate betrug 0,6 bis 7,1 Meter (HÜGIN 1982). Die noch Gleymerkmale tragenden Böden in diesen Bereichen sind fossil, die noch stellenweise vorhandenen feuchte- oder nässeertragenden Pflanzenarten entsprechen nicht mehr dem standörtlichen Geschehen. Große Teile des ehemaligen Feuchtgrünlandes sind heute zu Äckern umgebrochen.

Durch den Vergleich der Luftbilddauswertung 1955 mit der aktuellen Kartierung konnten auch die Flächenveränderungen im Streuobstbau dokumentiert werden. Insgesamt nahm die Fläche an Streuobstbeständen zwischen 1955 und 1994 um 48 % ab (Tabelle 21). In Gundelfingen war der Verlust mit 81 % am ausgeprägtesten. Die früher das Dorf waldartig ummantelnden Obstbestände sind fast vollständig der Siedlungserweiterung und -verdichtung

Tab. 21: Rückgang an Streuobstgebieten 1955 - 1994 nach eigenen Erhebungen (Vergleich des Luftbildjahrganges 1955 mit der eigenen flächendeckenden Biotopkartierung 1994)

	Gundel- fingen	Reute- bachtal	Wild- tal	Heu- weiler	Gesamt
Streuobst 1955 (ha)	70,3	4,8	55,5	87,7	218,3
Streuobst um 1994 (ha)	13,3	7,1	41,2	51,2	112,7
Verlust 1955 - 1994 (ha)	-57,0	2,3	-14,3	-36,5	-105,6
Verlust an Fläche 1955 - 1994 (%)	81,0		25,8	41,6	48,4
Zugewinn an Fläche 1955 - 1994 (%)		47,0			

Tab. 22: Entwicklung der Anzahl an Obstbäumen/ha Gesamtfläche und landwirtschaftlicher Nutzfläche von 1909 - 1994

Für freigebliene Felder waren keine Angaben verfügbar. (Daten für 1909 aus BOSSELT 1910, für 1965 aus HASERODT & STÜLPNAGEL 1972, 1974, für 1955 aus eigener Luftbilddauswertung, für 1994 aus der eigenen flächendeckenden Biotopkartierung)

	Gundelfingen Reutebachtal	Wildtal	Heuweiler	Gesamt
Obstbäume/ha Gemarkungsfläche				
1909	8			
1955	12	8	15	12
1965	9	6		
1994	3	5	9	5
Obstbäume/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche				
1909	16			
1955	23	23	29	26
1994	5	10	26	11

zum Opfer gefallen. Genauer als durch die Fläche der Bestände läßt sich der Trend durch die Stammzahlen ausdrücken, da Streuobstflächen eine unterschiedlich

dichte Bestockung aufweisen können. Die flächenbezogenen Stammzahlverluste sind in Tabelle 22, die absoluten Trends in Tabelle 23 wiedergegeben. Demnach gingen die Stammzahlen je Hektar Gesamtfläche von 1955 bis 1994 von 12 auf 5, je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche von 26 auf 11 zurück. Daten aus Obstbaumstatistiken fügen sich relativ gut in das Bild ein. Die absoluten Stammzahlverluste für die Gemarkungen zeigen ein drastischeres Bild als der bloße Flächenverlust. Über 55 % der Stammzahl gingen zwischen 1955 und 1994 im gesamten Untersuchungsgebiet verloren. Die gemarkungsbezogenen Werte liegen zwischen Verluststraten von 40 bis 80 %. Auch Gemarkungen, die noch Gewinne an Streuobstfläche (Reutebachtal) oder vergleichsweise niedrige Verluste (Wildtal) aufwiesen, zeigen hohe Abnahmen der absoluten Stammzahlen.

Die Entwicklung der Dichte an Verkehrswegen im Untersuchungsgebiet zeigt Tabelle 24. Die Erschließungsdichte hat sich demnach zwischen 1780 und 1994 mehr als verdoppelt, in einigen Gemarkungen auch vervierfacht. Dem Siedlungsbereich zuzuordnende versiegelte Flächen (Tabelle 25) sind zwischen 1890 und 1994 um mehr als den Faktor 100 im gesamten Untersuchungsgebiet gestiegen, in Gundelfingen sogar um den Faktor 140. Mehr als 150 Hektar des Untersuchungsgebietes (8 %) sind heute versiegelt.

Tab. 23: Rückgang an Obstbäumen 1955 - 1994 nach eigenen Erhebungen (Auswertung des Luftbildjahrganges 1955 und eigene flächendeckende Biotopkartierung 1994)

	Gundel- fingen	Reute- bachtal	Wild- tal	Heu- weiler	Gesamt
Differenz 1955 - 1994 nach Stammzahl	-6500	-250	-2150	-2800	-11700
Differenz 1955 - 1994 nach Stammzahl/ha	-12	-2	-3	-7	-6
Verlust 1955 - 1994	> 80 %	> 40 %	> 40 %	> 45 %	> 55 %

Tab. 24: Veränderung der Verkehrswegedichte (m/ha) von 1780 bis 1994 nach eigenen Erhebungen (Auswertung historischer Kartenjahrgänge um 1780 und 1890, eines Luftbildjahrganges 1955 und der eigenen flächendeckenden Biotopkartierung 1994)

	1780	1890	1955	1994
Gundelfingen	28	71	78	116
Reutebachtal	30	57	67	132
Wildtal	48	53	63	110
Heuweiler	50	81	88	104
Gesamt	50	65	73	112

Tab. 25: Entwicklung der versiegelten Fläche im besiedelten Bereich zwischen 1890 und 1994 (nach eigenen Erhebungen in historischen Kartenjahrgängen um 1890, in Luftbildern 1955 und nach der eigenen flächendeckenden Biotopkartierung 1994)

	Gundel- fingen	Reute- bachtal	Wild- tal	Heu- weiler	Gesamt
Versiegelte Fläche im besiedelten Bereich (%)					
Um 1890	1,6	0,4	0,7	2,0	1,2
Um 1955	4,1	0,3	0,7	2,0	2,0
Um 1994	> 50	> 20	> 40	> 35	> 50
Versiegelte Fläche im besiedelten Bereich (ha)					
Um 1890	> 0,9	> 0,01	> 0,15	> 0,4	> 1,3
Um 1955	> 4	> 0,01	> 0,15	> 0,4	> 2,9
Um 1994	> 125	> 0,2	> 13	> 9	> 150
Faktor, um den sich die versiegelte Fläche seit 1890 vervielfacht hat	x 139	x 16	x 88	x 22	x 111

In den Tabellen 26 und 27 wurden die Flächen der historischen Nutzungstypen um 1780 und/oder 1890 mit den Einheiten der aktuellen Kartierung verschnitten, um zu ermitteln, welche Bereiche über einen Zeitraum von 200 bzw. 100 Jahren einer einheitlichen Nutzung im Sinne dieser Nutzungsklassifizierung unterlegen haben. Die Tabellen basieren auf den Auswertungen der Anhänge 21 und 22. Für den Arten- und Biotopschutz können Bereiche mit lange anhaltender Nutzungstradition aufgrund ihres Alters, langen Einwanderungszeiträumen oder als reliktsche Standorte unter bestimmten Umständen von Interesse sein. Ein hoher Prozentsatz (über 60 %) der historischen Nutzungstypenflächen von 1780 wird bei den Ruinen, Hecken und Feldgehölzen, Fließ- und Stillgewässern erreicht, mittlere Prozentsätze (20 - 60 %) bei den Verkehrsanlagen, Wäldern, Äckern in ebener Lage, Weinbergen und Einzelhöfen. Unter 20 % der historischen Fläche blieben bei den Äckern in Hanglagen, Wiesen, Weid- und Reutfeldern, Gräben sowie bei den

dörflichen Siedlungsflächen erhalten. Den Weid- und Reutfeldern wurden in dieser Auswertung extensive Weiden analog gesetzt, die aber weder gebrannt werden, noch eine Gebüschbrachephase aufweisen. Verwendet man die historischen Nutzflächen um 1890 als Maßstab (Tabelle 27) ergibt sich eine ähnliche Reihung der Nutzungstypen. Bei einigen Typen liegen die Prozentsätze etwas höher oder niedriger, weil die Ausgangsfläche eine andere ist, der Gesamttrend ist aber vergleichbar.

Tab. 26: Nutzungskontinuität 1780 - 1890 - 1994 nach eigenen Auswertungen (Nutzung aus historischen Kartenjahrgängen um 1780 und 1890 sowie aus der eigenen flächendeckenden Biotopkartierung 1994)

	Flächen (ha)			Flächenanteile (%) der Fläche von 1780		
	1780	1890	1994	1780	1890	1994
Fließgewässer	17,56	17,56	15,76	100	100	90
Wiesenwässerungsgraben	2,17	2,17	0,15	100	100	7
Mühlgraben	1,01	1,01	0,00	100	100	0
Stillgewässer	0,08	0,08	0,05	100	100	61
Wald	600,12	569,84	250,98	100	95	42
Hecke und Feldgehölz	0,19	0,19	0,19	100	100	100
Weid- oder Reutfeld	350,64	74,46	6,81	100	21	2
Wiese in der Ebene	155,93	152,75	12,84	100	98	8
Wiese in Tallage im Mittelgebirge	134,42	114,30	11,53	100	85	9
Weinberg	14,97	13,83	5,37	100	92	36
Acker in ebener Lage	312,00	292,52	120,84	100	94	39
Acker in Hanglage	141,85	86,71	19,18	100	61	14
Obst und Garten incl. Hofstellen und Wege der Dorflagen	53,65	38,54	3,04	100	72	6
Obst und Garten incl. Hofstellen und Wege der Einzelhöfe	18,76	12,47	6,13	100	66	33
Verkehrsanlage außerhalb der Siedlung	25,73	24,49	11,79	100	95	46
Ruine	0,05	0,05	0,05	100	100	100

Tab. 27: Nutzungskontinuität 1890 - 1994 nach eigenen Erhebungen (Nutzung aus historischen Kartenjahrgängen um 1890 sowie aus der eigenen flächendeckenden Biotopkartierung 1994)

	Flächen (ha)		Flächenanteile (%) der Fläche von 1780	
	1890	1990	1890	1994
Fließgewässer	17,56	15,56	100	89
Wiesenwässerungsgraben	2,17	0,15	100	7
Mühlgraben	1,01	0,00	100	0
Stillgewässer	0,19	0,16	100	83
Wald	770,48	322,85	100	42
Hecke und Feldgehölz	0,19	0,19	100	100
Weid- oder Reutfeld	49,45	6,00	100	12
Wiese in der Ebene	167,17	12,84	100	8
Wiese in Tallage im Mittelgebirge	176,02	26,45	100	15
Weinberg	35,01	12,78	100	37
Acker in ebener Lage	297,17	120,84	100	41
Acker in Hanglage	210,02	27,69	100	13
Obst und Garten incl. Hofstellen und Wege der Dorflagen	47,69	4,15	100	9
Obst und Garten incl. Hofstellen und Wege der Einzelhöfe	19,39	9,35	100	48
Verkehrsanlage außerhalb der Siedlung	34,66	21,96	100	63
Erdentnahmestelle oder Steinbruch	0,67	0,27	100	41
Ruine	0,05	0,05	100	100

Anhang 17 führt im Detail auf wie die Flächen der Nutzungstypen um 1780 aktuell genutzt werden. Die ehemaligen Fließgewässer bestehen noch zu 89 %, 2% wurden zu Grünland, 4 % überbaut. Wiesenwässerungsgräben bestehen nur noch zu 7 % als Gewässer, 8 % wurden zu Äckern, 40 % zu Grünland, 11 % zu Gehölzbeständen und 24 % überbaut. Mühlgräben bestehen nicht mehr als Gewässer. Stillgewässer bestehen noch zu 60 %, 27 % sind Grünland, 12 % überbaut. Wald blieb zu 48 % als Laubwald und zu 41 % als Nadelwald bestehen, 6 % wurden überbaut. Hecken und Feldgehölze blieben vollständig erhalten. Weid- und Reutfelder wurden zu 36 % zu Grünland, 22 % zu Laub- und zu 32 % zu Nadelwäldern. Aus den Wiesen der Ebene wurden zu 18 % Äcker, 43 % wurden bebaut und 34 % blieben als Grünland erhalten. Die Wiesen der Tallagen der Mittelgebirge blieben einschließlich der Streuobstbestände zu 55 % erhalten, 13 % wurden zu Laub-, 7 % zu Nadelwäldern, 5 % zu Äckern und 10 % wurden überbaut. Äcker in ebener Lage werden in dieser

Form aktuell noch zu 38 % genutzt, 18 % sind heute Grünland (einschließlich Streuobst), 40 % Siedlungs- und Verkehrsfläche. Äcker in Hanglage bestehen dagegen nur noch zu 14 %, 55 % sind heute Grünland (einschließlich Streuobst), 8 % Laub-, 11 % Nadelwald und 5 % bebaut.

Aus den Anhängen 18 und 20 läßt sich entnehmen, wie die Hauptbiotoptypen der aktuellen Kartierung um 1780 bzw. 1890 genutzt wurden. Dieses wird später bei der Darstellung der einzelnen Biotoptypen teilweise andiskutiert. Anhang 19 dokumentiert, wie die Flächen der Nutzungstypen um 1890 aktuell genutzt werden. Vom grundsätzlichen Trend her entsprechen die Verteilungen den oben für den Vergleich 1780 und 1994 dargestellten. Die nach 1890 umgewandelten Weid- und Reutfelder wurden allerdings in stärkerem Umfang zu Grünland oder mit Nadelholz aufgeforstet, der Anteil der Flächen, die heute Laubwälder tragen ist vergleichsweise niedrig. Vom Ausgangspunkt 1890 betrachtet, blieben sogar 70 % der Wiesen in Tallage im Mittelgebirge erhalten, 4 % der damaligen Substanz wurden noch zu Äckern, 7 % zu Laub-, 5 % zu Nadelwald und 8 % wurden bebaut.

In Abb. 5 sind einige anthropogene Einflüsse auf die Standorte des Untersuchungsgebietes zusammengefaßt. Die Deponien und Verfüllungen kennzeichnen vor allem durch Geländeaufhöhungen verursachte Veränderungen des Wasserhaushaltes von Standorten, die einen großen Teil der Bachauen im landwirtschaftlich genutzten Bereich einschließlich der Bäche, Röhrichte und Feuchtwiesen betreffen. Teilweise gehen von diesen Standorten auch Altlastenrisiken aus. Zuzüglich ist der gesamte westliche Bereich der Gemarkung Gundelfingen von schon seit langem andauernden Grundwasserabsenkungen betroffen. Weitere Beeinträchtigungen des Landschaftswasserhaushaltes ergeben sich durch die öffentlichen und privaten Quelfassungen, eingetragen in der Karte sind die aufgegebenen, in Betrieb befindlichen und geplanten, inzwischen auch schon gebauten Fassungsgebiete und Schutzgebiete der öffentlichen Wasserversorgung (LANDRATSAMT BREISGAU-HOCHSCHWARZWALD 1979, GEMEINDE GUNDELFINGEN 1987). Das größte unbeeinträchtigte Quellgebiet im Südosten des Untersuchungsgebietes wurde inzwischen ohne Einholung eines ökologischen Gutachtens mit 5 Brunnenstuben und 12 von 24 Quellen gefaßt. In den anderen Wasserschutzgebieten sind zwischen 90 und 100 % der Quellen für die öffentliche Wasserversorgung gefaßt, auch für das neu erschlossene Gebiet wird eine höhere Ausbeutung diskutiert. Neben der unmittelbaren Auswirkung auf den Quellbereich beeinflusst die Quelfassung das gesamte Abflußregime der Unterläufe und der angrenzenden Feucht- und Naßstandorte.

Der Siedlungs- und Verkehrsbereich trägt nicht nur durch seine Flächenbeanspruchung, sondern darüber hinaus in vielfältiger Weise zu einer Belastung der Landschaft bei (Emissionen, optische und akustische Verschmutzung, Gewässerbelastung, Bodenbelastung). Die landwirtschaftlichen Flächen mit Ausnahme der hervorgehobenen extensiven Grünlandbereiche führen ebenfalls zu einer stofflichen Belastung der Landschaft und über Entwässerung und Düngung zu einer Egalisierung der Standorte. Die fünffache Steigerung des bundesrepublikanischen Inlandabsatzes von Stickstoff sowie mehr als die Verdopplung des Absatzes anderer düngender Stoffe zwischen Mitte der 50er und Mitte der 80er Jahre (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1985) ist auch am Untersuchungsgebiet nicht spurlos vorübergegangen, Ähnliches gilt für die Verdreifachung des Absatzes von Pflanzenbehandlungsmitteln in der Bundesrepublik zwischen 1970 und 1986 (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1985). Der Düngeraufwand je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche in der Bundesrepublik gehört zu den weltweit höchsten und ist mit 109 kg Stickstoff fünfmal so hoch wie in

den Vereinigten Staaten und zehnmal so hoch wie in Kanada (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1985). Somit verbleiben als Räume mit geringen mechanischen Veränderungen der Standorte und mit geringen direkten stofflichen Belastungen aus der Nutzung nur die Waldflächen und das extensiv genutzte Grünland.

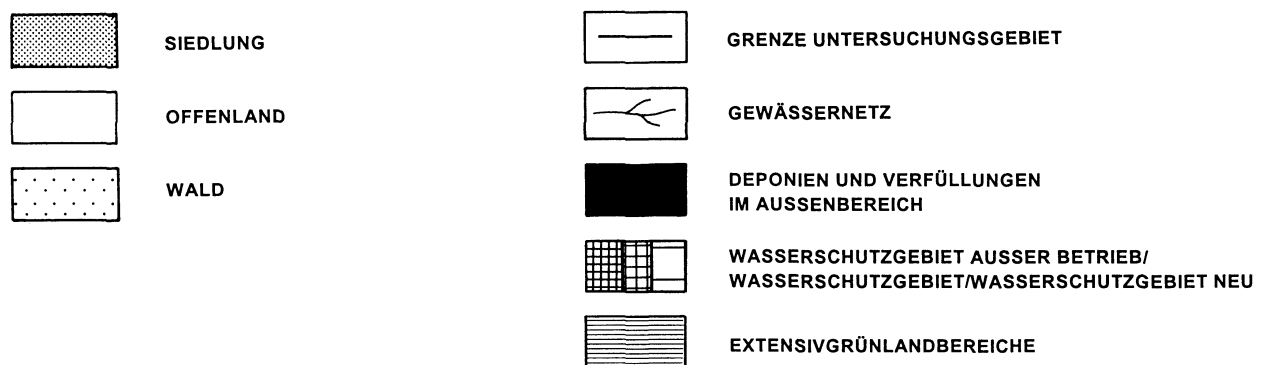
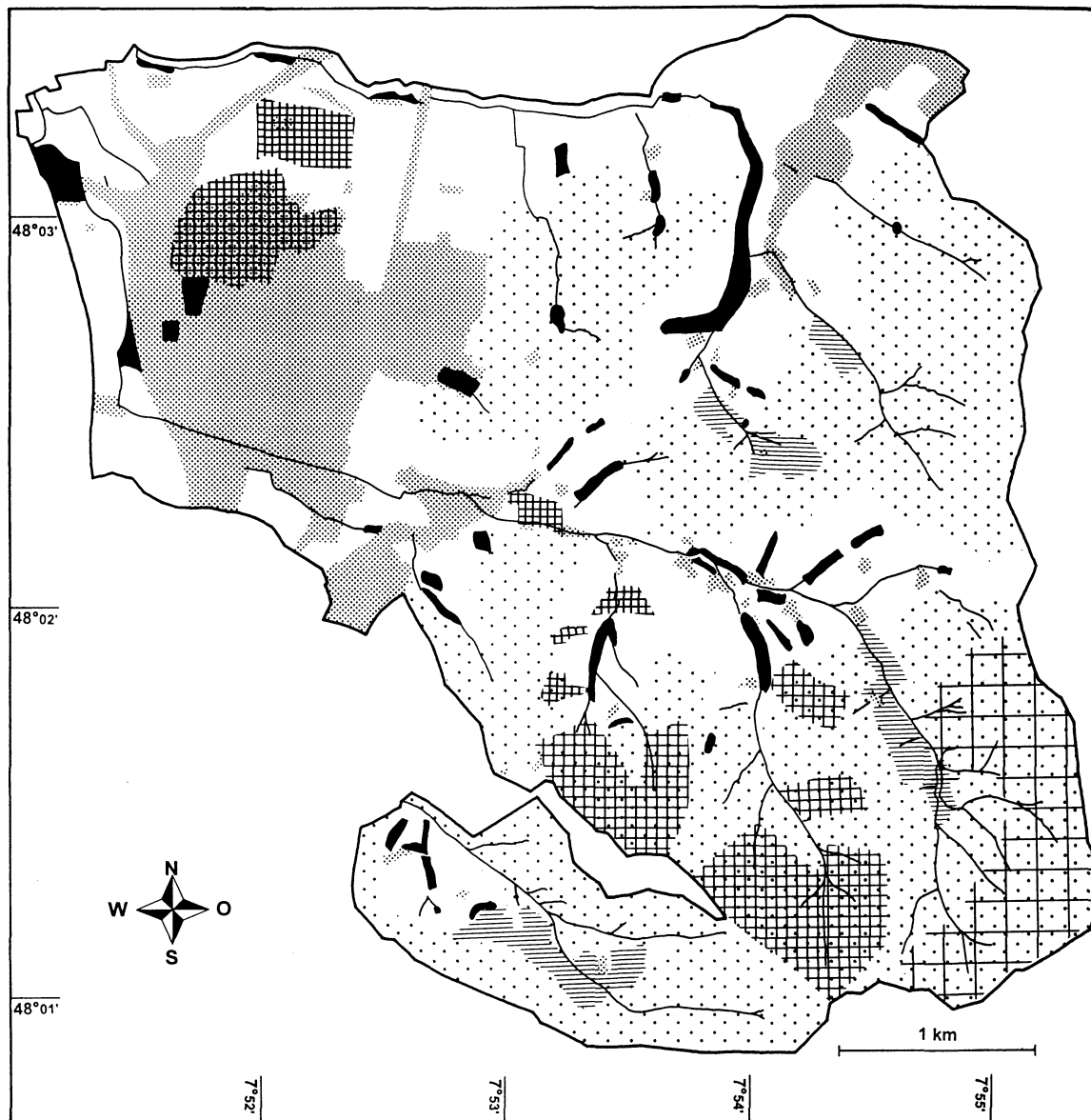


Abb. 5: Deponien, Auffüllungen, Wasserschutzgebiete und extensiv genutztes Grünland im Untersuchungsgebiet

Die aufgegebenen Fassungsstandorte der öffentlichen Wasserversorgung im Untersuchungsgebiet sprechen im Hinblick auf die stoffliche Belastung der Standorte eine deutliche Sprache. Die Wasserversorgung zieht sich in immer höherem Maße aus den landwirtschaftlichen Flächen und den niederen Lagen zurück. Neu ist ein aktiver Stoffeintrag für die Waldbereich in Form der Kalkung, die Ende der 80er und Anfang der 90er Jahre fast im gesamten Gebiet vorgenommen wurde. Dabei blieben weder Gewässer noch besonders nährstoffarme Standorte ausgespart, deren Moos- und Flechtenflora in der Folge der Kalkung auch flächig abstarb. Gegen die großflächige Kalkung des Waldes als einziger großflächiger Landnutzung ohne bisherige aktive Stoffeinträge hat sich der RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1983) ausgesprochen.

Stoffliche Belastungen des Waldes und der Extensivgrünlandflächen gehen auch von Immissionen aus. So rechnet man für die Bundesrepublik Deutschland vor dem Beginn der Industrialisierung mit einem jährlichen Stickstoffeintrag von 6 kg je Hektar, heute mit 24 kg. In Baden-Württemberg lagen die Stickstoffeinträge 1984 bis 1989 zwischen 10 - 15 kg je Hektar im Freiland und 15 bis 25 kg im Laubwald (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ 1993). Die Critical Loads für Säuren von Waldstandorten werden im Schwarzwald überschritten (BREUNIG 1995). Für die Naturräume, an denen das Untersuchungsgebiet Anteil hat, werden Risiken für das Ökosystem aufgrund der Stoffakkumulation in der Baumschicht (Schwermetall- und Nährstoffgehalte) für gering gehalten, die Flechtenkartierung 1990/91 wies auf einen geringen bis mäßigen Immissionseinfluß hin (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ 1993). Die Gewässerversauerung ist im Mittleren Schwarzwald noch nicht so weit fortgeschritten wie in anderen Schwarzwaldteilen, nur 12 % der Bäche werden als sehr stark sauer eingestuft, 81 % als nicht sauer (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ 1993), die Quelleinzugsgebiete weisen jedoch häufig Versauerungserscheinungen auf (BREUNIG 1995).

3.2.2 Ergänzendes Untersuchungsgebiet Yach

Abb. 6 zeigt die Verteilung von Biotoptypenkomplexen sowie die Lage der Untersuchungsflächen im Untersuchungsgebiet Yach. Hier wurden zu Vergleichszwecken fünf der Untersuchungsflächen zur Vogelfauna sowie zwei Waldrand-Untersuchungsflächen in einen der letzten Reut-Weidfeld-Niederwald-Sukzessionskomplexe des Mittleren Schwarzwaldes gelegt.

Die Untersuchungsflächen liegen in Höhen zwischen 600 und 800 m ü. NN und sind der montanen Stufe zuzurechnen. Die für das Untersuchungsgebiet Yach angeführte Station Elztal (360 m ü. NN) erreichte im Vergleich zu Freiburg in den genannten Jahren im Mittel 80% der Jahresdurchschnittstemperatur sowie 150% des Jahresniederschlages, das Klima ist also deutlich kühler und feuchter (Anhang 1). Die Geologie des Gebietes wird durch Paragneise (SCHNARRENBARGER 1985) bestimmt, aus denen sich Parabraunerden und Braunerden sowie Mischtypen entwickelt haben (HÄDRICH et al. 1988).

Hinsichtlich Erbrecht und historischer Bewirtschaftung gelten die vorstehenden Ausführungen für den Schwarzwald entsprechend.

In der Karte sind auch die einzelnen Untersuchungsflächen wiedergegeben: Kreise stehen dabei für die Probekreisflächen zur Erfassung der Vogelfauna, die mit Pfeilen bezeichneten beiden Waldrandabschnitte für die Untersuchungsflächen der Vegetation und einer Reihe wirbelloser Tiergruppen.

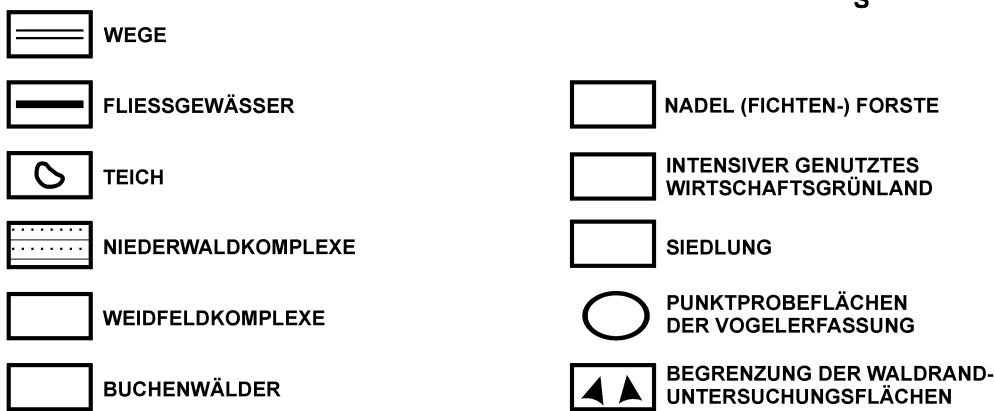
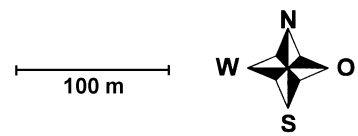
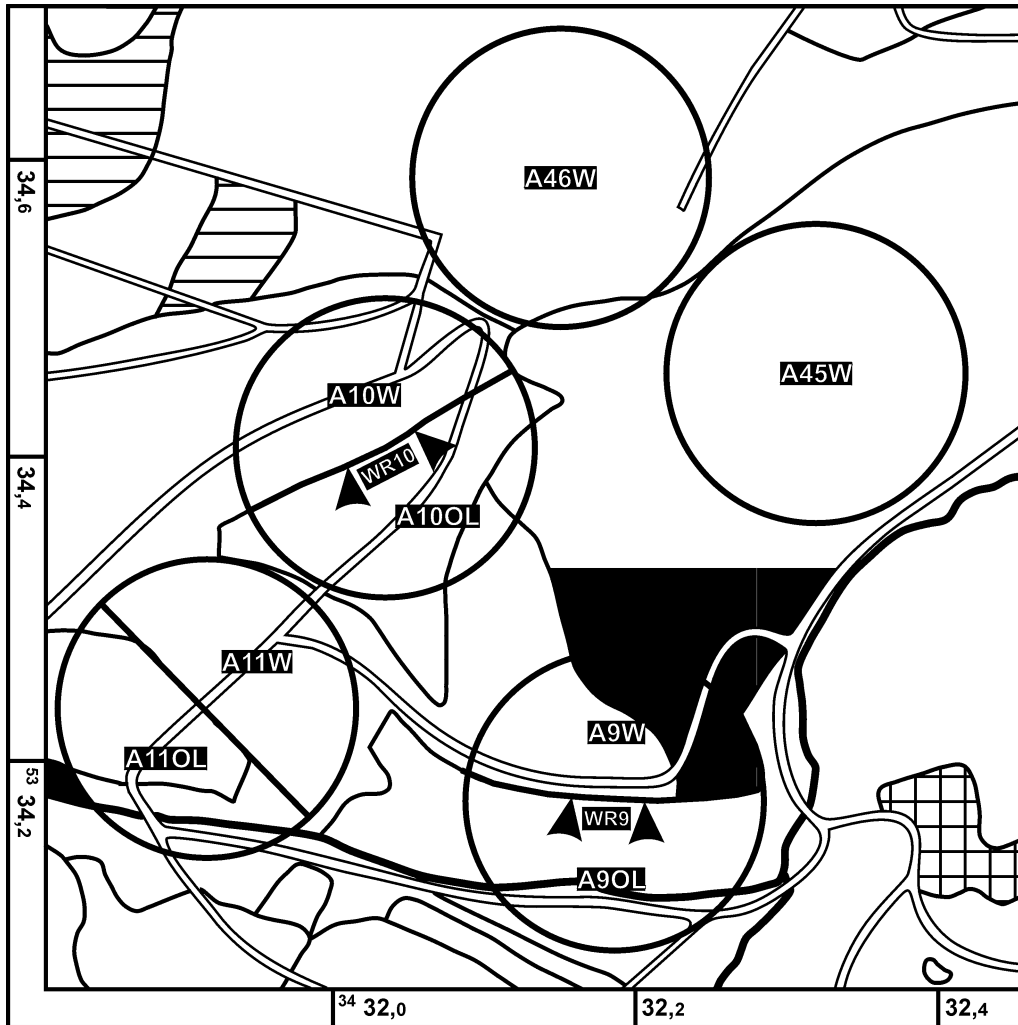


Abb. 6: Biotoptypenkomplexe und Lage der Untersuchungsflächen im Untersuchungsgebiet Yach

3.3 Flächendeckende Biotopkartierung

Die flächendeckende Kartierung der Biotoptypen und Charakterisierung der einzelnen Bestände erfolgte nach der bundesweiten Biotoptypengliederung der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen (RIECKEN et al. 1994) und dieser vorausgehenden Arbeiten (RIECKEN et al. 1993). Diese Gliederung wurde für den Kartierschlüssel an die lokalen Verhältnisse angepasst, fügt sich aber

ohne Probleme hierarchisch in den bundesweiten Schlüssel ein. Die teilweise umfangreichen Modifikationen wurden im Kartierschlüssel (Anhang 3) kursiv gehalten. Der Biotoptypengliederung wurde ein allgemeiner Teil zur Verwaltungszugehörigkeit, zum Naturraum, zu standörtlichen Parametern und zur Nutzung vorangestellt. Die Biotoptypen wurden teilweise feiner untergliedert. Für den Siedlungsbereich wurde nicht die Typengliederung von SSYMANK et al. (1994), sondern die Biotop(komplex)gliederung aus der ebenfalls bundesweiten Empfehlung zur Durchführung von Stadtbiotopkartierungen (ARBEITSGRUPPE METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH 1993) übernommen. Im Verzeichnis zusätzlicher Differenzierungskriterien (SSYMANK et al. 1993) blieben die standörtlichen Kriterien wenig verändert. Bei der Vegetation wurde eine Gliederung eingearbeitet, die eine genauere Ansprache und feinere Differenzierung bei einem Teil der Biotoptypen erleichtern soll und auf die örtlichen Verhältnisse abgestellt ist. Die Differenzierungskriterien zu den Beeinträchtigungen und Nutzungsvarianten wurden ebenfalls stark überarbeitet, viele Merkmale sind quantifizierbar. Insgesamt sollen die zusätzlich in den Schlüssel eingebrachten Merkmale zu einer besseren Abbildung der Biotoptypen im Hinblick auf für den Arten- und Biotopschutz relevante Aspekte führen und entsprechende Auswertungen zu deren Zustand und Nutzung erlauben. Alle Merkmale des Schlüssels sind kodiert.

Die Kartierung selbst erfolgte auf der Basis von schwarz-weißen Orthophotos des Maßstabes 1:5.000 und der gleichmaßstäbigen Deutschen Grundkarte, die für große Gebietsteile jedoch stark veraltet ist. Jede Befundeinheit wurde in Orthophoto und/oder Karte abgegrenzt und wird über eine dreistellige Nummer verschlüsselt, von denen die erste die Kartenummer nach dem Blattschnitt der Kartierung, die zweite die Gemarkung und die dritte dann die einzelne Fläche in dem durch Karte und Gemarkung differenzierten Bereich bezeichnet. Für jede Befundeinheit wurden die entsprechenden Merkmale kodiert in eine Datenmaske eingegeben und in einer Datenbank abgelegt, aus der später die Auswertungen erfolgten. Die Karten der Deutschen Grundkarte 1:5.000 mit den eingetragenen Abgrenzungen der Befundeinheiten und ihren Identifikations-Schlüsselnummern bilden zusammen mit dieser Datenbank das Biotoptypenkataster oder -inventar des Untersuchungsgebietes. Der Kartierschlüssel ist in Anhang 3, die Datenbankmaske und der Blattschnitt der Karten in Anhang 4, die Karten des Biotoptypenkatasters in Anhang 5, ein Ausdruck der Datenbank in Anhang 6 und der Ausdruck einer speziell auf Waldränder abhebenden Datenbank in Anhang 7 wiedergegeben. In den Anhängen 8 bis 62 sind Auswertungen dieser Datenbanken zusammengefaßt. Sehr kleinräumig miteinander verzahnte Biotopkomplexe konnten im Kartiermaßstab nicht immer aufgelöst werden. Aus diesem Grunde wurden Haupt- und Nebenbiotoptypen unterschieden. Der Hauptbiotoptyp einer Einheit ist jeweils der erstgenannte im entsprechenden Datenfeld. In der Auswertung wurden differenzierte Auswertungen nach Haupt- und Nebenbiotoptypen vorgenommen, die Nebenbiotoptypen weisen aber keine eigenen Flächen- oder Längenzuweisungen auf, da diese nur einmal je Befundeinheit abgelegt wurden. Alle Flächen- und Längenberechnungen wurden mit einem digitalen Planimeter durchgeführt. Für Waldmantel- und -saumbereiche wurden aufgrund ihrer allgemein sehr geringen Breite keine Flächen- sondern nur Längenberechnungen vorgenommen. Die Kartierung unterscheidet 3.470 flächige Befundeinheiten zuzüglich 230 Waldrandabschnitte.

Anhang 8 gibt die Flächen der unterschiedenen Hauptbiotoptypen nach Gemarkungen und für das Gesamtgebiet an, Anhang 9 die entsprechenden Flächenanteile.

In Anhang 10 werden die Längen ausgewählter linearer Hauptbiotoptypen dargestellt. Anhang 11

gibt die Anzahl der Kartiereinheiten, die durchschnittlichen Flächen und die mittleren Längen ausgewählter Biotopen an. Die durchschnittliche Größe der kartierten Einheiten liegt bei ca. 0,5 Hektar und schwankt zwischen Werten unter 0,05 bei Quellen bis fast 1,5 Hektar bei Laubwäldern. Die durchschnittliche Länge kartierter Abschnitte liegt bei Fließgewässern bei 274 Meter, bei Waldrändern aus der Sonderdatenbank (Anhang 55) beträgt diese 147 Meter. Die Kartierung grenzt somit relativ feine räumliche Einheiten ab, die der Differenzierung der Nutzung im Gebiet entsprechen.

Anhang 12 gibt die Flächen der Hauptbiotoptypen nach Geologischen Substraten des Gebietes wieder, die zusätzlich auch noch zu drei Standortgruppen zusammengefaßt wurden. Anhang 13 stellt die Flächenanteile der Hauptbiotoptypen an den Standortgruppen, Anhang 14 die Flächenanteile der Standortgruppen an den Hauptbiotoptypen dar. Die Anhänge 15 bis 22 dokumentieren die verschnittene Flächenverteilungen von historischen Nutzungstypen und den Biotoptypen der aktuellen Kartierung mit jeweils unterschiedlichen Bezugsjahrgängen und wurden bei der Diskussion des Landschaftswandels bereits herangezogen. Die skizzierten verschiedenen Aspekte werden bei der Darstellung der einzelnen zu Biotoptypengruppen zusammengefaßten Biotoptypen behandelt.

Für die Analyse der standörtlichen Präferenzen bestimmter Nutzungen wurden die geologischen Substrate Aueton, Löß-Auelehm, junge Anschwemmungen zur Gruppe "Historische Auenstandorte" zusammengefaßt, die Substrate Löß und Lößlehm, Gneishangschutt mit viel Lößlehm sowie die stark vergrusteten Para- und Orthogneise zur Gruppe "Bessere Standorte" und Orthogneis, Paragneis, Ganggranit und Amphibolit zur Gruppe "Schwächere Standorte".

Die heutigen Hauptbiotoptypen verteilen sich auf die "Historischen Auenstandorte" wie folgt (Anhang 14): Mit Abstand dominierende Nutzung ist der besiedelte und Verkehrsbereich mit 41 % der Fläche. Ihm folgen frisches Grünland mit 32 % (einschließlich Streuobst) sowie Äcker mit 13 %. Die Bewaldung ist mit 3 % sehr niedrig. Für die historischen Standorte typische Biotoptypen wie Quellen, Fließgewässer, Feucht- und Naßgrünland, Großseggenriede sowie feuchte bis nasse Gehölzbestände und Wälder belaufen sich nur noch auf ca. 9 % der Fläche, wobei 6 % alleine schon auf die Gewässer und ihre Uferstreifen entfallen. Allerdings werden ca. 5 % der Gesamtfläche noch durch extensiv bewirtschaftetes Grünland frischer Standorte eingenommen.

Auch bei der Gruppe der "Besseren Standorte" ist Siedlung und Verkehr mit 26 % noch die dominante Flächennutzung, gefolgt von Äckern mit 18 % und dem Grünland mit 28 %. Der Waldanteil liegt bei 22 %. Typisch ist der niedrige Anteil extensiver Nutzungsformen und die Armut an Gewässern. Der Anteil extensiven Grünlandes an der Gesamtfläche dieser Gruppe beträgt nur 1,5 %, der Anteil an Gewässern liegt bei unter 0,5 %.

Fast 80 % der Fläche nehmen bei der Gruppe der "Schwächeren Standorte" die Wälder ein, über die Hälfte davon sind Nadelforste. An zweiter Stelle folgt das Grünland mit 14 % und die Siedlungen mit 4 %. Äcker auf armen Standorten machen nur noch 0,3 % der Fläche dieser Standortgruppe aus und gehören zu den am stärksten rückläufigen Biotoptypen überhaupt. Der Anteil der Gewässer beträgt hier ca. 0,5 % der Fläche, extensiv genutztes Grünland erreicht 4 % und hat hier seinen räumlichen Schwerpunkt, da die Fläche der gesamten Standortgruppe fast dreimal so hoch ist wie die der "Historischen Auenstandorte".

Aus der Sicht des Arten- und Biotopschutzes bedeutende Biotoptypen verteilen sich relativ ungleich auf die Standortgruppen: Auf die Gruppe der "Historischen Auenstandorte", die 16 % der Gesamtfläche einnimmt, entfallen 85 % der Fließgewässer, 30 % des extensiven Grünlandes

frischer Standorte und 60 % des Feucht- und Naßgrünlandes, 100 % der Großseggenriede und 37 % der Auenwälder. In der Gruppe "Besserer Standorte", die sich auf 43 % der Gesamtfläche erstreckt, sind die Sand-, Lehm- und Lößwände mit 100 % und vor allem Streuobstbestände mit 94 % ihrer Fläche überrepräsentiert. "Schwächere Standorte" erreichen den gleichen Flächenumfang der "Besseren Standorte" und sind der standörtliche Verbreitungsschwerpunkt der Quellen (80 %), des extensiv genutzten frischen Grünlands (62 %), der schmalen Auenwälder im Gneis (67 %) sowie der collin-submontanen (63 %) und montanen Buchenwälder (100 %).

Tabelle 28 gibt eine Übersicht über die Anzahl unterschiedener Hauptbiotoptypen für die vier Gemarkungen und das gesamte Untersuchungsgebiet. Demnach wurden 122 Hauptbiotoptypen in der Kartierung unterschieden.

Tab. 28: Übersicht über die Gemarkungen und das Gesamtgebiet nach Anzahl, Diversität, Evenness und Ähnlichkeit der Hauptbiotoptypen sowie nach den Flächenanteilen gesetzlich pauschal geschützter, in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie geführter und gefährdeter Biotoptypen

Gemarkung	Gundelfingen	Reutebachtal	Wildtal	Heuweiler	Gesamt
Anzahl unterschiedener Hauptbiotoptypen	74	46	83	81	122
Diversität bezogen auf Hauptbiotoptypen	3,18	2,81	3,06	3,37	3,60
Evenness bezogen auf Hauptbiotoptypen	0,74	0,73	0,69	0,77	0,75
Ähnlichkeit nach Hauptbiotoptypen					
Obere Werte der Dreiecksmatrix: Berechnung wie Artenidentität (Soerensen-Index)					
Untere Werte der Dreiecksmatrix: Berechnung wie Dominantenidentität (Renkonen-Index)					
Gundelfingen	100	45	61	65	76
Reutebachtal	18	100	58	56	54
Wildtal	20	68	100	78	81
Heuweiler	33	46	62	100	80
Gesamt	50	58	68	71	100
Flächenanteile ausgewählter Biotoptypen (in % der Gemarkungsfläche)					
Nach § 24a Landesnaturschutz- bzw. § 30a Landeswaldgesetz geschützte Biotoptypen					
Gefährdete Biotoptypen	3	2	3	4	3
wie vorstehend aber unter Ausschluß bestimmter Biotoptypen (Erläuterung im Text)					
	8	22	12	13	12
wie vorstehend aber unter Ausschluß weiterer Biotoptypen (Erläuterung im Text)					
	5	22	11	11	10
In Anhang I der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie aufgeführte Biotoptypen					
	15	32	18	25	20
wie vorstehend aber unter Ausschluß bestimmter Biotoptypen (Erläuterung im Text)					
	4	21	10	11	9

Das Reutebachtal weist mit 46 Typen die niedrigste Anzahl auf, die übrigen Gemarkungen bewegen sich zwischen Werten von 74 bis 83. Eine hohe Anzahl an Biotoptypen ist nicht gleichbedeutend mit höherer Bedeutung einer Gemarkung für den Naturschutz, da diese auf stark genutzte oder gestörte Biotoptypen zurückgehen kann. Dieses gilt auch für die nachfolgenden Parameter. In Analogie zur Artendiversität wurde die Biotoptypendiversität der Gemarkungen und die zugehörige Evenness berechnet. Die Ergebnisse für die Biotoptypendiversität der Gemarkungen entsprechen der Verteilung der Anzahl an Biotoptypen. Der niedrigere Evenness-Wert in Wildtal drückt eine im Vergleich zu den anderen Gemarkungen stärkere Ungleichverteilung der Flächen auf die unterschiedenen Biotoptypen aus.

In Analogie zu den Berechnungen der Arten- und Dominantenidentität (Sørensen- und Renkonen-Index) wurden für die Gemarkungen auch Ähnlichkeiten nach dem Vorkommen und nach den Flächenanteilen der Biotoptypen berechnet und in Tabelle 28 als sich ergänzende Dreiecksmatrices dargestellt. Werden die Gemarkungen und das Gesamtgebiet nach

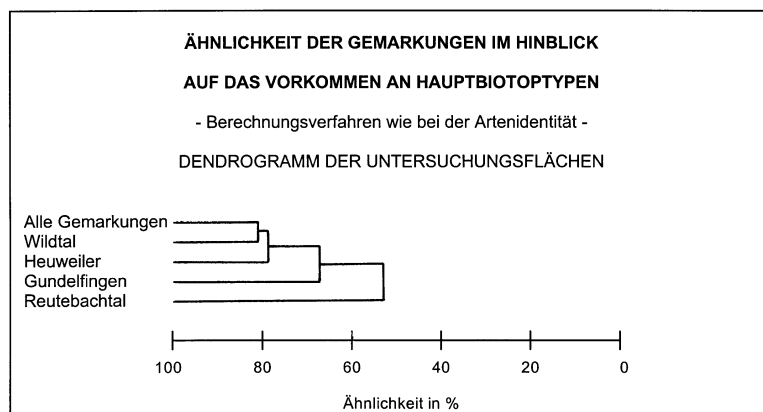


Abb. 7: Ähnlichkeit der Gemarkungen nach dem Vorkommen von Hauptbiotoptypen

den Ähnlichkeiten im Vorkommen der Hauptbiotoptypen geclustert, ergibt sich das Dendrogramm in Abb. 7. Die Ähnlichkeitswerte liegen etwa zwischen 50 und 80 %. Die Gemarkungen Wildtal und Heuweiler ähneln dem gesamten Untersuchungsgebiet am stärksten, am unterschiedlichsten ist die Gemarkung Reutebachtal, der viele Biotoptypen der anderen Gemarkungen fehlen.

Werden auch die Flächenanteile der Biotoptypen bei der Ähnlichkeitsberechnung berücksichtigt, ergibt sich die in Abb. 8 gezeigte Gruppierung. Die Spannweite der Ähnlichkeitswerte reicht von 30 bis 70 %. Die Gemarkung Heuweiler entspricht am stärksten den Verhältnissen im Gesamtgebiet, die beiden anderen Schwarzwaldgemarkungen bilden auf gleichem Ähnlichkeitsniveau

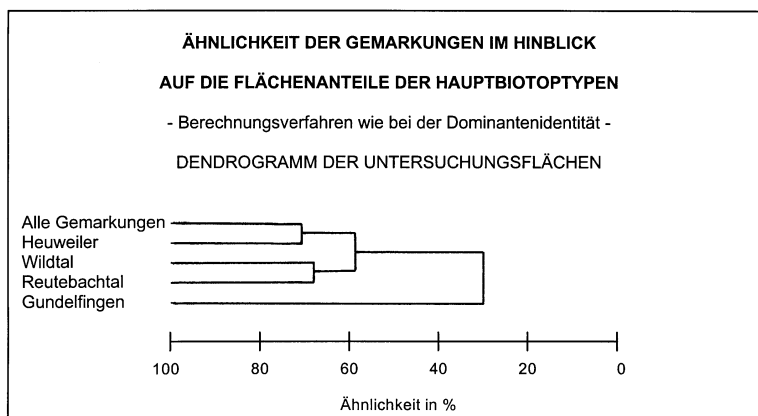


Abb. 8: Ähnlichkeit der Gemarkungen nach den Flächenanteilen von Hauptbiotoptypen

eine eigene Gruppe, die sich mit den beiden vorher genannten vereinigt. Die am stärksten abweichende Gemarkung ist aufgrund ihrer hohen Siedlungs- und Verkehrsflächenanteile die Gemarkung Gundelfingen. Mittels des dargestellten Verfahrens ließe sich auch für größere Raumeinheiten und andere Befundeinheiten objektiv die Repräsentanz eines Gebietes im Hinblick auf das vertretene Biotoptypen- und Nutzungsspektrum einschließlich ihrer räumlichen Anteile abbilden. Für die Gemarkungen und das Untersuchungsgebiet wurde auf Grundlage der flächendeckenden Biotoptypenkartierung auch der Anteil gesetzlich pauschal geschützter, gefährdeter und in Anhang I der FFH-Richtlinie genannter Biotoptypen berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 28 dargestellt. Bei relativ niedriger Biotoptypenzahl erreicht die Gemarkung Reutebachtal mit Ausnahme der gesetzlich pauschal geschützten Biotope immer die höchsten Flächenanteile, die Gemarkung Gundelfingen bei gleich hohen Biotoptypenzahlen wie in Wildtal und Heuweiler immer die niedrigsten. Hohe Biotoptypenzahlen und hohe Biotoptypendiversität müssen also nicht mit den verschiedenen dargestellten Gebietsqualitäten für den Arten- und Biotopschutz in Zusammenhang stehen.

3.3.1 Quellen

Die Ergebnisse der Biotopkartierung für diese Biotoptypen sind in den Anhängen 23 und 24 dargestellt.

Anzahl: 120 (109 Haupt-, 11 Nebenbiotoptyp)

Fläche: 1,3 ha (Hauptbiotoptyp)

Mittlere Fläche: 0,01 ha (Hauptbiotoptyp)

Flächenanteil im Untersuchungsgebiet: 0,07 % (Hauptbiotoptyp)

Biotoptypen:

- Kalkarme Sicker- und Sumpfquelle (78 %)
- Künstlich gefaßte kalkarme Quelle (22 %)

Zentrale Probleme:

- Beseitigung, Verfüllung
- Künstliche Fassung

- Nutzung zur Wasserversorgung
- Drainage
- Gewässerverschmutzung
- Beeinträchtigung der zumeist in landwirtschaftlichen Nutzflächen liegenden, besonnten Bestände im Hinblick auf deren Bedeutung für wärme- und lichtbedürftige Arten

Beeinträchtigungen:

- In 10 % der bestehenden Quellen wurde Bauschutt oder Erdaushub eingebracht.
- 22 % der Quellen sind gefaßt.
- 40 % der Quellen werden für die öffentliche und private Wasserversorgung genutzt, hierzu ist häufig nicht eine vollständige Fassung, sondern nur die Drainage des Quellbereichs erfolgt.
- 9 % der Quellen werden künstlich entwässert. Davon sind die in landwirtschaftlichen Nutzflächen liegenden besonnten Bestände besonders betroffen.
- 23 % der Quellen liegen in Einzugsgebieten, in denen eine stärkere Düngung erfolgt. Hiervon sind die in landwirtschaftlichen Nutzflächen gelegenen besonnten Bestände ebenfalls besonders betroffen.
- Fast 70 % der Quellen liegen im Wald unter starker Beschattung. Nur 11 % der Quellen liegen im Grünland und sind besonnt. Von diesen werden fast die Hälfte stark beweidet. Nur insgesamt 3 % der Quellen weist dabei noch niedrigwüchsige, schütterere Vegetation nährstoffarmer Standorte auf.

Beeinträchtigte Quellen weisen eher niedrigere Höhenlagen, bessere Standorte und eine historisch wie aktuelle Lage außerhalb des Waldbereiches auf und haben zu einem höheren Anteil belastete Einzugsgebiete.

Anhang 24 verdeutlicht, daß bei Abfrage verschiedener Kriterien wenig beeinträchtigte Quellen mit stärkerer Beschattung nur noch 7 % und gering beeinträchtigte mit Besonnung nur noch ca. 2 % des Bestandes ausmachen.

3.3.2 Fließgewässer

Die Ergebnisse der Biotopkartierung für diese Biotoptypen sind in den Anhängen 25 und 28 dargestellt.

Tabelle 29 gibt einen Überblick über die ehemaligen und aktuellen den Fließgewässern zuzuordnenden Einheiten sowie deren Längen und Längenanteile. Über 30 % der Fließgewässerstrecke sind demnach

Tab. 29: Fließgewässer: Übersicht

	Länge	
	(m)	(%)
Fließgewässer (Schob-, Tauben-, Altbachsystem)	38031	62,6
Überbrückte Gewässerabschnitte (ohne wegeunterführende Dolen)	675	1,1
Gräben als Nebenbiotoptyp	1177	1,9
Freiburger Moosbach (Karte 1, Gemarkung 1, Nr. 6)	255	0,4
Verdoltte Gewässer (ohne Wegedurchlässe)	9645	15,9
Aufgefüllte, verdoltte oder trockengefallene Gräben	10962	18,0

verlorengegangen. Der an der Gemarkungsgrenze liegende Freiburger Moosbach ist in die weiteren Betrachtungen nicht einbezogen. Alle anderen Gewässer liegen mit ihrem gesamten Einzugsgebiet im Untersuchungsraum.

Überbrückte Gewässerabschnitte und Gräben nehmen als technisch geprägte Fließgewässer 1,6 Hektar und 0,08 % der Gesamtfläche ein. Auf überbrückte Bachabschnitte (Anhang 25) entfällt eine Gesamtlänge von 675 Meter mit Schwankungsbreiten von 5 bis 125 Meter ein. 55 % der Bäche sind im Bereich der Überbrückung im Sohlbereich hartverbaut. Als Nebenbiotoptyp kartierte Gräben (Anhang 26) erstrecken sich über eine Länge von 1.177 Meter mit einer Längenvariation der

einzelnen Abschnitte von 22 bis 332 Meter. Die Bestände liegen in feuchtem Grünland oder feuchten, teils neophytenreichen Staudensäumen und weisen zu 70 % einschließlich der Staudenfluren Breiten zwischen 1 und 5 Meter auf. 50 % der Strecke sind Entwässerungsgräben im Feuchtgrünland, an 19 % der Strecke werden Pflanzenabfälle am Gewässer abgelagert und 17 % sind durch Viehtritt verdichtet.

Die Gewässersysteme des Schob-, Tauben- und Altbaches bilden den Großteil der rezenten Gewässer des Untersuchungsgebietes, die Ergebnisse zu ihnen finden sich in den Anhängen 28 und 29.

Anzahl der Abschnitte: 89

Länge: 38 km

Fläche: 18,1 ha (incl. Röhrichte, Uferstaudenfluren und Ufergehölzstreifen)

Mittlere Länge: 427 m

Flächenanteil im Untersuchungsgebiet: 0,9 %

Biotoptypen:

- Quellbereich und Bachoberlauf (Kalkarmes Krenal und Epirhithral) (49 %)
- Bach (Kalkarmes Epi- und Metarhithral) (32 %)
- Ehemaliger Mühlgraben (1%)
- Wiesenwässerungsgraben (2 %)
- Umgelegter Bachlauf/Graben (Kalkarmes Epi- und Metarhithral) (16 %)

Zentrale Probleme:

- Beseitigung, Verrohrung, Auffüllung
- Gewässerverschmutzung
- Störung des Wasserhaushaltes
- Gewässerausbau und -unterhaltung
- Unterbinden der gewässertypischen Morphodynamik
- Intensive randliche Nutzung
- Unterbinden der Entstehung und Beseitigung von Sonderstandorten wie Steilwänden und Kies- und Sandbänken
- Gehölzbepflanzung oder Sukzession an seit langem gehölzarmen Wiesenbächen und -gräben im Hinblick auf deren Bedeutung für licht- und wärmebedürftige Arten.

Beeinträchtigungen:

- Das Ausmaß der Verfüllungen entlang der Gewässer hat Abb. 5 schon verdeutlicht. Über 30 % der ehemals bestehenden Fließgewässerstrecke sind bis heute verloren gegangen, wobei die Verluste zu 50 % durch das Verdolen von Bächen und zu 50 % durch die Aufgabe der Wiesenwässerung und den Verfall der zugehörigen Gräben bedingt sind.
- 50 % der Gewässerstrecke liegt in Einzugsgebieten mit stärkerer Düngung, 44 % davon weisen zusätzlich Abwasseranfall auf.
- 50 % der Gewässer fallen bezogen auf ihr Jahresmittel in die Gewässergütestufe II oder tiefer, die für anspruchsvolle Arten nicht ausreicht.
- Bei den aus biologischer Sicht relevanteren Minima der Gewässergüte fallen 62 % in die Güteklasse II, 14 % in II-III, 15 % in III und 9 % in III-IV.
- 65 % der Gewässer sind durch Quelfassungen im Oberlauf in ihrem Wasserhaushalt gestört.
- 14 % der Gewässer haben aufgrund von Quelfassungen oder Rückhaltebecken eine nur

temporäre Wasserführung.

- 16 % der Lauflänge sind umgelegt.
- Ca. 8 % der Gewässer sind an Böschung und Sohle stark verbaut.
- 20 % der Gewässer weisen ca. 1 mechanische Barriere auf 100 m Lauflänge auf.
- 1/4 der Uferböschungen ist durch Erdbewegung morphologisch verändert.
- Auf 15 % der Strecke werden die Ufer gemäht, bei 10 % der Gewässer wird die Sohle geräumt, bei 16 % der Strecke werden die Grabenkanten abgestochen und 10,5 % unterliegen einer Regelprofilherstellung mittels Bagger.
- 3 % der bestehenden Gewässerstrecken grenzen an Deponien oder werden mit Erdaushub und Pflanzenabfällen angefüllt.
- Nur auf 3 % der Strecke sind stellenweise zeitweilig trockenfallende Kies-, Sand- und Schlamm­bänke erhalten.
- Nur auf 3 % der Strecke kommen partiell offene Lehm- und Lößwände vor.
- Nur auf 1 % der Strecke ist stärkeres Totholz an der Morphodynamik der Gewässer beteiligt.
- 70 % jeweils 20 m breiter Uferstreifen werden durch Siedlung, Verkehr, Ackerbau, Intensivgrünland, Deponien oder junge nadelbaumreiche Waldbestände genutzt.
- Fast alle Röhrichte und Uferstaudenfluren sind auf Breiten unter 1 m beschränkt.
- Fast alle Ufergehölzstreifen haben Breiten von insgesamt unter 10 Meter.
- 26 % der Uferlänge weist in der Vegetation einen hohen Neophytenanteil auf.
- 43 % der Uferlänge weist in der Vegetation einen hohen Nitrophytenanteil aus.
- Feuchtgrünland, Großseggenbestände, Bachröhrichte und Uferstaudenfluren machen nur 2 % der Fläche dieser Uferstreifen aus.
- Die Ufer sind nur an 9 % ihrer Uferlänge stark besonnt, auf über 85 % jedoch stark beschattet. Die besonnten Bereiche unterliegen im Vergleich zum Gesamtbestand einer erheblich höheren Beeinträchtigung durch Gewässerverschmutzung, intensive Nutzung, Ausbau und Unterhaltung, geringer beeinträchtigte Strecken liegen bei nur noch 1 bis 2 % der Gewässerlänge.

Gewässer mit hoher Gütestufe liegen alle im Kammschwarzwald, gehören zu 82 % zum Quell- und Bachoberlaufbereich, weisen höhere Gefälle, geringere Gewässerbreiten und höhere Gewässertiefen als der Durchschnitt auf. 90 % ihrer Einzugsgebiete sind weder gedüngt, noch unterliegen sie einer Abwasserbelastung. Im Einzugsbereich der Mischkanalisation findet sich keiner dieser Abschnitte, nur 5 % unterliegt einer Belastung aus Hofkläranlagen. Im Vergleich zum Durchschnitt ist ihr Sohlsubstrat rauher, der Gewässerverbau und die -unterhaltung niedriger, ihre Uferstreifen sind fast ausschließlich durch Grünland und vor allem Wald (83 %) genutzt. Alle Reproduktionsräume des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*) liegen in diesem Bereich. Gering verbaute Abschnitte weisen ähnliche Abweichungen von den durchschnittlichen Verhältnissen auf.

Libellenarten meiden mit Ausnahme einer Art (*Cordulegaster bidentata*) den geschlossenen Waldbereich und präferieren lückige Ufergehölzbestände und vor allem Gewässerabschnitte mit einem hohen Anteil von Röhricht und Grünland im Uferbereich (Anhang 27). An gehölzarmen Wiesenbächen wurden - mit Ausnahme der oben genannten Quelljunger - bei allen Arten die höchsten Individuenzahlen je Längeneinheit ermittelt. Abschnitte dieser Art sind auf 20 % der gesamten Gewässerlänge beschränkt, hier finden sich aber 82 % der Libellenarten des Untersuchungsgebietes sowie 100 % der gefährdeten Arten, für beide Gruppen liegen dort ca. 60

% der Individuennachweise. Wälder nehmen dagegen 44 % der Ufer ein, dort finden sich aber nur 18 % aller und 25 % der landesweit gefährdeten Libellenarten bei nur 1 % der Individuennachweise des Untersuchungsgebietes. Lückige Ufergehölzstreifen (17 % der Gewässerlänge) nehmen eine Mittelstellung zwischen diesen beiden Extremen ein, dort wurden 35 % aller und 38 % der gefährdeten Arten angetroffen und 23 bzw. 24 % der Individuennachweise erbracht.

Die offenen und stark von Libellen genutzten Gewässerabschnitte liegen fast ausschließlich im Bereich der holozänen Anschwemmungen und überwiegend im unteren Epi- und Metarhithral bei im Vergleich zum Durchschnitt der Gewässer niedrigeren Gefällen. Die Gewässerbelastung aus landwirtschaftlichen Flächen und durch Abwasser ist gegenüber dem Durchschnitt wesentlich erhöht, die Gewässergüten sind erheblich niedriger. Die Gewässerabschnitte unterliegen in wesentlich größerem Umfang als der Durchschnitt Maßnahmen wie der Gewässerräumung, dem Abstecken der Grabenkanten und der Gehölzentfernung, alles die Sukzession zurückwerfende und die Besonnung der Flächen erhöhende Maßnahmen, die überwiegend von Hand und kleinräumig durchgeführt werden. Der Anteil der Siedlungs-, Verkehrs- und vor allem der Waldflächen auf je 20 Meter breiten Uferstreifen ist im Vergleich zum Durchschnitt niedriger, der des Grünlands außerordentlich stark erhöht (88 %).

Neben den Libellen mit mehreren, teilweise auch stark gefährdeten Arten (*Coenagrion mercuriale*, *Orthetrum coerulescens*, *Sympetrum pedemontanum*, *Calopteryx virgo*, *Calopteryx splendens*, *Cordulelegaster boltoni*) liegt in diesen Bereichen auch das einzige Vorkommen der Sumpfschrecke (*Mecostethus grossus*), die für ihre Reproduktion auf eine ausreichende Bodenfeuchte zur Entwicklung der Eier angewiesen ist. Dies ist im Untersuchungsgebiet nur an Dezimeter bis maximal 2 Meter breiten Überschwemmungsbereichen eines Wiesenbaches der Fall (L53, L54, L55). Dort wurde die Art, die bundesweit als gefährdet und landesweit als stark gefährdet klassifiziert ist, in den Jahren 1989 bis 1994 mit je nach Jahr mehreren Dutzend bis mehreren Hundert gleichzeitig ausgezählten Individuen nachgewiesen. Wird dieser Bereich - wie seitens der Wasserwirtschaftsverwaltung zur Renaturierung gefordert (RUPP & MÜLLER 1990) - gehölzbepflanzt, verliert die Art ebenso wie die Libellen durch zunehmende Beschattung ihren Lebensraum.

Anhang 28 fragt den Fließgewässerbestand nach verschiedenen Kriterien ab. Bei Kombination mehrerer Anforderungen an die Gewässer verbleiben sukzessiv bei jedem Durchgang nur wenige Prozent der Gesamtfläche. Für Gewässer mit starker Besonnung bis mäßiger Beschattung ist die Situation unter Hinzunahme weiterer Anforderungen wieder besonders kritisch.

3.3.3 Stillgewässer

Die Ergebnisse der Biotopkartierung für diese Biotoptypen finden sich in den Anhängen 29 und 30. Nach Tabelle 30 wurden insgesamt 48 Stillgewässer erfaßt, davon 46 als Hauptbiotoptyp. Zwei Rückhaltebecken mit zeitweiser Wasserführung wurden im Nebenbiotoptyp als Stillgewässer kodiert.

Tab. 30: Stillgewässer: Übersicht

	Gesamt	Haupt- biotop- typ	Neben- biotop- typ
Anzahl	48	46	2
Fläche (ha)	3,2	2,9	0,3
Im Komplex mit Hauptbiotoptyp (ha)			
Fließgewässer			0,007
Gering versiegelte Ver- und Entsorgungsanlagen: Kläranlagen			0,284

Tabelle 31 gibt für alle Stillgewässer und für Teilgruppen die Anzahlen und Flächen sowie Art und Zahl der vertiefenden Untersuchungen an diesen Biotoptypen.

Tab. 31: Stillgewässer (Übersicht über Anzahl, mittlere Wasserfläche, mittlere Uferlänge und durchgeführte Untersuchungen)

	Gesamt	Ohne Rückhaltebecken	Rückhaltebecken	Teiche	Tümpel
Anzahl	48	46	2	28	18
Mittlere Fläche (m ²)	672	110	13580	168	21
Mittlere Uferlänge (m ²)	56	38	472	55	12
Anzahl der Gewässer mit Libellen-, Amphibien-, Reptilien-Untersuchungen	41	41		28	13
Anzahl der Gewässer mit Untersuchungen zu physikalischen und chemischen Parametern	18	18		16	2

In die weitere Darstellung gehen nur die als Hauptbiotoptyp kodierte Bestände ein.

Anzahl: 46

Fläche: 2,9 Hektar

Mittlere Fläche: 110 m²

Mittlere Uferlänge: 38 m

Flächenanteil im Untersuchungsgebiet: 0,16 %

Biotoptypen:

- Temporäre stehende Gewässer (Tümpel) (39 %)
- Stehende Gewässer technischer Art (Teiche) (61 %)

Zentrale Probleme:

- Anlage im Schluß von Fließgewässern und Beeinträchtigung der Fließ- durch die Stillgewässer
- Anlage der Gewässer im Feucht- und Naßgrünland, Quellsümpfen oder Großseggenbeständen und Beeinträchtigung derselben
- Gewässerverschmutzung
- Gewässerverfüllung
- Gewässerausbau und -unterhaltung
- Intensive Nutzung der Gewässer
- Intensive Nutzung der Gewässerumgebung
- Gehölzbepflanzung und Sukzession an besonnten Gewässer im Hinblick auf deren Bedeutung für licht- und wärmebedürftige Arten

Beeinträchtigungen:

- 48 % der Gewässer (unter Einschluß der Tümpel 54 %) liegen im Haupt-, 9 % im Seitenschluß eines Fließgewässers und 4 % werden aus einer verrohrten Quelle oder einem verdolten Fließgewässer gespeist.
- 63 % der Gewässer weisen eine verrohrten Zu- und/oder Ablauf auf und unterbrechen die Fließgewässer auch mechanisch.
- 4 % der Fläche der heutigen Stillgewässer waren in der historischen Nutzung Fließgewässer
- 44 % der heutigen Gewässerfläche waren um 1780 noch Grünland in Tallage. 46 % der Stillgewässer wurden in früheren Seggenriedern oder im Feuchtgrünland, 33 % in Naß- und Feuchtwäldern angelegt.
- Die Nutzung der Einzugsgebiete der Gewässer besteht zu 45 % aus Siedlung, Verkehr und weitgehend intensiver Landwirtschaft.
- Die Nutzung im Umkreis von 100 Metern um die Gewässer besteht zu 60 % aus Siedlung und

Verkehr, Ackerbau, Intensivgrünland und Nadelholzanbau, im Umkreis von 200 und 300 Metern zu 64 %.

- 11 % der Stillgewässer weisen eine Abwasserbelastung auf.
- Im Durchschnitt und verglichen mit den Fließgewässern weisen die Stillgewässer hohe Temperaturen, niedrige Sauerstoffgehalte, erhöhte Gesamt- und Carbonatwerte sowie eine höhere Belastung mit Ammonium, Nitrit, Nitrat und Phosphat auf.
- An 2 % der Gewässer wird Bauschutt abgelagert (vorzugsweise in Fahrspuren, die Laichhabitate der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) sind).
- 14 % der Uferlänge bestehen aus technischen Materialien und sind verbaut, bei 11 % der Gewässer besteht auch der Untergrund aus künstlichen Substraten.
- Bei 7 % der Gewässer findet eine Grundräumung statt, 41 % der Ufer werden gemäht oder beweidet, 7 % werden abgeflämt.
- 50 % der Gewässer sind mit Fischen, 7 % mit Geflügel besetzt und 28 % werden als Lösschteich genutzt.
- Die Gewässer weisen nur eine fragmentarische und schmale Ufervegetation auf, die im Durchschnitt 4,3 m² Fläche je Gewässer einnimmt.
- Die südliche Hälfte der Gewässer wird im Mittel zu 54 %, die nördliche zu 45 % durch Bäume überschattet.
- Stärker besonntes und extensiver genutztes Feuchtgrünland und Großseggenried nimmt nur 10 % der Fläche im Umkreis von 100 Metern sowie 1 % und 0,6 % im Umkreis von 200 und 300 Metern um die Gewässer ein.

Die durchschnittliche Anzahl der Laichballen des Grasfrosches (*Rana temporaria*) ist bei Teichen gegenüber Tümpeln um das Zwei- bis Dreifache erhöht. Am stärksten werden mäßig besonnte bis schattige Waldteiche belegt. Die Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) erreicht ihre höchste Stetigkeit in sonnigen Tümpeln. Ringelnattern (*Natrix natrix*) meiden die schattigen Waldtümpel und finden sich am stetesten in besonnten bis mäßig beschatteten Teichen. Die ansonsten überall hochstete Erdkröte (*Bufo bufo*) besiedelt schattige Waldtümpel ebenfalls weitaus seltener als die anderen Gewässertypen.

Sonnige Offenlandteiche weisen die höchsten Artenzahl an Libellen auf, fast alle Arten erreichen hier ihre höchsten Stetigkeitswerte. Teiche dieser Art liegen fast alle im Bereich früheren Feucht- und Naßgrünlandes und im Schluß von Fließgewässern. Ihre Beschattung durch Gehölze ist sowohl im südlichen wie im nördlichen Halbkreis nur halb so hoch wie bei allen Gewässern. Sie weisen größere Tiefen als der Durchschnitt aller Gewässer, größere Röhrlicht-, Seggen- und Binsenbestände als dieser und mehr Grünland, auch Feuchtgrünland, und weniger Wald in ihrem Umkreis auf. Unterhaltung und Nutzung sind wesentlich intensiver als im Durchschnitt.

Mäßig besonnte bis schattige Waldteiche liegen alle im Schluß eines Fließgewässers und zu fast 80 % auf den Standorten früherer Naß- und Feuchtwälder. Ihre Beschattung ist im südlichen wie nördlichen Halbkreis fast doppelt so hoch wie die aller Gewässer und mehr als dreimal so hoch wie die besonnter Teiche. Ihre randlichen Röhrlicht-, Seggen- und Binsenbestände sind noch weniger entwickelt als im Durchschnitt. Gehölzbestände machen 45 - 50 % ihres Umfeldes je nach Radius aus, fast der gesamte Rest ist Grünland. Unterhaltungsmaßnahmen und Nutzungen finden in erheblich geringerem Umfang als an anderen Gewässern statt. Belastungsparameter der Gewässerchemie sind etwas niedriger als im Durchschnitt der Gewässer und im Vergleich zu den

besonnten Teichen. Die Sauerstoffgehalte sind gegenüber allen Gewässern und gegenüber den besonnten Teichen erniedrigt. Ursachen hierfür können in dem hohen Fallaubeintrag in die Gewässer und in einer geringeren Sauerstoffproduktion in den Gewässern aufgrund fehlender Besonnung für die Photosynthese liegen.

Anhang 30 fragt wieder den Stillgewässerbestand nach verschiedenen Kriterien ab. Bei Verschneidung mehrerer Anforderungen verbleibt immer nur ein kleiner Teil der Gewässer, manche Kombinationen werden von Teichen und Tümpeln des Gebietes auch gar nicht erfüllt. Insbesondere wenig beschattete Gewässer mit permanenter Wasserführung und ansonsten geringer Beeinträchtigung und Nutzung sind kaum vorhanden.

3.3.4 Höhlen

Zentrale Probleme: Betreten, Verfüllen

Im Untersuchungsgebiet besteht nur ein künstlicher Stollen im Reutebachtal, der von Fledermäusen als Winterquartier genutzt wird. Der Zugang in den Stollen ist durch eine Abzäunung erschwert. Alle anderen Stollen im Gebiet sind verbrochen (Anhang 31).

3.3.5 Felsen, Block- und Schutthalden, Geröllfelder, offene Bereiche mit sandigem oder bindigen Substrat

Zentrale Probleme:

- Klettersport an Felsen
- Abbau von Felsen
- Verfüllen von Abbaubereichen
- Beseitigung von Steinriegeln und Trockenmauern
- Ausmörteln von Trockenmauern
- Sukzession auf oder vor Lehm- und Lößwänden, Überschattung, Abflachen der Wände, Verbau der Wände
- Bebauung oder Sukzession vegetationsarmer ebener Standorte.

Anhang 32 gibt einen Überblick über die in diese Gruppe gehörigen **Biotoptypen** samt ihrer Flächen und Längen im Untersuchungsgebiet. Von 34 Objekten (2,86 Hektar Fläche, 4601 Meter Länge) entfallen 2 auf natürliche Felsen, Block- und Schutthalden, 6 auf Natursteinmauern, 19 auf Sand-, Lehm- und Lößwände, 2 auf vegetationsarme, ebene Flächen und 5 auf Felsen, Block- und Schutthalden in Steinbrüchen. Ein Viertel der Gesamtfläche und die Hälfte der Gesamtlänge sind Nebenbiotoptypen zugeordnet.

Felswände, Einzelfelsen sowie Block- und Schutthalden erstrecken sich im Untersuchungsgebiet über 1.288 Meter, die sich auf 5 Objekte verteilen. 6 % dieser Länge werden von südexponierten Silikatfelsen mit Traubeneichen-Trockenwäldern an der Zähringer Burg eingenommen, 14 % von natürlichen Silikatfelsen, Block- und Schutthalden in kühler Nordhanglage am Martinsfelsen. Den Großteil der Länge stellen anthropogen geschaffene Fels- und Schuttstandorte in Steinbrüchen. Die Felsen werden aufgrund ihrer geringen Höhe und Attraktivität nicht beklettert. Ein Abbau findet ebenfalls nicht statt. Der Steinbruch am Eingang des Wildtals wird mit Bauschutt und Erdaushub verfüllt.

Steinriegel und Natursteinmauern (Anhang 34) nehmen im Untersuchungsgebiet eine Länge von 658 Meter ein, die zu 14 % aus Steinriegeln, zu 56 % aus Trockenmauern aus Silikatgestein und zu 30 % aus alten kalkvermörtelten Natursteinmauern aus Silikatgestein bestehen. Teile der letztgenannten wurden mit Zementmörtel ausgebessert, wodurch sie ihre spezifischen Qualitäten

verlieren.

Die Länge der Sand-, Lehm- und Lößwände (Anhang 35) beläuft sich im Untersuchungsgebiet auf 2.218 Meter, die sich auf 19 Objekte verteilen. Bezogen auf die Gesamtlänge entfallen 5 % auf Steilwände an Fließgewässern, die unter anderem Bruthabitat des Eisvogels (*Alcedo atthis*) sind, 95 % auf durch Wegebau oder vorgelagerte Bebauung entstandene Wände. 10 % der Länge haben eher feineres Substrat (Lehm, Löß), 90 % sind vorwiegend sandig. Fast 80 % des Bestandes dieser offenen, trockenen und bei entsprechender Einstrahlung auch warmen Flächen mit wichtiger Bedeutung für wärme- und lichtbedürftige Arten sind durch Forstwegebau entstandene Böschungsanschnitte an Waldrändern, die häufig Mosaik aus offenen Bodenstellen, Besenheide (*Calluna vulgaris*), Ginsterbeständen (vor allem *Genista germanica*, *Genista pilosa*) und mageren, bodensauren Säumen bilden. Die Höhen der gesamten Sand-, Lehm- und Lößwände liegen zwischen 1 bis 5 Metern, auf 70 % der Länge werden nur Höhen unter 2 Meter erreicht. 52 % des Bestandes unterliegen einem Weide- und Tritteinfluß durch Viehtritt von Kühen, wodurch die Sukzession verlangsamt wird und kleinräumig immer wieder neue offene Stellen entstehen. 8 % der Länge wurden mit Gehölzen zur Böschungs- und Hangsicherung bepflanzt, auf 8 % wurden Pflanzenabfälle, Bauschutt oder Fremdboden abgelagert.

Vegetationsarme ebene Flächen befinden sich auf Brachflächen im besiedelten Bereich in einem Gesamtumfang von 0,43 Hektar und sind etwa je zur Hälfte durch sandige bzw. bindige Substrate geprägt, ihre Bebauung ist absehbar.

3.3.6 Äcker und Ackerbrachen

Die Ergebnisse für diese Biotoptypengruppe sind in den Anhängen 36 und 37 dargestellt.

Äcker und Ackerbrachen wurden zu 97 % der insgesamt 186 Hektar Fläche als Hauptbiotoptyp Acker, zu 2 % als Nebenbiotoptyp Acker und zu 1 % als Hauptbiotoptyp Ackerbrache erfaßt. Die folgende Darstellung bezieht die gesamte Ackerfläche, auch die als Nebenbiotoptyp unter Streuobst erfaßte mit ein. Die Prozentangaben beziehen sich auf die Gesamtfläche.

Anzahl: 313 Äcker, 7 Ackerbrachen

Fläche: 183,9 ha Acker, 1,9 ha Ackerbrache

Mittlere Fläche: 0,6 ha bei Äckern, 0,3 ha bei Ackerbrachen

Flächenanteil im Untersuchungsgebiet: 10 %

Biotoptypen:

- Äcker auf Lößboden (62 % der Ackerfläche)
- Äcker auf Lehmboden (26 % der Ackerfläche)
- Äcker auf schwerem Lehm- oder Tonboden (12 % der Ackerfläche)
- Ackerbrachen auf Lößboden (80 % der Ackerbrachenfläche)
- Ackerbrachen auf schwerem Lehm- oder Tonboden (20 % der Ackerbrachenfläche)

Zentrale Probleme:

- Aufgabe der Ackerbewirtschaftung auf armen Standorten
- Intensive Bewirtschaftung (hoher Düngemittel- und Pestizideinsatz, rasche Fruchtfolge, geringe Brachephase, niedriger Anteil an weniger intensiv genutzten Randstreifen und Säumen)
- Hoher Maisanteil in der Fruchtfolge
- Umbruch von Grün- zu Ackerland

Beeinträchtigungen:

- Die Ackerbewirtschaftung auf schwächeren Standorten wurde fast vollständig aufgegeben, nur noch 1,5 % der gesamten Ackernutzung entfallen auf den Paragneis.
- Fast 100 % der Fläche werden intensiv bewirtschaftet, ackerwildkrautreiche Randstreifen oder Säume zwischen den Äckern finden sich praktisch nicht. Der Anteil brachliegender Äcker ist mit 1 % der Acker- und Ackerbrachenfläche sehr gering. Über den Winter liegende Stoppelbrachen kommen nicht vor.
- Mais hat einen sehr hohen Anteil von 33 % in der Fruchtfolge.
- Ungefähr 15 % der heutigen Ackerfläche stocken auf historisch als Feuchtgrünland genutzten Flächen der Ebene, bei den Maisäckern liegt dieser Anteil sogar bei 20 %.

3.3.7 Grünland und Grünlandbrachen

Die Ergebnisse der Biotopkartierung zur Typengruppe Grünland und Grünlandbrachen sind in den Anhängen 38 bis 40 dargestellt. Anhang 38 bilanziert die Flächen der einzelnen Einheiten im Hinblick auf ihre Nennung als Haupt- oder Nebenbiototypen. Von insgesamt 434 Hektar Grünland wurden 73 % als Haupt- und 27 % als Nebenbiototypen kartiert. Bei den Nebenbiototypen waren Obstbestände zu fast 100 % der komplementäre Hauptbiototyp, vor allem Streuobstbestände. Die nachfolgenden Ergebnisse beziehen sich auf die gesamte Grünlandfläche, daß heißt schließen Haupt- und Nebenbiototypen ein.

Anzahl: 807

Fläche: 434 ha

Mittlere Fläche: 0,5 ha

Flächenanteil im Untersuchungsgebiet: 24 %

Biototypen:

- Extensiv genutztes Grünland mäßig trockener bis mäßig feuchter Standorte (15 %)
- Nährstoffreiches, extensiver genutztes Feucht- und Naßgrünland (1 %)
- Vormalig extensiv genutzte Grünlandbrache frischer Standorte (0,6 %)
- Vormalig extensiv genutzte Feucht- und Naßgrünlandbrache (0,1 %)
- Intensiv genutztes Grünland frischer Standorte (82 %)
- Intensiv genutztes Feuchtgrünland (0,8 %)
- Vormalig intensiv genutzte Grünlandbrache frischer Standorte (0,6 %)
- Vormalig intensiv genutzte Feucht- und Naßgrünlandbrache (0,16 %)

Zentrale Probleme:

- Aufgabe der Waldweide
- Aufgabe der Schweinemast im Wald
- Aufgabe der Beweidung mit gemischten Herden (Rinder, Ziegen, Schafe)
- Bebauung von Grünland mit Siedlungs- und Verkehrsflächen
- Umbruch von Grünland zu Ackerland
- Aufforstung oder Wiederbewaldung von Grünland
- Umbruch und Ansaat von Grünland
- Starke Düngung mit der Folge dichter, hoher, raschwüchsiger und grasreicher Bestände
- Starke Vorverlegung des ersten Nutzungszeitpunktes aufgrund des trophiebedingten raschen Aufwuchses
- Vielfache Nutzung im Jahr aufgrund der hohen durch Düngung induzierten Aufwuchsmengen

- Nutzung der gleichen Parzellen durch Mahd und Weide mit der Folge, daß eine Selektion der Arten aus zwei verschiedenen Richtungen stattfindet, der insgesamt weniger Arten gewachsen sind
- Aufgabe der Triftweide und Durchführung intensiver Stand- und besonders Umtriebsweiden mit kurzzeitig hoher Dichte auf den freigegebenen Portionen und dadurch starker und gleichmäßiger Abnutzung der Narbe, Absenken des Ausmaßes selektiver Über- und Unterbeweidung der Parzellen und damit ihrer kleinstrukturellen Heterogenität in der Vertikalen wie Horizontalen
- Rasche Nutzung großer Parzellen durch schnelle maschinelle Mahd, die wenige Ausweichräume und -möglichkeiten offen läßt, rascher maschineller Abtransport des Mähgutes
- Beeinträchtigung des Wasserhaushaltes der Grünlandstandorte
- Egalisierung des Reliefs und damit Beseitigung der kleinstandörtlichen Vielfalt

Beeinträchtigungen:

- Die früher flächendeckende Waldweide und die Reut- und Weidfeldwirtschaft wurden vollkommen aufgegeben. Im Gebiet findet keine Waldweide oder Schweinemast mehr statt, nur noch sehr kleine Streifen an Waldrändern, entlang von Hecken sowie ein Feldgehölz unterliegen einem zeitweiligen Weideeinfluß.
- Ungefähr 25 % der Siedlungen und 15 % der Verkehrseinrichtungen liegen auf ehemaligem Grünland.
- Ca. 15 % der heutigen Ackerfläche stocken auf früherem Feuchtgrünland. Im Untersuchungszeitraum wurden 0,2 % der Grünlandfläche umgebrochen.
- Während sich 75 % der Ackerfläche auf Standorten befinden, die schon länger als 200 Jahre in dieser Form genutzt werden, beträgt dieser Anteil bei den Grünlandflächen insgesamt nur noch 35 %, beim Feucht- und Naßgrünland aber je nach Intensität 76 bis 92 %.
- Fast 25 % der heutigen Waldfläche stocken auf ehemaligen Reut- und Weidfeldern und Wiesen.
- Eine Gehölzsukzession ist auf 0,8 % der gesamten Grünlandfläche im Gange, weitere 0,6 % wurden aktuell aktiv aufgeforstet. Extensives Grünland ist hiervon besonders betroffen, das Feucht- und Naßgrünland mit 21 % seiner Fläche und das Grünland mit Orchideenvorkommen mit 17 % seines Bestandes.
- 84 % der Fläche wurden als Intensivgrünland klassifiziert, vor allem aufgrund ihrer Düngung und Trophie und den dadurch ermöglichten Nutzungsregimen.
- Feucht- und Naßgrünland mit extensiver Nutzung besteht nur auf ca. 2 % der Fläche, die wenig durch Düngung und Entwässerung gestörten und auch nicht verbrachten Bestände machen sogar nur knapp 1 % der Fläche aus.
- Grünland (wechsel-)feuchter bis mäßig trockener Standorte mit extensiverer Nutzung findet sich noch auf 16 % der Grünlandfläche. Bestände niedrigerer Trophie, in denen Eutrophierungszeiger wirklich fehlen oder selten sind und die bei guter Nährstoffversorgung konkurrenzschwachen Arten die Narbe dominieren, finden sich sogar nur auf 2 % der Grünlandfläche.
- Auf 57 % der Grünlandfläche erfolgt die erste Nutzung in normalen Jahren schon Mitte April bis Anfang Mai, 96 % des Grünlandes sind bis Anfang Juni gemäht.
- 77 % der Fläche werden häufiger als dreimal im Jahr durch Mahd und/oder Beweidung genutzt, mehr als 95 % mindestens zweimal.
- 7 % der Grünlandfläche werden als Ansaatgrünland, 49 % als Mähumtriebsweide, 11 % als

Umtriebsweide, 6 % als Standweide und 26 % als Mähwiese bewirtschaftet, 1,4 % der Fläche liegen insgesamt brach.

- Fast 60 % der Grünlandflächen unterliegen einer Umtriebsbeweidung mit Rindern bei kurzzeitig extrem hohen Viehdichten (umgerechnet 20 bis mehr als 40 Stück je Hektar) auf der freigegebenen Portion. Andere Weidetierarten haben kaum mehr Bedeutung.
- Nur noch 0,04 % des Grünlandes können als Triftweiden bezeichnet werden und sind zumeist kleine Bestände, die auf den Wegen zu den intensiven Weiden durchstreift werden.
- Eine rasche Mahd der gesamten bewirtschafteten Parzelle erfolgt bei 80 % der Flächen innerhalb eines oder weniger Tage, nur 1,4 % des Grünlandes werden kleinräumig, streifen- und plätzweise genutzt.
- 72 % der Grünlandfläche werden mit Kreiselmähern gemäht, ungefähr 5 % mit dem Einachs-Balkenmäher, 3,5 % mit diesem in Kombination mit der Sense und ca. 1 % nur mit der Handsense.
- Der Umfang an Verfüllungen des Grünlandes in den Bachauen konnte schon der Abbildung 5 entnommen werden, insgesamt wird die im Gebiet selbst vorgenommene Beeinträchtigung des Wasserhaushaltes der Grünlandflächen ohne Einschluß der großräumigen Grundwasserabsenkungen auf 20 % der Fläche geschätzt.
- Durch die Auffüllungen wird auch die kleinstandörtliche Vielfalt der betroffenen Grünlandflächen durch Egalisierung des Reliefs herabgesetzt. Im Untersuchungszeitraum selbst wurden noch ca. 3 % des Grünlandes angefüllt und planiert.

Extensiv genutztes Feucht- und Naßgrünland zeichnet sich gegenüber den durchschnittlichen Verhältnissen im Grünland durch seine Lage in den Talauen und -böden auf holozänen Anschwemmungen aus. 76 % seiner Standorte wurden auch schon vor mehr als 200 Jahren als Grünland bewirtschaftet. Der Prozentsatz der gemähten Flächen und verbrachenden Flächen ist größer, der der beweideten kleiner als im Durchschnitt. Die erste Nutzungszeitpunkt ist nach hinten verschoben, die Anzahl der jährlichen Nutzungsdurchgänge niedriger, Handarbeit erreicht bei der Mahd einen sehr viel höheren Anteil. 60 % der Fläche des Feucht- und Naßgrünlandes unterliegen Beeinträchtigungen durch aktive Entwässerungsmaßnahmen, auf 11 % wird Fremdboden aufgebracht, 25 % werden durch Vieh stärker zertreten und 14 % der Feucht- und Naßstandorte durch Maschinen schwer zerfahren.

Die Grünlandflächen mit Orchideenbeständen weisen verglichen mit den durchschnittlichen Grünlandverhältnissen folgende Besonderheiten auf: Die Standorte liegen häufiger im Talboden und an Unterhängen. Paragneis ist als geologischer Untergrund häufig vertreten, daß heißt es werden eher von der Ertragskraft her schwächere Standorte präferiert. 80 % der Fläche des Grünlandes mit Orchideenvorkommen liegen in extensiv genutzten Feucht- und Naßwiesen, 50 % werden nur durch Mahd genutzt, was einem doppelt so hohen Prozentsatz wie dem Durchschnitt entspricht. Die Flächen werden seltener beweidet, zu späteren Zeitpunkten erstmals im Jahr und weniger häufig je Jahr genutzt. Der Anteil der Handarbeit zur Mahd ist höher. Der Nutzungsfortschritt in der Parzelle erfolgt deshalb auch häufiger nur streifen- oder plätzweise. Über 17 % der Flächen sind von Aufforstung oder Gehölzsukzession betroffen, 17 % unterliegen Entwässerungsmaßnahmen, 5 % werden durch Vieh und 7 % durch Befahrung stark verdichtet. 5 % der Fläche wurden im Untersuchungszeitraum umgebrochen.

Extensives Grünland frischer Standorte hat seinen Schwerpunkt auf einem Substrat der

"Schwachen" Standortsguppe, dem Paragneis. Das Grünland wird doppelt so häufig nur gemäht wie der Durchschnitt und fällt auch doppelt so häufig brach. Die Flächen werden seltener intensiv beweidet, der erste Nutzungsdurchgang im Jahr liegt später und die Anzahl der jährlichen Nutzungsdurchgänge ist geringer. Die Nutzung erfolgt in größerem Umfang als im Durchschnitt mit Balkenmäher oder von Hand.

In Anhang 40 wurden wiederum viele Abfragen des Grünlandbestandes bezüglich verschiedener zu erfüllender Kriterien durchgeführt. Sie verdeutlichen nochmals, daß nicht eutrophierte, spät und nicht oft im Jahr genutzte oder hinsichtlich des Wasserhaushaltes ungestörte Bestände extrem selten geworden sind. In Ergänzung des schon bisher ausgeführten zeigen die Abfragen k) und l), daß hinsichtlich klimatisch begünstigen, trocken-warmen und extensiv genutzten Grünlandes mit möglicherweise größerer Bedeutung für licht- und wärmebedürftige Arten kaum Fläche vorhanden ist. Abfrage n) zeigt, daß die Streuobstbestände in ihrer Unternutzung etwa dem Durchschnitt im Gebiet entsprechen, also nicht besonders extensiv im Unterstand bewirtschaftet werden. Die Fläche der mit Saumarten und Brombeergebüschen durchsetzten Grünlandflächen ist ebenfalls sehr gering (Abfrage o), ebenso der Flächenanteil mit Orchideenvorkommen (Abfrage p).

3.3.8 Röhrichte, Staudenfluren und Ufersäume (ohne Waldsäume)

Die diesbezüglichen Ergebnisse sind in den Anhängen 41 bis 43 dargelegt. Auffällig ist der niedrige Anteil (4,2 %) der als Hauptbiotoptyp geführten Bestände. Viele Bestände liegen kleinräumig verzahnt mit anderen Biotoptypen entlang der Gewässer, auf Brachen und an Bahndämmen. Die Gesamtfläche unter Einschluß der Haupt- und Nebenbiotoptypen beträgt 22 Hektar bei einer Gesamtlänge von 21 Kilometer. Die folgenden Prozentangaben beziehen sich auf die Gesamtlänge der Haupt- und Nebenbiotoptypen.

Anzahl: 113

Fläche: 22, 4 ha

Länge: 20,8 km

Mittlere Fläche: 0,2 ha

Mittlere Länge: 185 m

Flächenanteil im Untersuchungsgebiet: 1,2 % (Haupt- und Nebenbiotoptypen)

Biotoptypen:

- Schilfröhrichte (0,3 %)
- Rohrkolbenröhrichte (0,8 %)
- Rohrglanzgrasröhrichte und/oder krautige Ufersäume (68 %)
- Feuchte Staudensäume der offenen Landschaft (6,6 %)
- Frische Staudensäume der offenen Landschaft (11 %)
- Trocken-warme Staudensäume der offenen Landschaft (0,8 %)
- Neophyten-Staudenfluren (12 %)

Der Schwerpunkt der Bestände liegt an Fließgewässern, in ebenfalls oft brennesselreichen frischen Säumen und in Neophyten-Staudenfluren, die sich zum Teil auch wechselseitig stark durchdringen. Über drei Viertel der Bestände sind schmaler als 10 Meter, obschon sie als Komplexe zum Beispiel zusammen mit Gewässern und Bahndämmen aufgenommen wurden. Nicht an diese Strukturen gebundene Bestände sind in der Regel deutlich schmaler. 28 % der Flächen werden mehr oder weniger regelmäßig gemäht, 2 % geblüht und ca. 10 % mit Herbiziden (Bahn) behandelt. Auf jeweils ca. 20 % der Länge wurden zumindest stellenweise Ablagerungen von Pflanzenabfällen,

von Bauschutt oder Fremdboden angetroffen. In Anhang 43 wurde der Bestand an Röhrichten, Staudenfluren und Ufersäumen Abfragen nach verschiedenen Kriterien unterzogen. Nur 27 % der Länge weisen keine höheren Anteile von Neophyten auf. Alle frischen Staudensäume der offenen Landschaft sind neophytenreich. Trocken-warme Staudensäume, die im Hinblick auf licht- und wärmebedürftige Arten von Interesse sein könnten, nehmen nur einen geringen Teil der Länge bei schmalen Breiten ein.

3.3.9 Gebüsche, Hecken und Feldgehölze (ohne Waldmäntel)

Die Ergebnisse der Biotopkartierung für diese Biotoptypengruppe sind in den Anhängen 44 bis 46 dargestellt. Nach Anhang 44 wurden diese Biotoptypen mit ca. 10 Hektar Fläche (0,5 % der Gesamtfläche) und 8,5 Kilometer Länge als Hauptbiotoptypen und mit knapp 34 Hektar Fläche (1,8 %) sowie 21 Kilometer Länge als Nebenbiotoptypen kartiert. Die als Nebenbiotoptypen verschlüsselten Bestände stehen überwiegend in Kontakt zu Fließgewässern, sind also Ufergebüsche und Ufergehölzstreifen, einen zweiten größeren Anteil machen die Bestände entlang und auf den Bahndämmen aus. In der nachfolgenden Darstellung wurden als Haupt- oder Nebenbiotyp kodierte Flächen einbezogen, die Prozentangaben beziehen sich auf die Gesamtfläche dieser Typen.

Anzahl: 180

Fläche: 40 ha

Länge: 26,9 km

Mittlere Fläche: 0,2 ha

Mittlere Länge: 150 m

Flächenanteil im Untersuchungsgebiet: 2 %

Biotoptypen:

- Brombeergebüsche (19,7 %)
- Gebüsche nasser bis feuchter Standorte, zum Teil mit Brombeergebüschen (2,6 %)
- Gebüsche frischer Standorte (0,2 %)
- Feldgehölze frischer Standorte (1,8 %)
- Hecken feuchter bis nasser Standorte, zum Teil mit Brombeergebüschen (36,4)
- Hecken, zum Teil mit Gebüsch, zum Teil mit Brombeergebüschen (34,2)
- Gehölzpflanzungen aus überwiegend nicht autochthonen Arten (4,9 %)
- Lineare Gehölzpflanzungen aus nicht autochthonen Arten (0,5 %)
- Alt-/totholzreiche Einzelbäume der offenen Landschaft ohne Obstbäume (0,3 %)

Zentrale Probleme:

- Beseitigung
- Durchwachsen der Hecken aufgrund fehlenden Holzeinschlags sowie unterbleibender Abbuschung und/oder Beweidung, Absinken der kleinräumigen Heterogenität, Verdrängen von Weichholzarten wie Aspe und Salweide, von Dornsträuchern wie Schlehe, Weißdorn-, Rosen- und Brombeerarten sowie mangelnde Entwicklungsmöglichkeiten für schlagflur- und saumartige Bestände in den Lücken
- Vollständiger Einschlag alter Bäume, kein Belassen von stärkeren, alten, toten und faulen Bäumen im Bestand
- Intensive randliche Nutzung, keine Entwicklungsmöglichkeiten für Säume
- Beeinträchtigung insbesondere der Saumstandorte durch Ablagerungen

Beeinträchtigungen:

- Flächenanteile und Längen dieser Gehölzbestände sind im Untersuchungsgebiet bemerkenswert stabil. In den ebenen, als Feuchtgrünland genutzten Lagen blieben die gewässerbegleitenden Gehölzbestände weitgehend erhalten. Die immer schon hochwasserfreien Teile der Ebene mit guten landwirtschaftlichen Standorten und realteilungsbedingter hoher Besitzersplitterung wiesen auch früher keine Hecken oder Feldgehölze auf. In den Berglagen stocken die Hecken zumeist an ohnehin schwierig zu bewirtschaftenden Böschungen und begleiten hier ebenfalls die Fließgewässer, auch hier bestand offensichtlich kein Anlaß für eine Beseitigung.
- Nur 29 % der Hecken werden zumindest partiell durch Abbuschen oder auf den Stock setzen niedrig gehalten und weisen junge Sukzessionsstadien auf, 25 % sind zumindest relativ komplex aufgebaut mit jüngeren und älteren Abschnitten und 46 % sind vollständig durchgewachsen und relativ homogen. Fast 40 % der Gehölzbestände sind vom Kronenschluß her gedrängt bis geschlossen, fast 90 % der Bestände sind relativ gleichaltrig.
- Nur 13 % der Gehölzbestände unterliegen einem zumindest gelegentlichen, die strukturelle Heterogenität fördernden Weideeinfluß.
- Die Gattung Rosa ist nur auf 3,7 %, Schlehe auf 0,8 % und Weißdorn auf 0,6 % der Fläche stärker in den Beständen vertreten.
- Die Weichholzarten Aspe und Salweide sind nur auf 8 % und 5 % der Fläche stärker an der Baumartenzusammensetzung beteiligt.
- Nur 6,4 % der Gehölzbestände fallen in die Entwicklungsphase mittleres oder starkes Baumholz (mittlerer Durchmesser über 35 bzw. 50 cm Durchmesser). Nur auf 14 % der Fläche werden überhaupt von einzelnen Bäumen Durchmesser über 50 cm, auf 10 % der Fläche über 70 cm und auf 1 % über 100 cm Durchmesser erreicht. Nur auf 2 % der Fläche beträgt der Anteil über 50 cm starker Bäume an der Bestandesgrundfläche mehr als 50 %. Stärkere, stehende und abgestorben oder faule Bäume über 30 cm Durchmesser finden sich nur auf 13 % der Fläche in einem überhaupt spürbaren Anteil. Über 3 % der Bestandesgrundfläche erreichen sie nur auf knapp 5 % der Fläche. Nur auf 7 % der Fläche sind liegende abgestorbene Stämme mit mehr als 30 cm Durchmesser mit einer Stammzahl von 2 bis 3,5 Stück je Hektar zu finden.
- Starke alt-/totholzreiche Einzelbäume machen nur 0,3 % der Fläche der Gehölzbestände aus.
- Für ca. 50 % der Fläche wurden Säume, Ruderal- und Schlagfluren als Bestandteile der Biotopkomplexe angegeben, schwerpunktmäßig zusammen mit Brombeer- und anderen Gebüschbeständen. Breitere, nicht an Waldränder befindliche Saumbestände wurden im Gebiet aber nur mit einer Gesamtlänge von 1.135 Meter kartiert. Bei einer Gesamtlänge der Hecken, Gebüsche und Feldgehölze von 26,9 Kilometer, die zumindest beidseitig einen breiteren Saum besitzen könnten, entspricht dieses ungefähr 2 % der Länge. Die meisten Gehölzbestände werden bis hart an den Rand genutzt, die fragmentarischen Säume bewegen sich immer in äußerst schmalen Bereich mechanischer Beschädigung auf der Offenland- und starker Beschattung auf der Gehölzseite.
- Ungefähr ein Drittel der Fläche an Gehölzbeständen ist in irgendeiner Form von der Ablagerung von Bauschutt, Fremdboden, Sperrmüll oder Pflanzenabfällen betroffen.

Auf nassen bis feuchten Standorten dominieren Schwarzerle, Hasel, Esche, Stieleiche, Bergahorn, Schwarzpappelhybriden und Bruchweide, auf den frischen Standorten Hasel, Traubeneiche, Hainbuche, Hängebirke, Obstbaumarten und Eßkastanie.

Frühe Sukzessionsstadien (Säume, Ruderal-, Schlagfluren) durchdringen vor allem die Brombeer- und sonstigen Gebüsche sowie lückige Hecken.

Die Hecken nasser Standorte (Ufergehölze) und das Feldgehölz sind verglichen zum Durchschnitt älter, geschlossener, weisen größere Durchmesser von einzelnen Bäumen und höhere Anteile größerer Durchmesser an der Grundfläche sowie mehr Tot- und Faulholz auf. Einige Fließgewässerabschnitte und das Feldgehölz weisen die mit weitem Abstand höchsten Alt-/Totholzvorräte der Gehölzbestände des Gebietes einschließlich der Wälder auf.

In Anhang 46 werden die Gehölzbestände der offenen Landschaft des Untersuchungsgebietes wieder nach verschiedenen Kriterien abgefragt. Werden besondere Anforderungen hinsichtlich des Vorhandenseins alter, starker oder tot-/faulholzreicher Bäume gestellt, sollen die Bestände junge, lichte, versaumte Abschnitte mit offenen Bodenstellen umfassen oder weichholzreich sein, verbleibt immer nur ein kleiner Teil der Gesamtfläche mit diesen spezifischen Qualitäten.

3.3.10 Obstbestände

Die Anhänge 47 bis 49 führen die Ergebnisse der Biotopkartierung für die Obstbestände aus. Obstbestände wurden mit einem Flächenumfang von 123,8 Hektar als Hauptbiototyp sowie im Zusammenhang mit Brachflächen des besiedelten Bereiches zu 1,4 Hektar als Nebenbiototyp kartiert (Anhang 47). In die folgende Auswertung wurde die Fläche der Haupt- und Nebenbiototypen einbezogen, die Prozentangaben beziehen sich auf deren Gesamtfläche. Bei den Obstbeständen wurde die Unternutzung in der Regel als Nebenbiototyp Acker oder Grünland kodiert, die Flächen wurden in den entsprechenden Auswertungen mit berücksichtigt.

Anzahl: 345

Fläche: 125 ha

Mittlere Fläche: 0,36

Flächenanteil im Untersuchungsgebiet: 7 %

Biototypen:

- Streuobstbestände - Alt-/totholzreiche Einzelbäume (0,08 %)
- Streuobstbestände - Einzel- bis Dreierreihen (41,1 %)
- Streuobstbestände - Flächen bis 1 ha (14,6 %)
- Streuobstbestände - Flächen 1 bis 5 ha (35,5 %)
- Mittel- und Hochstammbobstplantagen (3 %)
- Niederstammbobstplantagen (5,1 %)
- Spalierobstkultur (0,3 %)
- Fruchtstrauchkultur (0,3 %)

Zentrale Probleme:

- Rodung
- Umwandlung in Intensivobstbaukulturen
- Mangelndes Nutzungsinteresse, Aufgabe der Nutzung
- Entfernen alter, fauler oder abgestorbener Bäume
- Aufgabe der kombinierten Obst- und extensiven Ackernutzung
- Intensivierung der Unternutzung (Grünland vgl. 3.3.7)

Beeinträchtigungen:

- Zwischen 1955 und 1990 hat die Fläche der Streuobstbestände im Untersuchungsgebiet um 48

%, die Stammzahl der Obstbäume um 55 % abgenommen.

- Nur knapp 3 % der heutigen Obstbaufläche waren auch schon um 1890 als Obst und Gärten im Umfeld der Dörfer klassifiziert, wenig der historischen Substanz im unmittelbaren Siedlungsumfeld ist erhalten geblieben.
- Intensivere Obstbaukulturen wie Mittelstamm-, Niederstammpflanzen oder Spalierobst machen 9 % der Fläche aller Obstbestände aus.
- Der Anteil verbrachender oder mit Brombeergebüschen durchsetzter Flächen liegt bei nur ca. 0,5 bis 1 % der Obstbestandsfläche. Angesichts der hohen Verluste und niedrigen Bracheanteile erfolgt eine Umnutzung der Streuobstbestände im Gebiet offensichtlich verhältnismäßig rasch, es entwickeln sich keine längerandauernden Brachephasen.
- 63 % der Fläche weisen keinen jungen, nachgepflanzten Bäume auf, weitere 20 % nur relativ wenige (bis zu 10 je Hektar).
- Starke Obstbäume mit über 50 cm Durchmesser wurden auf 90 % der Fläche angetroffen und erreichen auf 75 % der Fläche eine Stammzahl von über 10, auf fast 20 % von über 25 Bäumen je Hektar. Dieser Zustand drückt von der Kehrseite her aber auch die Überalterung und zusammen mit den geringen Nachpflanzungen auch ein mangelndes Bewirtschaftungs- und letztlich auch Erhaltungsinteresse der Eigentümer aus, das den Bestand an Streuobst im Gebiet langfristig gefährdet. Der hohe Anteil von 85 % der Fläche, auf der sich tot- und/oder faulholzreiche Bäume finden, unterliegt der gleichen ambivalenten Einschätzung. Diesbezüglich weisen noch 34 % der Fläche Stammzahlen von über 10 und fast 8 % von über 25 Bäumen je Hektar auf.
- Fast 65 % der heutigen Obstbaumfläche befindet sich auf Flächen, die in den historischen Karten als Acker klassifiziert wurden, ohne daß auf Obstbestände hingewiesen wurde. Eventuell kann dies aber trotzdem ein Hinweis auf ein größeres Ausmaß einer kombinierten Obst- und extensiven Ackernutzung sein, von der sicher einige Arten profitierten, zum Beispiel der Raubwürger (*Lanius excubitor*). Die Unternutzung der heutigen Bestände als Acker liegt nur noch bei 3 % der Fläche.
- 5 % der Fläche an Obstbeständen wird gemulcht, gefräst oder herbizidbehandelt. Dabei handelt es sich ausschließlich um Intensivgehölzplantagen. 3 % der Obstbaufläche wird intensiv ackerbaulich bewirtschaftet, 80 % ist intensiv genutztes Grünland.
- Extensiver genutztes Grünland nimmt als Unternutzung nur 12 % der Obstbestandsfläche ein, nur auf 5 % finden sich bisher kaum Eutrophierungszeiger und dominieren unter nährstoffärmeren Bedingungen konkurrenzfähige Arten.
- Auf 53 % der Fläche erfolgt die Grünlandnutzung bis Anfang Mai, auf 89 % bis Anfang Juni. Mehr als drei Nutzungsdurchgänge pro Jahr oder eine laufende Nutzung während der Vegetationszeit findet auf 77 % der Fläche statt. Auf 67 % der Fläche erfolgt die Mahd der Parzelle innerhalb eines sehr kurzen Zeitraums, 52 % der Fläche werden intensiv umtriebs-, weitere 10,5 % intensiv standbeweidet, zumeist mit Rindern. Der Anteil der Schafbeweidung ist gegenüber dem gesamten Grünland erhöht.

Obstbestände konzentrieren sich von ihrer räumlichen Lage her vor allem auf den Bereich der gut befahrbaren Ebene sowie auf die Unter- und Mittelhänge. Sie finden sich bevorzugt im Bereich der Gruppe "Bessere Standorte", das heißt außerhalb der Schwemmsedimente und außerhalb des Gneis, wenn dieser nicht stark vergrust oder lößvergütet ist. Gute Befahrbarkeit und standörtliche

Gunst legen häufig eine Intensivierung der Nutzung nahe. Dies äußert sich einmal durch die Art und Intensität der Unternutzung der Obstbestände, andererseits auch in ihrer direkten Beseitigung. Die Standorte sind zudem präferierte Siedlungsbereiche, wovon eine weitere, starke Gefährdung der Bestände ausgeht.

Obstbestände, bei denen die Stammzahl von Bäumen mit Durchmessern größer 50 cm über 25 je Hektar liegt, weisen im Vergleich zu allen Obstbeständen bezogen auf folgende Merkmale Abweichungen auf. Sie liegen häufiger in der Ebene und auf sehr produktiven Standorten (Löß, Lößlehm, lößvergüteter Gneis). Hieraus erklärt sich auch ein höherer Prozentsatz der Fläche im Bereich der historischen Ackernutzung. Das standörtliche Potential dieser Flächen läßt vermutlich ein stärkeres Dickenwachstum zu, wodurch sich das Auftreten dieser Bestände dort erklärt. 95 % ihrer Fläche werden als intensives Grünland genutzt, der Anteil der Mähwiesen ist etwa doppelt so hoch wie beim Durchschnitt, der Nutzungstermin liegt später als in den gesamten Obstbeständen. Die Nutzung erfolgt auf der einzelnen Parzelle rasch und fast nur mittels Kreiselmähern. Der Anteil toter und morscher Bäume ist in diesen Beständen etwas gegenüber dem Durchschnitt erhöht.

Streuobstbestände mit mehr als 25 morschen oder abgestorbenen Bäumen je Hektar unterscheiden sich von allen Obstbeständen durch einen doppelt so hohen Anteil extensiven Grünlandes, ein Zeichen für geringeres Nutzungsinteresse im Ober- wie im Unterstand. Entsprechend ist die Anzahl jährlicher Nutzungsdurchgänge verringert, der Anteil der mit Balkenmäher oder von Hand gemähter Flächen größer als im Durchschnitt, ebenso der Anteil starker Bäume.

Streuobstbestände mit extensivem Grünland in der Unternutzung finden sich etwas häufiger auf Standorten der "Schwachen Standortsgruppe". Der Flächenanteil nur als Mähwiese genutzter Bestände ist gegenüber dem Durchschnitt achtfach erhöht. Die erste Nutzung findet auf 90 % der Fläche erst ab Mitte Mai statt, die Anzahl der jährlichen Nutzung ist gegenüber dem Durchschnitt erheblich erniedrigt. Der Balkenmäher wird auf dem doppelten Flächenanteil zur Mahd eingesetzt. In den Streuobstbeständen dieser Gruppe werden weniger junge Obstbäume nachgepflanzt als im Durchschnitt aller Streuobstbestände. Auch dieses ist Ausdruck eines weniger hohen oder nachlassenden Nutzungsinteresses.

Zusammen mit den schon oben angesprochenen Feldgehölzen, einigen Ufergehölzen und den später noch zu erwähnenden Mittelwaldresten, stellen die Streuobstbestände bezüglich der Substratverfügbarkeit für xylobionte Arten die bedeutendsten Lebensräume im Untersuchungsgebiet dar. Diese Bedeutung wird durch die starke Besonnung der Bestände - verglichen mit Wäldern, Feldgehölzen und zum Teil auch Hecken - noch unterstrichen, die auch licht- und wärmebedürftigeren Arten ihr Substrat zu diesen Bedingungen anbietet.

In Anhang 49 wurde der Bestand an Obstbauflächen nach unterschiedlichen Kriterien abgefragt. Wiederum verbleiben bei Kombination mehrere Anforderungen nur geringe Prozente der Fläche, besonders gilt dieses hinsichtlich einer Großflächigkeit der Bestände, einer extensiven Unternutzung allgemein und insbesondere in wärmebegünstigten Lagen.

3.3.11 Baumschulen

15 Baumschulflächen nehmen im Untersuchungsgebiet 9 Hektar (0,5 % der Fläche) ein (Anhang 50).

Biototyp: Intensivgehölzkulturen - Baumschulen

3.3.12 Weihnachtsbaumkulturen

Im Untersuchungsgebiet finden sich 8 Flächen dieser Nutzung mit einer Fläche von 9,4 Hektar (0,5 % der Fläche) (Anhang 51). Vorherrschende Baumarten sind Weißtanne und Fichte, daneben treten in unterschiedlichem Umfang Rotbuche, Birke, Traubeneiche, Besenginster und andere auf. 65 % der Flächen tragen in größerem Umfang Schlagfluren zwischen den Bäumen, fast 80 % der Bestände sind nicht dicht geschlossen, 50 % weisen einen kleinräumig sehr stark wechselnden Schlußgrad auf, sind also relativ heterogen. 3 % der Weihnachtsbaumkulturfläche wurde auf Intensivgrünland begründet, die meisten Flächen befinden sich auf alten Waldstandorten unterhalb einer Hochspannungstrasse.

Biotoptyp: Intensivgehölzkulturen - Weihnachtsbaumkulturen

3.3.13 Rebkulturen

23,7 Hektar des Untersuchungsgebietes (1,3 %) werden im Weinbau bewirtschaftet (Anhang 52). Die Rebflächen verteilen sich auf 35 Standorte und haben eine durchschnittliche Parzellengröße von 0,68 Hektar. Der Gundelfinger Rebberg mit seinem extrem kleinparzellierten Splitterbesitz aus Realteilung wurde dabei als eine Einheit betrachtet. Die Rebkulturen liegen alle auf bindigem Boden in Steillage und werden intensiv und mit Ausnahme des Gundelfinger Rebberges auch sehr einheitlich genutzt.

3.3.14 Waldränder

Die Ergebnisse zu den Waldrändern wurden in den Anhängen 53 bis 57 zusammengefaßt.

Die Waldrandkomplexe prägenden Biotoptypen Säume und Gebüsche finden sich teilweise auch losgelöst von diesen in der offenen Landschaft, worüber Anhang 53 Auskunft erteilt. Die Gesamtlänge dieser Säume beläuft sich im Untersuchungsgebiet auf 1.335 Meter, davon rund ein Fünftel nährstoffarm und trocken-warm. Von den Waldrändern losgelöste Brombeergestrüppe wurden für das Gebiet in einem Längenumfang von fast 10 Kilometern kartiert, davon ein Viertel als Hauptbiotop und drei Viertel in Zusammenhang mit Fließgewässern, Hecken, Streuobst- und Grünlandbrachen, Kahlschlägen und Bahndämmen.

In Anhang 54 wurde eine kleine Auswahl der zahlreichen und ansonsten nicht dokumentierten Waldinnenränder dargestellt. Diese umfassen breite, verheidete Innenränder entlang von Böschungsanschnitten einiger Waldwege. 7 dieser Waldinnenränder nehmen bei einer durchschnittlichen Länge von 192 Meter insgesamt 1.341 Meter Länge ein. Erfasst sind nur Bestände mit einer Breite von 2 bis 5 Metern, die sich alle im Kammschwarzwald, am Mittelhang, in Süd- bis Westexpositionen sowie auf Paragneis befinden. Sie wurden als Biotoptyp Heide auf sandigem Boden im Komplex mit Innensäumen und auf 10 % der Länge auch mit Sandwänden kartiert und tragen bodensaure, zwergstrauchreiche Saumbestände. Ihre Vegetation ist stellenweise lückig und niedrig, sie weisen offene Bodenstellen im Umfang von 25 bis 50 % ihrer Parzellen auf. Ihre Standorte sind flachgründig, lehmig bis steinig, trocken und sauer. Falls die vorgelagerten Waldbestände eine stärkere Besonnung zulassen, zum Beispiel bei Kahlschlägen, finden sich wärme- oder trockenheitsbedürftige Tierarten hohen Gefährdungsgrades wie bei entsprechenden Waldaußenrändern auch. Ein Gefährdung der Bestände geht von der Gehölzsukzession aus, die auf allen Flächen mit der Waldkiefer und auf ca. 40 % der Flächen zusätzlich mit der Salweide eingesetzt hat. Die bisherige periodische Abbuschung oder auch Räumung wirft die Sukzession aber immer wieder zurück. Auf diesen Böschungen sollte kein Bodenauftrag und keine künstliche Begrünung erfolgen. Dieses ist im Untersuchungsgebiet im

Gegensatz zu anderen auch nicht gebräuchlich.

Anhang 57 gibt die auf Waldaußenränder bezogenen Ergebnisse der Biotopkartierung wieder. Von diesen wurden nur die Längen erfaßt, alle Angaben beziehen sich auf die Gesamtlänge.

Anzahl: 228

Länge: 33,5 km

Mittlere Länge: 147 m

Flächenanteil im Untersuchungsgebiet: nicht erfaßt, bei Unterstellen von 0,5 m Saumbreite 0,1 %

Biotoptypen:

Biotoptypen Säume:

- Außensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, trocken-warmer Standorte (10 %)
- Außensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, feuchter bis frischer Standorte (26 %)
- Außensaum eutropher, feuchter bis frischer Standorte (64 %)

Biotoptypen Vormäntel:

- Brombeergestrüpp auf kalkarmem Untergrund (65 %)

Biotoptypen Waldmäntel:

- Wandmantel nasser bis feuchter Standorte (1 %)
- Waldmantel frischer Standorte (61 %)
- Waldmantel stickstoffreicher ruderaler Standorte (13 %)
- Waldränder ohne Mantel, aber zum Teil mit Vormantel (25 %)
- Waldränder ohne Mantel und ohne Vormantel (13 %)

Zentrale Probleme:

- Beeinträchtigung historisch alter Randsituationen durch vorgelagerte Neuaufforstungen vor allem mit Nadelbäumen
- Umwandlung bestehender Laubwald- in Nadelwaldränder
- Intensive randliche Nutzung des Offenlandes mit der Folge geringer Saumbreiten sowie Beeinträchtigung der Säume durch die angrenzende oder häufig auch bis in die Säume reichende Düngung.
- Intensive Beschattung des Mantel- und Saumbereiches durch die angrenzende Bestockung
- Fehlendes Zurückwerfen der Sukzession durch Einschlag, Abbuschung und/oder Waldweide, dadurch bedingt niedrige Saum- und Mantelbreiten und niedrige Anteile an Pionierholzarten (Salweide, Aspe) und Dornsträuchern (Schlehe, Weißdorn-, Rosenarten) sowie Vorherrschen von Schattbaumarten
- Geringer Anteil alter Bestände im Waldrandbereich, die aufgrund ihrer Struktur günstigere Voraussetzungen für die Entwicklung von Säumen und Mänteln mit sich bringen.

Beeinträchtigungen:

- Etwa 30 % der Waldränder bestehen schon seit 200 Jahren, weitere 25 % seit mindestens 100 Jahren, ca. 45 % der Waldränder sind somit aber relativ jung und vor allem durch vorgelagerte Neuaufforstungen, selten auch durch Waldverluste entstanden.
- Auf 45 % der Waldrandlänge dominieren schon Nadelholzbestockungen, vor allem aus den alten Wäldern vorgelagerten Aufforstungen. 42 % der Gesamtlänge werden dabei von stark schattenden Nadelbaumarten eingenommen (Douglasie, Fichte, Weißtanne), die der Entwicklung von Saum und Mantel insbesondere bei direkt an den Wald angrenzender landwirtschaftlicher Nutzung wenig Chancen lassen.

- Auf 60 % der Waldrandlänge sind Säume nur fragmentarisch und stellenweise entwickelt, nur auf 14 % der Länge werden Breiten größer 2, nur auf 0,8 % größer 5 Meter erreicht. 13 % der Waldränder fehlt ein ausgebildeter Mantel, fast 60 % der Mäntel sind mit unter zwei Meter Breite sehr schmal und nur 10 % überschreiten eine Breite von fünf Metern.
- Nur 1/3 der Waldsäume wurden nährstoffarmen Typen zugeordnet.
- Die direkt an die Waldränder angrenzende Nutzung ist auf 1,5 % der Länge Acker und auf 39 % intensiv genutztes Grünland. Die auf 28 % der Länge entfallenden Wege ohne feste Decke werden oft als Beeinträchtigung dargestellt, schützen aber andererseits den Waldrand in gewissem Maße vor der mechanischen Schädigung und der Düngung durch die vorgelagerte landwirtschaftliche Nutzung.
- Die Entwicklungsphase Jungwuchs macht nur 2 % der Waldrandlänge aus. Auf 98 % der Länge bilden hochgewachsene und geschlossene Waldbestände den Waldrand. Hainbuche, Rotbuche, Hasel und Nadelschattbäume prägen den Aufbau fast aller Waldränder.
- Salweiden gehören nur auf 6 % der Länge, Aspen auf 0,4 % zu den vorherrschenden Baumarten, regelmäßig anzutreffen sind die beiden Baumarten an jeweils ca. 10 % der Waldränder.
- Mit Ausnahme der Brombeere haben dornige Sträucher (zum Beispiel Schlehe, Weißdorn- und Rosenarten) keine Bedeutung für den Aufbau der Waldränder.
- Die Entwicklungsphasen mittleres und starkes Baumholz finden sich nur auf 31 % der Länge, starke Baumhölzer sogar nur auf 8,2 %.

In Anhang 56 sind die Ergebnisse für 17 ausgewählte Waldränder zusammengefaßt, die sich über eine Gesamtlänge von 2.123 Meter erstrecken. Es handelt sich dabei um besonnte, zwergstrauchreiche, bodensaure Außensäume kalkarmer, oligo- bis mesotropher, trocken-warmer Standorte, die eine größere Breite aufweisen, in höherem Umfang offene Bodenstellen und Sandwände sowie ein Bodensubstrat wechselnder Korngrößenzusammensetzung mit Skelettanteil besitzen. Ihre an Calluna- und Ginsterheiden sowie andere Magerweiden anklingende Vegetation hat im zeitweiligen Einfluß von Rindern auf diese Bestände ihre Entsprechung. Viele der Bestände werden auch in mehr oder weniger kurzen Abständen entbuscht. Im Rahmen der vertiefenden Untersuchungen an Waldrändern und Hecken wiesen Beispiele aus dieser Gruppe die artenreichste Tier- und Pflanzenwelt und die mit Abstand höchsten Nachweise an gefährdeten Arten auf.

Die ausgewählten Waldränder unterscheiden sich vom Durchschnitt aller Waldränder in Hinsicht auf folgende Merkmale (Anhang 55). Sie liegen nicht in stark beschatteten Lagen und fast ausnahmslos am Mittelhang und im Paragneis, daß heißt auf Standorten der "Schwächeren Standortgruppe". Zu fast 100 % liegt das vorgelagerte Offenland hangabwärts, was fast dem Doppelten des Durchschnittswertes entspricht. Die topographisch erhöhte Lage schützt gewissermaßen etwas vor Beeinträchtigungen durch Mahd oder Düngung. 90 % ihrer Länge liegt im Bereich von Wäldern, Waldrändern und vor allem auch Weid- und Reutfeldern der historischen Kulturlandschaft, deren Reste sie heute spärlich repräsentieren. Der Anteil ihnen vorgelagerter unversiegelter Wege ist dreimal so hoch wie im Durchschnitt und umfaßt mehr als 70 % ihrer Länge, weitere 10 % grenzen an den Siedlungsbereich. Sie sind also zu 80 % vor einem direkten Einfluß der Mahd (nicht der Beweidung) und der Düngung geschützt. Der Anteil mittlerer und starker Baumholzbestände an ihrer Gesamtlänge beträgt ungefähr das Doppelte des

Durchschnittes, ihre Saumbreite ist erheblich größer als bei diesem. Lichtbaumarten wie Traubeneiche und Kiefer sind stärker an der Baumartenzusammensetzung dieser Waldränder beteiligt, aber auch die Rotbuche, wohingegen die Hainbuche sehr stark zurücktritt. Insgesamt äußert sich hierdurch auch die relative Trockenheit und Nährstoffarmut dieser Standorte. Auch der für die Reut- und Weidfeldwirtschaft charakteristische Besenginster ist auf mehr als der fünffachen Länge im Vergleich zum Durchschnitt vertreten.

Magere Säume von mehr als zwei Meter Breite, als eine weitere gesondert zu betrachtende Gruppe, weisen in vielerlei Hinsicht ähnliche Charakteristika auf. Sie liegen nur in Lagen von Süd bis Südwest, am Mittelhang und auf eher ärmeren Substraten. Zu über 70 % finden sie sich im Bereich von Waldrändern, die auch schon vor 100 Jahren als solche bestanden. Entlang von jüngeren Aufforstungen entwickeln sich magere Saumbestände seltener. Dieses gilt insbesondere für Saumbestände größerer Breite. Hierfür könne zwei Bedingungen ursächlich sein: Entweder sind die jungen Säume aufgrund fehlender Wege zwischen Saum und landwirtschaftlicher Fläche schlecht vor Nährstoffzufuhr geschützt oder die vormals landwirtschaftlich genutzten Standorte erlauben aufgrund ihrer Trophie nicht die Ausbildung nährstoffärmerer Säume.

Auch für die breiteren nährstoffarmen Säume ist der hohe Anteil vorgelagerter unbefestigter Wege charakteristisch sowie das hangabwärts gelegene Offenland. Sie liegen überproportional häufig entlang von Laubwäldern (76 %) der Entwicklungsphasen mittleres und starkes Baumholz (60 %). Typisch ist eine verglichen mit dem Durchschnitt starke Beteiligung der Lichtbaumarten Traubeneiche, Waldkiefer, Eßkastanie sowie auch der Rotbuche am Bestandesrand sowie geringere Anteile der Nadelschattbaumarten.

Bei den Waldrändern mit Brombeermänteln von mehr als 2 Meter Breite ist gegenüber dem Durchschnitt auffällig, daß sie wesentlich seltener an historisch alten Waldränder auftreten. Sie begleiten häufig die Aufforstungen der letzten hundert Jahre. Darüber hinaus grenzen sie überproportional häufig direkt an intensiv genutztes Grünland (62 %) oder grasbewachsene Wege (25 %) an. Die Bewirtschaftung läßt in diesen Bereichen den Säumen zwischen Mahd und vorrückender Brombeere keine Chance.

Mäntel mit Breiten über fünf Meter werden im Vergleich zum Durchschnitt wesentlich stärker durch Hainbuche und Hasel, daneben auch durch Salweide und Schwarzen Holunder aufgebaut. Ihnen ist auffällig hoch das Grünland (73 %), speziell auch extensiver genutztes Grünland vorgelagert (28 %). Direkt angrenzende Wege finden sich kaum (5 %) und sind sechsmal weniger stark vertreten als im Durchschnitt. Fehlende Wege bedeuten auch fehlenden Zwang, das Raumprofil über dem Weg für Fahrzeuge per Rückschnitt freizuhalten, extensivere Grünlandnutzung steht für geringeres Wirtschaftsinteresse und vermutlich ebenfalls kleinerer Tendenz, randliche Gehölze zurückzuschlagen. Beide Faktoren erlauben jeweils größere Mantelbreiten.

In Anhang 57 wurden die Waldränder des Untersuchungsgebietes hinsichtlich bestimmter Merkmalskonstellationen abgefragt. In wärmebegünstigten Lagen verbleiben bei Kombination einiger Anforderungen, insbesondere hinsichtlich der Breiten von Säumen und Mänteln, nur noch marginale bis keine Längenanteile. Die oben dargestellten differierenden Entwicklungsbedingungen von Säumen und Mänteln legen aber auch nahe, daß diese bei den vorhandenen Nutzungsverhältnissen im Untersuchungsgebiet nur selten an einem Standort gemeinsam in größerer Breite auftreten.

3.3.15 Wälder

Die Ergebnisse der Biotopkartierung zu dieser Biotoptypengruppe werden in den Anhängen 58 bis 60 dargestellt. Anhang 58 gibt einen Überblick über die als Haupt- oder Nebenbiotoptyp kodierten Flächen. 99,7 % der gesamten nur oder auch als Wald kodierten Fläche wird als Hauptbiotoptyp geführt. Die Nebenbiotypen im Umfang von 2,3 Hektar wurden Grünlandbrachen zugeordnet. Die nachfolgende Darstellung bezieht sich nur auf die als Hauptbiotoptyp kodierten Flächen. Die Prozentangaben beziehen sich auf deren Gesamtfläche. Die niedrige Durchschnittsfläche der kartierten Einheiten ist vor dem Hintergrund der Größe der Planungseinheiten in der Forsteinrichtung von oft 5 bis 50 Hektar bemerkenswert.

Anzahl: 702

Fläche: 778 ha

Mittlere Fläche: 1,1 ha

Flächenanteil im Untersuchungsgebiet: 43 %

Biotoptypen:

- Winkelseggen-Erlen-Eschenwälder (0,5 %)
- Buchenmischwälder frischer basenarmer Böden, collin bis submontan (21,6 %)
- Kleinräumige Komplexe des vor- und nachstehenden Typs (10,3 %)
- Buchenmischwälder frischer basenarmer Böden, collin bis submontan (3,1 %)
- Kleinräumige Komplexe des vor- und nachstehenden Typs (0,7 %)
- Traubeneichen-Trockenwald kalkarmer Standorte (0,1 %)
- Buchen-Tannenwald basenarmer Böden, montan (1,8 %)
- Buchen-Tannenwald, basenreicher Böden, montan (4,3 %)
- Laubholzforste einheimischer Baumarten auf frischen Standorten (4,0 %)
- Laubholzforste einheimischer Baumarten auf feuchten Standorten (3,2 %)
- Laubholzforste eingeführter Baumarten auf frischen Standorten (0,6 %)
- Laubholzforste eingeführter Baumarten auf feuchten Standorten (0,6 %)
- Fichtenforste trockener bis mittlerer Standorte (7,3 %)
- Tannen-Fichtenforste trockener bis mittlerer Standorte (18,8 %)
- Tannen-Fichtenforste feuchter Standorte (0,4 %)
- Kiefernforste auf trockenen Standorten (6,7 %)
- Lärchenforste (0,6 %)
- Nadelforste eingeführter Baumarten auf trockenwarmen Standorten (0,7 %)
- Nadelforste eingeführter Baumarten auf frischen Standorten (14,9 %)

Zentrale Probleme:

- Aufforstung vorher extensiv genutzter landwirtschaftlicher Flächen
- Ernte der Bäume weit vor ihrem natürlichen Lebensalter mit der Folge niedriger Anteile alter Bäume im Wald, Entnahme kranker und abgestorbener Bäume, hierdurch in Kombination mit dem ersten Punkt niedrige Anteile stärker dimensionierter toter, absterbender und morscher Bäume im Wald
- Aufbau des Waldes in nach Alter getrennten Parzellen (Altersklassenwald) von ca. 5 bis 50 Hektar Größe, dadurch räumliche Separierung der entsprechenden Teilstrukturen, die in natürlichen Wäldern der Mittelgebirge Mitteleuropas in der Regel mosaikartig aus Flächen von 1 - 2 Hektar Größe aufgebaut wären. Aufgrund der Ernte der Bäume bei ca. einem Viertel oder der

Hälfte ihres natürlichen Lebensalters, dem Unterdrücken der Pionierbaumarten und der Förderung eines möglichst raschen Kronenschlusses auf den Verjüngungsflächen fehlen im Wirtschaftswald zeitlich ohnehin die Hälfte oder drei Viertel der in Naturwäldern unterschiedenen Phasen (z.B. KORPEL 1995, SCHERZINGER 1996)

- Bevorzugung von ertragreicheren Nadelbäumen bei der Baumartenwahl auch auf historischen Laubwaldstandorten
- Unterdrücken der Konkurrenzvegetation auf Verjüngungs- und Aufforstungsflächen mit der Folge von niedrigen Anteilen von Pionierbaumarten (zum Beispiel Aspe, Salweide, Hängebirke), einer niedrigen Verweildauer der Lücken und Schläge im Wald und niedrigen Flächenanteilen an längerfristig offenen, im Wald liegenden Flächen
- Aufgabe historischer Bewirtschaftungsformen, die aufgrund kurzer Umtriebszeiten oder Zurückdrängung der Gehölze die langen Schattenphasen der Wälder frühzeitiger und zum Teil auch dauerhaft unterbrachen und die Ansprüche licht- und wärmebedürftigeren Arten in vergleichsweise höherem Umfang erfüllten (Weide-, Nieder-, Mittelwaldwirtschaft)

Beeinträchtigungen:

- 28 % der Waldfläche stocken auf extensiven Grünlandflächen der historischen Kulturlandschaft um 1780. Der Anteil historischer Waldstandorte an der heutigen Waldfläche beträgt bezogen auf 1780 69 % und auf 1890 93 %.
- 21 % des aktuellen Bestandes an extensiv genutztem Feucht- und Naßgrünland und 17 % der Grünlandflächen mit Orchideenvorkommen sind aktuell von Aufforstung oder spontaner Wiederbewaldung betroffen und werden die standörtliche Eignung für viele der dort vertretenen Arten verlieren.
- Nur 4 % der Fläche tragen von ihrer Entwicklungsphase her starke Baumhölzer, nur 36 % mittlere Baumhölzer. Lediglich auf 0,4 % der Fläche finden sich Waldbestände, bei denen einzelne Bäume Durchmesser von über einem Meter erreichen, solche von über 1,5 Meter sind überhaupt nicht in den Wäldern vertreten. Es finden sich keine wirklich starken Einzelbäume, wie sie zum Beispiel in mitteleuropäischen Urwaldrelikten der slowakischen Ostkarpaten regelmäßig auftreten, zumindest bei der Baumart Weißtanne (KORPEL 1995). Ein hoher Anteil stärkerer Bäume über 50 cm Durchmesser, zum Beispiel in Höhe von mindestens 40 % der Bestandesgrundfläche wird nur von ca. 4 % der Bestände erreicht. Die Totholzvorräte der Wälder sind außerordentlich gering. Einzelne stehende abgestorbene Bäume mit einem Durchmesser von über 30 cm wurden nur auf 9 % der Fläche gefunden. Ihr Anteil liegt immer unter 4 % der Bestandesgrundfläche, während der gesamte Totholzvorrat in Urwaldrelikten ein Vielfaches dieser Werte erreichen kann. Ein Anteil dieser Bäume von 3 und 3,5 % der Grundfläche wird im Untersuchungsgebiet zudem nur auf 0,002 % der Fläche angetroffen. Liegende abgestorbene Stämme über 30 cm Durchmesser finden sich nur auf 0,1 % der Fläche und bleiben auch dort auf eine Stammzahl von weniger als 4 je Hektar beschränkt.
- Auf 94 % der Fläche wurden die Waldbestände als gleichaltrig klassifiziert, nur 5 % der Fläche weisen eine sehr ungleichaltrige Bestockung mit einer Altersspanne von über 75 Jahren im Hauptbestand auf (durchgewachsene Mittelwälder). In Tannen-Buchenurwäldern wird auf wenigen Hektaren schon eine Altersspanne im Hauptbestand von mehreren hundert Jahren erreicht (KORPEL 1995).
- 56 % der Waldfläche tragen einschichtige Bestände, 39 % zweischichtige mit aus zwei vertikal

deutlich differenzierten Baumschichten und 5 % dreischichtige Bestände mit zwei Baumschichten und einer Strauchschicht.

- 50 % der Waldfläche werden von Nadelbaumbeständen eingenommen, die historisch in diesem Gebiet nicht vorkamen. Über 85 % dieser Bestände bestehen aus Nadelschattenbäumen, 30 % aus kontinentfremden Baumarten. Auf weiteren 8 % der Waldfläche ist die Zusammensetzung der Laubbaumbestände sehr stark abgewandelt, zum Teil werden auch Arten oder Hybriden aus anderen Kontinenten angebaut. 9 % der Fläche wird von Reinbeständen eingenommen, die im Wesentlichen aus nur einer Baumart bestehen.
- Birken-, aspen- und salweidenreiche Waldbestände werden nur auf 0,9 % der Fläche angetroffen, reich an Brombeergebüschen sind nur 0,7 % der Waldfläche.
- Der Anteil der Verjüngungsflächen beläuft sich auf unter 1 % der Fläche im Jahr, davon werden ca. 2/3 im Kahlschlag, das letzte Drittel kahlschlagfrei verjüngt (Schirm- und Femelschläge). Der Anteil von Verjüngungsflächen mit ausgeprägten Schlagfluren liegt bei ca. 2 % der Waldfläche. Stärker besonnte Bereiche mit offenen Bodenstellen kommen nur auf 0,15 % der Fläche vor, eine stärker besonnte, lückige und niedrige Vegetation nur auf 0,1 %. Ca. 1,3 % der Waldfläche sind als Jungwuchs klassifiziert, alle anderen Bestände mit Ausnahme der zur Verjüngung vorbereiteten Althölzer mit ca. 0,3 % der Fläche sind dicht geschlossen. Entsprechend wurde bei fast 95 % der Waldfläche der Kronenschluß als gedrängt bis geschlossen klassifiziert. Der niedrigste mögliche Schlußgrad (räumdig) findet sich nur auf 1,5 % der Fläche und deckt die Verjüngungsbestände ab.
- 96 % der Waldfläche werden als Hochwald bewirtschaftet, bei knapp 4 % der mittlerweile durchgewachsenen Wälder sind noch strukturelle Merkmale der Nieder- und Mittelwaldwirtschaft an den Stammformen, der Bestandeszusammensetzung und am Bestandaufbau erkennbar. Aktive Niederwaldbewirtschaftung findet nur noch auf 0,16 % der Fläche unterhalb einer Freileitung statt. Waldweide sowie Reut- und Weidfeldwirtschaft wurden bereits im letzten Jahrhundert aufgegeben, Gehölzbestände mit Weideeinfluß finden sich nur noch am Rand einiger weniger Triebwege entlang von Hecken oder Waldrändern. Nur ein Feldgehölz wird derzeit noch flächig beweidet.

Die heutigen Flächen der Nadelbaumbestände sind zu folgenden Anteilen jeweils durch Aufforstung extensiver landwirtschaftlicher Flächen oder durch Umwandlung von Laub-, zumeist Buchenwäldern entstanden: Fichte 60/40, Tanne-Fichte auf trockenen bis mittleren Standorten 40/60, Tanne-Fichte auf feuchten Standorten 0/100, Kiefer auf trockenen Standorten 20/80, Lärche 20/80, Douglasie auf frischen Standorten 30/70, Douglasie auf trockenen Standorten 0/100. Die meisten Laubwälder stocken auf historisch alten Waldstandorten (Bezugszeitpunkt 1780). Ausnahmen sind die Erlen-Eschen-Wälder, die zu 80 % auf Rückbesiedlung feuchter Talwiesen zurückgehen und die montanen Waldmeister-Buchenwälder, die als die relativ besten Standorte dieser Lagen bevorzugt gerodet waren. Auf den Bezugszeitraum 1780 bezogene historisch alte Waldstandorte werden nur noch zu 47 % von Auen-, Buchen- und Traubeneichenwäldern eingenommen, mehr als die Hälfte der Fläche wurde in produktivere Bestände umgewandelt.

Die heutigen Jungwuchsflächen liegen überproportional zu über 80 % im Bereich der historischen Waldstandorte und werden sich zu 40 % zu Laubholzforsten (Bergahorn, Esche, Vogelkirsche), zu 49 % zu Nadelforsten und nur zu ca. 11 % zu buchenreichen Wäldern entwickeln. Die Jungwuchsflächen tragen zu einem Drittel Schlagfluren nährstoffärmerer, zu zwei Dritteln solche

nährstoffreicherer Standorte, auf denen die Sukzession wesentlich rascher verläuft. Vegetationsfreie, besonnte Bodenstellen sowie schütterere, lückige gut durchsonnte Vegetation sind im Waldbereich auf die Jungwuchsflächen beschränkt und finden sich vor allem in nährstoffärmeren und trockenen Bereichen. Da viele Jungwuchsflächen nährstoffreiche Standorte einnehmen und bereits einer ein- oder mehrjährigen Sukzession unterlagen, finden sich Bereiche mit schütterer Vegetation und offenen Bodenstellen nur auf 10 % der Jungwuchsfläche.

Die heutigen Reste durchgewachsener Mittelwälder liegen alle in Waldmeister-Buchenwäldern der collin-submontanen Stufe, teilweise kleinräumig verzahnt mit Hainsimsen-Buchenwäldern.

Waldbestände der Entwicklungsphase starkes Baumholz stocken zu über 80 % auf historisch alten Waldflächen (1780) und werden zu über 90 % von Buchenwäldern aufgebaut, deren Bestände sich fast ausschließlich aus Rotbuchen, zum Teil mit Traubeneichenbeimischung aufbauen. 63 % ihrer Fläche wurden früher als Mittelwald bewirtschaftet, seit ca. Anfang des Jahrhunderts wurden sie in Hochwald überführt. Sehr starke Bäume über 1 Meter Durchmesser treten auf ihren Flächen um den Faktor 23 häufiger auf als im Durchschnitt aller Wälder, ebenso auch Bestände, bei denen der Anteil von Bäumen über 50 cm Durchmesser an der Bestandesgrundfläche 50 % überschreitet. Ihr Anteil an morschen und abgestorbenen Bäumen ist ebenfalls im Vergleich zu den außerordentlich dürrtigen durchschnittlichen Verhältnissen erhöht. Obschon sie der Mittelwaldbewirtschaftung entstammen, weisen sie heute zu über 95 % ihrer Fläche einen dichten Kronenschluß auf. Auf 90 % ihrer Fläche sind sie sehr ungleichaltrig und dreischichtig aus zwei Baumschichten und einer Strauchschicht aufgebaut. Beide Aspekte sind im Untersuchungsgebiet mehr oder weniger an diese Bestände gebunden.

Der Anteil mittlerer und starker Baumhölzer ist verglichen mit den durchschnittlichen Verhältnissen aller Wälder und besonders in Relation zu den Laubwäldern bei den Laubholz-, Fichten- und Fichten-Tannen-Forsten der Feuchtstandorte stark erniedrigt, ebenso bei den Lärchen- und Douglasienforsten. Es überwiegen junge Bestände, denen auch einzelne starke Bäume über 50 cm Durchmesser und tot-/faulholzreiche Bäume über 30 cm Durchmesser fehlen. Die Douglasienforste sind stark überproportional als Reinbestände, alle oben genannten Bestandestypen weitgehend aus gleichaltrigen Beständen aufgebaut. Insbesondere die Fichten- und Douglasienforsten sind auch vertikal wenig ausgeprägt differenziert.

In Anhang 60 wurde der Waldbestand des Gebietes nach verschiedenen Kriterien abgefragt. Beim Formulieren von Ansprüchen hinsichtlich des Vorhandenseins alter Bäume oder höherer Tot- und Faulholzanteile verbleiben immer nur marginale Flächenanteile, ebenso wie bei Abfragen nach offenen und lichten Bereichen. Abfrage h) verdeutlicht, daß eichenreiche Waldbestände, wie sie von ihrer Baumartenzusammensetzung her typisch für die Nieder- und Mittelwaldwirtschaft waren, zwar noch einen erfreulichen Flächenanteil von 26 % einnehmen, die für diese Betriebsarten aber typische lichte Struktur dieser Bestände heute praktisch nicht mehr gegeben ist. Die Abfragen i) und j) belegen die niedrigen Anteile der Waldflächen mit Pionierbaumarten und Brombeergebüschen. Feuchte bis nasse Sonderstandorte sind nur noch zu etwas mehr als die Hälfte ihrer Fläche mit Laubwäldern bestockt (Anhang k). Trocken-warme Sonderstandorte tragen kaum noch Laubwälder, große Flächenanteile sind an Douglasie und Waldkiefer gefallen. Nur äußerst kleine Flächenanteile dieser Waldstandorte tragen einen Komplex eichenreicher Trockenwälder mit lichtem Kronenschluß, die von Saumarten und Brombeergebüschen durchsetzt sind.

3.3.16 Siedlungs- und Verkehrsflächen

Die Ergebnisse der Biotopkartierung zu dieser Biotoptypengruppe werden in den Anhängen 61 (Siedlungsflächen) und 62 (Verkehrsflächen) dargestellt. Siedlung und Verkehr beanspruchen im Untersuchungsgebiet 352 Hektar Fläche, was einem Anteil von 19 % an der Gesamtfläche entspricht.

Bei der Siedlungsfläche (Anhang 61) sind die überörtlichen Verkehrsverbindungen und Durchgangsstraßen ausgeklammert und den gesonderten Verkehrsflächen zugeschlagen. Die Wohnstraßen sind dagegen in den Siedlungsbiotoptypen enthalten. 517 Einheiten wurden während der Kartierung im Siedlungsbereich mit einer durchschnittlichen Flächengröße von 0,5 Hektar unterschieden, der gesamte Flächenumfang beläuft sich auf 256 Hektar (14 % des Untersuchungsgebietes). Die nachfolgenden Prozentangaben beziehen sich auf diese Gesamtsiedlungsfläche. 97 % des Siedlungsbereiches liegt in Höhenlagen unter 300 m ü NN im Bereich der Ebene, Talböden und Unterhänge. Insbesondere die Gruppe der "Besseren Standorte" ist in hohem Maße überbaut, 25 % der Siedlungsflächen liegen aber auch im Bereich der Schwemmsedimente und damit in früheren Überschwemmungsbereichen. Ebenfalls etwa 25 % des heutigen Siedlungsbereichs nehmen - im Vergleich zur historischen Kulturlandschaft um 1780 oder 1890 - ehemals feuchte Grünlandflächen und ca. 45 % frühere Ackerflächen ein. Nur 23 % des heutigen Siedlungsbereiches zählte auch 1890 schon zu diesem. 57 % der Siedlungen sind hochverdichtete Wohn- oder Verwaltungsflächen, die zum Großteil außerhalb der ehemaligen Dorfkernse seit den 60er Jahren dieses Jahrhunderts entstanden sind. Im gesamten besiedelten Bereich besteht nur eine Villa mit parkartigem Garten, deren Flächenanteil sich auf 0,1 % beläuft. Der Anteil der Siedlungsteile, in denen zumindest der ehemalige dörfliche Charakter erkennbar ist, beläuft sich auf 13 %. Wirklich noch landwirtschaftlich geprägt sind aber nur 5 % der gesamten Siedlungsfläche, zumeist die Einzelhöfe des Schwarzwaldes. Auf 8,4 % der Siedlungsfläche bestehen noch alte Wirtschaftsgebäude in der traditionellen Bauweise, innen jedoch zum Großteil modernisiert. Wenig veränderte und modernisierte Wohngebäude finden sich nur auf 0,1 % der Fläche. Fast 16 % des Siedlungsbereichs wird heute von gewerblichen Bauflächen sowie Anlagen der Ver- und Entsorgung eingenommen, der Großteil davon stark versiegelt. Der darin enthaltene Bestand der Deponieflächen mit 3 % des Siedlungsbereiches läßt sich zum Teil in Abb. 5 erkennen. Die Deponieflächen sind heute größtenteils abgedeckt und gehölzbepflanzt. Zwischen den Gehölzen und an ihren Rändern dominieren Neophyten-Staudenfluren. Eigens als Grünflächen kartierte Bereiche machen 13 % der Siedlungsfläche aus und verteilen sich etwa je zur Hälfte auf Sportanlagen und Kleingärten. Angesichts der rasanten und anhaltenden Bevölkerungsentwicklung verwundert der niedrige Brachenanteil von 1,4 % im Siedlungsbereich nicht. Die Brachflächen liegen alle in der Ebene auf Löß-Auelehm oder Löß, von ihrer Fläche sind 5 % als vegetationsarme Sand-, Kies- und Schotterflächen ausgebildet, 57 % sind neophytenreiche Grünlandbrachen und 38 % aufgelassene Streuobstwiesen.

Bei den Verkehrsflächen (Anhang 62) wurden 233 Einheiten mit 96 Hektar Fläche bei einer mittleren Flächengröße von 0,43 Hektar unterschieden. Dies entspricht einem Flächenanteil von 5 % im Untersuchungsgebiet. Die nachfolgenden Prozentangaben beziehen sich auf die Verkehrsfläche. Ca. 60 % der Verkehrseinrichtungen liegen in der Ebene mit Höhen von unter 300 m ü. NN. Die größeren Höhenlagen sind vorwiegend nur durch unbefestigte land- und forstwirtschaftliche Wege erschlossen. Bezogen auf die Kartenjahrgänge um 1780 und 1890 liegen 25 % des Verkehrsnetzes auf ehemaligen Waldstandorten (Forstwege), ca. 25 % im ehemaligen

Grünland, 20 % auf Ackerstandorten und 5 % im historischen Siedlungsbereich. Das verbleibende Viertel entfällt in etwa auf die auch schon früher bestehende Verkehrsfläche außerhalb des Siedlungsbereiches. 9 % der Verkehrsfläche entfallen heute auf die Bahnanlagen der Trasse Karlsruhe - Freiburg, die schon seit 150 Jahren besteht und deren Dämme von teilweise breiten Hecken, Säumen und Ruderalfluren begleitet werden. Straßen und Wege haben einen Anteil von 91 % an der Verkehrsfläche, von dem jeweils etwa die Hälfte versiegelt bzw. unversiegelt ist. Graswege nehmen 0,6 %, unbefestigte Erdwege 4,6 % der gesamten Verkehrsfläche ein. Der Großteil der unversiegelten Wege trägt somit eine wassergebundene Schotterdecke.

3.3.17 Schlußbetrachtungen zur flächendeckenden Biotopkartierung

Die aufgebaute Datenbankstruktur erlaubt vielseitige Abfragen und kann für zahlreiche Fragestellungen genutzt werden. Sie ermöglicht eine detaillierte Charakterisierung sowohl der Flächennutzung insgesamt als auch der einzelnen Biototypen. Die allgemeine Diskussion um Gefährdungsursachen und Verursacher im Arten- und Biotopschutz kann hinsichtlich der Intensität der Flächennutzung und ausgewählten Qualitätsmerkmalen der Objekte lokal parzellengenau festgeschrieben und für das Gebiet bilanziert werden. Für spezielle Fragestellungen können Flächen mit bestimmten standörtlichen, historischen, Biotop- oder Nutzungsqualitäten abgefragt werden. Hierdurch sind zum Beispiel auch Bereiche für vertiefende Untersuchungen gut zu selektieren. Das Biotopkataster mit seiner detailgetreuen und flächenscharfen Dokumentation der Nutzung ist eine ausgezeichnete Basis für Zeitreihenuntersuchungen zum Nutzungs- und Landschaftswandel und für ein diese Aspekte betreffendes Monitoring. Für rückgerichtete Analysen zur Entwicklung des Biotop- und Nutzungsspektrums bestehen durch die Einbeziehung historischer Karten und Luftbilder flächenpräzise Möglichkeiten bis zum Ende des 18. Jahrhunderts. Die inhaltliche Auflösung wird dabei aber bei Karten durch die damals verwendeten Kartiereinheiten, bei Luftbildern durch deren Eigenschaften (Auflösung, Filmtyp, Erhaltungszustand) bestimmt.

Der Aufbau des Datenschlüssels der flächendeckenden Biotopkartierung, der sich auf die Biototypen und auf konkrete Nutzungsmerkmale stützt, verhindert eine pauschalisierte, oft im Detail nicht mehr nachzuvollziehende und auch weitgehend beliebige Charakterisierung im Anhalt an Begrifflichkeiten wie zum Beispiel extensiv/intensiv, naturnah/naturfremd, vielfältig/monoton oder artenreich/artenarm. Sofern diese Begriffe im Schlüssel auch Verwendung finden, wie zum Beispiel für extensiver und intensiver genutztes Grünland, wurden diese über konkrete Merkmale und nachvollziehbar abgebildet. In diesem Sinne ist der vorgelegte Ansatz einer pauschalen oder auch skalierten und punktbewerteten Verwendung dieser Begriffe überlegen. Ein besonderer Vorteil liegt in Relation zu den anderen skizzierten Vorgehensweisen auch in der außerordentlich hohen Flexibilität in Anpassung an neue Fragestellungen oder Prioritäten, da durch den vielfältigen Datenbestand zahlreiche unterschiedliche Auswertungen möglich sind. Eine selektive Kartierung ist nicht annähernd in der Lage, den Zustand und die Nutzung eines Gebietes abzubilden und in die Naturschutz- und Gesamtplanung einzubringen. Wenn der Arten- und Biotopschutz tatsächlich seiner rechtlichen Verpflichtung und inhaltlichen Notwendigkeit zur Berücksichtigung der Gesamtlandschaft nachkommen will, muß er sich auch zwingend in flächendeckender Weise mit ihrer Nutzung auseinandersetzen und die aus seiner Sicht virulenten Probleme konkret abbilden und bilanzieren können. Dieses dürfte im Hinblick auf die Dokumentation und ein Monitoring der Nutzung weder über eine selektive Kartierung noch über Fernerkundung allein möglich sein. Die flächendeckende Biotop- und Landnutzungskartierung in Verbindung mit einer Untersuchung des

Landnutzungswandels ist die Basis für das Verständnis der räumlichen und zeitlichen Dynamik der Biotoypenausstattung von Inventurgebieten. Ohne Verständnis für das Entstehen dieser Ausstattung sind in die Zukunft gerichtete Überlegungen zu Erhaltungs- und Entwicklungsoptionen kaum möglich. Die Basis zur Klärung der Frage, wie und wo können Flächen mit bestehenden oder angestrebten Eigenschaften erhalten oder geschaffen werden und sich fallweise auch selbst entwickeln, fehlt.

Die auf bestimmte Eigenschaften der Biotypen bezogenen Flächenabfragen und ihre verschiedenen Verschneidungen zeigen, daß die über Merkmale des Standortes, der Nutzung, Vegetationszusammensetzung oder -struktur getroffene Flächenauswahl, wie sie auch naturschutzfachlichen Beurteilungskriterien wie der Naturnähe, Repräsentanz, Vielfalt, Seltenheit und Gefährdung letztendlich zugrundeliegt, beliebig ist. Je nach ausgewählten Kriterien verbleiben unterschiedliche Flächenanteile, mit zunehmender Berücksichtigung weiterer Aspekte werden diese immer marginaler. Wo in diesem Spektrum an Möglichkeiten die Grenzziehung hinsichtlich des Schutz- oder Entwicklungsbedarfes stattfinden soll, kann nicht aufgrund der Biotypen entschieden werden, sondern nur aus dem Verständnis der Raum-Zeit-Systeme der vorhandenen Arten oder zumindest einer zweckmäßigen Auswahl derselben. Unabhängig von ihrer mangelnden Eignung zur Formulierung von Flächenansprüchen verdeutlichen die flächendeckende Biotopkartierung, die biotypenbezogenen Auswertungen und die kriterienbasierten Flächenabfragen den Nutzungszustand und die Beeinträchtigungen des Untersuchungsraumes, liefern diesbezügliche Argumente und sind die räumliche Basis für weiterführende Untersuchungen.

3.4 Floristische und faunistische Untersuchungen ausgewählter Probeflächen

3.4.1 Untersuchungen zum Orchideenbestand des Grünlandes im Untersuchungsgebiet

Im gesamten Grünland des Untersuchungsgebietes (434 Hektar) wurden 27 Fundorte von Arten der Familie Orchidaceae mit einer Gesamtfläche von 12 Hektar angetroffen. Die mittlere Größe dieser Fundorte beträgt 0,4 Hektar. Insgesamt wurden 6 Orchideenarten nachgewiesen, von denen für 3 Arten nur Funde von wenigen Individuen vorliegen (*Listera ovata*, *Orchis mascula*, *Platanthera bifolia*). Abb. 9 gibt die Verteilung der Fundorte wieder, die Ergebnisse der dreijährigen Untersuchung sind in Anhang 63 zusammengefaßt. Anhang 64 charakterisiert diese Orchideenarten und weitere bundes- oder landesweit gefährdete bzw. schonungsbedürftige Pflanzenarten des Gebietes auf der Basis von Literaturangaben hinsichtlich ihrer Vorkommen, ihres Gesellschaftsanschlusses, ihrer Zeigerwerte und ihrer Gefährdung. Der Schlüssel zu den kodierten Angaben befindet sich in Anhang 114. Die im Rahmen der Auswertung verwendeten Roten Listen gefährdeter Pflanzenarten finden sich in Anhang 111.

Die im Grünland des Untersuchungsgebietes angetroffenen Orchideenarten werden als Arten der Magerrasen, teilweise auch der nassen Magerrasen, Naßwiesen, Flach- und Quellmoore bezeichnet. Die häufiger angetroffenen Arten (*Dactylorhiza majalis*, *Dactylorhiza maculata*, *Orchis morio*) sind über ihren Stickstoff-Zeigerwert als Arten stickstoffärmerer Standorte charakterisiert und reagieren empfindlich auf Düngung. Die beiden erstgenannten Arten haben zudem einen Feuchte-Zeigerwert, der auf die Nässe oder zumindest Feuchte ihrer Standorte verweist, sie sind zusätzlich empfindlich gegenüber Veränderungen des Wasserhaushaltes. *Orchis morio* tendiert hingegen mehr zum trockeneren Standortflügel. Alle Arten gelten als mäßig schnittverträglich, daß heißt, die erste Nutzung kann ab Mitte Juni erfolgen. *Orchis morio* ist nach einer bundesweiten vergleichenden Einschätzung dieser Orchideenarten die seltenste Art, die an ihren Wuchsorten oft

auch nur einzeln oder in kleineren Gruppen vorkommt. Ihre Bestände sind stark rückläufig und sie wird bundes- und landesweit als stark gefährdet eingestuft. Wesentliche Ursachen ihrer Gefährdung sind Intensivierung der Grünlandnutzung durch Düngung, Erhöhung der Schnitffrequenz oder starke Beweidung sowie die Aufforstung oder Wiederbewaldung von Extensivgrünland. Im Untersuchungsgebiet ist sie auch im Extensivgrünland nur in den nährstoffärmsten, oft niedrigen oder lückigen Beständen zu finden, die sich durch das Auftreten von Arten der Heiden und Borstgrasrasen auch floristisch abheben.

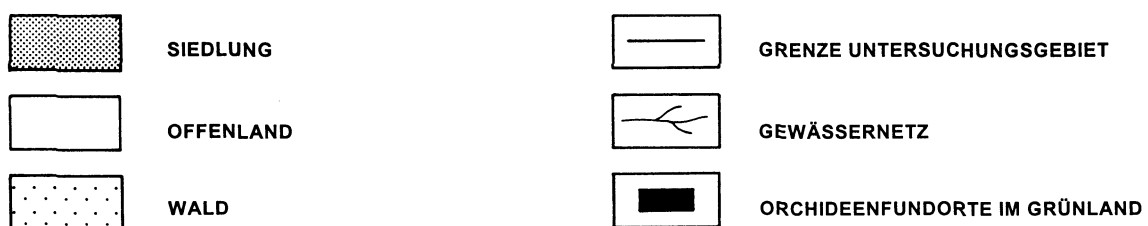
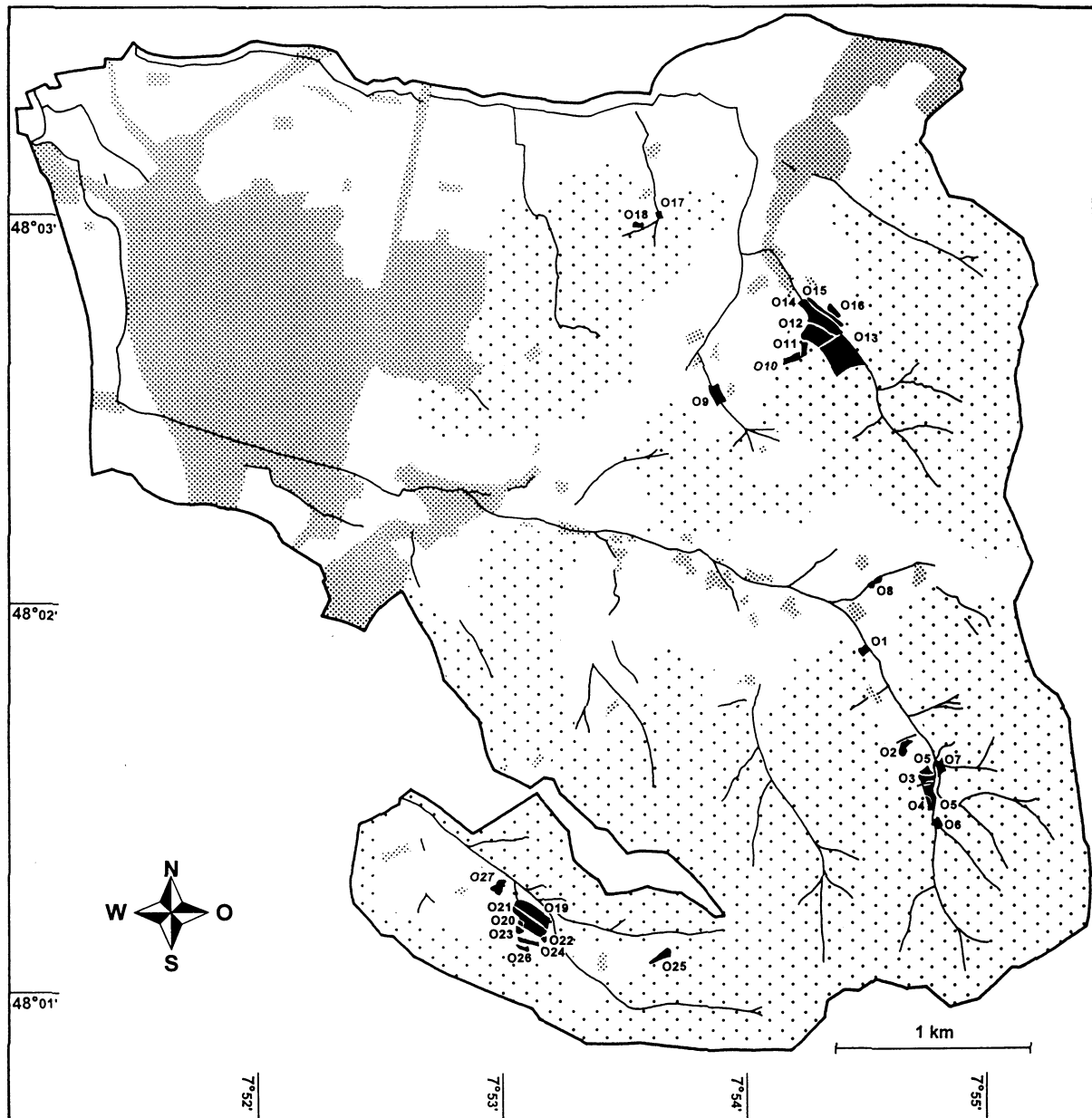


Abb. 9: Lage der Grünlandflächen mit Orchideenvorkommen im Untersuchungsgebiet

Typische Begleitarten sind beispielsweise *Calluna vulgaris*, *Polygala vulgaris*, *Potentilla erecta* oder *Hieracium pilosella*. Die individuenreichsten Bestände von *Dactylorhiza majalis* finden sich im Untersuchungsgebiet in Quellsümpfen und Naßwiesen mit *Juncus acutiflorus*. Bei Aufgabe der Bewirtschaftung oder bei stärkerer Beweidung tragen diese Standorte oft dichte Waldsimsen- und Großseggenbestände, zum Teil auch verzahnt mit Hochstaudenfluren. Häufig bildet sich dort dann auch eine dichte Streuauflage. Wenn überhaupt, findet sich *Dactylorhiza majalis* nur noch vereinzelt. *Dactylorhiza majalis* ist bundes- und landesweit als eine gefährdete Pflanzenart eingestuft. Etwas trockenere Standorte im mageren, feuchten bis frischen Grünland besiedelt im Untersuchungsgebiet *Dactylorhiza maculata*, die in Baden-Württemberg als schonungsbedürftig eingestuft ist. Berücksichtigt man alle Untersuchungsjahre von 1989 bis 1991 und summiert für jeden einzelnen Fundort die im einem der drei Jahre erreichte maximale Individuenzahl auf, war *Dactylorhiza majalis* die am regelmäßigsten vertretene und individuenstärkste Art, mit weitem Abstand gefolgt von *Dactylorhiza maculata*, die nur ca. ein Viertel ihrer Individuenzahl erreicht und *Orchis morio* mit einem Anteil von ca. 5%. In den Abb. 10 und 11 sind die wichtigsten Ergebnisse der Orchideen-Untersuchungen im Grünland zusammengestellt. In Abb. 10 sind dabei sowohl das Gesamtergebnis über alle Jahre, als auch die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungsjahre berücksichtigt. Die Anordnung der Untersuchungsflächen in den Diagrammen erfolgt immer nach abnehmenden Artenzahlen, dann nach abnehmenden Individuenzahlen.

Artenzahlen

An zwei von insgesamt 27 Fundorten wurden 3 Orchideenarten, an weiteren 7 Fundorten 2 Arten und an den übrigen nur eine Art von 1989 - 1991 angetroffen. Für die einzelnen Untersuchungsjahre liegt die Schwankungsbreite der an den einzelnen Fundorten belegten Artenzahlen zwischen 0 und 3 Arten. Die Mittelwerte der in den Jahren 1989 - 1991 ermittelten Artenzahlen schwanken an den Fundorten zwischen 0,3 und 2,3 Arten. An den einzelnen Standorten wurde die jeweilige Gesamtartenzahl über die drei Jahre 1989 - 1991 nur in einzelnen Untersuchungsjahren belegt. Die Fundorte mit nur einer nachgewiesenen Orchideenart weisen in einzelnen Jahren auch überhaupt keine Individuen auf. Ursachen hierfür können sowohl in der Biologie als auch der Auffälligkeit der Arten liegen. Viele Orchideenarten benötigen Jahre, bis sie überhaupt als grüner Sproß oder blühend in Erscheinung treten, viele Arten intermittieren, daß heißt setzen für kürzere oder längere Zeit mit ihrer Sproßentwicklung aus. An den Fundorten mit mehreren Orchideenarten sind auch Arten beteiligt, die nur mit einigen wenigen Individuen in Erscheinung traten oder hinsichtlich ihrer Blütenfärbung und -größe relativ unauffällig sind. Sie konnten deshalb auch leichter in anderen Jahren übersehen werden. Eine dritte Möglichkeit zur Erklärung der Schwankungsbreite der Artnachweise in den einzelnen Untersuchungsjahren liegt in Veränderungen der Standorte oder der Nutzung von einzelnen Fundorten. So wurden beispielsweise die Quellsümpfe O1 und O4 im Untersuchungszeitraum einer stärkeren Beweidung unterzogen und die Naßstandorte sehr stark zertreten. In der Folge verschwand *Dactylorhiza majalis* aus diesen Untersuchungsflächen.

Individuenzahlen

Die Individuenzahlen aller Arten je Flächeneinheit (Abb. 10) schwanken für die einzelnen Untersuchungsjahre und Fundorte zwischen 0 und 24 Individuen je 100 m². Der Mittelwert der Individuenzahlen aller Arten 1989 - 1991 variiert zwischen den Untersuchungsflächen von 0,02 bis 16 Individuen je 100 m².

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER ORCHIDEENFLORA

(bei individuenbasierten Angaben wurden für den Zeitraum 1989 - 1991 für jede Art das Untersuchungsjahr mit der maximal beobachteten Individuenzahl zugrundegelegt)

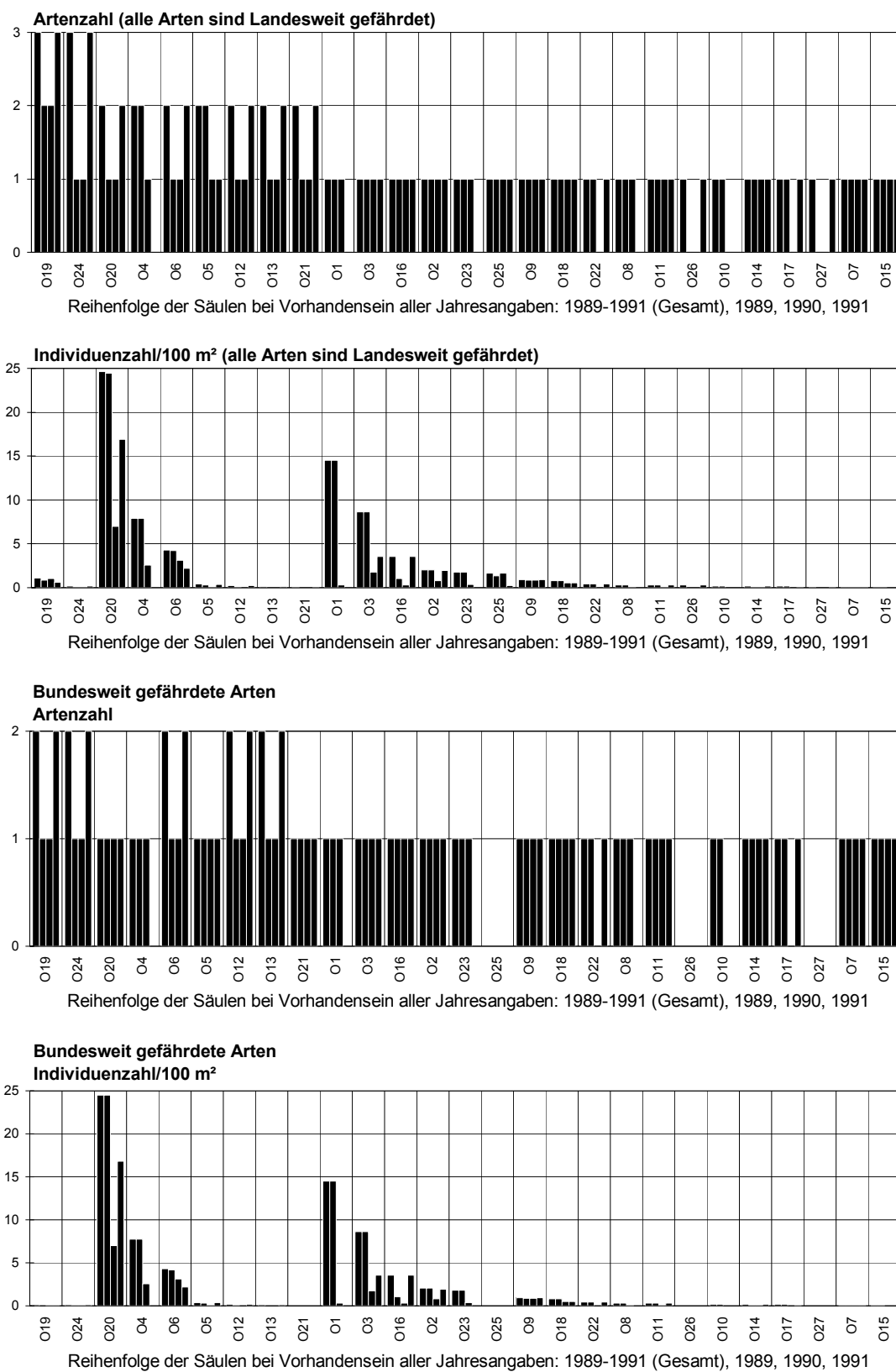


Abb. 10: Ergebnisse der Orchideenuntersuchungen im Grünland: Artenzahlen und Individuenzahlen gesamt und für bundesweit gefährdete Arten sowie nach Untersuchungsjahren 1989 - 1991 und für den gesamten Zeitraum

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER ORCHIDEENFLORA

(bei individuenbasierten Angaben wurden für den Zeitraum 1989 - 1991 für jede Art das Untersuchungsjahr mit der maximal beobachteten Individuenzahl zugrundegelegt)

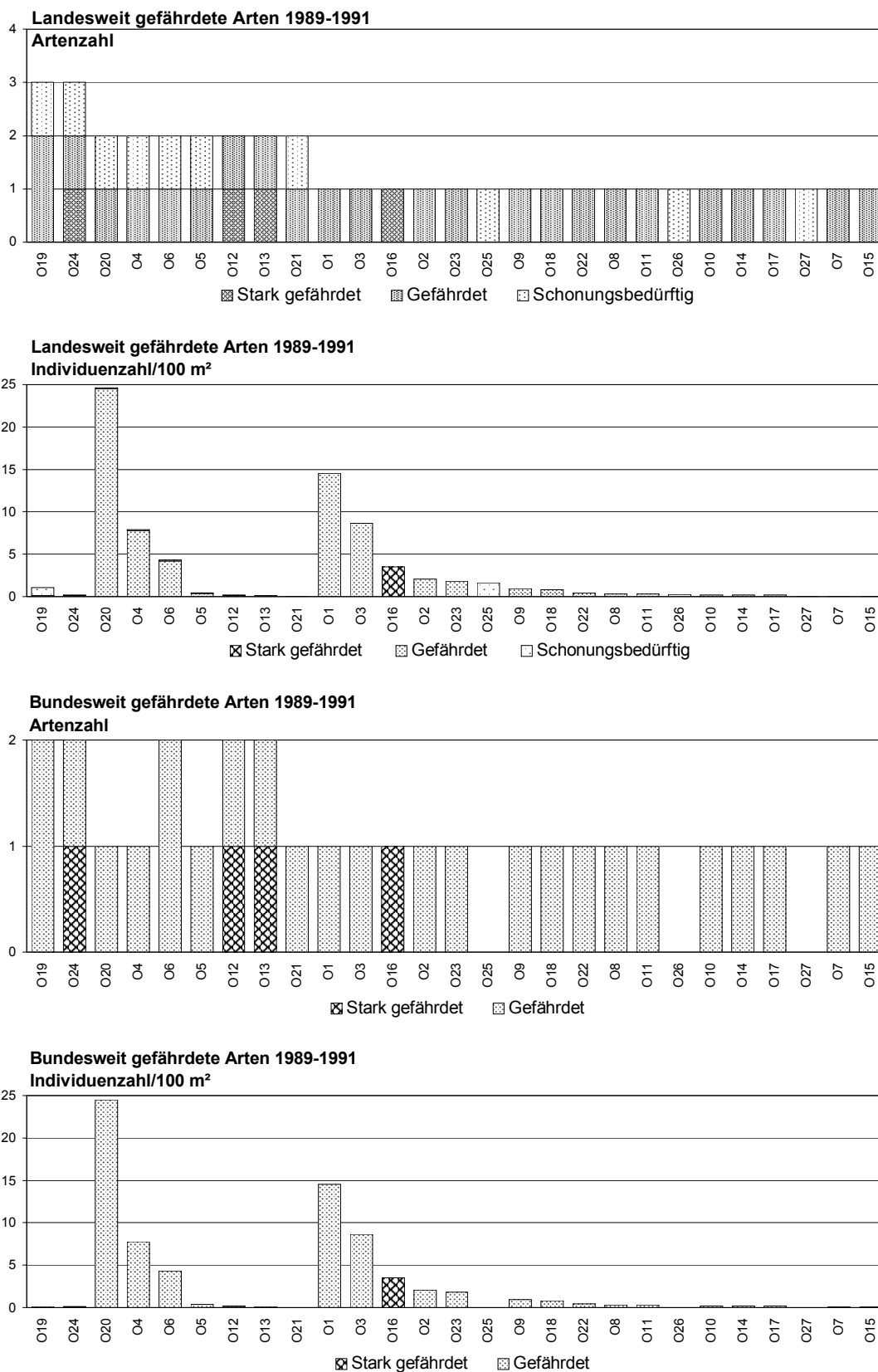


Abb. 11: Ergebnisse der Orchideenuntersuchungen im Grünland: Artenzahlen und Individuenzahlen landes- und bundesweit gefährdeter Arten nach Gefährdungskategorien für den Gesamtzeitraum

Auch an einzelnen Fundorten variieren die Dichtewerte in den einzelnen Jahren erheblich, selbst bei vergleichsweise individuenreichen Fundorten wurden zwischen einzelnen Jahren Schwankungen um den Faktor 4 bis 5 beobachtet, ohne daß eine erkennbare Änderung der Flächennutzung erfolgte. An den standörtlich veränderten Fundorten O1 und O4 gehen auch die Individuenzahlen drastisch bis zum Erlöschen von *Dactylorhiza majalis* zurück. Selbst bei einer intensiven Erfassung der wenigen Arten einer Pflanzenfamilie in einem Lebensraumtyp bildet ein Aufnahmejahrgang demnach den Artenbestand und die Individuendichte oft nur unzureichend ab. Für das gesamte Gebiet wurden je nach Untersuchungsjahr zwischen 3 und 6 Arten, zwischen 365 und 796 Individuen und Dichtewerte von 0,3 - 0,7 Individuen je 100 m² Fundortfläche belegt.

Gefährdete Arten

Da alle im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten in Baden-Württemberg als gefährdet oder als schonungsbedürftig eingestuft sind, entsprechen die beiden oberen Diagramme in Abb. 10 auch den Befunden für das Spektrum der landesweit gefährdeten Arten. Die bundesweit gefährdeten Arten *Dactylorhiza majalis*, *Orchis moris*, *Orchis mascula* und *Platanthera bifolia* fehlen an 3 der 27 Orchideen-Fundorte im Grünland. Bei 50% der verbleibenden 24 Standorte fehlt zumindest in einem der drei Aufnahmejahre eine dieser Arten. Die Individuendichte weist an den einzelnen Fundorten erhebliche Schwankungen in den Untersuchungsjahren auf.

Abb. 11 gibt die Artenzahlen und Individuendichten der landes- und bundesweit als gefährdet klassifizierten Orchideenarten noch einmal aufgeschlüsselt nach den Gefährdungskategorien wieder. Abgebildet ist hier das Gesamtergebnis der Untersuchungsjahre 1989 bis 1991, die artspezifischen Maxima der Individuenzahlen in einzelnen Untersuchungsjahren wurden dazu aufsummiert. Besonderes hervorzuheben sind die vier Fundorte von *Orchis morio*, insbesondere der Standort O16, auf den ca. 85% des Bestandes der Art im Untersuchungsgebiet entfallen. Hierbei handelt es sich um eine magere, gelegentlich beweidete, breitere Wegeböschung, die aufgrund ihrer Steilheit weniger oder keine Düngung im Vergleich zur unterhalb liegenden Mähmtriebsweide erhält. Auch die übrigen Fundorte der Art liegen alle im Bereich heutiger oder früherer Wegeböschungen, die kleinstandörtlich möglicherweise sowohl trockener als auch nährstoffärmer als ihre Umgebung sind. Die Umgebung dieser Kleinstandorte wird in der Regel relativ großflächig extensiv als Grünland bewirtschaftet. Die größten Individuendichten der bundes- wie landesweit gefährdeten *Dactylorhiza majalis* finden sich im Bereich von Quellen, Quellsümpfen und unmittelbar angrenzenden Naßwiesenbereichen (O20, O4, O6, O1, O3). 65 % des Gesamtbestandes der Art im Untersuchungsgebiet wurden dort belegt. Bezogen auf *Orchis morio* finden sich 85% Bestandes auf 0,005% der Fläche des Untersuchungsgebietes, bezogen auf *Dactylorhiza majalis* 65% auf 0,02% der Fläche. Der niedrige Flächenanteil und die Kleinflächigkeit der bedeutendsten Fundorte dieser Arten mit einer durchschnittlichen Flächengröße von nur 0,1 Hektar können ein hohes Risiko für den Fortbestand der Arten im Untersuchungsgebiet bedeuten. Wie die beiden Fundorte O1 und O4 verdeutlichen, kann schon eine mehr oder minder zufällige Konzentration des Viehs im Bereich der Quellsümpfe zumindest vorübergehend zu einer starken Abnahme von *Dactylorhiza majalis* oder auch zu einer lokalen Extinktion dieser Art führen.

Vergleicht man die Reihung der Untersuchungsflächen nach ihren Artenzahlen und setzt diese in Beziehung zu den Individuendichten aller Arten oder der gefährdeten Arten, fällt auf, daß die artenreichsten Fundorte nicht gleichzeitig die dichtesten Vorkommen repräsentieren. Während sich höhere Artenzahlen eher auf größeren, extensiv genutzten und standörtlich heterogenen

Grünlandflächen finden, liegen die dichtesten Bestände zumeist im Bereich sehr kleinflächiger Sonder- oder Extremstandorte. Entsprechend besteht zwischen den im gesamten Untersuchungszeitraum ermittelten Artenzahlen und der Summe der Jahresmaxima der Individuenzahlen der einzelnen Arten zwar ein signifikanter, aber nur schwach positiver Zusammenhang (0,3).

In der jüngsten Roten Liste gefährdeter Gefäßpflanzen der Bundesrepublik Deutschland wird auch die zweithäufigste Art im Untersuchungsgebiet *Dactylorhiza maculata* als gefährdet eingestuft (Anhang 109). Dieses wurde in der Auswertung nicht berücksichtigt. Die auf die bundesweit gefährdeten Arten bezogenen Diagramme würden sich hierdurch stärker an die der landesweit gefährdeten Arten annähern.

Weitere gefährdete Pflanzenarten des Untersuchungsgebietes und ihre Stand- und Fundorte

Über die Orchideenarten hinaus wurden im Rahmen der anderen, vorwiegend faunistischen Untersuchungen im Untersuchungsgebiet nur noch wenige weitere, bundesweit in der Roten Listen gefährdeter Gefäßpflanzen geführte Arten angetroffen. Sowohl diese als auch die für Baden-Württemberg als gefährdet oder schonungsbedürftig eingestuften Arten sind in den Anhängen 64 und 110 aufgeführt.

Die bundesweit als gefährdet klassifizierte Kornblume *Centaurea cyanus* wurde im Untersuchungsgebiet an zwei Wintergetreidefeldrändern angetroffen. In der jüngsten Roten Liste für die Gefäßpflanzen der Bundesrepublik (Anhänge 110, 111) wurde die Art allerdings in die Kategorie nicht gefährdet zurückgestuft, in Baden-Württemberg gilt sie als schonungsbedürftig.

Weitere landesweit als gefährdet oder schonungsbedürftig klassifizierte Gefäßpflanzenarten wurden im extensiver genutzten Grünland vor allem der feuchten bis nassen Standorte und in mageren, bodensauren, oft verheideten Waldaußensäumen angetroffen. Letztere stellen die spärlichen Reste der einstmals ausgedehnten Reut- und Weidfelder des Untersuchungsgebietes dar und unterliegen einer unregelmäßigen Beweidung und Viehtrift. Eine weitere landesweit als gefährdet eingestufte Art wurde auf dem Mauerkopf einer alten Friedhofsmauer belegt.

Die als gefährdet oder schonungsbedürftig eingestufte Weißtanne (*Abies alba*) und die beiden Ulmenarten (*Ulmus glabra*, *Ulmus laevis*) wurden aufgrund ihrer Immissionsempfindlichkeit bzw. gravierenden Pilzerkrankungen in die Roten Listen aufgenommen. Die Stechpalme (*Ilex aquifolium*) ist aufgrund des subatlantischen Klimas im Untersuchungsgebiet häufig und nicht gefährdet. Der Wacholder (*Juniperus communis*) als typische Pflanzenart extensiver Weiden und Heiden hat im Untersuchungsgebiet durch die Aufgabe der Reut- und Weidfeldnutzung sicher deutliche Bestandeseinbußen erlitten und findet sich nur noch sehr vereinzelt.

Viele der im Anhang 64 gelisteten Gefäßpflanzenarten haben Zeigerwerte, die sie als Arten lichtreicher, nährstoffärmerer und entweder feuchter bis nasser oder mäßig trockener Standorte ausweisen. Sie sind demnach empfindlich gegenüber Wiederbewaldung, Aufforstung, Eutrophierung und Veränderungen des Wasserhaushaltes ihrer Standorte. Die Mahdverträglichkeitszahlen dieser Arten verweisen zudem auf ihre Empfindlichkeit gegenüber einem frühen Schnitt oder einer hohen Schnitffrequenz.

Angesichts des dargestellten Landnutzungswandels im Untersuchungsgebiet und der aktuellen Nutzung vor allem des Grünlandes, der Wälder und Waldränder wird deutlich, daß für diese Arten nur noch sehr kleine und fragmentierte Flächen in der heutigen Landschaft zur Verfügung stehen und ein Großteil der geeigneten Standorte und der Bestände bereits verloren gegangen sind.

3.4.2 Untersuchungen zur Vogelfauna ausgewählter Wald-, Feldgehölz-, Hecken- und Obstbestände im Untersuchungsgebiet sowie von fünf Vergleichsflächen im Untersuchungsgebiet Yach

Die Vogelfauna wurde auf insgesamt 68 Untersuchungsflächen bearbeitet, von denen 60 auf das Untersuchungsgebiet Gundelfingen - Reutebachtal - Wildtal - Heuweiler und 8 Vergleichsflächen auf das Untersuchungsgebiet Yach entfielen. Art und Lage der Untersuchungsflächen sind den Abb. 6 und 12 zu entnehmen. Die Geländeerhebungen wurden zusammen mit COCH durchgeführt. Die Ergebnisse finden sich einschließlich der Dokumentation von Nutzung und Struktur der Untersuchungsflächen in Anhang 65, die berechneten Singularitätswerte in Anhang 112, die in der Auswertung verwendeten Roten Listen gefährdeter Tierarten in Anhang 111.

Anhang 66 gibt die Beziehungen zwischen den zu je sechs Untersuchungsterminen ermittelten Arten- oder Individuenzahlen für alle Untersuchungsflächen wieder, Anhang 67 die Ergebnisse statistischer Tests im Hinblick auf gesicherte Unterschiede der zentralen Tendenz von Arten- und Individuenzahlen der Untersuchungsflächen. Für insgesamt 2.346 durchgeführte paarweise Vergleiche der Flächen (Mann-Whitney-U-Test, zweiseitig, $p < \text{oder} = 0,05$) bestehen gesicherte Unterschiede in der zentralen Tendenz für die Artenzahlen in 66 % der Fälle, für die Individuenzahlen in 65 %. Alle Unterschiede in der zentralen Tendenz sind im Hinblick auf die Artenzahlen ab einer Differenz von 5,8, bei den Individuenzahlen je 10 ha ab einer von 29 gesichert. Viele Flächen weisen aber auch unterhalb dieser Schwellenwerte gesicherte Unterschiede der zentralen Tendenz bei paarweisen Vergleichen auf.

In Anhang 68 werden die berechneten Beziehungen zwischen den Arten- und Dominantenidentitäten der Vogelbestände der Untersuchungsflächen dargestellt und für die Wald-Untersuchungsflächen mit den Ähnlichkeiten der Baumbestände nach ihrer Gehölzartenzusammensetzung verknüpft. Für die Offenland-Untersuchungsflächen wird nach den Beziehungen zwischen Arten- und Dominantenidentitäten der Vogelbestände und der Ähnlichkeit der Nutzungstypenverteilung auf den Untersuchungsflächen gefragt.

Kurzbeschreibung der Untersuchungsflächen der Vogelfauna

Von den insgesamt 68 Untersuchungsflächen entfallen 19 auf das Offenland, 1 auf ein Feldgehölz und 48 auf den Waldbereich. 3 der Offenland- und 5 der Wald-Untersuchungsflächen wurden zu Vergleichszwecken in die relativ großräumigen Weid-/Reutfeld-Niederwald-Sukzessions-Komplexe des Untersuchungsgebietes Yach gelegt, da diese Nutzungen im Untersuchungsgebiet Gundelfingen - Reutebachtal - Wildtal - Heuweiler erloschen sind und auch als Sukzessionsstadium nicht mehr bestehen. Bei den Offenland-Untersuchungsflächen umfassen die beiden Flächen A100 und A110 derartige Reut-/Weidfeldsukzessionen, daß heißt Besenginsterheiden (*Sarothamnus scoparius*), in denen teilweise dornstrauchreiche und versaumte Gebüsche große Flächenanteile (65 - 70 %) bedecken und von Magerweiden und Säumen durchsetzt sind. Die Fläche A110 weist zudem einen mit 120 Bäumen je Hektar relativ dichten Oberstand aus Hängebirken (*Betula pendula*) auf. Die Untersuchungsfläche A100 ist mit der dazugehörigen, jenseits des Waldrandes gelegenen Fläche A10W, einem haselreichen Niederwald, auch Bestandteil der Untersuchungen zur Flora und Fauna der Waldränder. Diesen ist auch die Untersuchungsfläche A9W in Yach zuzurechnen, auf deren vorgelagerter Offenlandfläche (A90, Umtriebsweiden) aber keine Vögel mit revieranzeigenden Verhaltensweisen beobachtet wurden. Die Fläche A90 wird aus diesem Grunde in der Folge nur noch in Zusammenhang mit den Waldrand- und Heckenuntersuchungen angeführt.

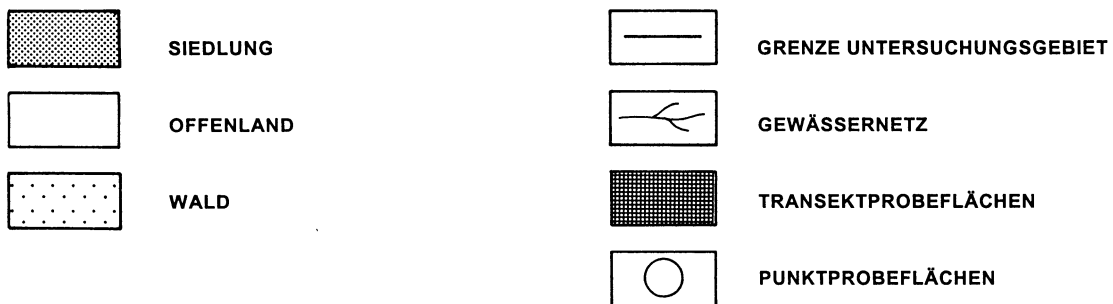
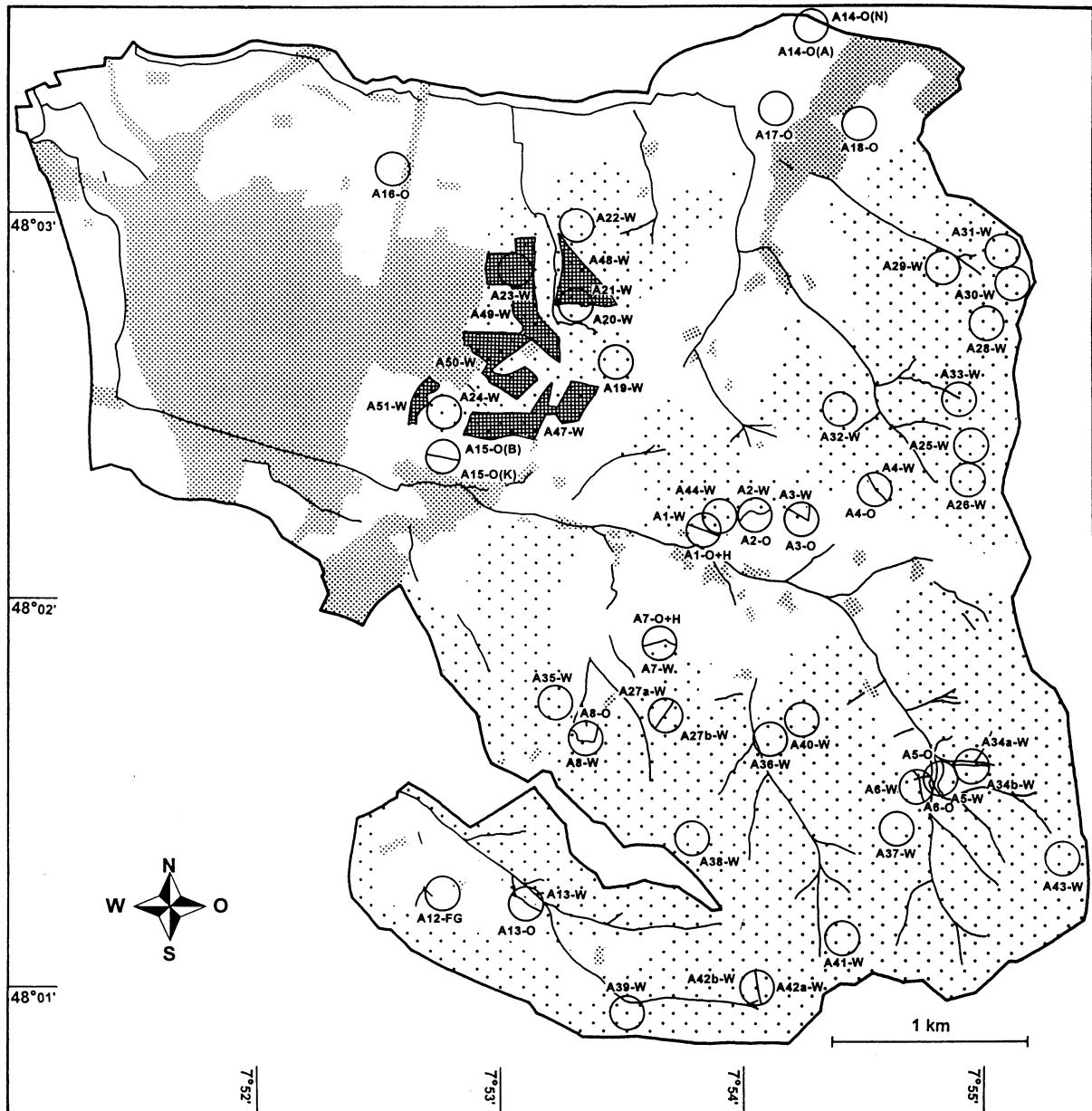


Abb. 12: Lage der Untersuchungsflächen der Vogelfauna im Untersuchungsgebiet

Die Offenlandflächen A1O+H, A2O, A3O, A4O, A5O, A6O, A7O+H und A8O sind mit den komplementären Waldflächen A1W, A2W, A3W, A4W, A5W, A6W, A7W und A8W ebenfalls Bestandteil der Waldrand-Untersuchungen.

Die Flächen A1O+H und A7O+H bilden dabei eine Gruppe, bei denen die intensiv genutzten Weiden in hohem Maße durch dornstrauchreiche Niederhecken (9 - 14 % der Fläche), Hochhecken (12 - 18 % der Fläche) und Obsthochstämme (9 - 32 je Hektar ohne junge Bäume) durchsetzt sind. Bei den Untersuchungsflächen A2O, A3O, A4O und A8O ist ebenfalls intensiver genutztes Grünland aspektbestimmend, Gebüsche und Hecken fehlen völlig oder weitgehend, die Stammzahlen an Obsthochstämmen liegen zwischen 3 und 18 je Hektar und sind in Reihen angeordnet. Flächige ausgeprägte Obstbestände fehlen. Die Fläche A3O weist in geringem Umfang auch magerweidenähnliche Bestände (1,5 %) auf, die über Säume mit ebenfalls kleinflächigen, dornstrauchreichen Gebüsch (1,5 %) verzahnt sind.

Die beiden letzten in die Waldrand-Untersuchungen einbezogenen Offenland-Flächen A5O und A6O bestehen aus extensiver genutzten, teilweise verbrachten Wiesen, die in geringem Flächenumfang (3 %) von Haselgebüsch (*Corylus avellana*) und einem Ufergehölz durchsetzt sind.

Mit weiteren 8 Untersuchungsflächen im Offenland wurde versucht, vor allem das Spektrum gehölzdurchsetzter Lebensräume außerhalb des besiedelten Bereiches abzudecken. Die Fläche A13O ist eine Eschenaufforstung auf extensivem Grünland im Weitverband, die bei einer Stammzahl von 157 Bäumen je Hektar bisher Durchmesser von ca. 20 cm erreicht hat und zwischen den Bäumen gemäht wird. Die Flächen A15O, A16O, A17O und A18O sind hochstämmige Streuobstbestände. A18O und A17O stellen Ausschnitte großflächiger Bestände dar, deren Unternutzung vor allem als intensiv genutzte Mähumtriebs- und Umtriebsweide erfolgt, ihre Stammzahl liegt ohne Jungbäume zwischen 23 und 36 Bäumen je Hektar, von denen 6 - 10 tot- und faulholzreich sind und 2 - 3 einen Durchmesser über 50 cm in Brusthöhe aufweisen. Die dritte Obstfläche A16O wird im Vergleich zu diesen als vielschürige intensive Wiese ohne Vieh genutzt, große Teile der Untersuchungsfläche entfallen auf eine randliche Ackernutzung. Ihre Stammzahl und der Anteil tot-/faulholzreicher und starker Bäume sind wesentlich niedriger. Die ebenfalls von Obstbäumen durchsetzte Untersuchungsfläche A15O(K) liegt im unteren Teil des durch Realteilung äußerst stark zersplitterten Gundelfinger Rebberges, der dort zu ca. 70 % durch Kleingärten und zu 30 % als Weinberg genutzt wird. Die sehr geringe Parzellengröße der Wein- und Kleingärten führt zu einer hohen strukturellen Heterogenität dieser Untersuchungsfläche. Die Stammzahl der Obsthochstämme je Hektar liegt bei 13, von denen 3 tot- und faulholzreich sind. Im oberen Bereich des Gundelfinger Rebbergs kehren sich die Flächennutzungsanteile um, die Untersuchungsfläche A15O(B) wird nur zu 26 % als Kleingarten und zu 74 % als Weinberg genutzt, Obst wird nur als Niederstamm und im Spalier auf sehr geringer Fläche angebaut.

Mit der Fläche A14O(N) wird eine Niederstamm- und Spalierobstplantage auf der benachbarten Gemarkung Denzlingen in die Untersuchung einbezogen, deren Unterstand regelmäßig gefräst, gemäht und herbizidbehandelt wird. Die benachbarte Ackerfläche A14O(A) ist auch Bestandteil der Untersuchung und war zum Zeitpunkt der Aufnahme mit Winterweizen bestellt. Das im Grünland gelegene Feldgehölz A12FG ist ein starkes Baumholz aus alten Eßkastanien (*Castanea sativa*) mit Unter- und Zwischenstand aus anderen Laubbäumen. 12 m² (50%) seiner Bestandesgrundfläche werden von Bäumen über 50 cm Durchmesser eingenommen, die größten Brusthöhendurchmesser erreichen über 170 cm. Das Feldgehölz enthält somit die stärksten Bäume im Untersuchungsgebiet und ist zugleich auch sein letzter Weidewald. Trotz des lichten Oberstandes deckt die

Strauchschicht unter 2 m Höhe aufgrund der Beweidung nur 1% der Fläche, die Schicht zwischen 2 und 10 m Höhe weist dagegen ein hohes mittleres Kronenbedeckungsprozent von 55 auf.

Die fünf Wald-Untersuchungsflächen im Bereich der Gemarkung Yach verteilen sich auf drei Niederwälder sowie einen Buchen- und einen Fichtenbestand. Die Niederwälder umfassen eine vorwiegend aus Hasel (*Corylus avellana*) aufgebaute Dickung (A10W), ein Birkenstangenholz (*Betula pendula*) mit Haselunterstand (A11W) sowie ein schon weiter durchgewachsenes, schwaches Baumholz aus Traubeneiche (*Quercus petraea*) mit Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Hasel und Birke (A9W). Die Strauchschicht unter 2 m Höhe deckt 6 - 9 % der Untersuchungsflächen, die Kronendeckung der Schicht zwischen 2 und 10 m Höhe beträgt 50 - 85 %. Auf der am längsten durchgewachsenen Fläche A9W treten auch bereits Bäume mit einem Durchmesser in Brusthöhe von über 50 cm mit einer Grundfläche von 0,6 m² je Hektar auf. Die Buchen- (A45W) und Fichten-Vergleichsfläche (A46W) im Yach fallen beide in die Entwicklungsphase schwaches Baumholz. Der Buchenbestand auf teilweise flachgründigem Standort weist eine größere Beimischung an Traubeneiche auf und ist relativ licht, so daß unterständige Buchen zwischen 2 und 10 m Höhe noch ein Kronendeckungsprozent von 33 erreichen. Der Fichtenbestand weist keine Gehölzschichten unter 10 m Höhe auf.

Die 43 Wald-Untersuchungsflächen zur Vogelfauna im Untersuchungsgebiet Gundelfingen - Reutebachtal - Wildtal - Heuweiler lassen sich folgendermaßen gruppieren: 6 Untersuchungsflächen wurden in die starken Baumhölzer der durchgewachsenen ehemaligen Mittelwälder des Unteren Gemeindewaldes gelegt (A20W, A23W, A47W, A50W, A51W). Sie setzen sich bezogen auf ihre Grundfläche im Mittel etwa je zur Hälfte aus Rotbuche und Traubeneiche zusammen und weisen daneben eine wechselnde Beteiligung der Hainbuche (*Carpinus betulus*) auf. Der Anteil starker Bäume mit einem Durchmesser in Brusthöhe von über 50 cm an der Bestandesgrundfläche liegt über 50 % und schwankt zwischen 14 und 17 m² je Hektar. Die Kronen der Strauchschicht unter 2 m Höhe decken in den relativ lichten Beständen zwischen 12 und 24 % der Fläche, das Kronenbedeckungsprozent der Bäume zwischen 2 und 10 m Höhe liegt zwischen 33 und 56 %. Die Bestände sind sowohl hinsichtlich ihrer Durchmesser als auch ihrer vertikalen Struktur ausgesprochen vielfältig. Vom Gesellschaftsanschluß sind sie überwiegend den Waldmeister-Buchenwäldern zuzuordnen, die kleinräumig mit Hainsimsen-Buchenwäldern verzahnt sein können.

Mit den Flächen A19W, A21W, A22W, A24W und A48W wurden für den Unteren Gemeindewald auch jüngere Waldbestände in die Untersuchung einbezogen, die mit der Zielsetzung Traubeneiche und Buchenbeimischung bewirtschaftet werden, aber nicht aus der Überführung von Mittelwäldern hervorgegangen sind. A22W entfällt dabei auf die Entwicklungsphase Jungwuchs, die übrigen Flächen sind schwache Baumhölzer, stellenweise auch noch Stangenhölzer. Abgesehen von der Jungwuchsfläche ist die Strauchschicht gering entwickelt, die Kronendeckung der Bäume von 2 - 10 m Höhe liegt durch die unter- und zwischenständigen Buchen bei 25 - 36 %. Starke Bäume über 50 cm Durchmesser machen nur 0 - 3 % der Bestandesgrundfläche, das sind 0 - 0,3 m² je Hektar, aus. In höherer Lage wurden zwei weitere starke Baumhölzer im Bereich der Hainsimsen-Buchenwälder aufgenommen (A25W, A33W), bei denen die Traubeneiche gegenüber der Rotbuche anthropogen stark gefördert wurde und heute mehr als zwei Drittel der Grundfläche stellt. Der Anteil starkstämmiger Bäume mit über 50 cm Durchmesser an der Bestandesgrundfläche liegt bei 46 - 48 % (16 - 18 m²). Die Strauchschicht unter 2 m Höhe deckt 14 - 24 %, Bäume von 2 - 10 m Höhe 36 - 63 % der Fläche. Mit der Untersuchungsfläche A32W wurde ein Stangenholz erfaßt,

das mit der gleichen Zielrichtung bewirtschaftet wird und aus Eiche mit zwischen- und unterständiger Buche aufgebaut ist, deren Kronendeckung in Höhen von 2 - 10 m 84 % beträgt.

Die Untersuchungsflächen A1W, A2W, A7W, A28W, A38W, A40W, A44W sind Buchenaltbestände des Hainsimsen-Buchenwaldes, die in die Entwicklungsphase mittleres Baumholz fallen und denen Traubeneiche und Kiefer (*Pinus sylvestris*) in wechselnden Anteilen beigemischt sein können. Der Anteil starker Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser von über 50 cm ist im Vergleich zu den starken Baumhölzern wesentlich erniedrigt und erreicht nur 4 - 14 % der Bestandesgrundfläche, was ca. 2 - 5 m² je Hektar entspricht. Die Strauchschicht unter 2 m Höhe deckt weniger als 10 % der Fläche, die Kronen der Bäume zwischen 2 und 10 m Höhe 5 - 49 % je nach Beteiligung der Lichtbaumarten. Mit der Fläche A37W konnte auch für diesen Bestandestyp eine jüngere Entwicklungsphase, ein Stangenholz, berücksichtigt werden.

Die Untersuchungsflächen A39W, A41W, A43W umfassen mittlere Baumhölzer aus Rotbuche denen die Weißtanne (*Abies alba*) und andere Baumarten beigemischt sind. Die Grundfläche starker Bäume von über 50 cm Durchmesser schwankt zwischen 0,9 und 2,8 m² je Hektar. Bei den Untersuchungsflächen A26W und A29W dominiert die Weißtanne sogar die Baumartenzusammensetzung, Buche und andere Laubbäume sind nur beigemischt. A26W ist ebenfalls ein mittleres Baumholz, A29W weist aufgrund sehr kleinflächiger, femelartiger Verjüngungshiebe Entwicklungsphasen vom Jungwuchs bis zum schwachen Baumholz auf. Die buchen- und tannenreichen Bestände weisen einen Anteil stärkerer Bäume von über 50 cm an der Bestandesgrundfläche von 1 - 9 % auf, was 0,5 bis ca. 3 m² Grundfläche je Hektar entspricht. Die Strauchschicht unter 2 m Höhe ist in den schattbaumreichen Beständen relativ gering entwickelt, ihr Kronendeckungsprozent liegt bei 0 - 13 % der Fläche. Die Kronendeckung der Bäume zwischen 2 und 10 m Höhe beträgt ca. 20 - 40 %. Mit der Untersuchungsfläche A27aW wurde auch eine Jungwuchsfläche dieses Bestandestyps einbezogen.

Die Untersuchungsflächen A30W und A31W sind ebenfalls tannenreich, daneben sind vor allem Waldkiefern (*Pinus sylvestris*) und in geringerem Umfang auch Traubeneichen und Rotbuchen an dem Bestandesaufbau beteiligt. Die Entwicklungsphasen dieser Bestände sind Stangenholz (A30W) und schwaches Baumholz (A31W), der Anteil stärkerer Bäume über 50 cm Durchmesser an der Bestandesgrundfläche ist mit 0,4 bis 0,6 % (0,2 m²) niedrig. Die Strauchschicht deckt unter 5 %, die Schicht zwischen 2 und 10 m Höhe ca. 40 %.

Die nächste Gruppe der Untersuchungsflächen faßt douglasien- (*Pseudotsuga menziesii*) oder fichtendominierte (*Picea abies*) Bestände zusammen, denen Rotbuche oder Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) beigemischt sind. A27bW befindet sich in der Entwicklungsphase Dickung. A3W hat Flächenanteile in den Entwicklungsphasen Stangenholz und schwaches Baumholz, A4W in den Phasen schwaches bis mittleres Baumholz. A35W ist ein schwaches Baumholz. Die Untersuchungsfläche A8W setzt sich aus den Phasen Stangenholz sowie schwaches und mittleres Baumholz zusammen, A5W schließt zusätzlich die Dickungsphase und das starke Baumholz mit ein. Mit Ausnahme der Fläche A5W weisen alle Bestände keine oder nur sehr wenige stärkere Bäume mit Durchmessern über 50 cm auf. Für A5W liegt der Anteil dieser Bäume an der Bestandesgrundfläche bei 24 % (4,2 m²). Aufgrund der Beteiligung unterschiedlicher Entwicklungsphasen an den Waldbeständen dieser Untersuchungsflächen schwanken die Deckungswerte der niederen Baumschicht (2 - 10 m Höhe) von Fläche zu Fläche und auch auf den Flächen relativ stark (0 - 62 %), die Strauchschicht ist in allen Beständen mit einem Kronendeckungsprozent unter 7 relativ gering entwickelt. Hinsichtlich der Ausbildung der Strauch-

und niederen Baumschicht sind die Stangen- bis schwachen Baumhölzer am strukturärmsten. Neben einer starken Ausweitung des Anbaus von Nadelbäumen wird im Untersuchungsgebiet vor allem auch die Anpflanzung von Bergahorn, Esche (*Fraxinus excelsior*) und Vogelkirsche (*Prunus avium*) forstwirtschaftlich angestrebt. Aus diesem Grund wurden mit den Untersuchungsflächen A13W (Stangenholz) und A34aW (Jungwuchs) auch zwei Bestände dieser Typs berücksichtigt, der in älteren Entwicklungsphasen im Untersuchungsgebiet noch nicht vorkommt.

Die arten- und strukturärmsten Bestandestypen des Untersuchungsgebietes sind altersgleiche, nadelschattbaumdominierte Rein- oder Mischbestände (Fichte, Douglasie) ohne Beimischung von Laubbäumen. A34bW fällt dabei in die Entwicklungsphase Dichtung, A36W ist ein Stangenholz, A6W und A42aW sind schwache Baumhölzer und A42bW ist ein mittleres Baumholz. Mit Ausnahme der Dichtung sind die Strauch- und niedere Baumschicht nicht oder allenfalls sehr schwach entwickelt, keiner der Bestände weist Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser über 50 cm auf.

Ergebnisse zur Vogelfauna der Untersuchungsflächen

Die Abbildungen 13 - 22 veranschaulichen die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna. Abbildung 13 gibt die Artenzahl, die Anzahl der Individuen mit revieranzeigenden Verhaltensweisen je Einheitsfläche von 10 Hektar und den Singularitätswert der Vogelbestände der Untersuchungsflächen wieder. Offenland- und Waldflächen wurden in den Diagrammen getrennt gruppiert, die Reihung der Untersuchungsflächen erfolgte für jede Gruppe nach abnehmender Arten-, dann nach abnehmender Individuenzahl.

Artenzahlen

Insgesamt wurden 59 Vogelarten auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen von denen 6 bundes- und 18 landesweit als gefährdet eingestuft sind. Die Gesamtartenzahl schwankt je nach Fläche zwischen 5 und 28 Arten, die mittlere Artenzahl über die zu 6 Terminen erfolgten Aufnahmen zwischen 2 und 17 Arten.

Die artenreichsten Offenlandflächen bleiben hinter den Artenzahlen der artenreichsten Waldflächen zurück. Im Offenland wurden die höchsten Artenzahlen im Bereich der großflächigen und alten Streuobstbestände A18O und A17O beobachtet sowie auf der sehr heterogenen, kleinparzellierten Kleingarten-, Obstbau- und Rebbergfläche A15O(K). An diese schließt sich eine Gruppe dem Wald vorgelagerter Flächen an, deren Grünland in hohem Umfang von dornstrauch- oder besenginsterreichen Niederhecken, von Hochhecken und/oder von Obsthochstämmen oder Birken durchsetzt ist (A10O+H, A7O+H, A11O, A10O). Mit abnehmender struktureller Heterogenität der Untersuchungsflächen sinken die Artenzahlen dann weiter ab, bis sie bei den grünlanddominierten Flächen mit ganz oder weitgehend fehlenden dornstrauchreichen Gebüsch und Obsthochstämmen (A5O, A6O) sowie bei der Niederstamm-/Spalierobstplantage (A14O(N)) bzw. dem Acker (A14O(K)) ihr Minimum erreichen.

Die artenreichsten Waldbestände sind die zu starken Baumhölzern durchgewachsenen Mittelwälder aus Buche und Traubeneiche (A47W, A50W), gefolgt von Buchen-Altbeständen der Entwicklungsphase mittleres, teilweise auch starkes Baumholz, denen zum Teil Traubeneichen, Waldkiefern oder Weißtannen beigemischt sind (A44W, A39W, A2W, A33W, A40W, A49W).

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER VOGELFAUNA

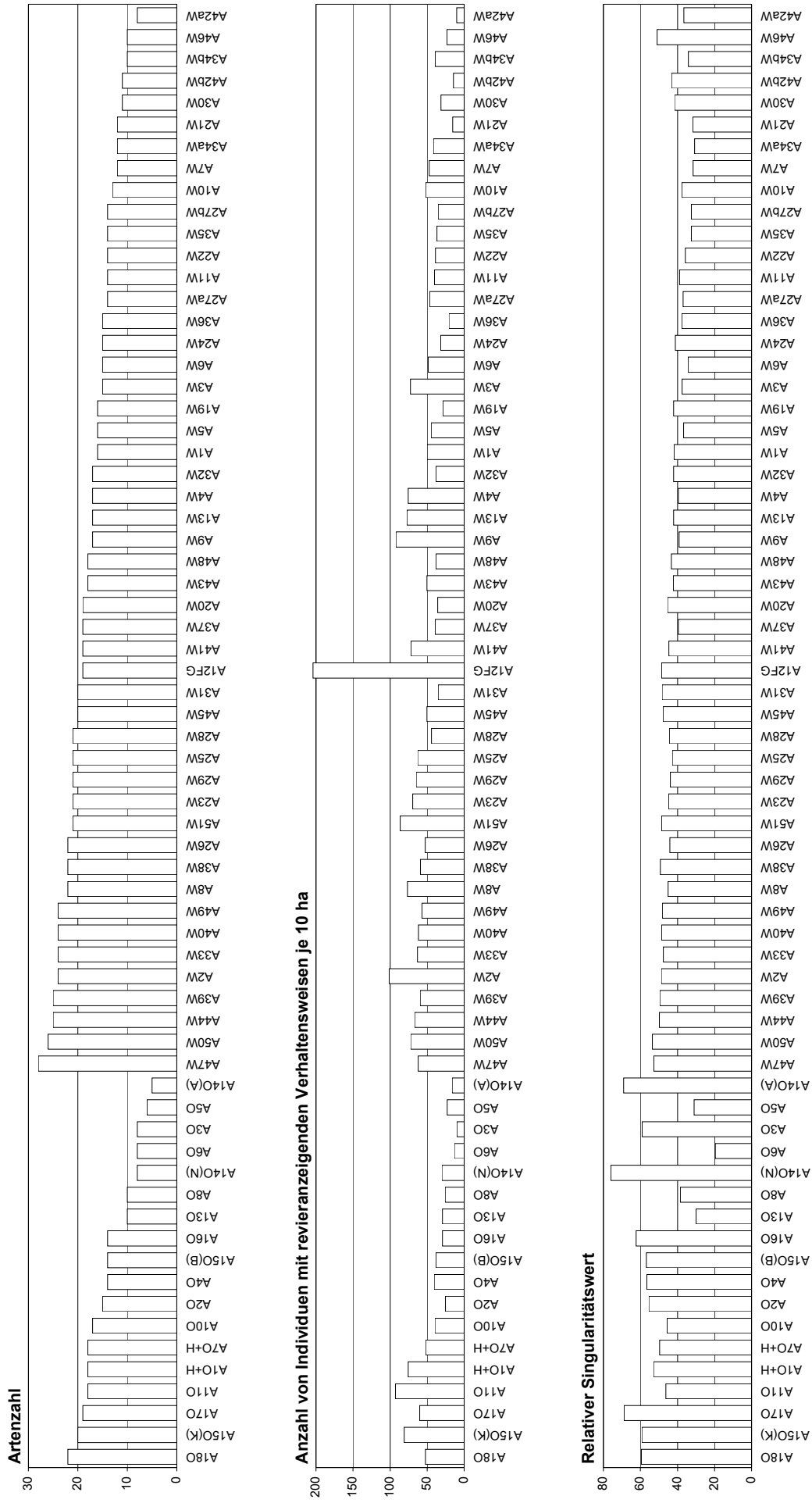


Abb. 13: Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Arten- und Individuenzahlen sowie Relative Singularitätswerte (Geländeerhebungen zusammen mit COCH)

Die artenärmsten Waldbestände sind nadelschattbaumdominierte Bestandestypen verschiedener Entwicklungsphasen ohne Beimischung von Laubbäumen (A36W, A42aW, A42bW, A46W).

Die Niederwaldbestände in Yach (A9W, A10W, A11W) liegen alle in der unteren Hälfte des Spektrums der erreichten Artenzahlen. Die eichen- und buchenreichen durchgewachsenen Mittelwälder des Unteren Gemeindewaldes in der Entwicklungsphase starkes Baumholz (A47W, A50W, A49W, A51W, A23W, A20W) befinden sich dagegen alle im Bereich der oberen Hälfte der beobachteten Artenzahlen, die jüngeren, mit dieser Zielrichtung bewirtschafteten Bestände dagegen in der unteren Hälfte (A48W, A19W, A24W, A22W, A21W). Für die beiden eichenreichen, starken Baumhölzer höherer Lagen (A25W, A33W) und das entsprechende Stangenholz (A32W) gilt dieses analog. Die buchen- und/oder tannenreichen Baumhölzer (A44W, A38W, A40W, A38W, A26W, A29W, A28W, A45W, A41W, A43W) bewegen sich im Hinblick auf die Artenzahlen ebenfalls in der oberen Hälfte des Spektrums, das zugehörige Stangenholz (A37W) liegt am unteren Ende desselben, die Jungwuchsfläche (A27aW) in der unteren Hälfte. Die kiefern- und/oder tannenreicheren Baumhölzer dieser Gruppe (A1W, A7W) rangieren in der unteren Hälfte, ebenso das kiefern- und tannenreiche Stangenholz (A30W). Eine dem letztgenannten Stangenholz hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung und des Standortes vergleichbare Untersuchungsfläche in der Entwicklungsphase schwaches Baumholz (A31W) liegt wieder in der oberen Hälfte des Spektrums der erreichten Artenzahlen.

Die douglasien- oder fichtendominierten Bestände mit beigemischten Laubhölzern liegen unabhängig von ihrer Entwicklungsphase alle in der unteren Hälfte des Artenzahlenspektrums. Einzige Ausnahme ist die Fläche A8W, die aber über einen sehr langen, kleinräumig gekammerten Waldrand verfügt.

Die Edellaubbaumbestände einschließlich der Eschenaufforstung im Weitverband (A13O, A13W, A34a) sind alle relativ artenarm, ebenso die nadelschattbaumdominierten Bestände ohne Laubholzbeimischung unabhängig von ihrer Entwicklungsphase (A6W, A36W, A42bW, A34bW, A46W, A42aW). Das Feldgehölz A12FG bewegt sich mit seiner Artenzahl im mittleren Bereich der von den Waldbeständen erzielten Werte und im oberen Feld der Offenlandflächen.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Für einen Teil der erhobenen standörtlichen und strukturellen Parameter der Untersuchungsflächen bestehen signifikante Beziehungen zu den ermittelten Artenzahlen der Vögel. Für viele der aufgeführten Merkmale ist dieser Zusammenhang aber nicht sehr eng, darüber hinaus sind die meisten dieser Parameter nicht voneinander unabhängig. Bei der korrelativen Verknüpfung der Vogelartenzahlen mit Strukturparametern der Waldbestände wurde das Feldgehölz A12FG und die Jungwuchsflächen A22W, A27aW und A34aW nicht berücksichtigt.

Positive Korrelationskoeffizienten bestehen bei den Vogelartenzahlen der Waldbestände im Hinblick auf Zunahmen der folgenden Parameter:

- Flächenanteile der Entwicklungsphasen mittleres und starkes Baumholz (0,3 bzw. 0,4)
- Erreichte Oberhöhenklasse (0,6)
- Stärkste im Bestand vertretene Durchmesserklasse (0,7)
- Grundfläche (m²/ha) der Laubbaumarten (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) der Rotbuche (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) der Traubeneiche (0,4)
- Grundfläche (m²/ha) von Bäumen mit einem Brusthöhendurchmesser > 50 cm (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) von Rotbuchen mit einem Brusthöhendurchmesser > 50 cm (0,6)

- Grundfläche (m²/ha) von Traubeneichen mit einem Brusthöhendurchmesser > 50 cm (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) von Bäumen mit einem Brusthöhendurchmesser > 70 cm (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) von Rotbuchen mit einem Brusthöhendurchmesser > 70 cm (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) von Traubeneichen mit einem Brusthöhendurchmesser > 70 cm (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) stehender abgestorbener Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser > 20 cm (0,7)

Negative signifikante Korrelationskoeffizienten zu den Artenzahlen bestehen bezogen auf folgende Faktoren:

- Höhenlage der Untersuchungsflächen (-0,3)
- Grundfläche (m²/ha) von Nadelbaumarten allgemein (-0,4)
- Grundfläche (m²/ha) der Nadelschattbaumarten Douglasie, Fichte und Weißtanne (-0,5)

Nadelbaumreichere Untersuchungsflächen liegen tendenziell auch in größeren Höhenlagen. Zusammengefaßt sind bei den untersuchten Waldbeständen vor allem altersabhängige Faktoren (Grundflächen, erreichte Durchmesser, Totholzanteile) und die Beteiligung von Laubbaumarten (Buche, Eiche) mit höheren Artenzahlen der Vogelbestände verknüpft. Junge Wälder und nadelbaumreiche Bestände sind dagegen relativ artenarm.

Bei den Offenland-Untersuchungsflächen bestehen positive Beziehungen zwischen den Artenzahlen der Vogelbestände und den folgenden Parametern der Untersuchungsflächen:

- Flächenanteil von Umtriebsweiden (0,6)
- Flächenanteil von Einzelbäumen einschließlich Obstbäumen (0,4)
- Flächenanteil von Obsthochstämmen (0,6)
- Flächenanteil von Gehölzbeständen und Einzelbäumen (0,5)
- Stammzahl an Obstbäumen/ha (0,4)
- Stammzahl von Obstbäumen/ha ohne junge, nachgepflanzte Bäume (0,6)
- Stammzahl an tot-, faulholzreichen Obstbäumen/ha (0,5)
- Maximale Durchmesserklasse der Bäume in den Obstbeständen (0,6)

Auch hierbei sind die angeführten Parameter häufig nicht unabhängig. So sind zum Beispiel die Umtriebsweiden mit den obstbaumbezogenen Parametern verknüpft, da die Unternutzung der älteren und geschlosseneren Streuobstbestände vorwiegend als Umtriebsweide erfolgt. Die Vogelartenzahl der Untersuchungsflächen scheint aber mit zunehmendem Anteil an Gehölz-, insbesondere Obstbeständen, und steigendem Alter (Durchmesser, Tot-/Faulholzanteil) derselben zu steigen.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern der Vogelbestände

Die Gesamtartenzahlen der Untersuchungsflächen sind eng korreliert mit den Mittelwerten der an sechs Terminen beobachteten Artenzahlen (0,9). Gesamtartenzahlen und mittlere Artenzahlen weisen positive Korrelationen zu den berechneten Individuenzahlen/10 ha (0,7, 0,8), den Diversitätswerten (0,9, 0,9) und den Artenzahlen der landesweit gefährdeten Vogelarten (0,7, 0,6) auf. Bezogen auf die Artenzahlen der bundesweit gefährdeten Vogelarten besteht zwar auch ein statistisch signifikanter, aber nur schwacher Zusammenhang (0,3, 0,2). Die Singularitätswerte weisen ebenfalls nur eine schwächere Korrelation (0,4, 0,4) zu den Artenzahlen auf. Die errechneten Evenness-Werte sind schwach negativ (-0,2, -0,2), die Dominanzindices stärker negativ (-0,6, -0,6) mit der Gesamtartenzahl bzw. mittleren Artenzahl korreliert. Höhere Artenzahlen stehen statistisch demnach auch für größere beobachtete Individuenzahlen, eine steigende Anzahl gefährdeter Arten und aufgrund des Berechnungsmodus zwangsläufig auch für höhere Diversitätswerte. Mit zunehmender Artenzahl geht zudem eine geringere Gleichverteilung der Individuen auf die einzelnen Arten sowie ein abnehmender Anteil der dominantesten Art an der gesamten Individuenzahl einher. Hohe Singularitätswerte werden nicht nur von Flächen mit hohen

Artenzahlen erreicht, sondern auch von solchen mit relativ wenigen Arten, wenn diese Arten auf den übrigen Flächen nicht oder selten vertreten sind.

Individuenzahlen

Die auf eine Einheitsfläche von 10 Hektar umgerechnete Anzahl von Individuen mit revieranzeigenden Verhaltensweisen (Abb. 13) zeigt einen vom Grundsatz her ähnlichen Trend wie die Artenzahlen. Die erreichten Werte schwanken dabei zwischen 10 und 204. Unter Vernachlässigung des Extremwertes in der Feldgehölz-Untersuchungsfläche A12FG liegt die Variabilität der Individuenzahlen je 10 Hektar zwischen 10 und 101. Im Hinblick auf das Feldgehölz können mehrere Faktoren zur Erklärung des hohen Wertes beitragen. Durch seine Lage im Offenland hat die Untersuchungsfläche eine hohe Randlänge im Verhältnis zur Fläche. Darüber hinaus könnten Singwarten aufgrund des umgebenden Offenlandes überproportional auf diese Gehölzinsel konzentriert sein. Hinsichtlich der maximal erreichten Baumdurchmesser, der Durchmesser- und Stammstärkeverteilung der Bäume nach Stärkeklassen und des Anteils an dickstämmigem Tot- und Faulholz weist das Feldgehölz die höchsten Werte aller Untersuchungsflächen auf. Zudem ist diese Untersuchungsfläche die letzte noch verbliebene Waldweidefläche des Untersuchungsgebietes, wodurch möglicherweise auch zusätzliche Ressourcen (z.B. Dung und entsprechende Insekten) in Kombination mit den Gehölzen zur Verfügung stehen.

Der dem Verlauf der Abnahme der Artenzahlen generell ähnliche Trend der Individuenzahlen wird außer von dem Feldgehölz auch von einigen anderen Untersuchungsflächen durchbrochen. In der Reihung erhöhte Individuenzahlen weisen dabei dann häufig Flächen mit besonderen strukturellen Merkmalen auf, z.B. A15O(K) mit seinen kleinen Parzellen aus Gärten, Obstflächen und Weinbergen, die beiden besenginsterreichen Weidfelder A10O und A11O sowie Waldbestände mit Waldaußenrändern (A2W, A51W, A9W, A13W, A4W, A3W, A10W, A7W).

Korrelationen der beobachteten Individuenzahlen zu Parametern der Waldbestände sind den bei den Artenzahlen beschriebenen ähnlich, das Ausmaß des Zusammenhangs ist aber allgemein etwas weniger eng. Darüber hinaus besteht ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen den Individuenzahlen und der mittleren Kronendeckung der Gehölze unter 2 m Höhe (0,4), den maximalen Deckungswerten (0,4) sowie den Spannweiten der Deckungswerte dieser Schicht (0,5). Die Beziehungen zwischen den Individuenzahlen und Strukturparametern des Offenlandes sind ebenfalls den bei den Artenzahlen beschriebenen Zusammenhängen in den Grundzügen ähnlich.

Singularitätswerte

Die Singularitätswerte der Vogelbestände (Abb.13) wurden als relative Werte in Prozent der maximal möglichen Singularität ausgedrückt und schwanken hier zwischen 20 und 76 %. Der Verlauf der Werte erfolgt zunächst jeweils etwa parallel zur Abnahme der Artenzahlen, jedoch erreichen die artenärmsten Flächen wieder höhere Singularitätswerte, da hier zwar nur wenige, aber zum Teil andere Arten auftreten als auf den sonstigen Untersuchungsflächen. Aus diesem Grund besteht auch nur eine schwach positive Korrelation zur Gesamtartenzahl (0,4).

Diversitäten, Evenness- und Dominanzindex-Werte

Die Diversitätswerte der Vogelbestände fallen fast völlig analog zu den Artenzahlen (Abb.14). Demgegenüber lassen die Evenness-Werte keinen Trend bezüglich der Artenzahlen erkennen. Die Evenness ist ein Maß für die Gleichverteilung der Arten, in diesem Falle der Arten des Vogelbestandes einer Untersuchungsfläche.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER VOGELFAUNA

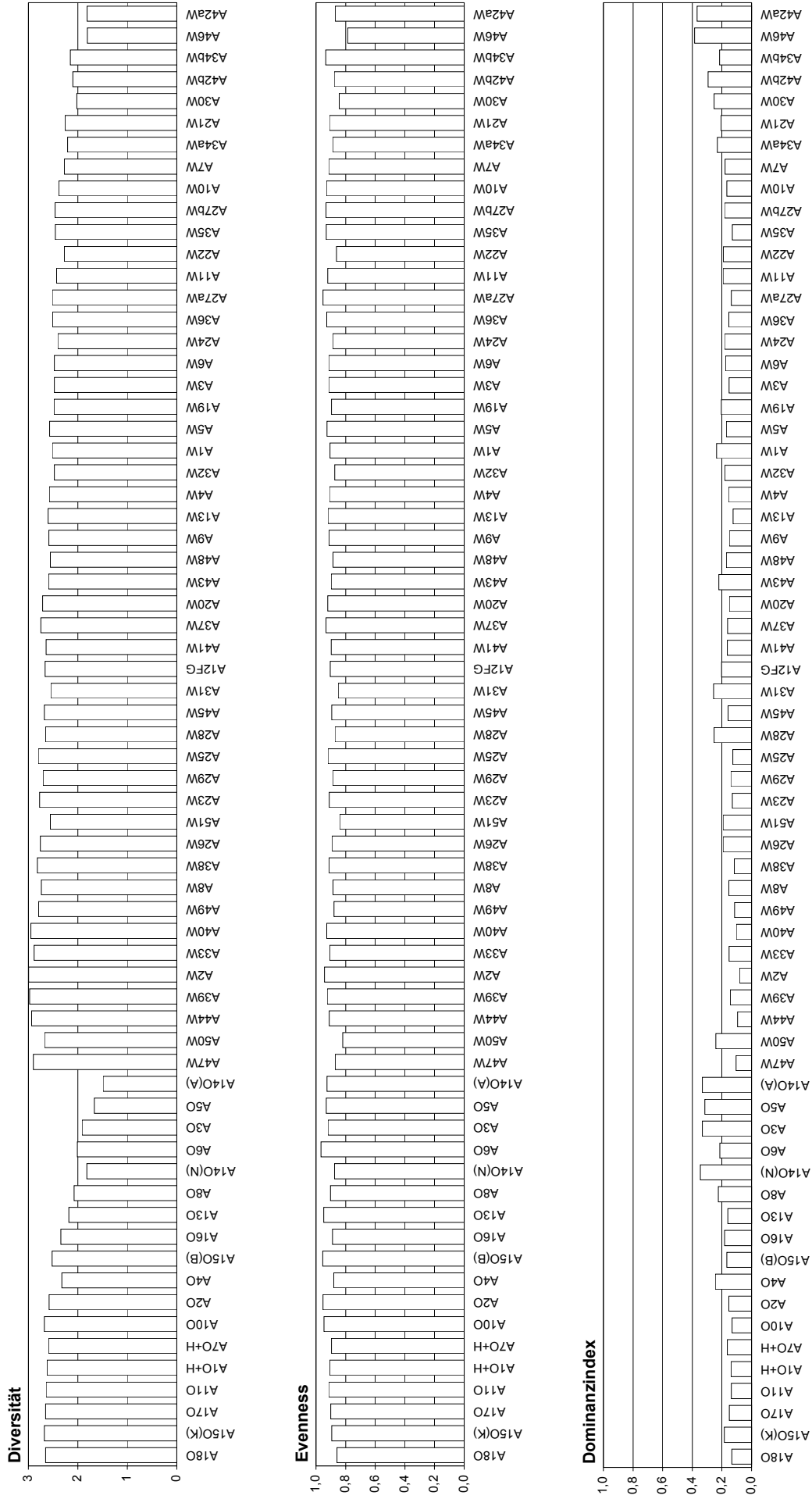


Abb. 14: Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Diversitäten, Evenness und Dominanzindices (Geländeerhebungen zusammen mit COCH)

Bei ähnlichen Diversitätswerten mehrerer Flächen können die Evenness-Werte Hinweise darauf geben, wie stark die Gleichverteilung der Arten neben der Artenzahl den Diversitätswert beeinflusst. Die Evenness-Werte der Untersuchungsflächen der Vogelfauna weisen nur eine geringe Schwankungsbreite von 0,79 bis 0,97 auf, niedrige und hohe Werte finden sich innerhalb des gesamten Spektrum der Artenzahlen, die Beziehung zur Gesamtartenzahl ist schwach negativ (-0,3).

Der Dominanzindex (Abb.14) drückt den Individuenanteil der häufigsten Art an der Gesamtindividuenzahl aus. Vom generellen Trend her steigen die Dominanzindices bei den Vogelfauna-Untersuchungsflächen mit sinkender Artenzahl an und weisen eine Schwankungsbreite von 0,08 bis 0,39 auf. Mit sinkender Artenzahl werden die Bestände demnach in immer höheren Maße durch einzelne Arten dominiert.

Landesweit gefährdete Arten

Abb. 15 gibt die Arten- und Individuenzahlen der landesweit gefährdeten Vogelarten der Untersuchungsflächen wieder. Der Neuntöter (*Lanius collurio*) wurde außerhalb der Untersuchungstermine als Brutvogel auf der Fläche WR30 nachgewiesen und bei den Artenzahlen, nicht aber bei den Individuenzahlen der Diagramme berücksichtigt. Vom grundsätzlichen Trend her weisen artenarme Untersuchungsflächen auch weniger landesweit gefährdete Arten auf, diese entfallen eher auf die niedrigeren Gefährdungskategorien und haben vergleichsweise niedrige Individuenzahlen. Insgesamt wurden 18 landesweit als gefährdet eingestufte Arten nachgewiesen, was 31 % der Gesamtartenzahl entspricht. Von diesen Arten entfallen 5 auf die Kategorie stark gefährdet, 4 auf die Kategorie gefährdet und 9 Arten sind als schonungsbedürftig eingestuft. Die Artenzahl landesweit gefährdeter Arten aller Kategorien variiert auf den Untersuchungsflächen zwischen 0 und 7, die Individuenzahl je 10 Hektar zwischen 0 und 13. Zu den in Baden-Württemberg stark gefährdeten Arten des Untersuchungsgebietes zählen Hohltaube (*Columba oenas*), Grauammer (*Emberiza calandra*), Wendehals (*Jynx torquilla*), Mittelspecht (*Dendrocopos medius*) und Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*), letztere wurde in der jüngsten Roten Liste in die Kategorie gefährdet herabgestuft (Anhang 109). Weitere im Untersuchungsgebiet außerhalb der Untersuchungsflächen der Vogelfauna brütende stark gefährdete Vogelarten sind der Eisvogel (*Alcedo atthis*) und das Rebhuhn (*Perdix perdix*) (Anhang 110). Im Untersuchungsgebiet Yach wurde im Bereich der Untersuchungsfläche A100 (Reut-/Weidfeld-Niederwald-Sukzessionen) das als vom Aussterben bedroht klassifizierte Haselhuhn (*Bonasia bonasia*) außerhalb der Aufnahmetermine beobachtet.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Die berechneten Zusammenhänge ähneln von der Tendenz her den bei den Artenzahlen beschriebenen.

Bei den Wald-Untersuchungsflächen bestehen signifikant positive Beziehungen zwischen der Anzahl gefährdeter Arten und den nachfolgenden Parametern der Untersuchungsflächen:

- Flächenanteil starker Baumhölzer an den Untersuchungsflächen (0,4)
- Oberhöhe (0,5)
- Stärkste vertretene Durchmesserklasse (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) von Laubbäumen (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) der Rotbuche (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) der Traubeneiche (0,6)

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER VOGELFAUNA

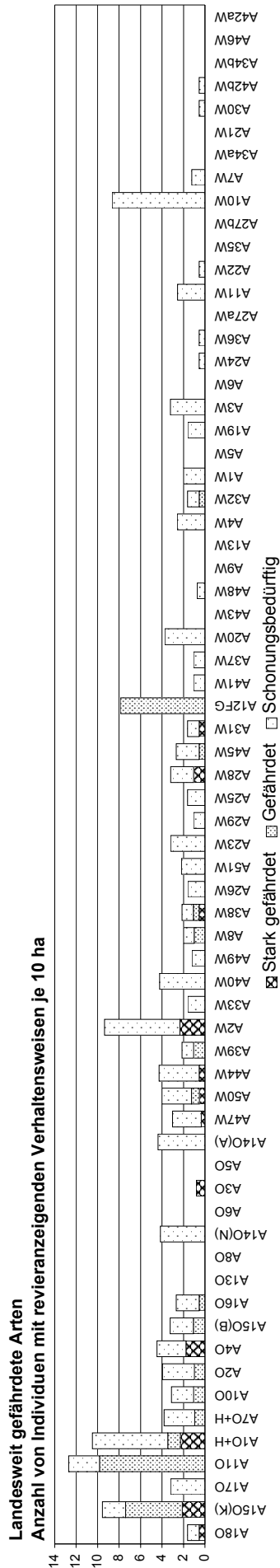
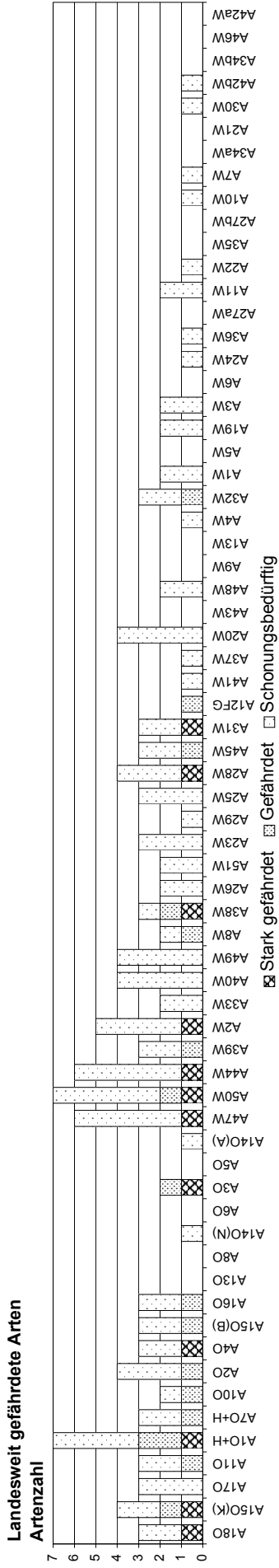


Abb. 15: Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogel fauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Arten- und Individuenzahlen landesweit gefährdeter Arten (Geländeerhebungen zusammen mit COCH)

- Grundfläche (m²/ha) von Bäumen mit einem Brusthöhendurchmesser > 50 cm (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) von Rotbuchen mit einem Brusthöhendurchmesser > 50 cm (0,7)
- Grundfläche (m²/ha) von Traubeneichen mit einem Brusthöhendurchmesser > 50 cm (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) von Bäumen mit einem Brusthöhendurchmesser > 70 cm (0,4)
- Grundfläche (m²/ha) von Rotbuchen mit einem Brusthöhendurchmesser > 70 cm (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) von Traubeneichen mit einem Brusthöhendurchmesser > 70 cm (0,4)
- Grundfläche (m²/ha) stehender abgestorbener Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser > 20 cm (0,6)
- Maximale Kronendeckung und Spannweite der Kronendeckungswerte von Gehölzen unter 2 m Höhe (Strauchschicht) (0,3; 0,3).

Signifikante, schwach negative Zusammenhänge zur Zahl gefährdeter Arten bestehen zu folgenden Faktoren:

- Höhenlage (-0,3)
- Flächenanteile von Jungwuchs- und Dickungsflächen (-0,3; -0,3)
- Grundfläche (m²/ha) von Nadelbäumen (-0,4)
- Grundfläche (m²/ha) von Nadelschattbaumarten (Fichte, Weißtanne, Douglasie) (-0,5)

Wie bei den Gesamtartenzahlen schält sich auch hier für die Untersuchungsflächen ein Komplex von häufig nicht voneinander unabhängigen Faktoren heraus. Bedeutend im Hinblick auf die Anzahl gefährdeter Arten in den Waldbeständen erscheinen wiederum das Bestandesalter (erreichte Höhen, Durchmesser, Totholzanteile, Strauchschicht) und die Beteiligung von Laubbäumen, insbesondere von Rotbuchen und Traubeneichen.

Bei den Offenland-Untersuchungsflächen bestehen wie bei den Gesamtartenzahlen signifikant positive Korrelationen im Hinblick auf die folgenden Charakteristika der Untersuchungsflächen:

- Flächenanteil von Obsthochstämmen (0,5)
- Anzahl der Obsthochstämme/ha ohne Jungbäume (0,4)
- Anzahl tot-/faulholzreicher Obstbäume/ha (0,4)
- Maximal erreichte Durchmesserklasse der Bäume in den Obstbeständen (0,5)

Auch hier scheint ein Faktorenkomplex aus dem Flächenangebot und Alter von Obstbeständen von Bedeutung zu sein.

Merkmale landesweit gefährdeter Arten und aller Arten im Vergleich

Für die Vogelbestände der Untersuchungsflächen wurden absolute und relative Verteilungen der Arten- und Individuenzahlen nach präferierten Brutlebensräumen, bevorzugten Neststandorten, Nahrungsverhalten, stammkletternden Arten, Spechtarten, Zugverhalten, Körperlängenklassen sowie Spannweiten der klein- und großräumigen Siedlungsdichten im Anhang 65 wiedergegeben. Die Angaben zu den Arten wurden dabei GLUTZ VON BLUTZHEIM & BAUER (1966 - 1993), PETERSON et al. (1979), MILDENBERGER (1982, 1984), BEZZEL (1985, 1993, 1996), BAUER & BERTHOLD (1997) und SINGER (1998) entnommen. Die entsprechenden Verteilungen wurden auch unter Zusammenfassung aller Untersuchungsflächen für das Gesamtkollektiv an Arten und das Kollektiv der gefährdeten Arten dargestellt.

Vergleicht man die relativen Verteilungen der Artenzahlen auf verschiedene Merkmale für das Kollektiv aller Arten und das Kollektiv in Baden-Württemberg gefährdeter Vogelarten, wobei der Anteil der Merkmalsträger am Gesamtkollektiv jeweils gleich 100 % gesetzt wird, ist das Spektrum der Rote-Liste-Arten wie folgt gekennzeichnet: Der Schwerpunkt im Hinblick auf Dominanzklassen ist zu den subrezedenten (135%) und sporadischen Arten (190%) verschoben, bei den Stetigkeitsklassen zu denen mit Stetigkeiten unter 20% (150%). Bei der prozentualen Verteilung aller und der gefährdeten Arten auf präferierte Brutlebensräume sind folgende Einheiten bei den gefährdeten Arten stärker repräsentiert:

- Ältere Laubwälder (261%)

- Alte Laubwälder/Halboffenland (164%)
- Lichte Laubwälder/Halboffenland (328%)
- Lichte Laubwälder/Waldschläge/Halboffenland (165%)
- Waldschläge/Halboffenland (327%)
- Halboffenland (165%)
- Lichte Wälder/Waldschläge/Halboffenland/Siedlungen (131%)
- Offenland (330%)

Im Hinblick auf den präferierten Neststandort sind bei den gefährdeten Arten die folgenden Typen stärker vertreten:

- Selbstgezimmerter große Baumhöhle (330%)
- Selbstgezimmerter kleine Baumhöhle (261%)
- Nutzer großer Baumhöhlen (330%)
- Brut am Boden oder in bodennaher Vegetation (165%)
- Summe aller Höhlenbrüter einschließlich der Nutzer kleiner Baumhöhlen (148%)

Verteilt man die Arten nach ihrem Nahrungsverhalten auf unterschiedliche Klassen sind folgende Einheiten im Kollektiv gefährdeter Arten stärker repräsentiert:

- Carnivor, am Boden suchend (164%)
- Carnivor, an Baum und Boden suchend (328%)
- Carnivor, in der Luft jagend (218%)
- Herbivor, am Boden suchend (163%)
- Summe aller carnivoren Arten, unter Einschluß der an Bäumen suchenden Arten (138%)

Zusätzlich wurde der Anteil der Stammkletterer gesondert ausgewertet, die bei den gefährdeten Arten ebenfalls stärker vertreten sind (197%) als im Gesamtkollektiv aller Arten.

Im Hinblick auf weitere nach Eigenschaften der Arten gebildete Klassen sind bei den gefährdeten Arten die folgenden Einheiten stärker vertreten:

- Zugvögel mit außereuropäischer Überwinterung (246%)
- Arten mit großen Körperlängen über 20 cm (156%)
- Arten mit höheren Raumansprüchen, z.B. Arten mit 1 Revier auf 50 - 100 Hektar (163%), 1 Revier auf 100 - 500 Hektar (147%), 1 Revier auf 500 - 1000 Hektar (327%).

Die landesweit gefährdeten Arten weisen darüber hinaus folgende Unterschiede zum Kollektiv aller und der nicht gefährdeten Arten auf (Anhang 107):

- Mittlere Stetigkeit 11 : 28 : 36
- Mittlere Dominanz 0,26 : 1,69 : 2,32
- Mittlere Flächendiversität für die Arten 1,40 : 2,15 : 2,47
- Mittlere Flächenevenness für die Arten 0,89 : 0,89 : 0,90

Die gefährdeten Arten sind somit sowohl auf weniger Flächen vertreten, als auch auf den Flächen selbst weniger dominant als andere Arten. Die ähnlichen und hohen Flächenevenness-Werte weisen darauf hin, daß die Arten der drei Gruppen jeweils relativ einheitlich auf die Flächen verteilt sind. Die Unterschiede in den Stetigkeiten der drei Teilkollektive finden sich deshalb in den Flächendiversitätswerten wieder.

Beziehungen zwischen der Artenzahl und den Anteilen von Arten mit bestimmten Merkmalen am Artenbestand

Für einen Teil der oben dargestellten, bei den landesweit gefährdeten Arten stärker repräsentierten Eigenschaften, bestehen mehr oder weniger enge Beziehungen zwischen dem Anteil von Arten mit den jeweiligen Eigenschaften am Artenbestand der Untersuchungsflächen und den Gesamtartenzahlen:

- Präferierte Brutlebensräume ältere Laubwälder oder ältere Laubwälder und Halboffenland (jeweils 0,6),
- Präferierte Neststandorte selbstgezimmerter große (0,5) oder kleine Bruthöhle (0,6)
- Nahrungsverhalten herbivor am Boden (0,6)

- Summe aller Carnivoren (0,5)
- Anteil der Stammkletterer (0,7)
- Körperlängen über 20 cm (0,6)
- Großräumige Siedlungsdichten mit 1 Revier je 50 - 100 Hektar und 1 Revier je 500 - 1000 Hektar (jeweils 0,6).

In gewissen Umfang werden diese Charakteristika des Artenbestandes der Untersuchungsflächen wie auch die Individuenzahl, die Diversität, der Dominanzindex und die Arten- und Individuenzahl der landesweit gefährdeten Arten also bereits durch die Gesamtartenzahl abgebildet.

Umgekehrt könnte bei allgemeiner Gültigkeit einer engeren Beziehung zwischen diesen Merkmalen und der Gesamtartenzahl auch durch die Erfassung nur der merkmals tragenden Arten auf die Gesamtartenzahl rückgeschlossen werden. So ist beispielsweise bei den untersuchten Flächen die Artenzahl der Spechte signifikant positiv und relativ eng mit der Gesamtartenzahl und auch mit der Zahl landesweit gefährdeter Arten korreliert (0,75; 0,65).

Bundesweit gefährdete Arten

Die Verteilung der Arten- und Individuenzahlen bundesweit gefährdeter Arten (Abb. 16) zeigt kein deutliches Bild in Relation zur Abnahme der Gesamtartenzahlen. In der jüngsten Roten Liste sind zudem einige Arten heraufgestuft oder neu aufgenommen, andere auch herabgestuft worden (Anhang 109).

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Vogelbestände

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Vogelbestände der Untersuchungsflächen sollten für einen Flächenvergleich hinreichend häufig sein, eine größere Variabilität und einen Problembezug aufweisen. Letzterer könnte dadurch hergestellt werden, daß die entsprechenden Merkmale zum Beispiel einen Bezug zu gefährdeten Arten aufweisen oder aber Lebensraumqualitäten abbilden, auf die vermutlich auch gefährdete Arten in besonderer Weise angewiesen sind.

Für Gehölzbestände des Halboffenlandes und der Wälder könnten als zusätzliche Differenzierungsmerkmale der Vogelbestände die Arten- und Individuenzahlen der Höhlenbrüter und Stammkletterer herangezogen werden, die in Zusammenhang mit dem Alter der Bestände, der Baumartenzusammensetzung und insbesondere dem Anteil starkdimensionierter und tot-/faulholzreicher Bäume stehen. Die absoluten Werte differenzieren die Untersuchungsflächen dabei besser als relative Anteile an den gesamten Arten- und Individuenzahlen, weil auch in insgesamt artenarmen Beständen mit wenigen Vertretern dieser Einheiten trotzdem hohe Prozentanteile erreicht werden können. 20 höhlenbrütende Vogelarten schwanken in ihrem Vorkommen auf den Untersuchungsflächen zwischen 1 und 11 Arten und erreichen dabei Individuenzahlen revieranzeigender Vögel je 10 Hektar von 0,5 - 41 (- 122 für das Feldgehölz). Gut ausgeprägte Obst- und Heckenbestände weisen im Untersuchungsgebiet Artenzahlen höhlenbrütender Vögel von 6 - 8 bei Individuenzahlen um 20 auf, die besten Waldbestände 10 - 11 Arten mit Individuenzahlen zwischen 30 und 40. Im Vergleich dazu treten in der Niederstammplantage 3 Arten mit einer Individuenzahl von 8, in schwachen bis mittleren Fichtenbaumhölzern 1 - 4 Arten mit einer Individuenzahl von 0,5 - 4 auf. 10 stammkletternde Arten sind mit 0 - 7 Arten auf den Untersuchungsflächen vertreten und weisen dabei Individuenzahlen revieranzeigender Vögel je 10 Hektar zwischen 0 und 15 (- 31 für das Feldgehölz) auf. Gut ausgeprägte Offenland-Untersuchungsflächen mit Streuobst- und anderen Gehölzbeständen weisen 3 - 4 stammkletternde Arten mit Individuenzahlen zwischen 3 und 8 auf, die besten Waldbestände 6 - 7 Arten bei Individuenzahlen von 12 bis 15. Demgegenüber weisen zum Beispiel die Niederstammplantage und Fichtenforsten keine bis maximal 2 Arten und Individuenzahlen zwischen 0 und 1 auf.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER VOGELFAUNA

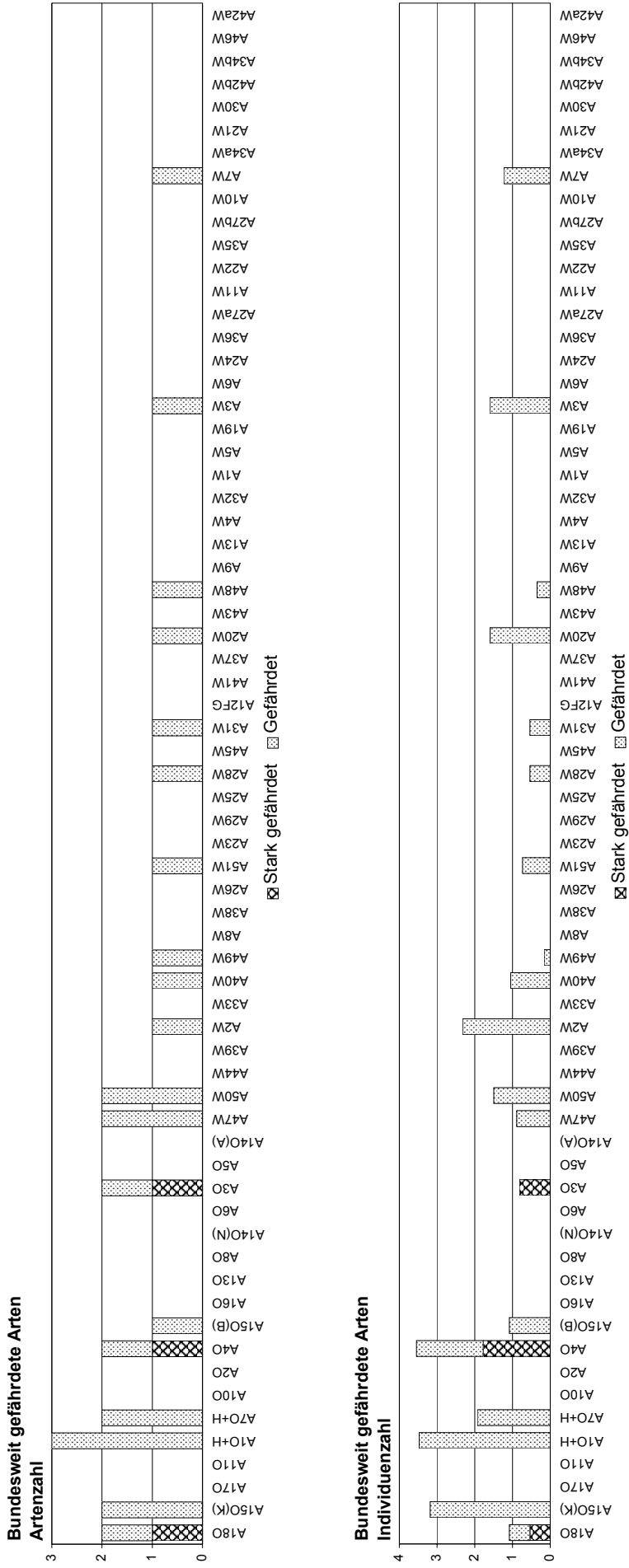


Abb. 16: Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Arten- und Individuenzahlen bundesweit gefährdeter Arten (Geländeerhebungen zusammen mit COCH)

Ähnlichkeitsvergleich der Untersuchungsflächen der Vogelfauna

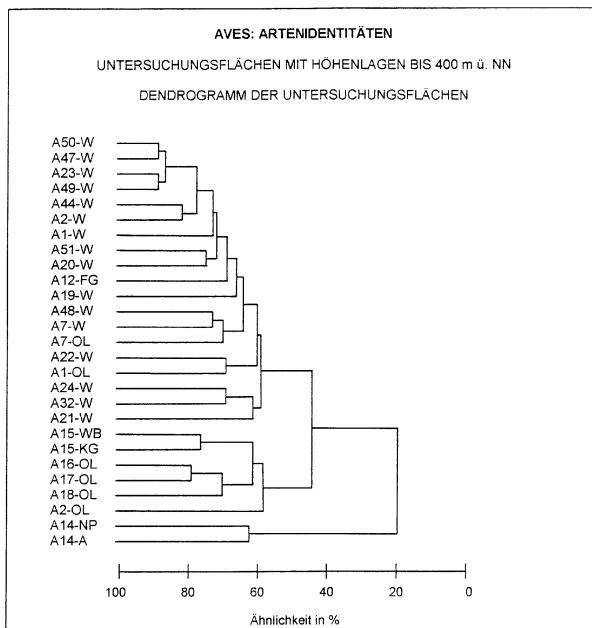
Die Abb. 17, 18 und 19 a-d geben für 3 Höhenlagenklassen die Ähnlichkeiten der Vogel- und Waldbestände der Untersuchungsflächen wieder. Hierzu wurden einerseits die Matrices der paarweisen Arten- oder Dominantenidentitäten der Vogelbestände der Untersuchungsflächen Clusteranalysen unterzogen und in Dendrogrammen abgebildet. Andererseits wurden für die Waldbestände die Grundflächenanteile der Baumarten in Dominanzwerte umgerechnet, die Dominantenidentitäten paarweise für die Untersuchungsflächen berechnet, geclustert und auch in Dendrogrammen dargestellt. Um strukturelle Aspekte der Waldbestände besser abzubilden, wurde eine analoge Vorgehensweise auch für Verteilungen der Grundflächen auf Baumartengruppen und Durchmesserklassen (Anhang 65) gewählt. Die ebenfalls berechneten Artenidentitäten der Gehölzbestände sind nicht abgebildet, da über die Dominantenidentitäten der Bestandesaufbau besser abgebildet werden kann. Jungwüchse mit sehr niedrigen Grundflächen wurden bei den Vergleichen nicht berücksichtigt. Für am Waldrand gelegene Untersuchungsflächen wurde die Baumartenzusammensetzungen unmittelbar am Bestandesrand (-WR) und im Inneren des Waldbestandes (-W) getrennt betrachtet. Weiter ist in den Dendrogrammen die Nomenklatur der Untersuchungsflächen wie folgt verändert: Offenlandflächen tragen anstatt "O" das Kürzel "-OL" mit Ausnahme der folgenden: A14O(N) = A14-NP, A14O(A) = A14-A, A15O(B) = A15-WB, A15O(K) = A15-KG, A1O+H = A1-OL, A7O+H = A7-OL.

Ähnlichkeitsvergleich der Untersuchungsflächen der Vogelfauna: Höhenlagen bis 400 m ü. NN

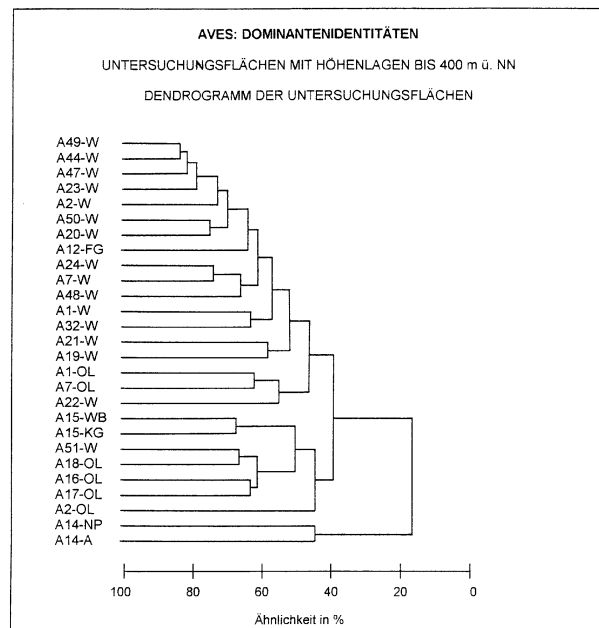
In Abb. 17 sind die entsprechenden Dendrogramme für die Untersuchungsflächen mit Höhenlagen bis 400 m ü. NN dargestellt. Bei dem Vergleich der Ähnlichkeiten der Vogelbestände (Abb. 17a, b) weisen die Niederstamimplantage (A14-NP) und der Acker (A14-A) die niedrigste Ähnlichkeit zu allen anderen Untersuchungsflächen auf. Daneben besteht eine eigene Gruppe der Offenlandflächen (A15-WB, A15-KG, A16-OL, A17-OL, A18-OL), die in mehr oder weniger großem Umfang durch Obstbau charakterisiert sind. Die gebüsch- und heckenreichen Flächen A1-OL und A7-OL ordnen sich dagegen den Waldbeständen zu. Die größten Ähnlichkeiten ihrer Vogelbestände weisen die starken Baumhölzer der eichen- und buchenreichen ehemaligen Mittelwälder und einige buchenreiche mittlere Baumhölzer auf (A2-W, A23-W, A44-W, A47-W, A50-W) denen sich dann nach und nach das Feldgehölz (A12-FG) und jüngere laubbaumreiche Flächen sowie die beiden gebüsch- und heckenreichen Offenlandflächen zuordnen.

Bei der Darstellung der Ähnlichkeiten der Untersuchungsflächen nach den Dominantenidentitäten ihrer Baumartenzusammensetzung (Abb. 17c) läßt sich eine buchen- und eichenreiche Gruppe (A21-W bis A2-W) von den Flächen abtrennen, bei denen weitere Baumarten in größerem Umfang hinzutreten, zum Beispiel Hainbuche (A51-W), Hainbuche, Weißtanne und Waldkiefer (A7-WR, A7-W) sowie Waldkiefer (A1-WR, A1-W, A44-W). Zuletzt schließen sich die beiden Heckenbestände (A1-OL, A7-OL) und das Feldgehölz an die anderen Untersuchungsflächen an. In den Gruppierungen finden sich auch sehr unterschiedliche Entwicklungsphasen zum Beispiel vom Stangenholz (A32-W) bis zum starken Baumholz (A50-W). Der Ähnlichkeitsvergleich des Baumbestandes der Untersuchungsflächen unter Zuhilfenahme von Baumartengruppen und Durchmesserklassen (Abb. 17d) gliedert diese deutlicher nach ihren Entwicklungsphasen: Stangen- bis schwache Baumhölzer (A21-W bis A19-WR), denen sich nach und nach die mittleren Baumhölzer zuordnen (A2-W bis A44-W), wobei sich die kieferreichen zuletzt anschließen. Die

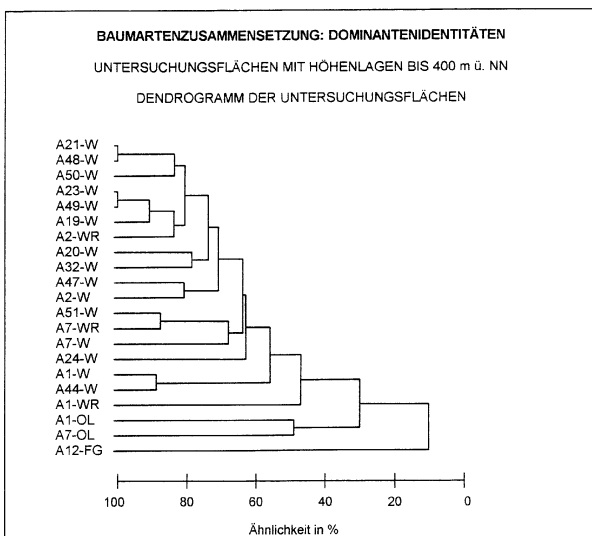
eichen- und buchenreichen starken Baumhölzer des ehemaligen Mittelwaldes bilden eine eigene Gruppe (A23-W bis A20-W). Die Hecken und das Feldgehölz (A1-OL, A7-OL, A12-FG) sind den übrigen Untersuchungsflächen nach diesem Vergleich am wenigsten ähnlich.



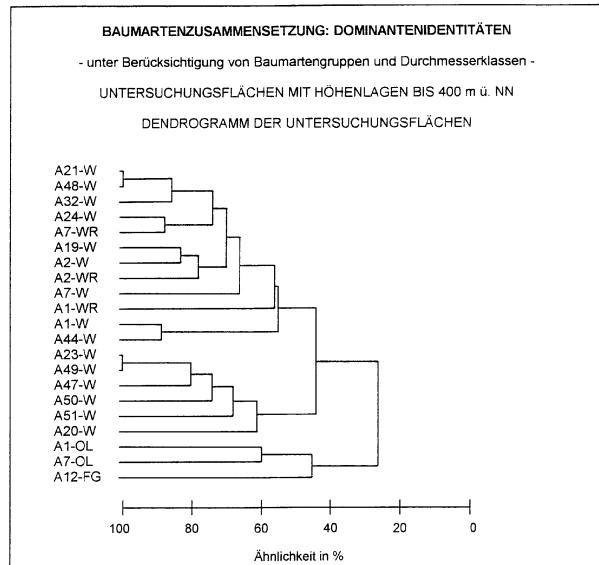
a)



b)



c)



d)

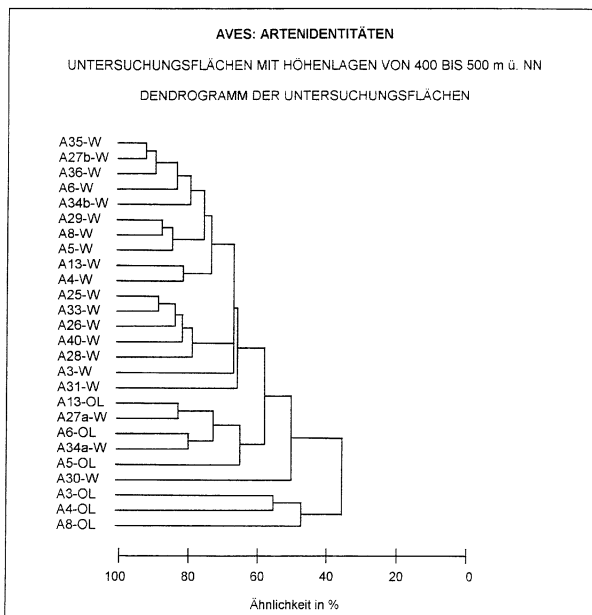
Abb.17: Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände der Untersuchungsflächen bis 400 m ü. NN

Grundsätzlich lassen sich die Unterschiede bezogen auf Offenland- und Waldprobeflächen, Bestandesstrukturen, Entwicklungsphasen und Baumartenzusammensetzungen in den Dendrogrammen der Arten- und Dominantenidentitäten der Vogelbestände sowie bei den Dominantenidentitäten der Gehölzbestände nach Baumartengruppen und Durchmesserklassen erkennen. Für einzelne Flächen ergeben sich aber auch sehr deutliche Unterschiede bei den verschiedenen Ähnlichkeitsvergleichen. So ordnet sich zum Beispiel die Buchen-Eichen-Waldfläche A51-W der Entwicklungsphase starkes Baumholz bei den Artenidentitäten der Vogelbestände und bei den Dominantenidentitäten der Gehölzbestände nach Baumartengruppen

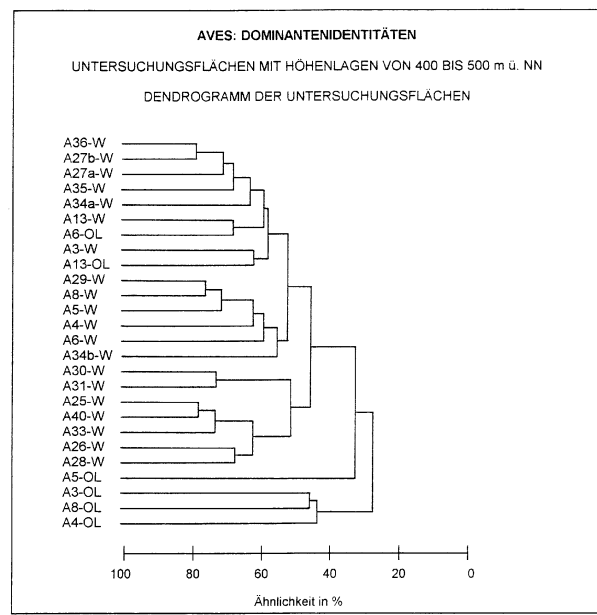
und Durchmesserklassen den strukturell ähnlichen Waldbeständen zu. Betrachtet man jedoch die Dominantenidentitäten der Vogelbestände, findet sich die Untersuchungsfläche zwischen den Streuobstbeständen A16-OL, A17-OL und A18-OL wieder. Der am Waldrand gelegenen Untersuchungsfläche sind mehrere Streuobstreihen vorgelagert, wodurch sich diese Zuordnung möglicherweise erklärt.

Ähnlichkeitsvergleich der Untersuchungsflächen der Vogelfauna: Höhenlagen von 400 bis 500 m ü. NN

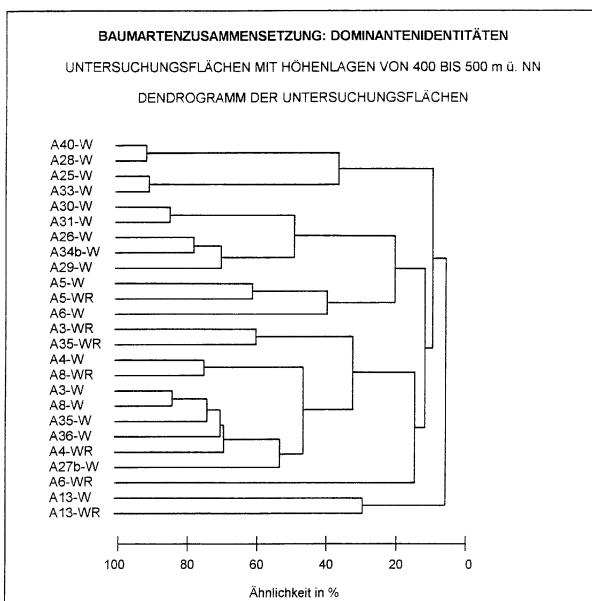
Abb. 18 zeigt die entsprechenden Diagramme für Untersuchungsflächen zwischen 400 und 500 m ü. NN.



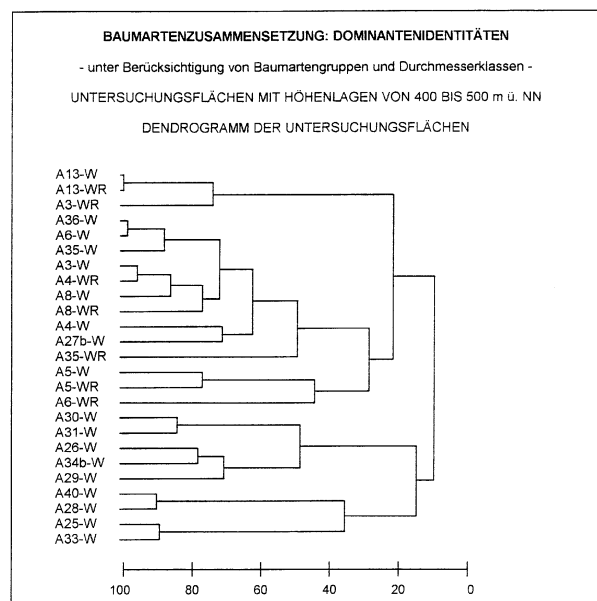
a)



b)



c)



d)

Abb. 18: Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände der Untersuchungsflächen zwischen 400 und 500 m ü. NN

Bei dem Dendrogramm der Artenidentitäten der Vogelbestände (Abb. 18a) schließt sich an die Gruppe der bewaldeten Untersuchungsflächen (A35-W bis A31-W) zunächst eine Gruppe aus Waldjungwüchsen (A27a-W, A34a-W) und Offenlandflächen an, die in engen Waldtälern liegen und entweder nur in geringem Umfang Gehölzstrukturen aufweisen (A5-OL, A6-OL) oder weitständig mit Esche aufgeforstet wurden (A13-OL). Hierzu kommen dann zunächst ein lichtetes, kiefern- und eichenreiches Stangenholz (A30-W) und danach drei dem Wald vorgelagerte und streuobstbestandene Offenlandflächen (A3-OL, A4-OL, A8-OL). Bei den bewaldeten Flächen läßt sich eine Gruppe relativ strukturarmer, nadel-schattbaumreicher Waldbestände verschiedener Entwicklungsphasen von der Dickung bis zum mittleren Baumholz (A35-W bis A4-W) abtrennen, denen auch ein Bergahorn-Stangenholz (A13-W) zugeordnet ist. Eine weitere Gruppe an Waldbeständen bilden die buchen-, teilweise auch eichen- oder tannenreichen mittleren bis starken Baumhölzer (A25-W bis A28-W). Nach dem Zusammenschluß dieser beiden Gruppen ordnen sich den Waldbeständen dann noch ein am Waldrand gelegenes Douglasien-Stangenholz (A3-W) und ein kiefern- und tannenreiches schwaches Baumholz (A31-W) zu.

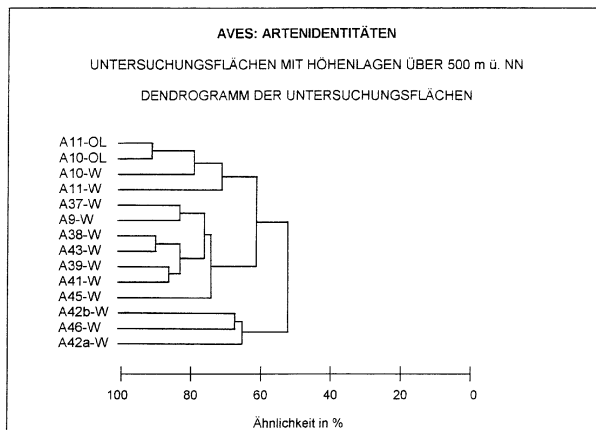
Bei dem Dendrogramm der Dominantenidentitäten der Vogelbestände (Abb. 18b) gruppieren sich die Untersuchungsflächen in etwas anderer Weise: Eine erste Gruppe bilden nadelbaum-, zum Teil auch edellaubbaumreiche Waldbestände der Entwicklungsphasen Dickung bis Stangenholz, denen auch die Jungwüchse, die Eschenaufforstung und einer der gehölzarmen Offenlandbestände zugeordnet sind (A35-W bis A13-OL). Mit dieser Gruppe vereinigt sich eine zweite Gruppe, die nadelbaumreiche Bestände vor allem der Entwicklungsphase schwaches Baumholz umfaßt. Die Gruppe der buchen- und teilweise auch eichen- oder tannenreichen mittleren und starken Baumhölzer (A25-W bis A28-W) bleibt bestehen. Diesen ordnen sich zunächst die lichtereren kiefern-, tannen- und eichenreichen Stangen- bis schwachen Baumhölzer (A30-W, A31-W) zu. Der Gesamtgruppe aller bisher genannten Flächen schließen sich dann die Offenlandfläche A5-OL sowie die Gruppe der streuobstbestandenen, am Waldrand gelegenen Offenlandflächen an (A3-OL bis A4-OL).

Das Dendrogramm der Dominantenidentitäten nach der Baumartenzusammensetzung der Waldbestände (Abb. 18c) läßt eine Gruppen buchen- und eichenreicher mittlerer bis starker Baumhölzer erkennen (A40-W bis A33-W). Einer Gruppe tannenreicher Mischbestände verschiedener Entwicklungsphasen von der Dickung bis zum schwachen Baumholz (A30-W bis A29-W) schließt sich eine Gruppe fichtenreicher schwacher bis mittlerer Baumhölzer (A5-W bis A6-W) an. Beide vereinigen sich mit der großen Gruppe douglasienreicher Bestände (A3-W bis A27b-W), dort ist auch die fichten- und haselreiche Fläche A6-WR angeschlossen. Neben den alten Laubwaldbeständen bilden die Edellaubbaum-Stangenhölzer A13-W und A13-WR eine eigene Gruppe, die sich zuletzt allen anderen Waldbeständen anschließt. Führt man den Ähnlichkeitsvergleich der Baumartenzusammensetzung ebenfalls auf Basis der Dominantenidentitäten nach Baumartengruppen und Durchmesserklassen durch, ist folgende Gliederung zu erkennen (Abb. 18d): Edellaubbaumreiche Stangenhölzer (A13-W bis A3-WR) bilden mit fichten- und douglasienreichen Dickungen bis schwachen Baumhölzern (A36-W bis A6-WR) und fichten-haselreichen schwachen bis mittleren Baumhölzern (A5-W bis A6-WR) eine Gruppe, der die laubholzbetontere Gruppe aus tannenreicheren Beständen (A30-W bis A29-W) von der Dickung bis zum mittleren Baumholz und aus den Buchen-Eichen-Baumhölzern (A40-W bis A33-W) gegenübersteht. Auch hier zeigen sich für bestimmte Flächen Abweichungen ihrer Anordnung im Dendrogramm je nach Betrachtung der Ähnlichkeit der Vogelbestände oder der

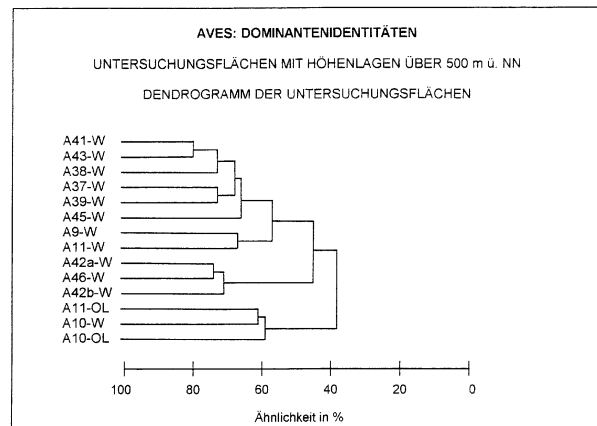
Baumartenzusammensetzung. Die tannendominierte Fläche A26-W der Entwicklungsphase mittleres Baumholz ist zum Beispiel hinsichtlich ihrer Vogelfauna bei den buchen- und eichenreichen Baumhölzern eingruppiert, nach ihrer Baumartenzusammensetzung oder nach Baumartengruppen und Durchmesserklassen aber bei den tannenreichen Beständen.

Ähnlichkeitsvergleich der Untersuchungsflächen der Vogelfauna: Höhenlagen ab 500 m ü. NN

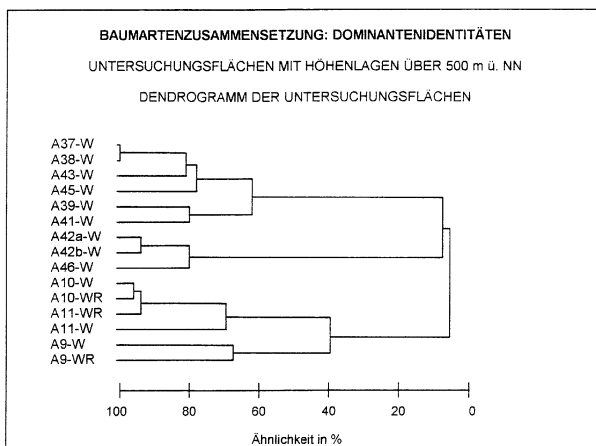
Die Ähnlichkeitsdendrogramme der Untersuchungsflächen mit einer Höhenlage über 500 m ü. NN sind in Abb. 19 dargestellt.



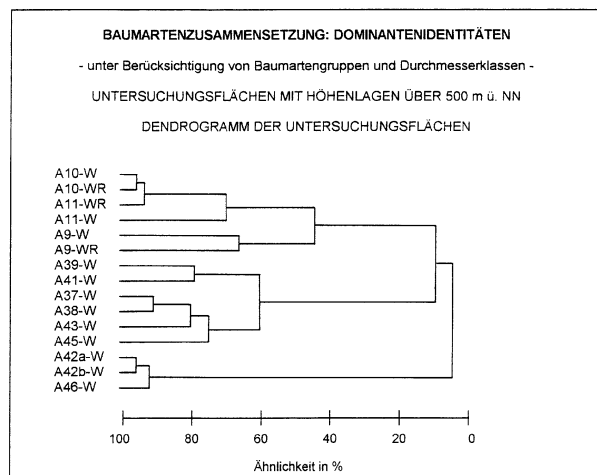
a)



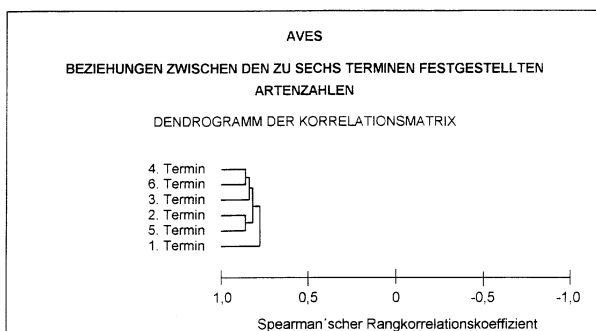
b)



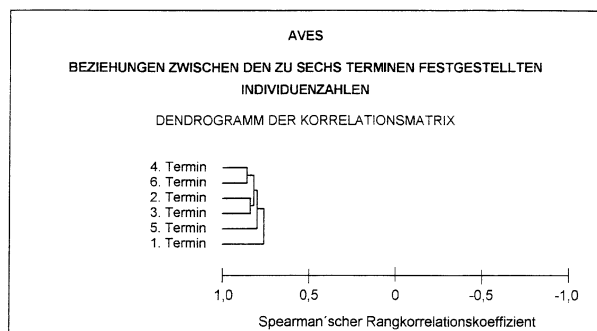
c)



d)



e)



f)

Abb. 19: Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände der Untersuchungsflächen über 500 m ü. NN (a-d) und Beziehungen zwischen den an sechs Untersuchungsterminen ermittelten Arten- und Individuenzahlen für alle Untersuchungsflächen (e-f)

Nach den Artenidentitäten der Vogelbestände (Abb. 19a) lassen sich drei Gruppen unterscheiden: Die Weidfelder und Niederwälder (A11-OL bis A11-W), buchen-, zum Teil auch eichen- und tannenreichere Flächen (A37-W bis A45-W) der Entwicklungsphasen schwaches und mittleres Baumholz und die Fichtenbestände (A42b-W bis A42a-W) in den gleichen Entwicklungsphasen. Bei den beiden letztgenannten Gruppen bilden die mittleren Baumhölzer jeweils eine eigene Untergruppe (A38-W bis A41-W und A42b-W bis A46-W). Die am längsten durchgewachsene Niederwaldfläche A9-W gruppiert sich nicht in die Weidfelder und Niederwälder, sondern zu den Buchenwäldern. Weidfelder, Niederwälder und andere laubbaumreiche Wälder schließen sich vor den Fichtenforsten zusammen.

Bei der Clusteranalyse der Dominantenidentitäten der Vogelbestände (Abb. 19b) besteht die beschriebene Dreigliederung in ihren Grundzügen fort, jedoch schließen sich die laubbaumreichen Bestände (A41-W bis A11-W) und die Fichtenforsten zuerst zusammen, wohingegen die Weidfelder und ein Niederwald ohne Oberstand die stärkste Sonderstellung einnehmen (A11-OL bis A10-OL). Neben der am längsten durchgewachsenen Niederwaldfläche A9-W gruppiert sich jetzt auch die Niederwaldfläche A11-W mit Birken-Oberstand zu den buchenreichen Waldbeständen (A41-W bis A45-W).

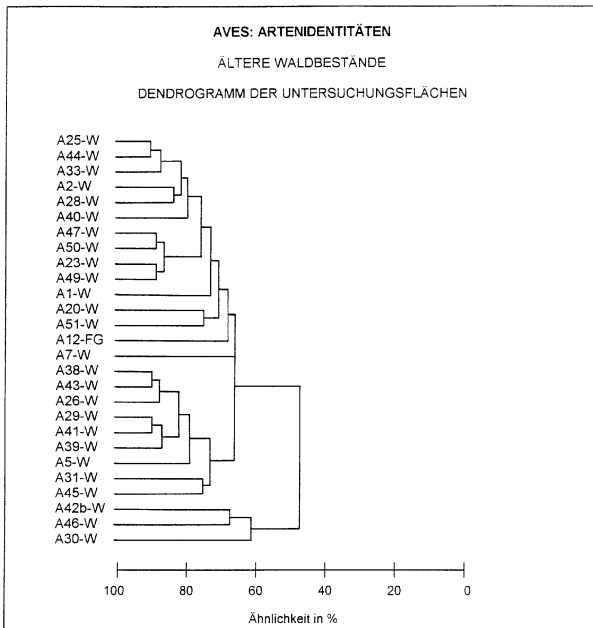
Auch die Ähnlichkeitsvergleiche der Baumartenzusammensetzungen der Untersuchungsflächen mit und ohne Untergliederung nach Baumartengruppen und Durchmesserklassen (Abb. 19c, 19d) lassen eine Dreigliederung erkennen. Hier trennen sich jedoch streng die Niederwaldflächen (A9-W, A10-W, A10-WR, A11-W, A11-WR) von den buchenreicheren Hochwaldbeständen (A37-W, A38-W, A39-W, A41-W, A43-W, A45-W) und von den Fichtenforsten (A42a-W, A42b-W, A46-W). Ohne Untergliederung nach Baumartengruppen und Durchmesserklassen (Abb. 19c) schließen sich die Niederwaldflächen mit der niedrigsten Ähnlichkeit der Gruppe der anderen Waldbestände an, mit dieser Untergliederung (Abb. 19d) die Fichtenforsten.

Die Flächen A9-W und A11-W zeigen auch hier, daß sich Untersuchungsflächen je nach Betrachtung der Ähnlichkeit der Vogelbestände oder der Baumartenzusammensetzung unterschiedlich einordnen können.

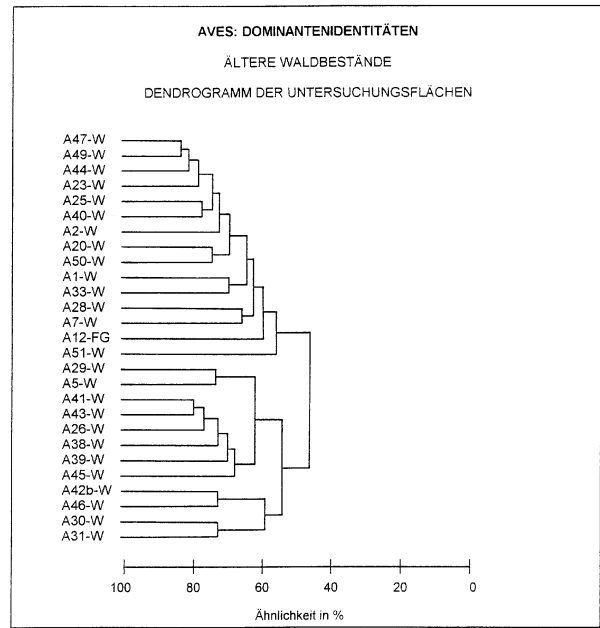
In Abb. 19 sind über die beschriebenen Ähnlichkeitsdendrogramme hinaus für alle Untersuchungsflächen die Beziehungen zwischen den zu sechs Terminen ermittelten Arten- (e) und Individuenzahlen (f) veranschaulicht. Mit Korrelationskoeffizienten zwischen 0,77 und 0,86 bei den Artenzahlen und 0,73 bis 0,86 bei den Individuenzahlen sind die Beziehungen zwischen den zu den einzelnen Terminen ermittelten Werten relativ eng (Anhang 66). Der erste Termin weist aufgrund des Fehlens vieler Zugvögel die niedrigsten Korrelationswerte zu den anderen Terminen im Hinblick auf beide Parameter auf. Aufgrund der relativ engen Beziehungen wird nicht erwartet, daß eine Erhöhung der Anzahl an Untersuchungsterminen die Reihenfolge der Flächen bezogen auf ihre Arten- und Individuenzahlen wesentlich verändern würde.

Ähnlichkeitsvergleich der Untersuchungsflächen der Vogelfauna: Ältere Waldbestände über alle Höhenlagen

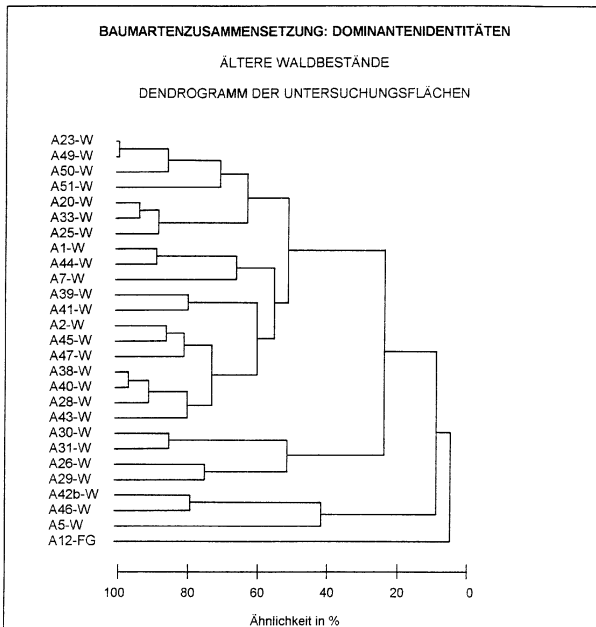
In Abb. 20 wurden unabhängig von ihrer Höhenlage noch einmal die Ähnlichkeitsdendrogramme der Vogel- und Gehölzbestände älterer Wald-Untersuchungsflächen dargestellt. Dabei ist zu beachten, daß auf nährstoffarmen und trockenen Standorten auch in höherem Alter teilweise nur die Entwicklungsphasen Stangenholz oder schwaches Baumholz erreicht werden.



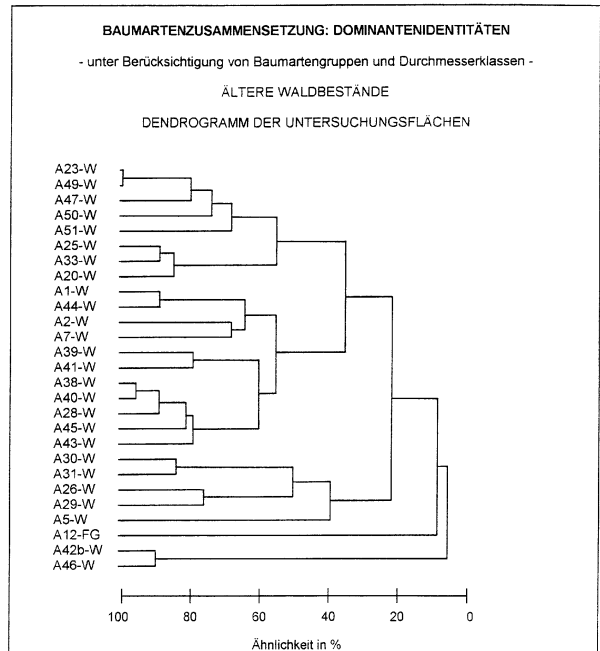
a)



b)



c)



d)

Abb. 20: Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände der Untersuchungsflächen mit älteren Waldbeständen über alle Höhenlagen

Die Clusteranalyse der Artenidentitäten der Vogelbestände (Abb. 20a) lässt drei wesentliche Gruppen erkennen. Eine erste Gruppe bilden die vorwiegend buchen- und eichen-, teilweise auch kiefernreichen Bestände (A25-W bis A51-W), denen sich dann das Kastanienfeldgehölz (A12-FG) und die Fläche A7-W zuordnet, bei der schon die Tanne am Bestandaufbau beteiligt ist. Buchen- und tannenreiche Bestände (A38-W bis A39-W) bilden eine zweite Gruppe, der sich ein alter Fichtenbestand mit Haselunterwuchs (A5-W), ein Kiefern-Tannen-Eichen-Bestand (A31-W) und ein schwaches Buchen-Eichen-Baumholz höherer Lage (A45-W) zuordnen. In der dritten Gruppe mit der geringsten Ähnlichkeit zu den anderen Untersuchungsflächen finden sich zwei mittlere Fichtenbaumhölzer (A42b-W, A46W) und ein Stangenholz aus Kiefer, Eiche und Tanne auf relativ

armem Standort (A30-W). Bei der buchen- und eichenreichen Gruppe lassen sich zwei Untergruppen unterscheiden: A25-W bis A40-W sind nicht aus Mittelwäldern hervorgegangene Bestände, die dem Hainsimsen-Buchenwald zuzuordnen sind, die Flächen A47-W bis A49-W sind dagegen starke Baumhölzer aus ehemaligen Mittelwäldern, die zudem auch auf zumindest teilweise besseren Standorten stocken (Waldmeister-Buchenwald). Zwei weitere dieser Flächen ordnen sich den buchen- und eichenreichen Beständen erst später zu, beide sind sehr kleine, schmale Reste des ehemals zusammenhängenden Mittelwaldkomplexes im Unteren Gemeindewald (A20-W, A-51-W). Bei dem Dendrogramm der Artenidentitäten der Vogelbestände schließen sich zuerst die Gruppen der buchen-/eichenreichen und buchen-/tannenreichen Bestände zusammen, dann folgt erst die Gruppe der strukturarmen Nadelbaumbestände (A42b-W bis A30-W).

Im Dendrogramm der Dominantenidentitäten der Vogelbestände (Abb. 20b) verhält sich dieses anders, buchen-/tannenreiche (A29-W bis A45-W) und strukturarme Nadelbaumbestände (A42b-W bis A31-W) bilden zunächst eine gemeinsame Gruppe, die dann der Gruppe der buchen-/eichenreichen Bestände (A47-W bis A51-W einschließlich Kastanienfeldgehölz A12-FG) gegenübersteht. In der Gruppe der buchen-/eichenreichen Bestände läßt sich keine Differenzierung nach Herkunft der Waldbestände aus Mittelwald oder nach der Waldgesellschaft mehr erkennen. Bei der Gruppe der buchen- und tannenreichen Bestände bilden jetzt die nadelbaumdominierten Untersuchungsflächen A29-W und A5-W eine eigene Untergruppe. Das Stangenholz aus Kiefer, Eiche und Tanne (A31-W) ist aus dieser Gruppe in die Gruppe der strukturarmen Nadelbaumbestände (A42b-W bis A31-W) verschoben.

Das Dendrogramm nach den Dominantenidentitäten der Baumarten (Abb. 20c) läßt zunächst eine Gruppe der starken, buchen- und eichenreichen Baumhölzer erkennen, die sich aufteilt in eine Untergruppe besserer Standorte mit stärkerer Hainbuchenbeteiligung (A23-W bis A51-W) und in eine schwächerer Standorte mit fehlender oder geringer Hainbuchenbeteiligung (A20-W bis A25-W). Buchenbestände (A1-W bis A43-W), fast alle in der Entwicklungsphase mittleres Baumholz, schließen sich dieser Gruppe an und bilden zusammen den laubbaum-, insbesondere buchenreichen Flügel der älteren Untersuchungsflächen. Hierbei lassen sich ein stark buchendominierte Flächen (A2-W bis A43-W) von solchen mit stärkerer Tannen- (A39-W, A41-W) oder Kiefern-beteiligung (A1-W, A44-W) unterscheiden. Nadelbaumdominierte Bestände mit Tannen-, aber auch Laubbaumbeteiligung (A30-W bis A29-W) ordnen sich dann dem großen buchenreichen Flügel zu. Kiefern-/tannenreiche (A30-W, A31-W) und tannen-fichtenreiche Bestände (A26-W, A29-W) sind dabei getrennt gruppiert. Fichtenforste (A42b-W, A46-W) und ein Fichtenaltholz mit Haselunterstand (A5-W) schließen sich in der Folge den anderen Walduntersuchungsflächen an. Als einzelne Fläche ordnet sich zuletzt das Kastanien-Feldgehölz (A12-FG) den anderen Untersuchungsflächen zu.

Führt man den Ähnlichkeitsvergleich der Baumartenzusammensetzung der Untersuchungsflächen für Baumartengruppen und Durchmesserklassen durch, erhält man ein in den Grundzügen ähnliches Bild (Abb. 20d): Den buchendominierten Flügel (A23-W bis A43-W) getrennt nach starken (A23-W bis A20-W) und mittleren Baumhölzern (A1-W bis A43-W), die starken Baumhölzer separiert nach stärkerer Beteiligung der Hainbuche (A23-W bis A51-W, jetzt auch mit der Fläche A47-W) und fehlender oder gering beteiligter Hainbuche (A25-W bis A30-W). Zu den sich an den buchenreichen Flügel anschließenden nadelbaumreichen Beständen mit Laubbaumbeteiligung (A30-W bis A5-W) ist die Fichtenfläche mit Haselunterstand hinzugekommen. Das

Kastanienfeldgehölz (A12FG) ist allen bisher einbezogenen Waldbeständen ähnlicher als die beiden Fichtenforste, die sich in diesem Dendrogramm (A42b-W, A46-W) als letzte den anderen Untersuchungsflächen anschließen.

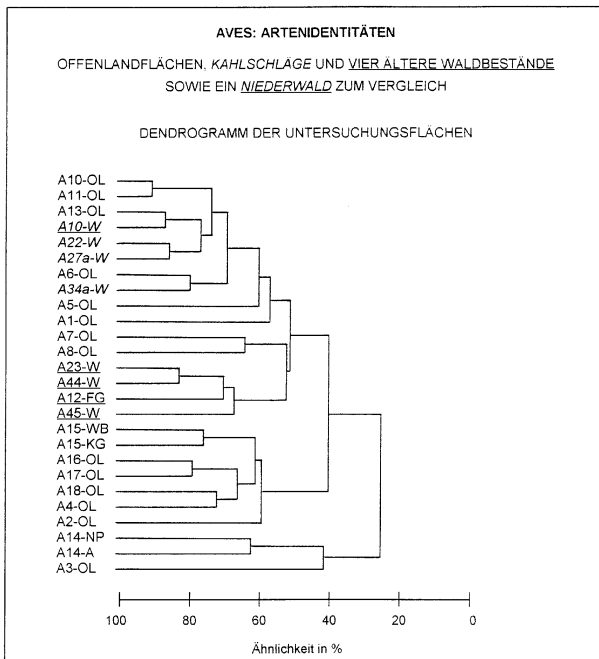
Ähnlichkeitsvergleich der Untersuchungsflächen der Vogelfauna: Offenland-Untersuchungsflächen über alle Höhenlagen

In Abb. 21 sind alle Offenland-Untersuchungsflächen hinsichtlich der Ähnlichkeit ihrer Vogelbestände und ihrer Nutzungstypen dargestellt. Bei der Vogelfauna wurden Kahlschläge (A22-W, A27a-W, A34a-W), ein starkes (A23-W), ein mittleres (A44-W) und ein schwaches Buchen-Eichen-Baumholz (A45-W), das Kastanien-Feldgehölz (A12-FG) und eine Niederwaldfläche (A10-W) in den Ähnlichkeitsvergleich einbezogen.

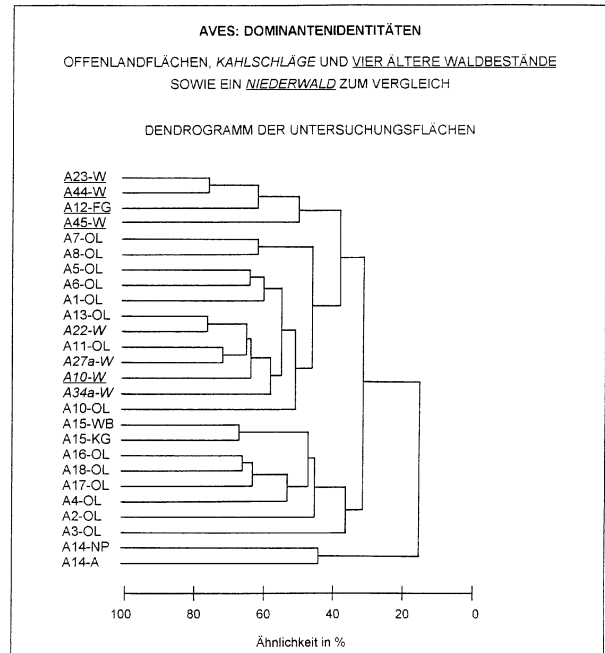
Bei dem Dendrogramm nach den Artenidentitäten der Vogelbestände (Abb. 21a) lassen sich grob drei Gruppen unterscheiden: Die Untersuchungsflächen A10-OL bis A45-W umfassen die Weidfeldflächen (A10-OL, A11-OL), die weitständige Eschenaufforstung auf Extensivgrünland (A13-OL) und den Niederwald (A10-W), denen sich die Jungwuchsflächen (A22-W, A27a-W und A34a-W) und die in einem schmalen Wiesental dem Waldrand vorgelagerten Extensivgrünlandflächen (A5-OL, A6-OL) anschließen. Die hecken- und streuobstbestandenen, ebenfalls in Waldrandlage befindlichen Untersuchungsflächen A1-OL und A7-OL sowie die durch einen hohen Waldrandanteil gekennzeichnete, durch Wald fast eingefaßte Untersuchungsfläche A8-OL ordnen sich auch dieser Gruppe zu, ebenso die zum Vergleich einbezogenen Waldbestände (A23-W bis A45-W). Die ebenfalls in Waldrandlage befindlichen Südhang-Grünlandflächen mit Streuobst ohne umfangreichere Hecken oder Gebüsche (A2-OL, A3-OL, A4-OL) fallen in die beiden anderen grob unterschiedenen Gruppen (A15-WB bis A2-OL und A14-NP bis A3-OL), deren übrige Untersuchungsflächen losgelöst vom Wald im Offenland liegen. Acker (A14-A) und Niederstamplantage (A14-NP) sind dabei zusammen mit der streuobstarmen Grünlandfläche A3-OL deutlich abgelöst von den Streuobstbeständen über Grünland, stellenweise auch über Acker (A16-OL, A17-OL, A18-OL), den Obstbeständen in Gemengelage mit Kleingärten und Weinbergen (A15-KG, A15-WB) und den beiden stärker streuobstbestandenen, den Waldrändern vorgelagerten Grünlandflächen A2-OL und A4-OL. Die neben einer weiteren (A3-OL) aus der Acker- (A14-A) und Niederstamm-Untersuchungsfläche (A14-NP) bestehende Gruppe weist die niedrigste Ähnlichkeit zu allen anderen Untersuchungsflächen auf.

Für die Acker- und Niederstammuntersuchungsfläche gilt dieses auch hinsichtlich des Ähnlichkeitsvergleichs nach den Dominantenidentitäten der Vogelbestände (Abb. 21b). Die Gliederung der Untersuchungsflächen in drei Gruppen bleibt relativ konstant, die Fläche A3-OL ordnet sich jetzt den Streuobstflächen (A15-WB bis A3-OL) zu. Innerhalb der ersten Gruppe (A23-W bis A10-OL) sind die Waldbestände einschließlich des Feldgehölzes (A23-W bis A45-W) stärker aus den übrigen Flächen herausgelöst als bei der Gliederung nach den Artenidentitäten.

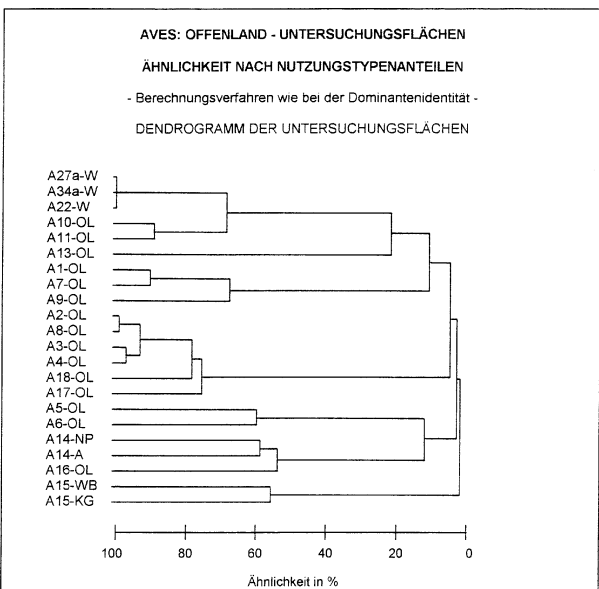
In die Darstellung der Untersuchungsflächen aufgrund der Ähnlichkeit ihrer Nutzungstypen (Abb. 21c) wurden die Waldflächen und das Feldgehölz weggelassen, dargestellt ist hier aber die der Waldfläche A9-W vorgelagerte Intensivgrünlandfläche A9-OL, die nur zu einem geringen Anteil Brombeergebüsche und Ufergehölzstreifen aufweist. Dort wurden im Rahmen der Untersuchung keine Vögel mit revieranzeigenden Verhaltensweisen registriert. Die Gliederung weicht teilweise von den oben beschriebenen Dendrogrammen ab: Vergleichbar ist noch die Gruppierung der Kahlschlags- (A27a-W, A34a-W, A22-W) und Weidfeldflächen (A10-OL, A11-OL).



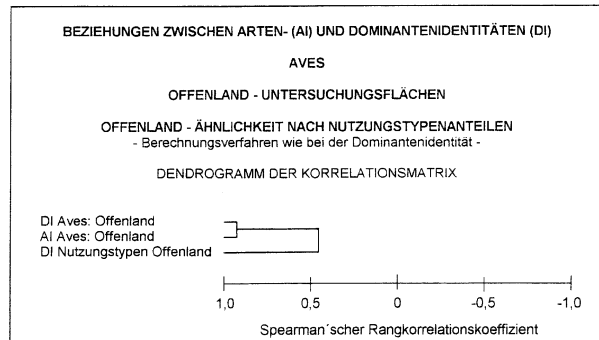
a)



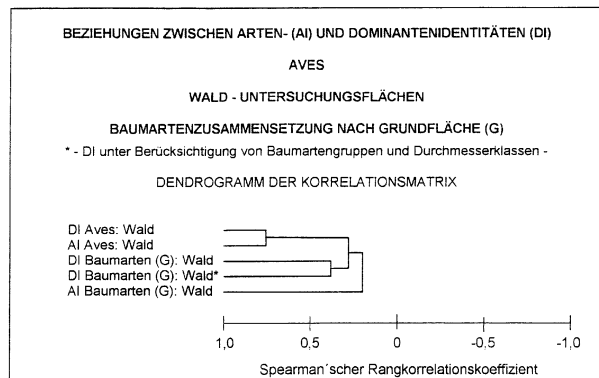
b)



c)



d)



e)

Abb. 21: Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Ähnlichkeiten der Vogelbestände und Nutzungstypen der Offenland-Untersuchungsflächen (a-c), Beziehungen zwischen diesen Ähnlichkeiten (d), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände der Wald-Untersuchungsflächen (e)

Diesen ordnen sich dann die Weitverbands-Eschenaufforstung (A13-OL) und gebüsch- und hecken-, zum Teil auch streuobstbestandenen Offenlandflächen zu (A1-OL, A7-OL, A9-OL). Streuobstbestandene Grünlandflächen in Waldrandlage (A2-OL, A3-OL, A4-OL, A8-OL) verteilen sich hier nicht auf verschiedene Gruppen, sondern bilden zusammen mit den von Offenland umgebenen Flächen (A17-OL, A18-OL) eine Gruppe, die sich den vorgenannten Flächen

anschließt. Die neben Streuobstwiesen auch Ackerflächen umfassende Untersuchungsfläche A16-OL ist nach ihrer Nutzung der Ackerfläche (A14-A) und der Niederstamplantage (A14-NP) zugeordnet. Die in einem engen Waldtal gelegenen Grünlandflächen ohne Streuobst (A5-OL, A6-OL) finden sich hier nicht mehr zwischen den Wäldern, Weidfeldern, Hecken und Gebüsch, sondern schließen sich auf sehr niedrigem Ähnlichkeitsniveau dem Verbund aus A14-A, A14-NP und A16-OL an. Nach ihrer Nutzung sind die beiden Untersuchungsflächen A15-KG und A15-WB mit ihrer kleinräumigen Verzahnung aus Streuobstbeständen, Kleingärten und Rebbergen allen anderen Untersuchungsflächen am wenigstens ähnlich. Sie ordnen sich nicht wie bei den Vogelbeständen in die Streuobstbestände ein.

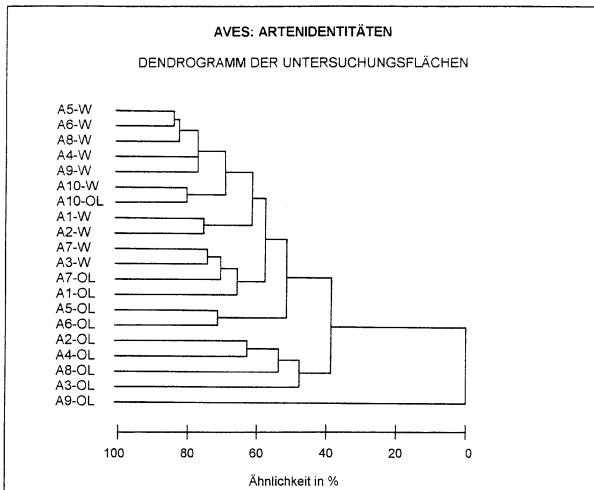
Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Identitätsmaßen zum Vergleich der Untersuchungsflächen

Wie die Beschreibung der Dendrogramme in den Abb. 17 bis 21 gezeigt hat, treten bei der Verwendung unterschiedlicher Ähnlichkeitsmerkmale zumindest teilweise Analogien in den Gruppierungen der Untersuchungsflächen der Vogelfauna auf. Über die Enge der Beziehungen zwischen diesen verschiedenen Ähnlichkeitsparametern können Korrelationsrechnungen Aufschluß geben. Für die Vogelfauna sind die jeweils paarweise berechneten Korrelationskoeffizienten in Anhang 68 zusammengefaßt. In den Abb. 21d und 21e wurden Matrices dieser Werte nach einer Clusteranalyse in einem Dendrogramm dargestellt. Bei den Offenland-Untersuchungsflächen (Abb. 21d) besteht zwischen den Arten- und Dominantenidentitätswerten der Vogelbestände ein relativ straffer Zusammenhang, die Beziehung beider Werte zu den Ähnlichkeitswerten der Nutzungstypen ist jedoch nur schwach. Ähnliches gilt für die Waldbestände bezogen auf die Arten- und Dominantenidentitäten der Vogelfauna und die entsprechenden Werte im Hinblick auf die Baumartenzusammensetzung (Abb. 21e). Hier sind die Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Vogel- und der Gehölzbestände nur sehr schwach. Die schwächste Beziehung zu allen anderen Werten weisen die Artenidentitätswerte der Gehölzbestände auf, deren Dendrogramme aus diesem Grund auch nicht dargestellt wurden. Auch die Stratifizierung der Gehölzbestände nach Baumartengruppen und groben Durchmesserklassen und die Berechnung von Dominantenidentitäten auf der Grundlage der entsprechenden Grundflächenverteilungen erbringt keinen besseren Zusammenhang. Mit der gewählten Vorgehensweise können aufgrund ihres Nutzungstyps oder ihrer Baumartenzusammensetzung als ähnlich klassifizierte Untersuchungsflächen bezogen auf die Arten- und Dominantenidentitäten der Vogelbestände relativ verschieden sein und umgekehrt. Trotz der zum Teil übereinstimmenden und plausiblen Verteilung der Untersuchungsflächen auf größere Gruppen, wie sie die verbale Beschreibung der Dendrogramme verdeutlicht hat, weicht die direkte Reihenfolge der Ähnlichkeitswerte offensichtlich so stark voneinander ab, daß sich keine engeren statistischen Beziehungen zwischen den Identitätswerten der Vogelbestände, der Gehölzbestände oder der Nutzungstypen ergeben.

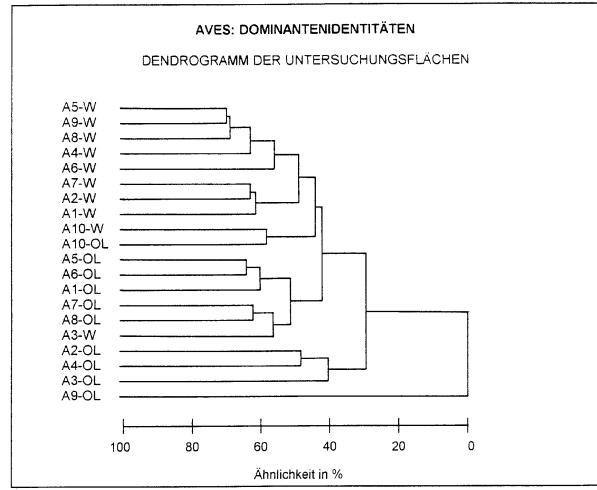
Ursachen hierfür können vielfältig sein, wichtig in diesem Zusammenhang sind sicher Effekte der Umgebung der relativ kleinen Untersuchungsflächen. Möglicherweise würde auch ein Ähnlichkeitsvergleich der Untersuchungsflächen aufgrund rein struktureller Merkmale unter Verzicht auf eine Differenzierung nach Nutzungstypen oder nach Baumarten bessere Zusammenhänge der Ähnlichkeitswerte erbringen.

Ähnlichkeitsvergleich der Untersuchungsflächen der Vogelfauna: Waldränder und vorgelagertes Offenland der Waldrand-Untersuchungen

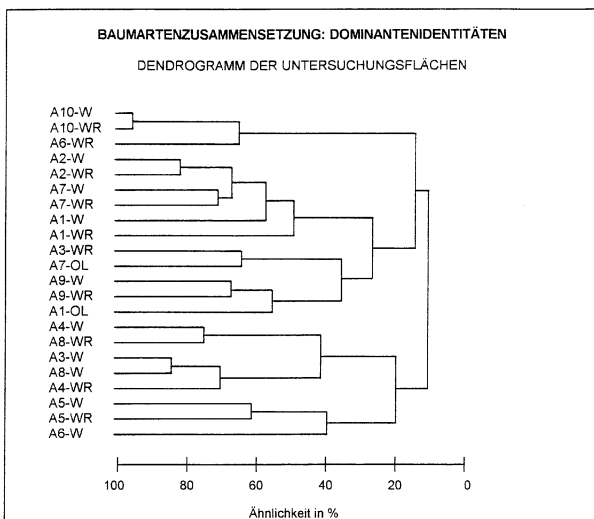
In Abb. 22 sind noch einmal alle Ähnlichkeitsdendrogramme für diejenigen Untersuchungsflächen der Vogelfauna dargestellt, die gleichzeitig Gegenstand der Untersuchung verschiedener Artengruppen an Waldrändern sind.



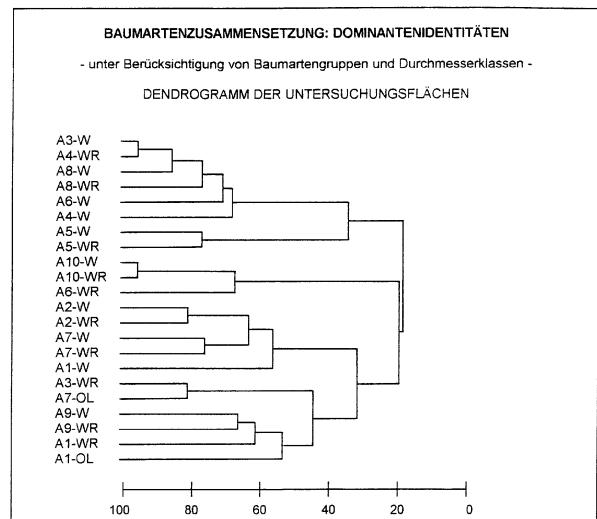
a)



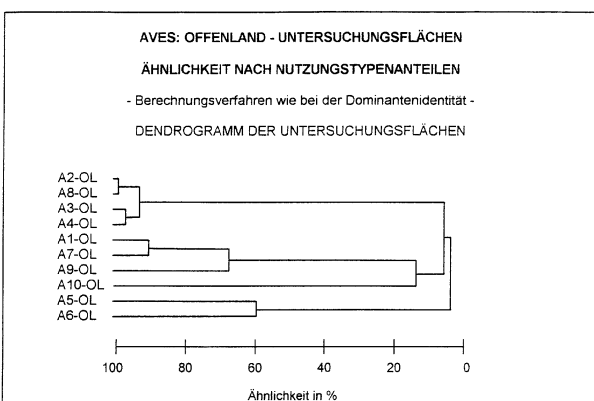
b)



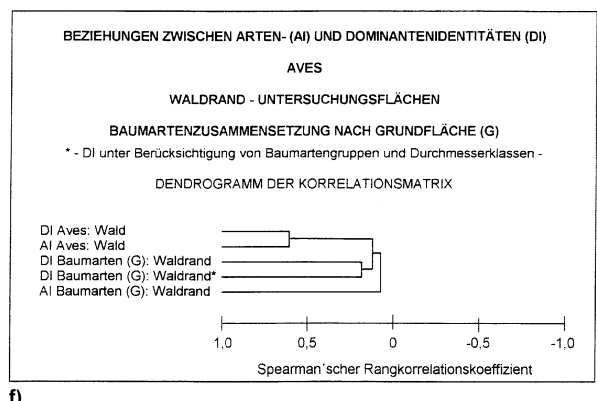
c)



d)



e)



f)

Abb. 22: Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände der Waldrand-Untersuchungsflächen (a-d) sowie der Nutzungstypen im vorgelagerten Offenland (e) und Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände für den waldrseitigen Teil der Probekreise

Diese Untersuchungsflächen A1 bis A10 setzen sich jeweils aus einem Waldteil (-W) und einem Offenlandteil (-OL) zusammen. Abb. 22a gibt die Artenidentitäten der Vogelbestände dieser Untersuchungsflächen, Abb. 22b die Dominantenidentitäten wieder. Die Fläche A9-OL nimmt dabei einen Sonderstatus ein, da hier keine Vogelart mit revieranzeigenden Verhaltensweisen bei den sechs Begängen registriert wurde und diese somit auch keine Ähnlichkeit zu den anderen Untersuchungsflächen aufweist. Alle Vögel mit revieranzeigenden Verhaltensweisen waren hier direkt im Bereich des Waldrandes aktiv und wurden dem Wald zugeschlagen. Bezogen auf die Artenidentitäten weisen die fichten- oder douglasienbestimmten Probeflächen (A5-W, A6-W, A8-W, A4-W) die größten Ähnlichkeiten ihrer Vogelbestände auf, denen sich dann die Niederwälder und das Weidfeld (A9-W, A10-W, A10-OL) anschließen. Zusammen mit den beiden buchen-, eichen- oder kiefernreichen Altbeständen (A1-W, A2-W), einer weiteren buchenreichen Fläche (A7-W), einem Douglasien-Edellaubholz-Bestand (A3-W), den beiden hecken- und gebüschreichen Offenlandflächen (A1-OL, A7-OL) und den beiden, in einem engen Waldtal gelegenen Offenland-Untersuchungsflächen (A5-OL, A6-OL) wird ein eher waldbetonter Flügel der Untersuchungsflächen gebildet. Diesem stehen die durch Grünland und Streuobst geprägten Offenlandflächen (A2-OL bis A3-OL) gegenüber.

Bei den Dominantenidentitäten (Abb. 22b) besteht diese Zweigliederung im Prinzip fort, die von Wald stärker eingeschlossene Untersuchungsfläche A8-OL mit hoher Waldrandlänge findet sich jedoch jetzt in der waldbetonnenen Gruppe. Bei den Waldbeständen bilden jetzt die buchenreichen Altbestände A1-W, A2-W und A7-W eine eigene Gruppierung, die junge Niederwald- und die Weidfeldfläche (A10-W und A10-OL) setzen sich stärker von den übrigen Waldbeständen ab und vermitteln zum Offenland.

In den Abb. 22c und 22d werden die Ähnlichkeiten der Gehölzbestände aufgrund ihrer Dominantenidentitäten verglichen, wobei für Abb. 22d eine Stratifizierung nach Baumartengruppen und Durchmesserklassen vorgenommen wurde. Die Aufnahme der Baumartenzusammensetzung der Untersuchungsflächen erfolgte nach dem Waldinneren (W) und dem Waldrand (WR) der Untersuchungsflächen getrennt. Die Baumartenzusammensetzung der Hecken der beiden Offenlandflächen A1-OL und A7-OL wurde in den Vergleich einbezogen. Nach den Dominantenidentitäten lassen sich drei grobe Gruppen unterscheiden, eine haseldominierte (A10-W bis A6-WR), eine weitere laubbaumdominierte (A2-W bis A1-OL) und eine nadelbaumdominierte (A4-W bis A6-W). Die buchen-, eichen- oder kiefernreicheren Altbestände A2-W bis A1-W trennen sich bei den Laubbaumflächen von den vielfältiger zusammengesetzten, eichenreichen Hecken, Niederwäldern und Waldrändern (A1-OL, A7-OL, A9-W, A9-WR, A3-WR). Bei den Nadelbaumbeständen unterscheiden sich die douglasien-dominierten (A4-W bis A4-WR) von den fichtenbestimmten Beständen (A5-W bis A6-W).

Die Gruppenbildung ist bei dem Ähnlichkeitsvergleich der Gehölzbestände nach Baumartengruppen und Durchmesserklassen in ihren Grundzügen ähnlich (Abb. 22d): Nadelbaumdominierter Flügel (A3-W bis A5-WR), haselreiche Bestände (A10-W bis A6-WR) und andere laubbaumbestimmte Bestände (A2-W bis A1-OL). Bei den nadelbaumbestimmten Beständen trennen sich jetzt nicht mehr Fichten- und Douglasienbestände, sondern die hohe Maximaldurchmesser erreichenden Aufnahmen A5-W und A5-WR erscheinen gesondert. Bei laubbaumdominierten Beständen (A2-W bis A1-OL) verschiebt sich A1-WR aufgrund seines hohen Eichenanteils von den buchendominierten Altbeständen (A2-W bis A1-W) zu den eichenreichen Niederwäldern, Hecken und Waldrändern (A3-WR bis A1-OL).

Abb. 22e zeigt ein Ähnlichkeitsdendrogramm der Offenlandbereiche der Untersuchungsflächen auf der Basis der Flächenanteile ihrer Nutzungstypen. Beweidete Grünlandbestände mit Streuobst (A2-OL bis A4-OL) weisen demnach die größte Ähnlichkeit auf und schließen sich auf relativ niedrigem Ähnlichkeitsniveau mit einer Gruppe (A1-OL bis A10-OL) zusammen, deren beweidetes Grünland ebenfalls mit Gehölzen durchsetzt sind. Bei den Flächen A1-OL und A7-OL sind intensive Weiden in hohem Maße mit Hecken, Gebüsch und Streuobst durchsetzt, bei der Fläche A9-OL in geringem Umfang mit Gebüsch und einem Ufergehölz. Die Weidfeldfläche A10-OL wird extensiv gedüngt und beweidet und weist einen hohen Anteil an Besenginstergebüsch auf. Die niedrigste Ähnlichkeit zu allen anderen Untersuchungsflächen weisen nach ihren Nutzungstypen die extensiv genutzten Mähwiesen (A5-OL, A6-OL) auf, die auch nur in geringerem Umfang durch Gehölze strukturiert sind.

In Ergänzung zu den Abb. 21d und 21e wurden in Abb. 22f auch für die am Waldrand gelegenen Waldbestände die Beziehungen zwischen den Arten- und Dominantenidentitäten ihrer Vogelfauna und den Ähnlichkeiten der Baumartenzusammensetzungen an den Waldrändern dargestellt. Auch hier besteht zwischen den Ähnlichkeitswerten der Vogel- und Gehölzbestände keine enge Beziehung. Die schwächste Beziehung zu allen anderen Werten weisen auch hier die Artenidentitäten der Gehölzbestände auf, deren Dendrogramm nicht dargestellt wurde.

3.4.3 Untersuchungen zur Gefäßpflanzenflora sowie zur Sandlaufkäfer- und Laufkäfer-, Bockkäfer- Heuschrecken-, Wildbienen-, Schwebfliegen- und Schmetterlingsfauna ausgewählter Waldränder und Hecken des Untersuchungsgebietes einschließlich zweier Vergleichsflächen im Untersuchungsgebiet Yach sowie der Heuschreckenfauna auf Kahlschlägen, Wiesen und Weiden des Untersuchungsgebietes

Umwandlung oder Überführung lichter Weide-, Nieder- und Mittelwälder in geschlossene Hochwälder und die Aufforstung oder Intensivierung des mageren Grünlandes und der Viehtriften haben allgemein und im Untersuchungsgebiet solche Standorte selten werden lassen, bei denen sich hoher Licht- und Wärmegenuß mit magerer, niedriger, schütterer, lücken- und zum Teil auch blütenreicher Vegetation verbindet. In vielen Landschaften und so auch im Untersuchungsgebiet finden sich diese Bedingungen nur in schmalen Streifen entlang einiger Waldränder und Hecken sowie unmittelbar nach Kahlschlägen. Aus diesem Grunde wurden für das Untersuchungsgebiet 6 Waldrandsituationen (WR) und 2 Hecken (H) ausgewählt und auf ihre Flora sowie verschiedene Tierartengruppen untersucht. Ein Niederwald-Weidfeld- sowie ein Niederwald-Intensivgrünland-Übergang wurden im Untersuchungsgebiet Yach zum Vergleich in die Erhebungen einbezogen, entsprechende Strukturen fehlen in Gundelfingen, Reutebachtal, Wildtal und Heuweiler heute (HONDONG et al. 1992, 1993). Die Lage der Untersuchungsflächen in Yach (WR9, WR10) kann Abb. 6 entnommen werden, die der anderen Untersuchungsflächen Abb. 23. Bei den Waldrändern wurden die drei Straten Saum, Mantel und Bestand unterschieden, bei den Hecken Saum, Mantel und Saum. Über die Waldrand- und Heckenflächen hinaus wurde die Heuschreckenfauna an weiteren 8 Standorten untersucht, die 3 Wiesen (WIE), 2 Weiden (WEI), 1 Grünlandbrache (GBR), eine Weihnachtsbaumkultur nach Kahlschlag (WBK) und einen Kahlschlag (K) umfaßten (LANGNER 1990).

Die Nutzungstypen der Untersuchungsflächen in einem Umkreis von 100 Meter, die grundflächenbezogene Baumartenzusammensetzung, auch nach Baumartengruppen und

Durchmesserklassen, sowie weitere Parameter zur Struktur der Gehölzbestände der Untersuchungsflächen sind der Tabelle zur Vogelfauna (Anhang 65) zu entnehmen. Dort finden sich auch die Ergebnisse der Vogelbestandserfassung. Die Flächenpaare A1W, A1O+H oder A2W, A2O usw. entsprechen dabei jeweils den Waldranduntersuchungsflächen WR1A, WR2 usw.. Bei den Offenlandflächen A1O+H und A7O+H wurden die für die Erfassung der Wirbellosen konkret ausgewählten Heckenabschnitte als H1B und H7B bezeichnet. Sie sind den Waldranduntersuchungsflächen WR1A (A1-W) und WR7A (A7-W) vorgelagert.

In Anhang 69 wurden für die Ausbildung des Mikroklimas der Waldränder und Hecken relevante Faktoren zusammengefaßt, in Anhang 70 drei kleinräumige Profile der Nutzungs- oder Biotoptypen senkrecht zum Verlauf des Waldrandes charakterisiert und in Anhang 71 die Strukturen an der Bodenoberfläche der Straten der Waldranduntersuchungsflächen dargestellt. Die Vegetationsaufnahmen an diesen Waldrändern und Hecken finden sich in Anhang 72, Auswertungen hierzu in den Anhängen 72 bis 75. Die Anhänge 76 und 77 fassen die Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen für die sonstigen Heuschrecken-Untersuchungsflächen zusammen. Die Ergebnisse der faunistischen Erhebungen sind in den Anhängen 78 bis 95 dargestellt: Bodenfallenfänge (Anhänge 78 und 79), Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Anhänge 80 und 81), Heuschrecken (Anhänge 82 bis 84), Farbschalenfänge (Anhänge 85 und 86), Wildbienen (Anhang 87), Schwebfliegen (Anhang 88), Bockkäfer (Anhänge 89 bis 90), Schmetterlinge (Anhänge 91 bis 93), Beziehungen zwischen den Arten- und Dominantenidentitäten der verschiedenen untersuchten Gruppen (Anhang 94) und Quotienten aus den ermittelten Arten- und Individuenzahlen für ausgewählte Tiergruppen (Anhang 95). In den Anhängen 104 bis 112 sind weitere Angaben oder Ergebnisse zu diesen Untersuchungen enthalten. Diese betreffen das Spektrum der erreichten Werte bei den Arten- und Dominantenidentitäten der einzelnen untersuchten Gruppen und die Beziehungen zwischen diesen (Anhang 104), über die verschiedenen Tierartengruppen abgeleitete Zeigerwertangaben jeweils für alle einbezogenen Arten und das Kollektiv gefährdeter Arten (Anhang 105 und 106), Auswertungen zu mittleren Stetigkeits- und Dominanzwerten sowie Flächendiversitäts- und Flächenevenness-Werte nach Artengruppen und Gefährdungsstatuskollektiven (Anhang 107 und 108), veränderte Einstufungen in jüngeren Roten Listen (Anhang 109 und 110), für die Auswertung verwendete Roten Listen (Anhang 111) und die berechneten Singularitätswerte nach Artengruppen und Untersuchungsflächen (Anhang 112).

Kurzbeschreibung der Waldrand- und Hecken-Untersuchungsflächen

Die im Wildtal gelegenen Waldränder und Hecken (Abb. 23) liegen am Süd- (WR1A; H1B, WR2, WR3, WR4), Nord- (WR7A, H7B, WR8), West- (WR5) und Osthang (WR6) in Höhen von 300 und 430 m ü. NN. Sie stellen sich in Richtung Wald als Übergänge folgender Nutzungstypen dar:

- | | |
|------|--|
| WR1A | Umtriebsweide mit Nieder- und Hochhecken - Waldweg - mittleres Kiefern-Buchen-Eichen-Baumholz |
| H1B | Umtriebsweide - Feldweg - Hochhecke - Umtriebsweide |
| WR2 | Mähumtriebsweide - Waldweg - mittleres Buchen-Eichen-Baumholz |
| WR3 | Mähumtriebsweide - Weidfeldrest - Hainbuchen-, Bergahorn-Stangenholz - schwaches Douglasien-Baumholz |
| WR4 | Mähumtriebsweide - schwaches Douglasien-Baumholz - mittleres Fichten-Kiefern-Tannen-Buchen-Baumholz |
| WR5 | Grünlandbrache - starkes Fichten-Baumholz mit Haselunterstand - Bergahorn-Dickung |

- WR6 Extensive Mähwiese - Hasel-Eßkastanien-Stangenholz - schwaches Fichten-Baumholz
- WR7A Umtriebsweide - Standweide - Waldweg - mittleres Buchen-Kiefern-Tannen-Baumholz
- H7B Standweide - Viehtrift - Feldweg - Hochhecke - aufgelassener Hohlweg - Hochhecke - Mähumtriebsweide
- WR8 Mähumtriebsweide - schwaches Douglasien-Baumholz - Bergahorn-Stangenholz

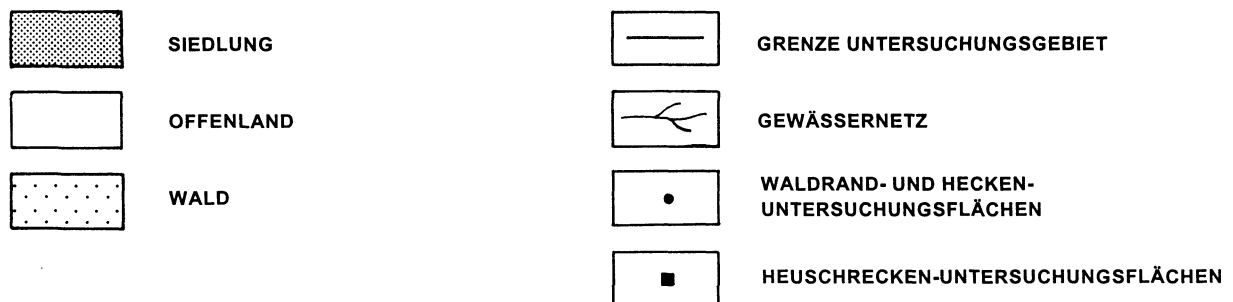
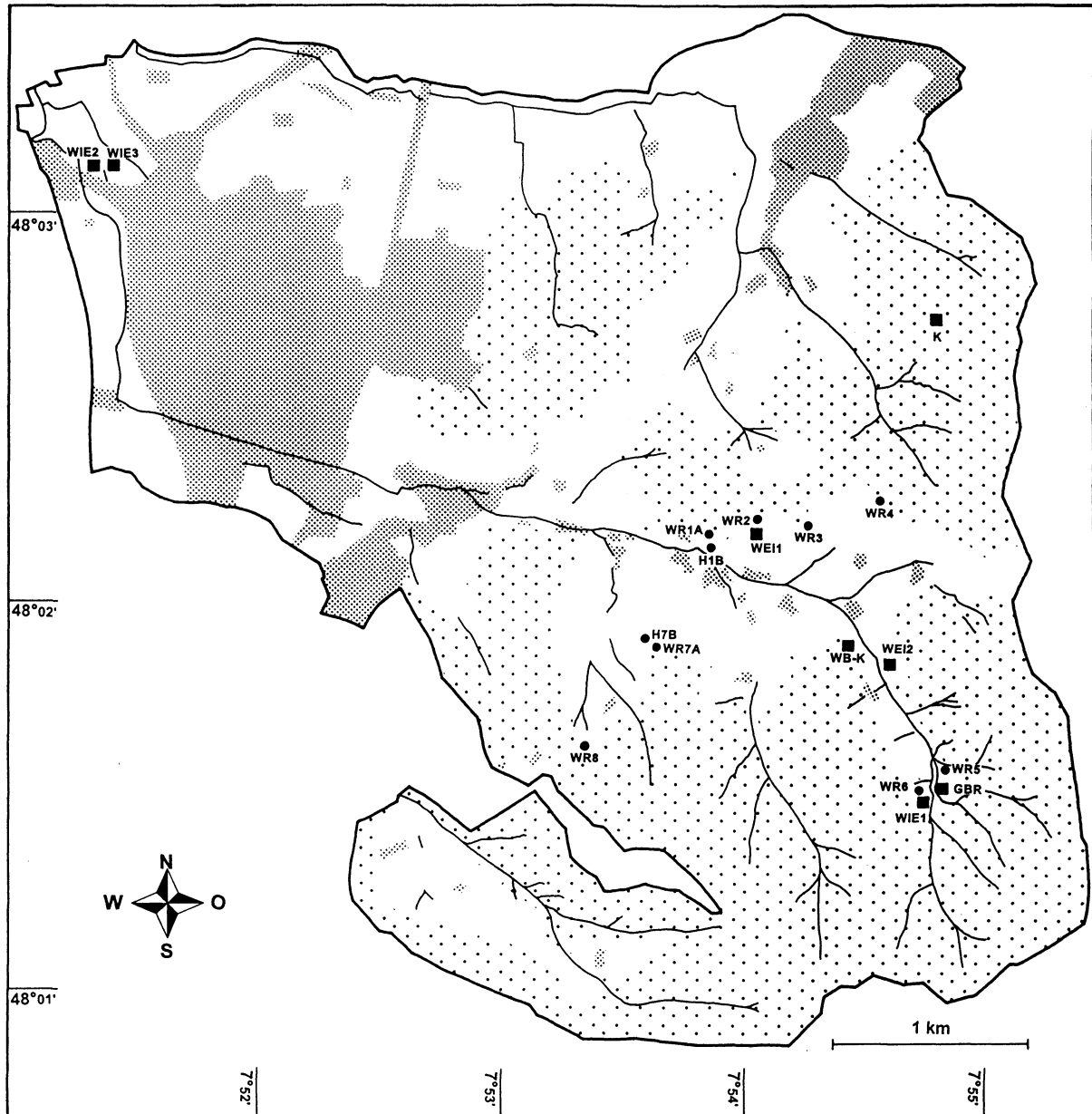


Abb. 23: Lage der Waldrand- und Heuschrecken-Untersuchungsflächen

Der erstgenannte Waldbestand bildet dabei den eigentlichen Waldrand, die nachfolgend genannten Bestandestypen waren noch in die Probeflächen zur Untersuchung der Avifauna einbezogen. Alle Wege besitzen keine feste Decke.

Im Untersuchungsgebiet Yach mit seinem relativ großen Anteil an Niederwäldern, Weid- und Reutfeldern und ihren Sukzessionsstadien wurden die beiden folgenden, am Südhang zwischen 650 und 760 m ü. NN liegenden Waldränder zum Vergleich ausgewählt (Lage vgl. Abb. 6):

WR9 Umtriebsweide - Eichen-Hasel-Buchen-Niederwald (schwaches Baumholz)

WR10 Besenginsterreiches Weidfeld - Hasel-Birken-Niederwald (Stangenholz)

Die historisch ältesten Waldrandsituationen, die bereits um 1780 kartographisch belegt waren, bestehen im Bereich der Untersuchungsflächen WR1A, WR2, WR3 und WR7A.

In Anhang 69 sind die Ergebnisse der Temperatur- und Luftfeuchtemessungen sowie die potentiellen Sonnenscheindauern in den Säumen der Waldränder und Hecken wiedergegeben. Die Untersuchungsflächen WR1A, WR2 sind dabei die wärmsten und trockensten Flächen. Die Waldränder WR4, WR5, WR9 und WR10 sowie die beiden Hecken H1B und H7B weisen aufgrund ihrer Exposition und Untersonnung ebenfalls noch eine höhere Erwärmung auf, bleiben aber hinter der ersten Gruppe zurück. Bei den südexponierten Flächen H1B, WR4 und WR9 ist der Wärmegenuß im Saum durch den Schatten weitausladender Gehölze vermindert. Die Untersuchungsflächen WR6, WR7A, WR8 sind vergleichsweise kühl. Ursächlich hierfür ist die Exposition oder die Überschattung des Saumes durch weitausladende Gehölze. Aufgrund ihrer Lage am Unterhang und in Bachnähe ist die Luftfeuchte auf den Flächen WR5 und WR6 auch an heißen Tagen relativ hoch.

Faßt man die Ergebnisse der Temperaturmessungen für alle Untersuchungsflächen zusammen, so steigen die von Mai bis September gemessenen Minimumtemperaturen vom Saum (10,9° C) über den Mantel (11,3° C) zum Bestand (11,6° C) hin an. Die unter Besonnung erreichten Maximumtemperaturen fallen dagegen in gleicher Richtung ab (36,8°C, 27,2°C, 24,9°C). Auf einer Strecke von 10 Metern weisen die Säume somit ein extremeres Temperaturklima als die Mäntel und das Bestandesinnere auf.

Im Vergleich größere Längen und Höhen stark besonnener vegetationsfreier Böschungen im Querprofil weisen die Untersuchungsflächen WR1A und WR2 auf. Für nur zeitweise besonnene vegetationsfreie Böschungen gilt dieses auch für die beiden Hecken H1B und H7B. Stark besonnene Säume finden sich in größerem Umfang bei den Waldrändern WR1A, WR2, WR3, WR9 und WR10, zeitweise besonnene auch bei den Untersuchungsflächen WR5, WR6, H1B und H7B. Unter Hinzunahme auch der stark besonnenen dornstrauchreichen Gebüsche, Vormäntel und Mäntel weisen die Untersuchungsflächen WR1A, WR2, WR3, H7B, WR9 und WR10 Längen stark besonnener Teilflächen im Querprofil von über 10 m auf. Werden stark und zeitweise besonnene Strukturen zusammengefaßt, liegen bis auf H1B (9,1 m), WR6 (5,7 m) und WR7A, WR8 (0 m) alle Untersuchungsflächen über dieser Marke.

Nach den aufgemessenen Querprofilen (Anhang 70) liegen die Breiten der Waldränder und Hecken unter Einbeziehung der Säume, Gebüsche, Vormäntel, Mäntel, Wege und Wegeböschungen zwischen 1,5 und 17 m. Die Untersuchungsflächen WR1A, H1B, WR2, WR3, WR5, H7B und WR10 weisen dabei Breiten über 10 m, die Flächen WR6, WR7A und WR9 um 5 m und die beiden Waldränder WR4 und WR8 solche von unter 2 m auf. Berücksichtigt man nur die Breiten der Säume und versaumten oder vegetationsfreien Wegeböschungen, werden Werte zwischen 0,5 und 10,5 m erreicht. Dabei weisen die Untersuchungsflächen WR1A, WR2, WR3 und WR10 die

größten Breiten (über 6 m) auf, WR4 und WR8 die niedrigsten (unter 1 m).

In Anhang 71 werden 79 klassifizierte Einheiten zur Charakterisierung der Bodenoberfläche nach vorhandenen Strukturen und nach der Besonnung unterschieden. Von diesen sind zwischen 6 und 22 Einheiten an den verschiedenen Waldrändern und Hecken realisiert. Relativ viele der differenzierten Einheiten weisen mit einer Anzahl von 22 die Untersuchungsflächen WR1A, H1B und WR2 auf, 16 bis 18 Einheiten finden sich bei den Untersuchungsflächen WR7A, H7B und WR9, 11 bis 14 bei WR3, WR4, WR5, WR6 und WR10. Die niedrigste Anzahl von nur 6 unterschiedenen Einheiten findet sich bei der Untersuchungsfläche WR8. Hinsichtlich ihrer starken Besonnung sind die Saumbereiche der Untersuchungsflächen WR1A, WR2, WR3, WR9 und WR10 besonders hervorzuheben. Diese weisen zudem in hohem Maße offene, vegetationsfreie Bodenflächen (besonders WR1A, WR2, WR9) und/oder schütterere, lichte Pflanzenbestände auf. Zeitweise besonnte Säume tragen die Untersuchungsflächen H1B, H7B, WR4, WR5 und WR6. Bei den beiden Hecken sind auch in größerem Umfang besonnte, vegetationsfreie Bodenstellen vorhanden. Der Untersuchungsfläche WR5 fehlen sowohl offene, vegetationsfreie Stellen als auch lichte, schütterere Pflanzenbestände im Saumbereich. WR7A und WR8 sind ständig überschattet, wobei WR7A einen den Flächen WR1A und WR2 vergleichbaren, hohen Anteil an offenen Bodenstellen im Saum aufweist. Steile, stark besonnte offene Bodenstellen und damit besonders warm-trockene Bereiche weisen vor allem die Waldrand-Untersuchungsflächen WR1A und WR2 auf. Die Anzahl der unterschiedenen Struktureinheiten an der Bodenoberfläche nimmt für alle Untersuchungsflächen vom Saum (45) über den Mantel (36) zum Bestand (25) hin ab.

Das Spektrum der über die Vegetation berechneten Feuchte-Zeigerwerte (Anhang 73) reicht in den Säumen der Untersuchungsflächen von 4,8 bis 5,6, in den Mänteln von 4,5 bis 6,1 und in den Beständen von 4,8 bis 5,6. Die Bestände weisen somit nur etwa die halbe Spannweite der Feuchtezeigerwerte verglichen mit den beiden anderen Straten auf. Der Wasserhaushalt der Standorte könnte nach diesen Werten als von mäßig trocken bis mäßig feucht reichend beschrieben werden (Anhang 114). Die höchsten Feuchte-Zeigerwerte und damit die relativ feuchteren Standorte finden sich bei den Untersuchungsflächen WR5 und WR8, vergleichsweise trocken sind WR1A, WR3 und WR4.

Die Reaktions-Zeigerwerte der Vegetations-Probeflächen der untersuchten Waldränder und Hecken (Anhang 73) nehmen mit Zahlen zwischen 2,7 und 6,2 eine Spannweite von 3,5 ein. Die Standorte sind damit nach Anhang 114 sauer bis schwach sauer. Die im Vergleich basenärmsten Standorte liegen im Bereich der Untersuchungsflächen WR1A, WR2 und WR10, die am wenigsten versauerten Standorte sind H1B, WR5, WR6 und WR8.

Bei den Stickstoff-Zeigerwerten (Anhang 73) werden Werte zwischen 3,1 und 6,8 erreicht. 3 steht für Pflanzen, die auf stickstoffarmen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen und nur ausnahmsweise auf stickstoffreichen Standorten auftreten. Mit 7 werden Pflanzenarten charakterisiert, die an stickstoffreichen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen und nur ausnahmsweise auf ärmeren Standorten auftreten (Anhang 114). Die Verteilung der Untersuchungsflächen nach stickstoffärmeren und -reicheren Standorten ist analog zu der nach sauren und basenreicheren.

Für die Säume der untersuchten Waldränder und Hecken wurden auch die Mahdverträglichkeitszahlen berechnet, die Werte zwischen 2,8 und 7,0 erreichen (Anhang 73). Die Zahl 3 steht dabei für schnittempfindliche Arten, die lediglich Herbstschnitt vertragen, die Zahl 7 für gut schnittverträgliche Pflanzen, die auch frühere und häufigere Schnitte relativ gut ertragen

(Anhang 114). Niedrige Mahdverträglichkeitswerte weisen die Untersuchungsflächen WR1A, WR2, WR3, WR4 und WR7A auf, deren Säume keiner Mahd unterliegen. Schmale und fragmentierte Säume, bei denen eine Mahdnutzung bis weit in die vom Mantel bereits überschirmte Fläche stattfindet (Nordseite von H1B, WR6, WR8), haben dagegen höhere Mahdverträglichkeitszahlen.

Faßt man die Zeigerwerte für die Straten Saum, Mantel und Bestand aller Untersuchungsflächen zusammen, so zeigt sich der sinkende Lichtgenuß in Richtung des Bestandesinneren durch die Abnahme der Lichtzahl von 5,9 über 5,2 auf 4,6. Feuchte- und Reaktionszahl zeigen in den drei Straten etwa gleiche mittlere Werte, die Stickstoffzahl erreicht im Saum (4,5) einen leicht niedrigeren mittleren Wert als in Mantel und Bestand (4,8).

Kurzbeschreibung der sonstigen Heuschrecken-Untersuchungsflächen

Für das Untersuchungsgebiet Gundelfingen - Reutebachtal - Wildtal - Heuweiler wurden die folgenden Flächen zuzüglich zu den Waldrändern und Hecken von LANGNER (1990) auf ihre Heuschreckenfauna untersucht (Lage in Abb. 23, Beschreibung in Anhang 76):

- K Zwischen einem schwachwüchsigen, durchgewachsenen Eichen-Buchen-Niederwald und nachfolgenden Douglasienpflanzungen gelegene, schmale, jährlich ca. 10 - 20 m hangparallel fortschreitende Streifenkahlschläge
- WBK Kahlschlag unter einer Stromleitung mit der Folgenutzung Weihnachtsbaumkultur
- GBR Grünlandbrache nach extensiver Nutzung entsprechend WIE1
- WEI1 Intensiv genutzte Mähumtriebsweide mit zweifacher Schnitt- und zweifacher Weidenutzung, vorgelagert der Fläche WR2
- WEI2 Extensiver genutzte Weide mit vierfachem Weidegang je Jahr und niedrigerer Düngung als WEI1
- WIE1 Extensiver genutzte Wiese mit zweifacher Mahd und schwacher Nachbeweidung im Herbst
- WIE2 Dreischürige (Feucht-) Wiese auf ehemaligen Naßwiesenstandort mit starker Grundwasserabsenkung
- WIE3 Zweischürige, ungedüngte (Feucht-) Wiese auf ehemaligem Naßwiesenstandort mit starker Grundwasserabsenkung

Die Untersuchungsflächen WIE2 und WIE3 liegen in der Ebene auf ca. 220 m ü. NN, die übrigen an Hängen in Höhenlagen von 370 bis 420 m ü. NN. Die Flächen K und WEI1 sind süd-, WBK und WIE1 ost-, WEI2 und GBR westexponiert.

Die jährlichen potentiellen Sonnenscheindauern der Untersuchungsflächen sind mit Ausnahme von WB-K, GBR und WIE1 hoch. Bei diesen schränkt die topographisch bedingte Horizontüberhöhung die Einstrahlung ein. Bei der Grünlandbrache und den Wiesen bedeckt die Vegetation vollständig den Boden, die Weihnachtsbaumkultur und die Weiden weisen auch in geringem Umfang lückige Bereiche auf. Auf der Kahlschlagfläche K sind im Mittel ungefähr 20 % der Fläche vegetationsfrei. Je nach Alter der 10 bis 20 Meter breiten Schlagstreifen tragen zwischen 5 und 90 % der Bodenoberfläche keine Vegetation.

Die Feuchte-Zeigerwerte der Flächen schwanken zwischen 5,0 und 5,8. Die Zahl 5 steht dabei für Frischezeiger, die Zahl 6 für zwischen Frische- und Feuchtezeigern stehende Pflanzenarten (Anhang 114). Die relativ feuchtesten Flächen sind die beiden Wiesen in der Ebene (WIE2, WIE3). Mit Reaktions-Zeigerwerten von 3,1 bis 6,4 sind die Standorte sauer bis schwach sauer. Die am stärksten versauerte Fläche ist der Kahlschlag K, niedrigere Reaktions-Zeigerwerte haben auch die

Weihnachtsbaumkultur (WB-K) und die extensiver genutzte Weide (WEI2). Nach ihrem Stickstoff- Zeigerwert sind die Untersuchungsflächen K, WEI2 und WIE1 die ärmeren der untersuchten Standorte. Die Mahdverträglichkeitszahlen der Pflanzenbestände liegen zwischen 2,9 und 7,9. Die Zahl 3 steht dabei für schnittempfindliche Arten, die nur Herbstschnitt ertragen, die Zahl 8 für Pflanzen, die schon gut bis überaus schnitt- und weideunempfindlich sind. Der Kahlschlag K weist mit Abstand die niedrigste Mahdverträglichkeitszahl auf, gefolgt von der Weihnachtsbaumkultur (WB-K). Bei den Wirtschaftsgrünlandflächen haben die Weiden gegenüber den Wiesen die höheren Mahdverträglichkeitszahlen.

3.4.3.1 Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora

Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora der untersuchten Waldränder und Hecken

Die Vegetationsaufnahmen der untersuchten Waldränder und Hecken sind in Anhang 72 für die einzelnen Probeflächen dokumentiert, in Anhang 73 erfolgt eine Auswertung dieser Aufnahmen unter jeweiliger Zusammenfassung der Probeflächen eines Stratums (Saum, Mantel und Bestand). In Anhang 74 werden die Ergebnisse unter Zusammenfassung aller Probeflächen und Straten für die einzelnen Untersuchungsflächen dargestellt. Anhang 75 beschreibt den Florenwechsel zwischen den einzelnen Straten (Saum, Mantel und Bestand) der untersuchten Waldränder und Hecken. Dort wird auch die Anzahl der Pflanzenarten nach Straten und Schichten für alle Untersuchungsflächen wiedergegeben und die Ergebnisse der Winkelzählproben in den Gehölzbeständen für das Waldinnere und den Waldrand unter Zusammenfassung aller Untersuchungsflächen dargestellt. Die der letztgenannten Auswertung zugrundeliegenden Aufnahmen sind in Anhang 65 (A1-W bis A10-W) dokumentiert. Die Singularitätswerte für die Gefäßpflanzenbestände der Untersuchungsflächen sind in Anhang 112, die in der Auswertung verwendeten Roten Listen gefährdeter Pflanzenarten in Anhang 111 wiedergegeben.

In den Abb. 24 bis 27 sind die wesentliche Ergebnisse der Erfassung der Gefäßpflanzenflora graphisch aufbereitet. Dabei werden sowohl die einzelnen Straten der Untersuchungsflächen, das heißt Saum (S), Mantel (M) und Bestand (B) getrennt dargestellt, als auch die Untersuchungsflächen insgesamt (G) unter Zusammenfassung aller Straten. Die Anordnung der Untersuchungsflächen nach abnehmenden Artenzahlen und dann Deckungssummen erfolgte gesondert für die einzelnen Straten und die Untersuchungsflächen insgesamt. Für einen Teil der Abbildungen sind die entsprechenden Parameter auch nach Schichten differenziert abgebildet. Baumschicht 1 umfaßt dabei Höhen über 20 m, Baumschicht 2 zwischen 10 und 20 m, Baumschicht 3 von 2 bis 10 m und die Strauchschicht Gehölzpflanzen unter 2 m Höhe.

Bezogen auf Pflanzenfamilien und die Zugehörigkeit zu pflanzensoziologischen Einheiten wurden absolute und relative Verteilungen der Artenzahlen und Deckungssummen in Anhang 73 dargestellt. Den Zuordnungen einzelner Arten zu den jeweiligen Gruppen liegen die Angaben in ELLENBERG et al. (1992) und OBERDORFER (1994) zugrunde. Für die Krautschicht der Untersuchungsflächen wurden mittlere Zeigerwerte bezogen auf die Faktoren Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchte, Reaktion, Stickstoff und Mahdverträglichkeit nach ELLENBERG (1979), ELLENBERG et al. (1992) und BRIEMLE & ELLENBERG (1994) berechnet. Die Ergebnisse hierzu befinden sich ebenfalls in Anhang 73, die Erläuterungen zu den Zeigerwerten in Anhang 114.

Artenzahlen

Insgesamt wurden auf den Hecken- und Waldranduntersuchungsflächen 199 Gefäßpflanzenarten nachgewiesen. Die Artenzahlen der einzelnen Untersuchungsflächen schwanken zwischen 30 und

88 Arten. Vergleicht man die Straten der einzelnen Untersuchungsflächen, so werden in den Säumen mit 25 bis 75 Arten jeweils höhere Artenzahlen erreicht als in den entsprechenden Mänteln (14 bis 35 Arten), diese sind wiederum artenreicher als die entsprechenden Bestände mit 1 bis 30 Arten. Im Mittel liegt die Artenzahl in den Straten Saum, Mantel und Bestand über alle Schichten bei 42, 23 bzw. 14 Arten. Die Artenzahlen der Straten und der Untersuchungsflächen werden in erster Linie durch diejenigen der Krautschicht bestimmt. Unter Einbezug aller Straten steigen die Artenzahlen-Mittelwerte der Untersuchungsflächen von 2,3 in Baumschicht 1 über 3,1 in Baumschicht 2, 4,4 in Baumschicht 3, 6,8 in der Strauchschicht auf 47,8 in der Krautschicht an. In den Säumen und Mänteln steigen die mittleren Artenzahlen der Schichten ebenfalls in dieser Reihenfolge an. Im Inneren des Waldbestandes (Stratum Bestand) zeigen die mittleren Artenzahlen für die unterschiedenen Schichten dagegen einen anderen Verlauf. Aufgrund des starken Kronenschlusses der oberen Baumschicht sowie des im Vergleich zum Waldrand fehlenden Seitenlichtes nehmen die Artenzahlen innerhalb der Gehölzschichten zunächst von Baumschicht 1 (1,7) bis zur Strauchschicht (0,9) ab, dann zur Krautschicht (11,5) hin wieder zu.

Abb. 24 gibt die Artenzahlen der Gefäßpflanzenbestände nach Straten (Saum, Mantel, Bestand, und Gesamt) sowie nach Schichten (Baumschichten 1, 2 und 3, Strauchschicht, Krautschicht) wieder. Die floristisch artenreichsten Bestände unter Einbeziehung aller Straten sind die beiden Hecken H7B und H1B, der breite, schwach beweidete Waldrand WR3 und der Waldrand mit vorgelagerter Grünlandbrache WR5. Am artenärmsten sind bezogen auf ihre Gefäßpflanzenflora die fichten- oder douglasiendominierten Nadelschattbaum-Untersuchungsflächen WR4, WR6, WR8. Die laubbaumdominierten Waldränder mit vorgelagerten versaumten Wegeböschungen, offenen Bodenstellen und Wegen liegen im mittleren Bereich der nachgewiesenen Artenzahlen (WR1A, WR2, WR7A), ebenso die beiden Niederwald-Weidfeld-Untersuchungsflächen in Yach (WR9, WR10). Bei den Säumen weicht diese Gesamtreihenfolge der Untersuchungsflächen dahingehend ab, daß der Saum der Untersuchungsfläche WR8 relativ artenreich und im mittleren Bereich plaziert ist. Die Verteilung der Artenzahlen in den Mänteln und Beständen der Untersuchungsflächen entspricht grob derjenigen der Gesamtartenzahlen. Bei den Artenzahlen der Gefäßpflanzen der Waldbestände gehören die lichten Niederwaldflächen in Yach (WR9, WR10) zu den artenreichsten Beständen.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Im Hinblick auf die Artenzahl der Gefäßpflanzenflora an den untersuchten Waldrändern und Hecken scheinen standörtliche Faktoren (Wasserhaushalt, Trophie) und Konkurrenz um Licht (Breite von Saum und Mantel, Ausprägung der Schichten, Beteiligung von Schattbaumarten) bedeutend zu sein.

Für die Artenzahlen an Gefäßpflanzen in den untersuchten **Säumen** weisen die Korrelationen zu folgenden Faktoren darauf hin, daß trockenere Standorte niedrigere Artenzahlen aufweisen:

- Länge vegetationsfreier, stark besonnener Böschungen im Querprofil (-0,5)
- Höhe vegetationsfreier, stark besonnener Böschungen im Querprofil (-0,5)
- Anteil stark besonnener, offener Bodenstellen in ebener oder steiler Lage an der Bodenoberfläche im Saum (-0,5)
- Anteil stark besonnener, offener Laubstreu ohne Vegetation mit 2 - 5 (-10) cm Dicke an der Bodenoberfläche im Saum (-0,5)
- Anteil von stark besonnener, 5 - 25 % deckender Vegetation über Laubstreu an der Bodenoberfläche im Saum (-0,5)
- Deckungssumme von Arten des Verbandes Calluno-Genistion in der Krautschicht (-0,5) im Saum

GEFÄSSPFLANZENFLORA DER WALDRAND-UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN

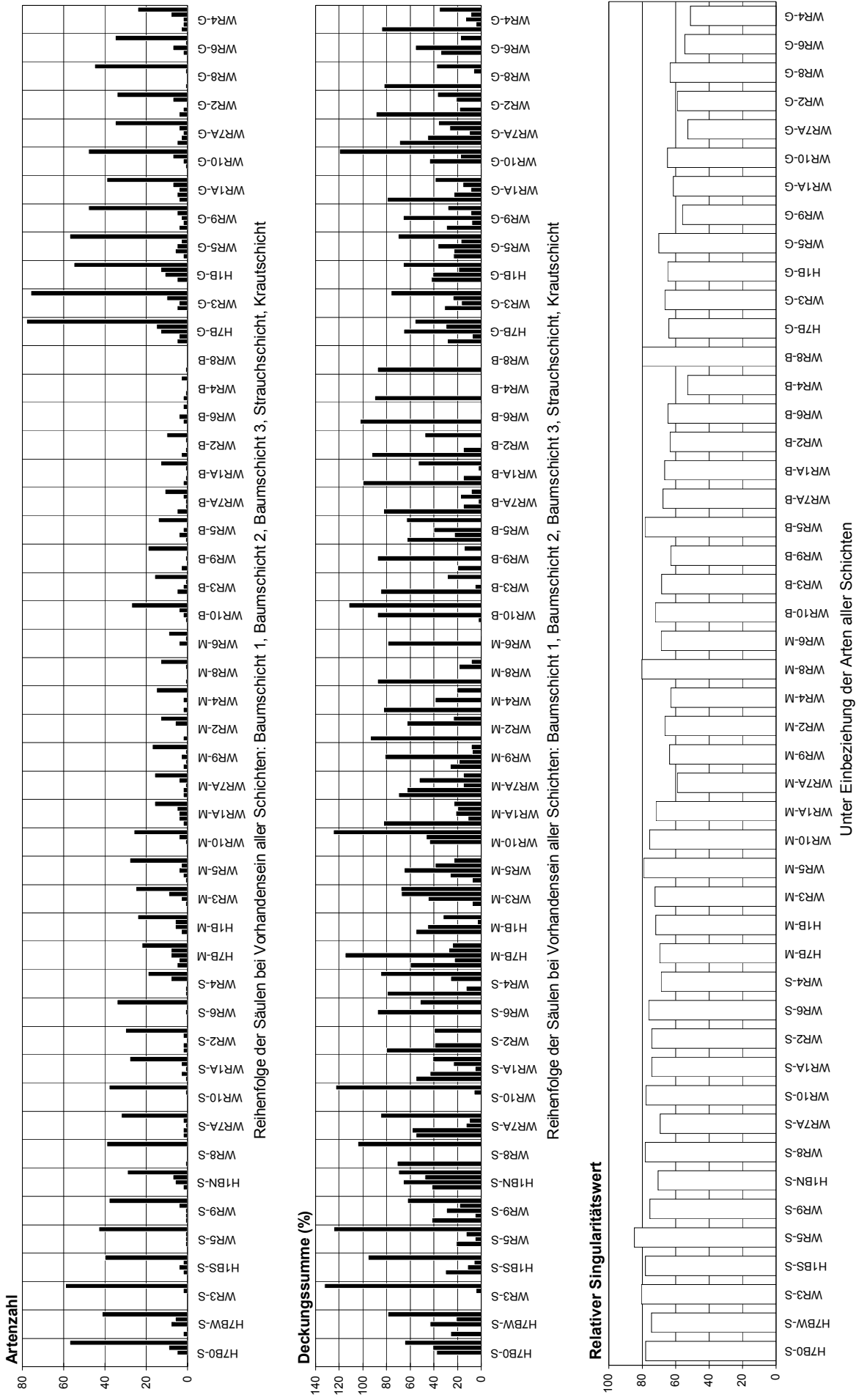


Abb. 24: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora - Artenzahlen, Deckungssummen und Relative Singularitätswerte

Dagegen zeigen die Fläche und der Anteil nicht stark besonnener offener und versäumter Bereiche positive Beziehungen zur Artenzahl im Saum. Die Faktoren zeitweise Besonnung und Beschattung kann man dabei im Sinne einer geringeren Trockenheit interpretieren, den Faktor Länge und damit auch Fläche von Saum und Mantel sowie die Deckungssumme der Krautschicht als Hinweis auf niedrigeren Konkurrenzdruck durch Gehölze der oberen Baumschichten:

- Summe der Längen vegetationsfreier zeitweise besonnener Böschungen und zeitweise besonnener Säume im Querprofil (0,6)
- Summe der Höhen vegetationsfreier, zeitweise besonnener Böschungen und zeitweise besonnener Säume mit hohen Anteilen offener Bodenstellen im Querprofil (0,6)
- Länge der Mäntel und Hecken im Querprofil (0,5)
- Anteil zeitweise besonnener, offener Bodenstellen in ebener und steiler Lage an der Bodenoberfläche des Saumes (0,6)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen mit dichter Vegetation (75 - 100 % Deckung) an der Bodenoberfläche des Saumes (0,6)
- Deckungssumme Krautschicht im Saum (0,5)

Auch die Beziehungen der folgenden Faktoren zur Artenzahl an Gefäßpflanzen weisen auf Konkurrenz um Licht hin: Insbesondere große Bäume in den oberen Schichten überschatten die Säume stark, vor allem wenn es sich dabei um Schattbaumarten handelt. Stangenhölzer laden dagegen weniger weit in den Saumbereich aus. Die Gehölzschicht zwischen 2 und 10 m entwickelt sich um so besser, je weniger sie durch die höheren Baumschichten überschirmt wird.:

- Deckungssumme Baumschicht 1 im Saumbereich (-0,7)
- Deckungssumme Baumschicht 2 im Saumbereich (-0,5)
- Flächenanteil von mittleren Baumhölzern am Waldrand (-0,7)
- Grundfläche (m²/ha) an Schattbaumarten am Waldrand (-0,5)
- Grundfläche (m²/ha) von Rotbuchen mit 50 bis 70 cm Brusthöhendurchmesser im Bestand (-0,8)
- Grundfläche (m²/ha) von Laubbäumen über 50 cm Brusthöhendurchmesser im Bestand (-0,6)
- Flächenanteil von Stangenhölzern am Waldrand (0,6)
- Kronendeckungsprozent der Gehölzschicht zwischen 2 und 10 m Höhe am Waldrand (0,6)

Die Korrelationen der Artenzahl zu den Reaktions-Zeigerwerten der Gefäßpflanzenflora im Saum, zu den Deckungssummen verschiedener pflanzensoziologischer Einheiten sowie der Grundfläche unterschiedlich anspruchsvoller Baumarten deuten darauf hin, daß nährstoffreichere Untersuchungsflächen auch höhere Artenzahlen an Gefäßpflanzen aufweisen:

- Reaktionszahl im Saum (0,6)
- Deckungsanteil von Arten der Verbände Mesobromion (0,7) und Arrhenatherion (0,6) im Saum
- Grundfläche (m²/ha) von Hainbuche (0,7), Vogelkirsche (0,7), Bergahorn (0,6), Walnuß (0,6) am Waldrand
- Deckungssumme von Arten des Verbandes Calluno-Genistion in der Krautschicht (-0,5) im Saum
- Grundfläche (m²/ha) von Rotbuche (-0,7), Traubeneiche (-0,7) und Waldkiefer (-0,8) im Bestand

Die Artenzahl an Gefäßpflanzen im Bereich der **Mäntel** und **Hecken** ist positiv korreliert mit den Hangneigungen entlang der Objekte (0,7). Hierin drückt sich möglicherweise ein Zusammenhang zur kleinstandörtlichen Vielfalt der Untersuchungsflächen aus. Im Gegensatz zu den Säumen besteht auch ein positiver Zusammenhang zur Wärme-/Lichtbegünstigung der Untersuchungsflächen:

- Mittlere Maximum-Temperatur im Saum (0,6)
- Mittlere Maximum Temperatur im Mantel (0,6)
- Potentielle Sonnenscheindauer im Jahr (0,6)

Niedrige Gefäßpflanzenartenzahlen im Mantel sind verbunden mit der Dichte der Bestockung am Waldrand und im Waldbestand, insbesondere auch mit zunehmender Beteiligung von Schattbaum- und Nadelbaumarten:

- Gesamtgrundfläche (m²/ha) der Gehölze am Waldrand (-0,6)

- Gesamtgrundfläche (m²/ha) der Gehölze im Bestand (-0,5)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) der Schattbaumarten am Waldrand (-0,5)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) Schattbaumarten im Bestand (-0,7)
- Deckungsanteil von Pinaceae in Baumschicht 1 im Mantel (-0,6)
- Anteil von mit Nadelstreu bedeckten Bereichen an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,6)
- Grundfläche (m²/ha) von Douglasie am Waldrand (-0,5)
- Grundfläche (m²/ha) von Nadelbäumen im Bestand (-0,5)

Niedrigere Bestockungsdichten der oberen Baumschichten erlauben eine bessere Entwicklung der darunter liegenden Schichten, das Aufkommen von Brombeeren, Schlehen und Pionierhölzern sowie die Beteiligung von Vorwald- und Gebüscharten. Dies geht wiederum mit höheren Artenzahlen der Mäntel und Hecken einher:

- Länge dornstrauchreicher Gebüsche und Mäntel/Hecken im Querprofil (je 0,6)
- Kronendeckungsprozent der Schichten < 2 m und 2 - 10 m am Waldrand (je 0,6)
- Kronendeckungsprozent der Schichten < 2 m und 2 - 10 m im Bestand (0,7 und 0,6)
- Deckungsanteil Salicaceae in Baumschicht 1 im Mantel (0,6)
- Deckungsanteil Salicaceae und Rosaceae in Baumschicht 3 im Mantel (je 0,5)
- Deckungsanteil Rosaceae in der Strauchschicht im Mantel (0,8)
- Deckungsanteil von Arten des Sambuco-Salicion in der Baumschicht 3 im Mantel (0,5)
- Deckungsanteil von Prunetalia-Arten in der Strauchschicht des Mantels (0,6)

Auch bei den **Beständen** drückt sich durch die enge Korrelation zwischen den Artenzahlen an Gefäßpflanzen und der Hangneigung entlang der Waldränder und Hecken (0,9) möglicherweise der Einfluß größerer kleinstandörtlicher Vielfalt auf steileren Untersuchungsflächen aus.

Geschlossene Bestände mit hohen Grundflächen/ha und insbesondere einer starken Beteiligung von Schattbaumarten sowie von Nadelbäumen führen aufgrund des geringen Lichtgenusses in den unteren Schichten zu niedrigen Artenzahlen an Gefäßpflanzen, wie die folgenden Beziehungen verdeutlichen:

- Deckungssumme Baumschicht 1 im Bestand (-0,5)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) im Bestand (-0,8)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) Schattbaumarten im Bestand (-0,8)
- Deckungsanteil von Pinaceae in Baumschicht 1 im Bestand (-0,5)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) Nadelholz im Bestand (-0,8)

Die den Boden relativ gleichmäßig abdeckende feine Nadelstreu könnte neben der Beschattung ein weiterer Grund für die niedrigeren Artenzahlen in nadelholzreichen Beständen sein. In laubbaumreichen Beständen sind offene Bodenstellen durch Verwehen der Laubstreu häufiger, diese sind wiederum positiv mit steigenden Artenzahlen an Gefäßpflanzen korreliert:

- Anteil von Nadelstreu an der Bodenoberfläche im Bestand (-0,8)
- Anteil offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Bestand (0,8)

Bei geringerer Beschattung durch die oberen Baumschichten steigen die Artenzahlen an Gefäßpflanzen an, da sich der Lichtgenuß für die darunter befindlichen vertikalen Schichten erhöht. Baumschicht 3, Strauch- und Krautschicht sind besser entwickelt, Pioniergehölze und Sträucher sowie Arten des Offenlandes und waldnaher Staudenfluren nehmen einen größeren Raum ein:

- Deckungssumme Baumschicht 3 im Bestand (0,9)
- Kronendeckungsprozent der Schichten < 2 m und 2 - 10 m Höhe im Bestand (je 0,6)
- Grundfläche (m²/ha) der Hängebirke im Bestand (0,7)
- Grundfläche (m²/ha) der Hasel im Bestand (0,8)
- Deckungsanteil von Betulaceae in Baumschicht 2 (0,7), 3 (0,8) und Strauchschicht (0,5) im Bestand
- Deckungsanteil von Rosaceae in der Strauchschicht im Bestand (0,5)
- Deckungssumme der Krautschicht im Bestand (0,7)
- Deckungsanteil von Gräsern in der Krautschicht im Bestand (0,6)

- Deckungsanteil von Arten der Gruppe Anthropo-zoogene Heiden und Wiesen (0,5), des Verbandes Cytision scoparii (0,7), des Verbandes Geranion sanguinei (0,5), der Ordnung Epilobietalia angustifoliae (0,5) in der Krautschicht des Bestandes

Unter Einbeziehung **aller Straten** (Saum, Mantel und Bestand) sind die folgenden Beziehungen zwischen den Artenzahlen der Gefäßpflanzen und standörtlich-strukturellen Parametern der Untersuchungsflächen zu beobachten. Wie auch schon im Mantel und Bestand scheinen sich die kleinstandörtliche Vielfalt sowie eine bessere Wasser- und Nährstoffversorgung positiv auf die Artenzahlen der Untersuchungsflächen auszuwirken:

- Neigung entlang des Waldrandes (0,6)
- Feuchtezahl im Bestand (0,6)
- Reaktionszahl im Bestand (0,7)
- Stickstoffzahl im Bestand (0,5)

Mit der für Säume, Gebüsche und Mäntel zur Verfügung stehenden Fläche sind die Artenzahlen der Gefäßpflanzen ebenfalls positiv korreliert. Die Länge dieser Strukturen im Querprofil senkrecht zum Verlauf der Waldränder bzw. Hecken beschreibt u.a. auch den Ausweichraum, der den Pflanzen der unteren Schichten vor den konkurrierenden Bäumen des Waldbestandes zur Verfügung steht, ohne daß Umbruch, häufige Mahd oder intensive Beweidung die Sukzession bereits oft und rasch zurückwerfen wie im angrenzenden Offenland:

- Länge vegetationsfreier Böschungen, Säume und dornstrauchreicher Gebüsche im Querprofil (0,5)
- Länge vegetationsfreier Böschungen, Säume, dornstrauchreicher Gebüsche und Mäntel/Hecken im Querprofil (0,6)
- Länge von Mäntel bzw. Hecken im Querprofil (0,7)

Starke Konkurrenz durch die oberen Baumschichten führt zu niedrigeren Artenzahlen, insbesondere wenn Schattbaumarten dominieren:

- Deckungssumme von Baumschicht 1 im Saum (-0,8), Mantel (-0,5) und Bestand (-0,5) sowie von Baumschicht 2 im Saum (-0,5)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) von Schattbaumarten am Waldrand (-0,7)

Mit geringerer Konkurrenz dieser Baumschichten gehen dagegen eine stärkere Ausprägung der unteren Schichten und damit wiederum höhere Artenzahlen an Gefäßpflanzen einher:

- Deckungssumme Baumschicht 3 im Mantel (0,6) und im Bestand (0,7)
- Kronendeckungsprozent der Schichten < 2 m (0,5) und 2 - 10 m Höhe (0,7) am Waldrand
- Deckungssumme Krautschicht in Saum (0,5), Mantel (0,5) und Bestand (0,5)

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen berechneten Parametern der Gefäßpflanzenbestände

Die Gesamtartenzahlen an Gefäßpflanzen der untersuchten Waldränder und Hecken weisen die engste Korrelation zu den Artenzahlen in der Krautschicht auf (0,99), gefolgt von Baumschicht 3 (0,6), Baumschicht 2 (0,5), Strauchschicht (0,4) und Baumschicht 1 (-0,2). Die Deckung der einzelnen Arten wurde je Schicht zu Deckungssummen aufsummiert. Die Artenzahl der Gefäßpflanzen ist positiv mit den Deckungssummen in Krautschicht (0,7) und Baumschicht 3 (0,5) korreliert, schwächer mit der Deckungssumme der Strauchschicht (0,3), nicht mit der Summe in Baumschicht 2 (-0,01) und negativ mit derjenigen in Baumschicht 1 (-0,6). Die Singularitätswerte für die Gefäßpflanzenbestände der untersuchten Waldränder und Hecken sind eng mit den Gesamtartenzahlen derselben korreliert (0,8). Bezüglich der Diversität besteht ein zu den Artenzahlen analoges Bild. Der engste Zusammenhang zwischen der Gesamtartenzahl an Gefäßpflanzen und der Artendiversität der Schichten besteht zur Krautschicht (0,8), dann zu Baumschicht 3 (0,6) und 2 (0,5) sowie zur Strauchschicht (0,4). Die Diversität von Baumschicht 1 weist praktisch keinen Zusammenhang zur Artenzahl der Gefäßpflanzen auf (-0,04). Bezogen auf

die Evenness- und Dominanzindexwerte der einzelnen Schichten bestehen keine straffen Korrelationen zu den Gesamtartenzahlen an Gefäßpflanzen der untersuchten Waldränder und Hecken. Die Artenzahlen der bundesweit in Roten Listen geführten Gefäßpflanzenarten korrelieren nur schwach positiv mit den Gesamtartenzahlen (0,2), ebenso die Anzahl der für Baden-Württemberg als gefährdet oder schonungsbedürftig geführten Arten (0,4).

Deckungssummen

Die Artmächtigkeitsschätzungen für die einzelnen Arten wurden nach Anhang 114 in Deckungsprozente transformiert. Über die drei Probeflächen in jedem Saum bzw. zwei Probeflächen in jedem Mantel der Untersuchungsflächen wurden Mittelwerte je Stratum gebildet, die Stratenergebnisse später wieder über Mittelbildung zu Werten für die gesamte Untersuchungsfläche zusammengefaßt. Die Deckungsprozente der einzelnen Arten wurden zu Deckungssummen je Schicht aufsummiert und in Abb. 24 nach Straten und für die gesamte Untersuchungsfläche graphisch dargestellt.

Über alle Untersuchungsflächen betrachtet nimmt die Deckungssumme der Baumschicht 1 vom Saum über den Mantel zum Bestand hin zu (mittlere Deckungssummen: 29, 43, 54 %). Auch Baumschicht 2 erreicht die höchste mittlere Deckung im Stratum Bestand (mittlere Deckungssummen: 18, 17, 26 %). Für die Baumschicht 3 (mittlere Deckungssummen: 21, 46, 22 %) und die Strauchschicht (mittlere Deckungssummen: 15, 29, 2 %) liegt die größte mittlere Deckung über alle Untersuchungsflächen im Stratum Mantel, für die Krautschicht (mittlere Deckungssummen: 83, 31, 33 %) im Saum. Die größte Ungleichverteilung zeigt die Strauchschicht, die im Stratum Bestand fast vollständig ausfällt. Unter Zusammenfassung aller Untersuchungsflächen und Straten weist die Krautschicht mit 52 % von allen Schichten die höchste durchschnittliche Deckungssumme auf, gefolgt von Baumschicht 1 (40 %), Baumschicht 3 (30 %), Baumschicht 2 (20 %) und der Strauchschicht (16 %). Im Stratum Saum sind im Mittel 3,6 Schichten vertreten, im Mantel 4,0 und im Stratum Bestand 3,4. Während im Saum für einen Teil der Flächen die Überschirmung durch die oberen Baumschichten fehlt (WR3-S, WR10-S, WR6-S, H7BO-S), fällt im Mantel (WR6-M) und vor allem im Bestand (WR4-B, WR6-B, WR8-B) die Krautschicht teilweise völlig aus. Von der Tendenz her ist eine Zunahme der Deckungssumme von Baumschicht 1 mit sinkenden Artenzahlen an Gefäßpflanzen verbunden, eine größere Deckung in Baumschicht 3, Strauch- und vor allem Krautschicht dagegen mit höheren Artenzahlen.

Singularitätswerte

Die ebenfalls in Abb. 24 dargestellten Singularitätswerte der Untersuchungsflächen wurden für den gesamten Gefäßpflanzenbestand aller fünf differenzierten Schichten berechnet und sind als relative Angaben (%) auf den maximal möglichen Singularitätswert bezogen. Die so ermittelten relativen Singularitätswerte schwanken zwischen 51 und 85 % und liegen im Stratum Saum durchschnittlich bei 76, im Mantel bei 70 und im Bestand bei 68 %. Wie die Artenzahlen fallen demnach auch die Singularitäten vom Saum über den Mantel zum Bestand hin ab. Das Gefälle zwischen Saum und Mantel ist größer als das zwischen Mantel und Bestand. Vom groben Trend her fallen die Singularitätswerte gleichgerichtet mit den Artenzahlen. Ein Teil der Untersuchungsflächen weicht jedoch von diesem Trend ab, weil dort bei niedrigeren Artenzahlen niedrigstete Arten vorkommen, die auf den meisten anderen Untersuchungsflächen fehlen. Dies ist zum Beispiel für den einartigen Douglasienbestand WR8 der Fall, der trotz extremer Artenarmut den höchsten Singularitätswert unter den Untersuchungsflächen für das Stratum Bestand erhält, da die Douglasie ansonsten nur

auf wenigen Untersuchungsflächen vorkommt. Die Probeflächen der Untersuchungsfläche WR5 weichen ebenfalls vom Trend ab, da dort feuchte- und nässeertragende Pflanzenarten vorkommen, die den meisten anderen Untersuchungsflächen fehlen.

Diversitäten und Evenness-Werte

Die Diversitäts- und Evenness-Werte der Gefäßpflanzenflora der Waldrand- und Hecken-Untersuchungsflächen sind in Abb. 25 dargestellt. Die Ausprägung der Artendiversitätswerte auf den Untersuchungsflächen und ihren Straten folgt in ihren Grundzügen den Artenzahlen. Das Spektrum der Diversitätswerte reicht von 0 in Untersuchungsflächen oder Straten mit nur einer Gefäßpflanzenart bis zu einem Maximalwert von 2,97. Bezogen auf die gesamten Untersuchungsflächen (jeweils mit Saum, Mantel und Bestand) nehmen die mittleren Diversitätswerte von Baumschicht 1 über Baumschicht 3, Baumschicht 2 und Strauchschicht zur Krautschicht zu. Im Stratum Bestand liegt der mittlere Diversitätswert von Baumschicht 2, Baumschicht 3 und Strauchschicht unter dem mittleren Diversitätswert von Baumschicht 1. Aufgrund des höheren Lichtgenusses für die unteren Schichten nehmen in den beiden Straten Saum und Mantel die mittleren Diversitätswerte kontinuierlich von der Baumschicht 1 bis zur Krautschicht zu. Vergleicht man die mittleren Diversitätswerte in den fünf Schichten für die drei Straten Saum, Mantel und Bestand, so weisen die Gehölzschichten alle ihr Maximum im Mantel auf, während die Krautschicht im Saum ihren maximalen mittleren Diversitätswert erreicht. Für die drei unteren Schichten sind die Diversitäts-Mittelwerte im Saum höher als im Bestand, für die beiden oberen umgekehrt.

Die Evenness-Werte korrespondieren kaum mit den Artenzahlen oder Diversitätswerten, da auch Untersuchungsflächen oder Straten mit niedrigen Artenzahlen eine hohe Gleichverteilung der Arten aufweisen können. Artenarme Flächen haben sowohl hohe als auch niedrige Evenness-Werte und umgekehrt, eine ähnliche Tendenz gilt auch hinsichtlich der nicht dargestellten Dominanzindices.

Landesweit gefährdete Arten

11 der 199 Gefäßpflanzenarten (5,5 %) werden in der landesweiten Roten Liste geführt oder sind für Baden-Württemberg als schonungsbedürftig deklariert. 3 Arten entfallen dabei auf die Kategorie gefährdet, 8 sind schonungsbedürftig. Die Arten sind in Anhang 72 gekennzeichnet und werden in Anhang 64 auf der Basis von Literaturangaben hinsichtlich ihrer Vorkommen, ihres Gesellschaftsanschlusses, ihrer Zeigerwerte und ihrer Gefährdung charakterisiert. Der Schlüssel zu diesen kodierten Angaben befindet sich in Anhang 114. Die Artenzahlen dieser Arten und ihre Deckungssummen sind in Abb. 26 nach Straten der Untersuchungsflächen (S, M, B) und gesamt (G) sowie nach Gefährdungskategorien dargestellt. Die Untersuchungsflächen weisen dabei Artenzahlen gefährdeter Arten zwischen 0 und 6 bei Deckungssummen zwischen 0 und 38 % (Saum WR1A) auf. Die mittlere Anzahl gefährdeter Arten nimmt vom Saum (1,1) über den Mantel (0,5) zum Bestand hin ab (0,4). Der Mittelwert der Deckungssummen gefährdeter Arten ist ebenfalls im Saum (5 %) am höchsten und fällt dann zum Mantel (1,9 %) und Bestand (2,0 %) ab. Arten der Kategorie gefährdet finden sich häufiger im Saum als im Mantel und fehlen im Stratum Bestand. Sowohl nach Artenzahl, Deckungssumme als auch nach dem Gefährdungsgrad liegt der Vorkommensschwerpunkt gefährdeter und schonungsbedürftiger Arten im Saumbereich der Untersuchungsflächen. Diese Arten finden sich auch auf Untersuchungsflächen mit mittleren oder niedrigen Gesamtartenzahlen. Höhere Deckungssummen gefährdeter und schonungsbedürftiger Arten treten vor allem im mittleren Bereich des Gesamtartenzahlenspektrums auf.

GEFÄSSPFLANZENFLORA DER WALDRAND-UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN

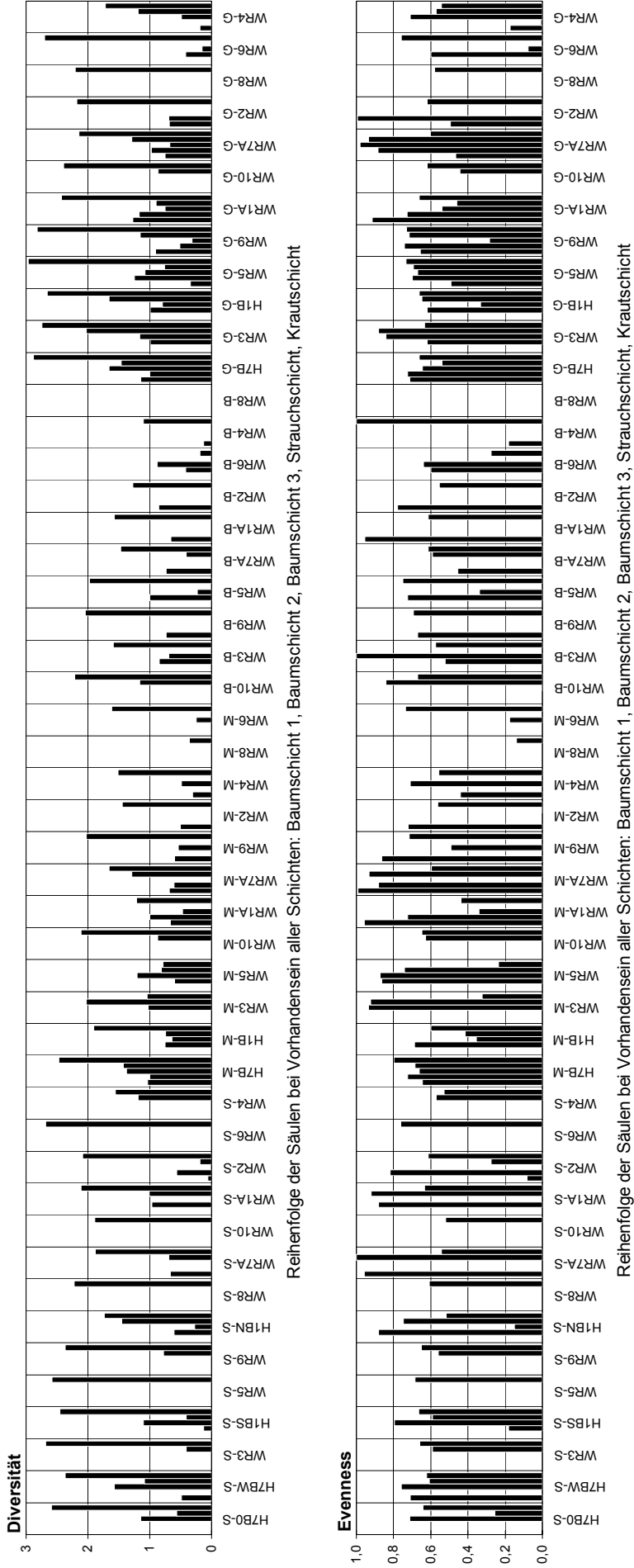


Abb. 25: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora - Diversitäten und Evenness

GEFÄSSPFLANZENFLORA DER WALDRAND-UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN

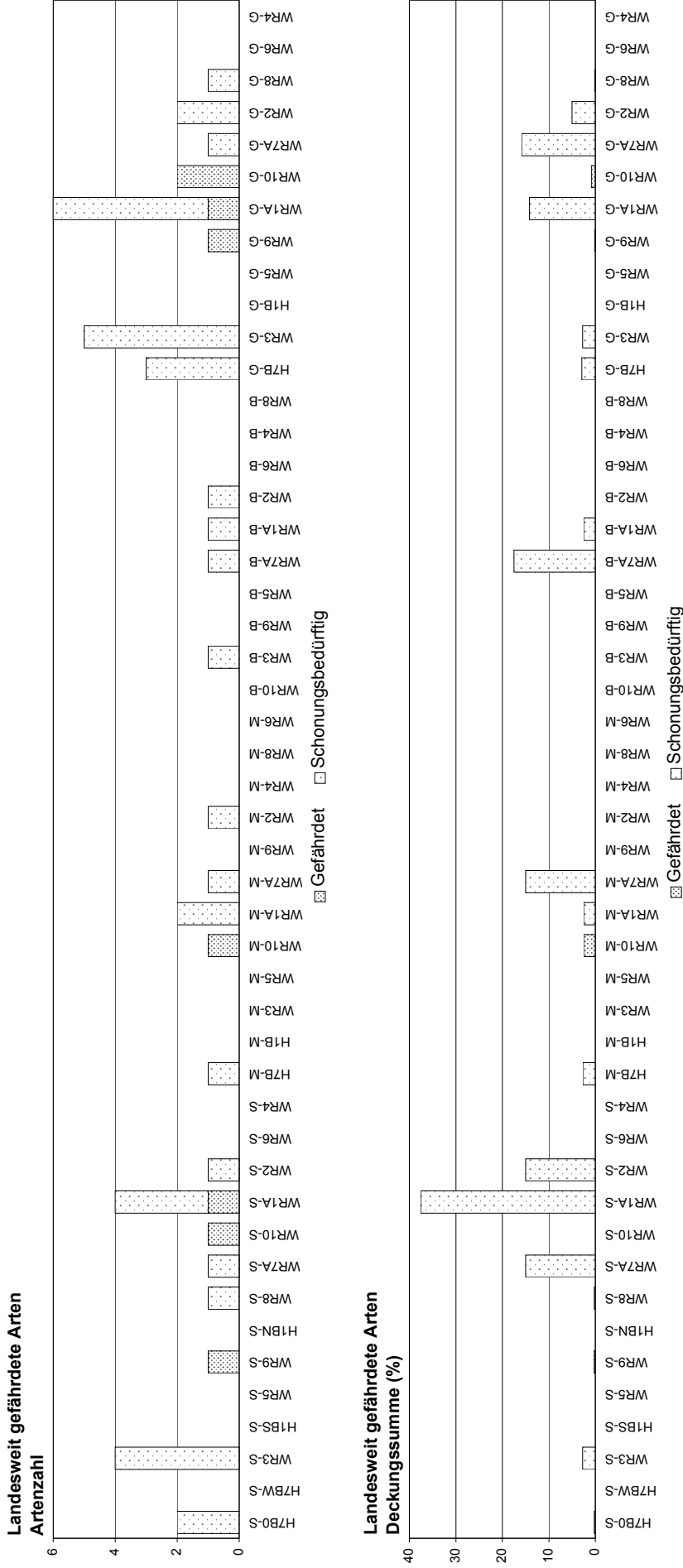


Abb. 26: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora - Artenzahlen und Deckungssummen landesweit gefährdeter Arten

Die meisten gefährdeten oder schonungsbedürftigen Arten (6) weist der verheidete und ausgehagerte Laubwaldrand WR1A mit hohem Anteil an offenen Bodenstellen im Saum auf, die zweithöchste Anzahl findet sich in der Untersuchungsfläche WR3 (5) mit seinem dem Waldrand vorgelagerten, langsam verbuschenden Weidfeldrest. Gefährdete oder schonungsbedürftige Arten fehlen der Hecke H1B, den hasel-/fichtenreichen Waldrändern mit vorgelagerter Extensivgrünlandbrache (WR5) und weit unter den Haselmantel gemähter Wiese (WR6) sowie dem Douglasienwaldrand mit vorgelagerter intensiver Mähumtriebsweide (WR4). Arten der Rote-Liste-Kategorie gefährdet wurden auf der Untersuchungsfläche WR1A (1) sowie auf den beiden Vergleichsflächen in Yach (WR10 - Weidfeld-Niederwald-Übergang: 2, WR9 - Standweide-Niederwald-Übergang: 1) nachgewiesen.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Das Auftreten gefährdeter und schonungsbedürftiger Gefäßpflanzenarten weist Beziehungen zu vielen, oft nicht voneinander unabhängigen Merkmalen der Untersuchungsflächen auf. Es lassen sich folgende Faktorenkomplexe aus der Korrelationsmatrix herauskristallisieren.

Mit der Einstrahlung und damit verbundenem hohen Licht- und Wärmegenuß steigt auch die Anzahl gefährdeter oder schonungsbedürftiger Gefäßpflanzenarten auf den Untersuchungsflächen an. Hinweise hierfür liefern sowohl die positiven Korrelationen zu gemessenen Temperaturwerten als auch zum Ausmaß stark besonnener Flächenanteile an den Waldrändern und Hecken. Neben der Exposition und Horizontüberhöhung sind dabei die Länge besonnener Säume und Mäntel im Querprofil der Waldränder und insbesondere die kleinräumig besonders einstrahlungsbegünstigten offenen Bodenstellen, Streuflächen ohne Vegetation und die schütterten Vegetationsbestände zu beachten:

- Temperatur Maximum-Mittelwert im Saum (0,5)
- Temperatur Maximum-Mittelwert im Mantel (0,6)
- Maximum der Lufttemperatur an einem Strahlungstag im Hochsommer (0,6)
- Länge vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Länge von Säume mit starker Besonnung im Querprofil (0,6)
- Länge von dornstrauchreichen Gebüsch mit starker Besonnung im Querprofil (0,9)
- Gesamtlänge vegetationsfreier Böschungen, von Säumen und dornstrauchreichen Gebüsch mit starker Besonnung im Querprofil (0,8)
- Höhe vegetationsfreier, stark besonnener Böschungen im Querprofil (0,5)
- Flächenanteil stark besonnener ebener bis steiler offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Saum (0,5)
- Anteil stark besonnener offener Streu an der Bodenoberfläche im Saum (0,7)
- Anteil stark besonnener, schütterer Vegetation über offenem Boden an der Bodenoberfläche im Saum (0,6)
- Anteil stark besonnener, schütterer Vegetation über Laubstreu an der Bodenoberfläche im Saum (0,7)
- Anteil stark besonnener Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,7)

Demgegenüber sind höhere Luftfeuchten auf den Untersuchungsflächen, feuchtere Standorte sowie das Ausmaß zeitweise besonnener und beschatteter Teilbereiche negativ mit den Artenzahlen gefährdeter und schonungsbedürftiger Pflanzenarten korreliert:

- Minimum der Luftfeuchte an einem Strahlungstag im Hochsommer (-0,7)
- Maximum der Luftfeuchte an einem Strahlungstag im Hochsommer (-0,6)
- Feuchtezahl im Saum (-0,5)
- Gesamtlänge vegetationsfreier Böschungen, von Säumen und dornstrauchreichen Gebüsch mit zeitweiser Besonnung im Querprofil (-0,7)
- Anteil nur zeitweise besonnener Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (-0,6)
- Anteil stark beschatteter, gemischter Streu an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,5)

- Anteil stark beschatteter Vegetation über gemischter Streu an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,5)
- Anteil stark beschatteter, schütterer Vegetation an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,6)

Mit zunehmendem Basengehalt und Stickstoffreichtum der Standorte gehen die Artenzahlen gefährdeter oder schonungsbedürftiger Pflanzenarten zurück. Hinweise hierzu liefern die Korrelationen zu Zeigerwerten und zum Anteil bestimmter Pflanzenfamilien und soziologischer Einheiten an der Deckung der Pflanzenbestände.

- Reaktionszahl im Saum (-0,7) und Mantel (-0,6)
- Stickstoffzahl im Saum (-0,7) und Mantel (-0,6)
- Deckungsanteil Urticaceae in der Krautschicht des Saumes (-0,6) und des Mantels (-0,5)
- Deckungsanteil Fabaceae (v.a. *Genista*, *Sarothamnus*) in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil Ericaceae (*Calluna*) in der Krautschicht des Saumes (0,7) und des Mantels (0,5)
- Deckungsanteil von Arten der Gruppe Nardo-Callunetea in der Krautschicht des Saumes (0,9) und des Mantels (0,5)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Mesobromion in der Krautschicht des Saumes (0,5)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Carpinion betuli in der Krautschicht des Saumes (-0,6)

Hinsichtlich der Zusammensetzung und Struktur der Gehölzbestände ist ein Faktorenkomplex aus Laubbaumanteil, Bestandesalter und -durchmesser, Beteiligung von Licht- (Traubeneiche, Kiefer) und Pionierbaumarten (Salicaceae, Aspe) sowie eine arten- und umfangreich ausgeprägte Strauchschicht positiv mit einer steigenden Zahl an gefährdeten oder schonungsbedürftigen Pflanzenarten verknüpft, während dieses für die Beteiligung von Nadelschattbaumarten, namentlich Fichte und Tanne umgekehrt gilt:

- Gesamtgrundfläche (m²/ha) Laubholz (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) von Laubbäumen über 50 cm Durchmesser am Waldrand (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) von Traubeneichen von 50 bis 70 cm Durchmesser am Waldrand (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) der Waldkiefer am Waldrand (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) der Aspe am Waldrand (0,6)
- Deckungsanteil von Salicaceae in der Strauchschicht des Mantels (0,8)
- Artenzahl der Strauchschicht im Mantel (0,6) und im Bestand (0,7)
- Deckungssumme der Strauchschicht im Mantel (0,6) und im Bestand (0,7)
- Kronendeckungsprozent der Schicht < 2 m Höhe am Waldrand (0,7)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) Nadelschattholz (-0,6)
- Grundfläche (m²/ha) Weißtanne im Bestand (-0,8)
- Grundfläche (m²/ha) Fichte im Bestand (-0,8)

Die Merkmale der Gehölzbestockung sind aber nicht unabhängig von den zuvor genannten Faktorenkomplexen, so sind die Laubwaldränder und älteren Bestände oft auch sonnenexponiert und tragen breitere Säume bzw. Mäntel, andererseits finden sich Fichte und Tanne vor allem auf den feuchteren, basen und stickstoffreicheren Standorten.

Die Anzahl an gefährdeten oder schonungsbedürftigen Gefäßpflanzenarten der Untersuchungsflächen ist zum Teil an Faktoren wie zunehmende Wärme, Trockenheit und Nährstoffarmut gekoppelt, die zur Gesamtartenzahl an Gefäßpflanzen negative Korrelationen aufweisen. Entsprechend besteht auch keine enge statistische Beziehung zwischen der Gesamtartenzahl an Gefäßpflanzen und der Anzahl an gefährdeten oder schonungsbedürftigen Arten.

Merkmale landesweit gefährdeter Arten

In Anhang 64 sind die landesweit gefährdeten oder schonungsbedürftigen Arten hinsichtlich ihrer Vorkommen, ihres Gesellschaftsanschlusses, ihrer Zeigerwerte und ihrer Gefährdung charakterisiert. Der Schlüssel zu den kodierten Angaben befindet sich in Anhang 114. Die vorkommenden Arten sind zumeist als solche der Waldschläge, Säume, Magerrasen oder Heiden charakterisiert, kommen eher auf basen- und nährstoffärmeren Standorten vor und sind

schnittempfindlich bis mäßig schnittverträglich.

Bezogen auf die Krautschicht weisen die landesweit gefährdeten Arten folgende Unterschiede zum Kollektiv aller und der nicht gefährdeten Arten auf (Anhang 107):

- Mittlere Stetigkeit 16 : 25 : 26
- Mittlere Dominanz 0,14 : 0,53 : 0,55
- Mittlere Flächendiversität für die Arten 0,25 : 0,44 : 0,45
- Mittlere Flächenevenness für die Arten 0,52 : 0,51 : 0,51

Die gefährdeten Arten sind somit sowohl auf weniger Flächen vertreten, als auch auf den Flächen selbst weniger dominant als andere Arten. Der mittlere Wert für die Gleichverteilung (Evenness) der Arten dieser drei Kollektive auf die Untersuchungsflächen unterscheidet sich kaum. Die niedrigere Stetigkeit der gefährdeten Arten auf den Untersuchungsflächen muß deshalb auch zu niedrigeren mittleren Flächendiversitätswerten dieser Arten führen.

Bundesweit gefährdete Arten (Abb. 27)

Die untersuchten Waldränder und Hecken wiesen nur 2 bundesweit als gefährdet eingestufte Gefäßpflanzen auf (1 % der Gesamtartenzahl). Bis auf den Saum der Untersuchungsfläche WR10 (*Polygala serpyllifolia*) handelt es sich dabei immer um die Weißtanne (*Abies alba*), die aufgrund der neuartigen Waldschäden und ihrer Verjüngungssituation in der Roten Liste geführt wird. Es verwundert daher nicht, daß die mittlere Artenzahl bundesweit gefährdeter Arten vom Stratum Saum (0,1) über den Mantel (0,3) zum Bestand (0,6) hin ansteigt, ebenso ihre mittleren Deckungssummen (0,001; 0,02; 0,3). Im Vergleich mit den landesweit gefährdeten oder schonungsbedürftigen Arten haben sich die Trends demnach umgekehrt. Die Anzahl der bundesweit gefährdeten Arten auf den Untersuchungsflächen schwankt zwischen 0 und 2, die erreichten Deckungssummen zwischen 0 und 2,7 % (Bestand WR7A).

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Gefäßpflanzenbestände

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Gefäßpflanzenbestände der Untersuchungsflächen sollten für einen Flächenvergleich hinreichend häufig sein, eine größere Variabilität und einen Problembezug aufweisen. Letzterer könnte dadurch hergestellt werden, daß die entsprechenden Merkmale zum Beispiel einen Bezug zu gefährdeten Arten aufweisen oder Lebensraumqualitäten abbilden, auf die vermutlich auch gefährdete Arten in besonderer Weise angewiesen sind.

Zunächst können über Zeigerwertberechnungen bestimmte standörtliche Merkmale über die Gefäßpflanzenbestände abgebildet und die Untersuchungsflächen entsprechend stratifiziert werden. Auf diese Weise lassen sich diejenigen Straten oder Untersuchungsflächen herausfinden, die beispielsweise besonders trocken, nährstoffarm, bodensauer oder licht sind und entsprechend angepaßten Arten Konkurrenzvorteile verschaffen. Das Spektrum der mittleren Zeigerwerte von Licht-, Feuchte-, Reaktions-, Stickstoff- und Mahdverträglichkeitszahl wurde für die Untersuchungsflächen und ihre diesbezügliche Differenzierung unter 3.4.3 dargestellt.

Darüber hinaus können Arten unter taxonomischen Aspekten oder nach ihrem Gesellschaftsanschluß zusammengefaßt werden. Pionierbaumarten aus der Familie der Salicaceae (Pappeln, Weiden) haben in vielen Wirtschaftswäldern nur einen geringen Anteil an der Baumartenzusammensetzung und sind häufig auf die Randbereiche verdrängt, da flächige Pionierwaldstadien häufig nicht zugelassen werden. Aus der Familie der Rosaceae stammen viele Sträucher der Hecken und Mäntel (Schlehe, Weißdorne, Rosen, Brombeeren), die wie die Salicaceae vergleichsweise umfangreiche Phytophagenkomplexe besitzen und ein hohes Blütenangebot aufweisen.

GEFÄSSPFLANZENFLORA DER WALDRAND-UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN

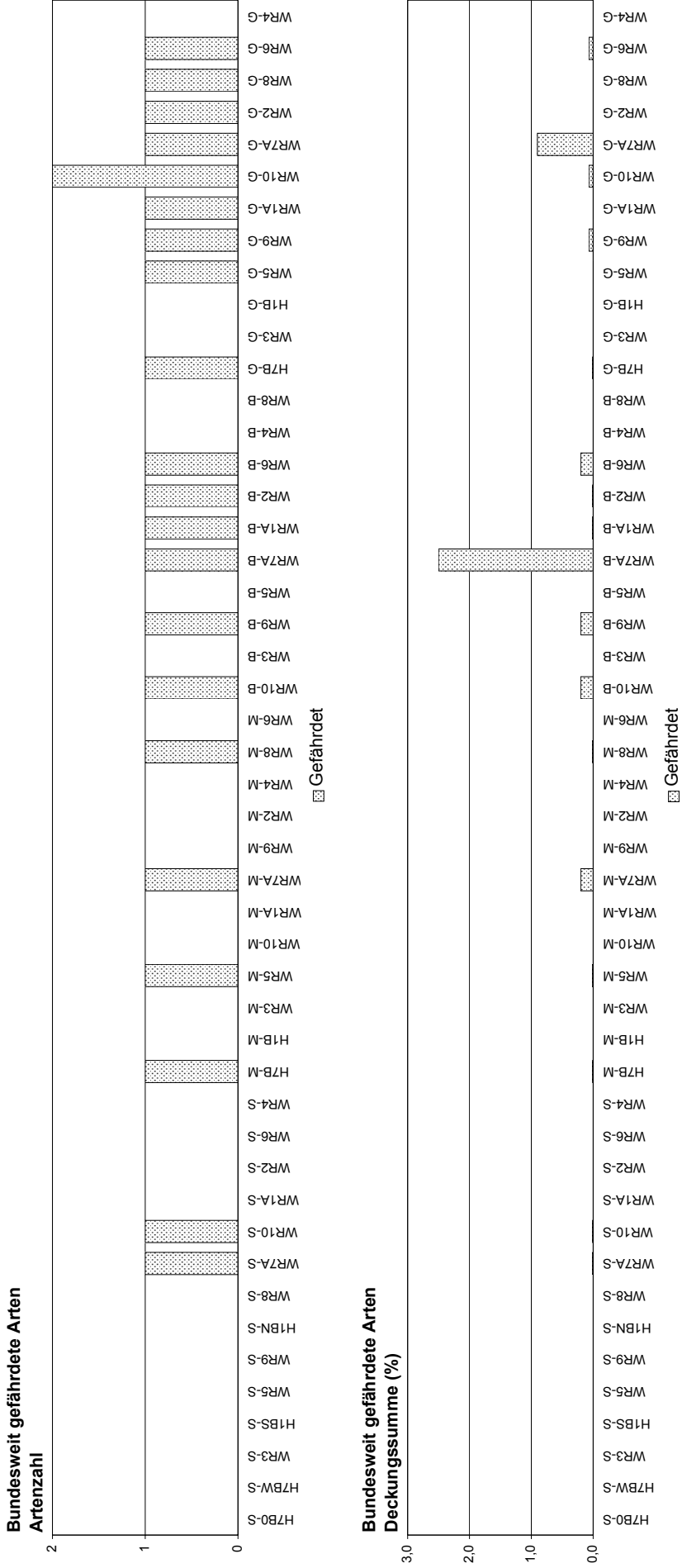


Abb. 27: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora - Artenzahlen und Deckungssummen bundesweit gefährdeter Arten

Das insektennutzbare Blütenangebot in der Krautschicht wird auf den Untersuchungsflächen in hohem Maße durch Arten der Familien der Fabaceae (hier: Ginster), Ericaceae, Asteraceae und Apiaceae bestimmt. Demgegenüber drückt sich in einem steigenden Anteil von Gräsern in der Krautschicht möglicherweise eine sinkende Menge an für Insekten nutzbaren Blüten aus. Arten, die verschiedenen synsystematischen Einheiten der Zwergstrauchheiden zugeordnet werden können, verweisen wiederum auf bestimmte Standortbedingungen (Licht, Trockenheit, Basen- und Nährstoffarmut), auf die gefährdete Arten in besonderer Weise angewiesen sind. Die Gefäßpflanzenbestände der Untersuchungsflächen können hinsichtlich dieser Eigenschaften durch die folgenden Merkmale charakterisiert werden. Angegeben sind dabei die Minima - Maxima / Mittelwerte der Deckungsanteile (%), die die jeweiligen Gruppierungen in Säumen, Mänteln und Beständen der Untersuchungsflächen erreichen:

- Salicaceae in Baumschicht 2 (0 - 100 / 4)
- Salicaceae in Baumschicht 3 (0 - 42 / 4)
- Salicaceae in der Strauchschicht (0 - 86 / 4)
- Rosaceae in Baumschicht 3 (0 - 43 / 2)
- Rosaceae in der Strauchschicht (0 - 100 / 23)
- Fabaceae in der Strauchschicht (0 - 100 / 7)
- Fabaceae in der Krautschicht (0 - 46 / 3)
- Asteraceae in der Krautschicht (0 - 31 / 4)
- Ericaceae in der Krautschicht (0 - 12 / 0,7)
- Apiaceae in der Krautschicht (0 - 10 / 0,5)
- Gräser in der Krautschicht (0 - 94 / 32)
- Klasse Nardo-Callunetea in der Krautschicht (0 - 25 / 2)
- Verband Calluno-Genistion in der Krautschicht (0 - 46 / 2)
- Verband Cytision scoparii in der Krautschicht (0 - 6 / 0,4)

Florenwechsel zwischen den Straten Saum, Mantel und Bestand

In den vorstehenden Abschnitten wurden schon einige Aspekte der floristischen Unterschiede zwischen den drei Straten Saum, Mantel und Bestand der untersuchten Waldränder und Hecken erörtert. Der Wechsel der standörtlichen Verhältnisse im Gradienten vom Saum zum Bestand wurde aufgrund berechneter Zeigerwerte für die Krautschicht der Gefäßpflanzenbestände in 3.4.3 dargestellt. Der größte Unterschied bei den mittleren Zeigerwerten für die drei Straten über alle Untersuchungsflächen besteht hinsichtlich des Faktors Licht.

In Anhang 75 wird der Florenwechsel zwischen den drei Straten für die Untersuchungsflächen mit Hilfe von Turnover-Werten, Arten- und Dominantenidentitäten beschrieben. Die berechneten Dominantenidentitäten sind niedriger als die Artenidentitäten. Die größten Unterschiede bestehen zwischen den Artenbeständen von Saum und Bestand, die kleinsten zwischen denen von Saum und Mantel. Der floristische Wechsel von Saum zum Mantel ist weniger ausgeprägt als der vom Mantel zum Bestand. Dieses weist auf die größere floristische Eigenständigkeit der Saum-Mantel-Komplexe gegenüber dem Bestand hin. Nach den Dominantenidentitäten ist der Übergang vom Saum zum Mantel und vom Mantel zum Bestand einheitlicher als nach den Artenidentitäts- und Turnover-Werten. Hier liegen nur die Ähnlichkeitswerte der Artenbestände von Saum und Bestand auf deutlich niedrigerem Niveau als diejenigen zwischen Saum und Mantel sowie Mantel und Bestand.

Die Straten Saum und Mantel haben in der Krautschicht 32 gemeinsame Arten, Mantel und Bestand 5 Arten sowie Saum und Bestand 1 Art (Anhang 75). 82 Arten der Krautschicht kommen nur in den Säumen, 11 nur in den Mänteln und 3 nur in den Beständen vor. Die Straten Saum und

Mantel haben zusammengenommen 125 exklusive Arten, Mantel und Bestand nur 19. Auch diese Zahlen unterstreichen die floristische Eigenständigkeit der Saum-Mantel-Komplexe. Die beiden Straten Saum und Mantel sind damit nicht nur im Durchschnitt erheblich artenreicher als das Waldinnere, sie enthalten auch mehr im Gradienten der Waldränder nur dort vorkommende Arten. Nach den durch Winkelzählproben erfaßten Grundflächen der Gehölzbestände im Waldrandbereich und Waldinneren fällt die Anzahl der so erfaßten Gehölzarten durchschnittlich von 10,6 auf 5,8, die Grundfläche in m²/ha von 47 auf 30 (Anhang 75).

Die meisten Pflanzenarten besiedeln den standörtlichen Gradienten vom Saum zum Bestand nicht gleichmäßig, sondern haben Schwerpunkte in einzelnen Straten. Dieses gilt dann zum Teil auch für bestimmte Pflanzenfamilien oder synsystematische Artengruppen (Anhang 73). Arten der Salicaceae (Salweide, Aspe), Rosaceae (Brombeere, Schlehe, Weißdorn), Fabaceae (Besenginster), Caprifoliaceae (Waldgeißblatt) weniger ausgeprägt auch Betulaceae (Sandbirke) haben ihren Schwerpunkt von ihren Deckungswerten her eindeutig am Waldrand, d. h. über dem Saum- und im Mantelbereich. In der Krautschicht sind Fabaceae (verschiedene Ginsterarten), Ericaceae (Heidekraut) und Scrophulariaceae (Wiesen-Wachtelweizen) vor allem auf den Saum-Mantelbereich konzentriert. Arten pflanzensoziologischer Einheiten des Offenlandes (z.B. der Verbände *Violion caninae*, *Calluno-Genistion*, *Cytision scoparii*, *Molinion*, *Filipendulion*, *Calthion* und *Arrhenatherion*), der waldnahen Staudensäume, Waldlichtungsfluren und -gebüsche (Klassen *Trifolio-Geranieta* und *Epilobietea angustifoliae*), der Gebüsche und Hecken (Ordnung *Prunetalia*) sowie der bodensauren Eichenmischwälder (Klasse *Quercetea robori* (-*petraeae*)) weisen ihren Schwerpunkt ebenfalls in den Saum- und Mantelbereichen der Waldränder und Hecken auf.

Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora der sonstigen Heuschrecken-Untersuchungsflächen

Die Vegetationsaufnahmen der Heuschrecken-Untersuchungsflächen auf Kahlschlägen und im Grünland sind in Anhang 76 samt Auswertung dokumentiert. Bezogen auf Pflanzenfamilien und die Zugehörigkeit zu pflanzensoziologischen Einheiten wurden dort auch absolute und relative Verteilungen der Artenzahlen und Deckungssummen dargestellt. Den Zuordnungen einzelner Arten zu den jeweiligen Gruppen liegen die Angaben in ELLENBERG et al. (1992) und OBERDORFER (1994) zugrunde. Für die Krautschicht der Untersuchungsflächen wurden mittlere Zeigerwerte bezogen auf die Faktoren Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchte, Reaktion, Stickstoff und Mahdverträglichkeit nach ELLENBERG (1979), ELLENBERG et al. (1992) und BRIEMLE & ELLENBERG (1994) berechnet. Die Ergebnisse hierzu befinden sich ebenfalls in Anhang 76, die Erläuterungen zu den Zeigerwerten in Anhang 114. In Anhang 112 finden sich die berechneten Singularitätswerte für die Gefäßpflanzenbestände der Untersuchungsflächen, in Anhang 111 sind die verwendeten Roten Listen gefährdeter Pflanzenarten zitiert.

In Abb. 28 sind die Ergebnisse für die Waldrand-, Hecken- und sonstigen Untersuchungsflächen zusammengefaßt. Von den Waldrändern und Hecken wurde hier nur die Krautschicht der Säume in die Auswertung einbezogen. Die Untersuchungsflächen sind in den Diagrammen nach abnehmenden Artenzahlen und dann nach sinkenden Deckungssummen gereiht.

Artenzahlen

Insgesamt wurden 206 Pflanzenarten auf den untersuchten Säumen, Kahlschlägen und Grünlandflächen nachgewiesen. Die Artenzahlen schwanken zwischen 16 (relativ trockene, nährstoffarme, junge Kahlschlagfläche K) und 59 (versäumter und verbuschender Weidfeldrest des Waldrandes WR3), die mittlere Artenzahl an Gefäßpflanzen liegt bei 37.

VEGETATION DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER HEUSCHRECKENFAUNA

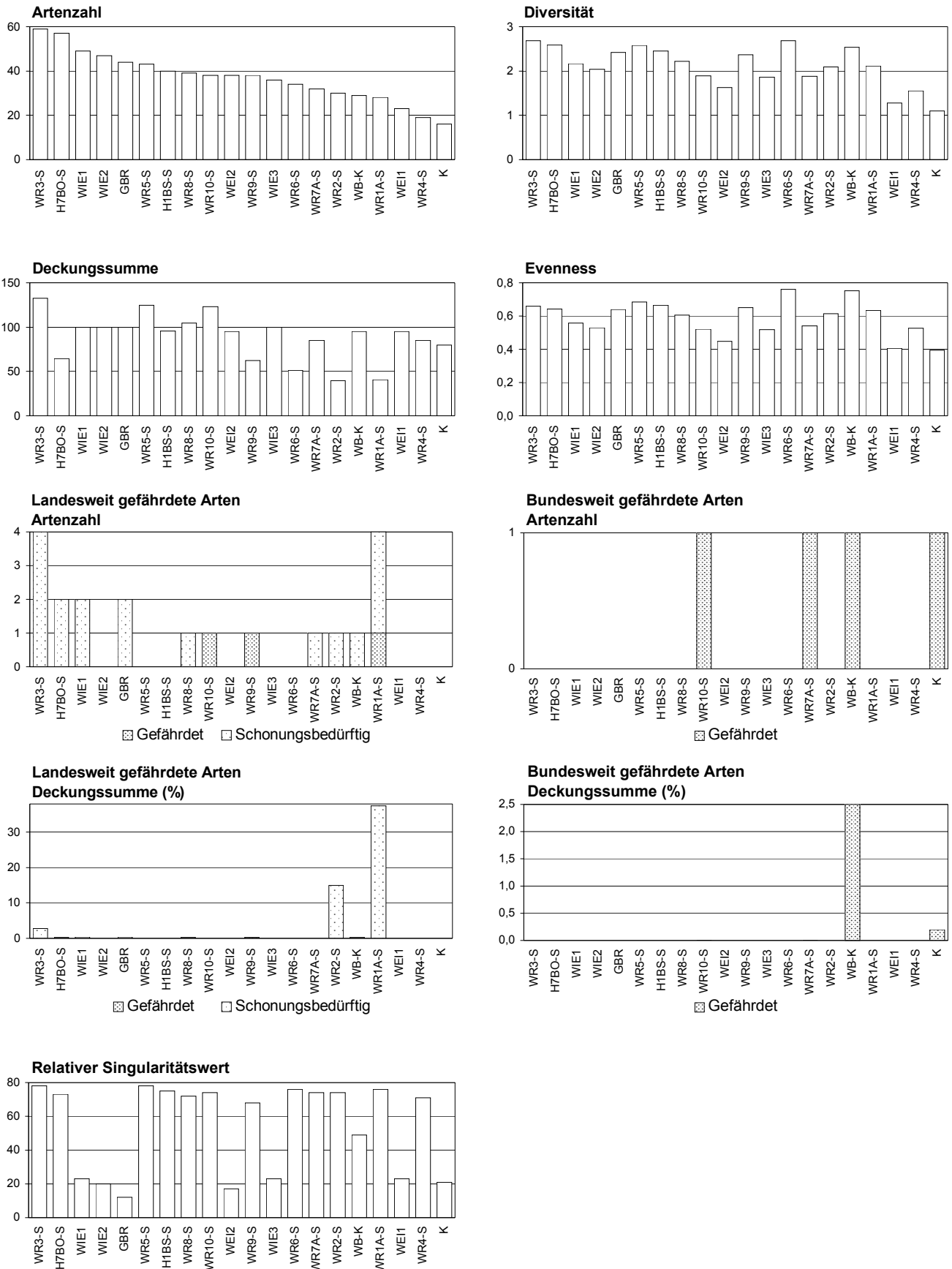


Abb. 28: Waldrand- und Heuschrecken-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora: Artenzahlen und Deckungssummen aller sowie der landes- oder bundesweit gefährdeten Arten, Diversitäten, Evenness und Relative Singularitätswerte

Höhere Artenzahlen weisen verbrachendes Extensivgrünland an Waldrändern und Hecken (Weidfeldrest WR3, Viehtrift H7BO, WR5), Grünlandbrachen (GBR), gedüngte Mähwiesen (WIE1, WIE2) und die Säume von im Grünland gelegenen Hecken (H7BO, H1BS) auf. Im Mittelfeld der erreichten Artenzahlen stehen der stark durch Grünlandarten geprägte Saum des Douglasienwaldrandes WR8 sowie die Säume am Rand des Weidfeldes (WR10) und der Standweide (WR9) in Yach, eine extensiver genutzte Weide (WEI2) sowie eine ungedüngte Mähwiese (WIE3). Geringere Anzahlen an Gefäßpflanzen weisen die nährstoffärmeren Säume mit stärkerer Deckung von Saum-, Heide- oder Waldarten sowie die Schlagflächen (WB-K, K) und eine intensive Mähumtriebsweide (WEI1) auf.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Angesichts der Reihung der Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer Artenzahlen verwundert es nicht, daß positive Korrelationen zwischen der Artenzahl und dem Anteil von Arten des Wirtschaftsgrünlandes sowie dem Basenreichtum der Standorte bestehen:

- Deckungsanteil von Arten der Klasse Molinio-Arrhenatheretea einschließlich ihrer nachgeordneten Einheiten (0,5)
- Reaktionszahl (0,5)

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern der Gefäßpflanzenbestände

Wie auch schon die weiteren Diagramme in Abb. 28 andeuten, sind die Zusammenhänge zwischen der Artenzahl und anderen Parametern häufig nicht sehr eng. Die Deckungssummen und Diversitäten sind noch am engsten mit den Artenzahlen korreliert (jeweils 0,6), zu den Singularitätswerten besteht kaum ein statistischer Zusammenhang (0,1). Evenness-Werte und die Artenzahlen landesweit gefährdeter oder schonungsbedürftiger Arten sind schwach positiv (jeweils 0,4), die Artenzahlen bundesweit gefährdeter Arten schwach negativ (-0,4) mit den Gesamtartenzahlen verknüpft.

Deckungssummen

Die Summen der Deckungswerte der einzelnen Arten schwanken für die Gefäßpflanzenbestände der Untersuchungsflächen zwischen 40 und 133 % bei einem Mittelwert von 89 % (Abb. 28). Die höchsten Deckungssummen wurden für die Säume des verbrachenden Weidfeldrest-Waldrandes WR3, des Weidfeld-Niederwald-Waldrandes WR10 und für den Saum des Waldrandes mit vorgelagerter Grünlandbrache WR5 ermittelt. Für WR3 und WR10 ist dabei charakteristisch, daß neben sehr dichten Teilflächen auch offene und lückige Bereiche bestehen, die Flächen weisen eine sehr hohe strukturelle Heterogenität auf. Die Wiesen und der schmale Saum von WR8 weisen ebenfalls hohe Deckungssummen um 100 % auf. Die Mehrzahl der Saumbereiche ist dagegen durch Deckungssummen unter 100 % gekennzeichnet, ebenso die beiden Weiden und die Kahlschläge. Die niedrigsten Deckungssummen um 40 % werden auf den beiden verheideten und versaumten Wegeböschungen der Waldränder WR1A und WR2 erreicht.

Singularitätswerte

Die Singularitätswerte für die Gefäßpflanzenbestände der Untersuchungsflächen wurden unter Gleichsetzung des maximal erreichbaren Singularitätswertes mit 100 % in relative Singularitätswerte transformiert und ebenfalls in Abb. 28 dargestellt. Das Spektrum der relativen Singularitätswerte reicht von 12 bis 78 bei einem Mittel von 54 %. Unabhängig von ihrer Artenzahl

weisen die Wirtschaftsgrünlandflächen und die Grünlandbrache relativ niedrige Singularitätswerte um 20 % auf. Dieses gilt auch für die artenarme Kahlschlagfläche K. Demgegenüber zeichnen sich die Säume der Waldränder und Hecken durch hohe Singularitätswerte aus, d.h. sie weisen gegenüber dem Grünland eine höhere floristische Eigenständigkeit auf. Hohe und niedrige Singularitätswerte werden im gesamten Spektrum der Artenzahlen beobachtet, dementsprechend ist die statistische Beziehung zu den Artenzahlen mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,1 auch sehr schwach.

Diversitäten und Evenness-Werte

Die Diversitätswerte für die Gefäßpflanzenbestände der Untersuchungsflächen schwanken zwischen 1,1 und 2,7 bei einem Mittel von 2,1, die Evenness-Werte zwischen 0,39 und 0,76 mit einem Mittelwert von 0,59 (Abb. 28). Die Grünlandflächen weisen eher niedrigere Evenness-Werte als die Säume der Hecken und Mäntel auf, d.h. die Beteiligung der einzelnen Arten am Gesamtbestand ist bei ihnen ungleichmäßiger, die Dominanzverhältnisse sind unausgeglichener, einzelne Arten dominieren die Gemeinschaften stärker. Bei der Berechnung der Diversitätswerte fließen die Artenzahl und die Gleichverteilung der Arten ein. Deshalb sind die Diversitätswerte der Grünlandflächen verglichen mit ähnlich artenreichen Säumen oft erniedrigt. Aus diesem Grund verläuft auch die Reihenfolge der Flächen nach Artenzahl oder Diversität nicht völlig analog. Zudem weisen die artenärmeren Säume auch zum Teil höhere Evenness-Werte als artenreichere Flächen auf, wodurch ihre Diversitätswerte ebenfalls relativ ansteigen.

Landesweit gefährdete Arten

In Abb. 28 sind auch die Artenzahlen und Deckungssummen der landesweit gefährdeten oder als schonungsbedürftig klassifizierten Arten dargestellt. Insgesamt wurden 3 gefährdete und 9 schonungsbedürftige Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen angetroffen, was 6 % der Gesamtartenzahl entspricht. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen wurden 0 - 4 Arten, im Mittel 1 Art nachgewiesen, die Deckungssummen von 0 bis 38 % mit einem Mittelwert von 3 % erreichten. Von den Grünlandflächen wiesen nur die extensive Bergmähwiese (WIE1) und die benachbarte Grünlandbrache (GBR) schonungsbedürftige Pflanzenarten auf, Arten der Kategorie gefährdet wurden überhaupt nicht angetroffen. Gefährdete oder schonungsbedürftige Arten finden sich in unterschiedlicher Häufigkeit über das gesamte Spektrum der Gesamtartenzahlen der Untersuchungsflächen, ebenso aber auch Objekte, denen solche Arten fehlen. Arten der Kategorie gefährdet treten auf Untersuchungsflächen mit hohen Artenzahlen nicht auf. Die höchsten Deckungssummen schonungsbedürftiger Arten finden sich auf vergleichsweise artenarmen Untersuchungsflächen (verheidete Waldränder WR1A, WR2).

Beziehungen zwischen den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Die Anzahl gefährdeter und schonungsbedürftiger Arten nimmt bei den Untersuchungsflächen mit zunehmender Trockenheit und Nährstoffarmut zu. Hinweise hierauf liefern die negativen Korrelationen zur Feuchte- bzw. Stickstoffzahl der Untersuchungsflächen sowie die positive Korrelation mit der Zunahme des Deckungsanteils von Arten der Borstgrasrasen und Heiden, die auf nährstoffärmere Standorte beschränkt sind.

- Feuchtezahl (-0,5)
- Stickstoffzahl (-0,5)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Nardo-Callunetea einschließlich ihrer nachgeordneten Einheiten (0,5)

Diese Befunde stehen im Gegensatz zu den Ergebnissen für die Gesamtartenzahlen, die mit zunehmender Standortgüte und steigender Beteiligung von Arten des Wirtschaftsgrünlandes anwachsen.

Merkmale landesweit gefährdeter Arten und aller Arten im Vergleich

Die landesweit vorkommenden Arten sind fast alle den Waldschlägen, Säumen, Magerrasen oder Heiden zugeordnet (Anhänge 64, 114) und kommen eher auf basen- und nährstoffärmeren Standorten vor. Die meisten von ihnen sind schnittempfindlich bis mäßig schnittverträglich.

Bezogen auf die Krautschicht weisen die landesweit gefährdeten Arten folgende Unterschiede zum Kollektiv aller und der nicht gefährdeten Arten auf (Anhang 107):

- Mittlere Stetigkeit 9 : 18 : 25
- Mittlere Dominanz 0,08 : 0,48 : 0,68
- Mittlere Flächendiversität für die Arten 0,28 : 0,51 : 0,75
- Mittlere Flächenevenness für die Arten 0,67 : 0,51 : 0,51

Die gefährdeten Arten sind sowohl auf weniger Flächen vertreten als auch auf den Flächen selbst weniger dominant als andere Arten. Die unterschiedliche Stetigkeit drückt sich auch in den Flächendiversitätswerten aus. Die Flächenevenness-Werte weisen darauf hin, daß die gefährdeten Arten quantitativ gleichmäßiger auf die Untersuchungsflächen verteilt sind als das Kollektiv aller oder das der nicht gefährdeten Arten.

Bundesweit gefährdete Arten

Auf den Untersuchungsflächen wurden zwei bundesweit als gefährdet eingestufte Pflanzenarten angetroffen. Diese entsprechen 1 % der nachgewiesenen Arten. Bis auf den Saum der Untersuchungsfläche WR10 (*Polygala serpyllifolia*) handelt es dabei um die Weißtanne (*Abies alba*). Die Artenzahlen und Deckungssummen der bundesweit gefährdeten Arten sind ebenfalls in Abb. 28 für die Untersuchungsflächen dargestellt. Die Grünlandflächen wiesen keine gefährdeten Arten auf, wohl aber der Saum des Weidfeld-Niederwald-Waldrandes WR10 sowie der nordexponierte Waldrand des Buchenbestandes WR7A und die beiden Kahlschläge.

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Gefäßpflanzenbestände

Über Zeigerwertberechnungen für die Gefäßpflanzenbestände können die Untersuchungsflächen standörtlich näher charakterisiert werden. In Kapitel 3.4.3 wurden die entsprechenden Ergebnisse getrennt für die Waldränder und Hecken sowie die sonstigen Heuschrecken-Untersuchungsflächen dargestellt. Bezieht man alle Grünlandflächen, Säume und Kahlschläge ein, deren Heuschreckenfaunen untersucht wurden, so weisen die mittleren Zeigerwerte der Krautschicht ihrer Vegetationsbestände folgende Spannbreiten auf:

- Lichtzahl 5,1 bis 7,0 (Halbschattenpflanzen bis Halblichtpflanzen)
- Feuchtezahl 4,3 bis 5,9 (Trocknis-/Frischezeiger bis Frische-/Feuchtezeiger)
- Reaktionszahl 3,0 bis 6,4 (Säurezeiger bis Schwachsäure-/Schwachbasenzeiger)
- Stickstoffzahl 3,1 bis 6,4 (auf stickstoffarmen Standorten häufiger bis auf stickstoffreichen Standorten häufiger)
- Mahdverträglichkeitszahl 2,8 bis 7,9 (schnittempfindlich bis gut/überaus schnitt- und weideverträglich)

Hinsichtlich der landesweit gefährdeten oder schonungsbedürftigen Pflanzenarten sind insbesondere die trockeneren, schlechter nährstoffversorgten und seltener gemähten bzw. beweideten Standorte relevant. Diese lassen sich außer über die Zeigerwerte z.B. auch über den Deckungsanteil von Arten charakterisieren, die der Klasse Nardo-Callunetea (Heiden und Borstgrasrasen) und deren Untereinheiten zugeordnet sind. Auf den Untersuchungsflächen schwankt deren Deckungsanteil zwischen 0 und 65 % mit einem Mittelwert von 15 %.

Vegetation entlang eines Transektes durch die Heuschrecken-Untersuchungsfläche K

Der untersuchte Kahlschlag befindet auf einem südexponierten früher als Nieder- bzw. Schälwald genutztem Hang. Die am Oberhang gelegenen Flächen sind nährstoffarm, vergleichsweise trocken und haben einen skelettreichen Oberboden. Der dort stockende durchgewachsene Traubeneichen-Rotbuchen-Bestand wird durch hangabwärts verlaufende Streifenkahlschläge genutzt, die jährlich um ca. 10 - 20 m hangparallel vorwärts schreiten. Der Folgebestand wird über Pflanzung von Douglasien begründet, die ältesten Kahlschlagstreifen sind bereits zu Stangenhölzern durchgewachsen. Zwischen diesen und dem ursprünglichen Bestand spannt sich ein breites Feld unterschiedlich alter Schläge, in denen die Sukzession verschieden weit fortgeschritten ist. Dieses reicht von fast zur Dichtung geschlossenen Bereichen bis zu Teilflächen mit hohem Anteil offenen Bodens im Bereich des jüngsten Kahlhiebes. Das Alter der Schlagflächen liegt zwischen 0 und 10 Jahren. In Anhang 77 sind Vegetationsaufnahmen für die beiden Waldbestände sowie für drei unterschiedlich alte Probeflächen im Schlagbereich dargestellt. Das Douglasienstangenholz weist nur die namensgebende Gefäßpflanzenart auf, der ebenfalls artenarme Laubbaumbestand 7 Arten. Die Schlagflächen sind mit 12 bis 16 Gefäßpflanzenarten artenreicher. Die Arten- und Dominantenidentität ist zwischen den Schlagflurbeständen am größten, das Turnover analog dazu am geringsten. Die Schichten des Douglasienforstes weisen keine Ähnlichkeit mit den übrigen Untersuchungsflächen auf. Im Altersgradient des von Heuschrecken besiedelten Teils der Schlagfläche nimmt die Deckung der Strauchschicht von über 50 % auf 0 %, die Deckung der Krautschicht von 95 auf 10 % ab. Es ist zu erwarten, daß sich die Heuschreckenfauna ebenfalls entlang dieses Altersgradienten ändert und insbesondere Arten mit höheren Wärmeansprüchen für die Eientwicklung in den älteren und dichten Teilen der Schlagfläche seltener werden oder nicht mehr vorkommen. Möglicherweise nutzen einige Arten insbesondere die ganz jungen, vegetationsarmen Bereiche und "wandern" zusammen mit den voranschreitenden Streifenkahlschlägen weiter über die Fläche. Solche Arten haben u.U. auch von ähnlichen Nutzungsmustern in Niederwäldern, d.h. einer streifenweise fortschreitenden, kleinräumigen Hiebsführung in Verbindung mit kurzen Umtriebszeiten, in besonderer Weise profitiert.

Im Bereich des untersuchten Vegetationskomplexes wurde neben dem in Baden-Württemberg als stark gefährdet eingestuftem Steppengrashüpfer (*Chorthippus vagans*) auch eine bundes- wie landesweit stark gefährdete Tagfalterart, der Weiße Waldportier (*Brintesia circe*), über mehrere Jahre angetroffen.

Nach DETZEL (1991) ist der Steppengrashüpfer meist an warmen, z.T. heißen, trockenen Stellen mit wenig Bewuchs zu finden. Besonders im Murgtal am Westabhang des Schwarzwaldes mit vielen kaum bewachsenen Felsheiden gibt es auffallend viele große und kleine Populationen der Art auf Primärstandorten (DETZEL 1991). Die Vegetation ist äußerst schütter und artenarm und ein eng verzahntes Mosaik verschiedener Pflanzengesellschaften. Die Standorte sind aufgrund ihrer Flachgründigkeit primär waldfrei, meist aber von trockenem Eichen-Kiefern-Wald umgeben. Allen Fundorten ist der hohe Steinanteil im Oberboden gemeinsam, die Art ist geophil (DETZEL 1991). Die Eier weisen die größte Trockenresistenz aller Feldheuschrecken auf, die Embryogenese verläuft bei zunehmender Feuchtigkeit langsamer (DETZEL 1991). Die gefundenen Populationen in Baden-Württemberg sind oft individuenarm, ein Genaustausch ist aufgrund der großen Entfernungen zwischen den isolierten Vorkommen häufig wenig wahrscheinlich (DETZEL 1991). Durch kurzfristige Populationseinbrüche, z.B. nasse, kalte Sommer, sind die Vorkommen extrem gefährdet (DETZEL 1991). Mit der gleichen Fangfläche und Methode wurden an einem der

Waldränder (WR2) 1989 5 und 1990 34 Individuen gefangen, d.h. deren Zahl schwankte zwischen den beiden Jahren um den Faktor 7.

Im Untersuchungsgebiet kommt die Art außer auf diesem Kahlschlag auch an stark sonnenexponierten, verheideten Waldaußenrändern (z.B. WR1A, WR2) vor, wenn diese in größerem Umfang offene Bodenstellen im Saumbereich aufweisen. Vorzugsweise handelt es sich dabei um Böschungsanschnitte aufgrund von Wegebauten. Rechnet man die flächenbezogenen Untersuchungsergebnisse von LANGNER (1990) und HONDONG et al. (1993) hoch, so dürften auf dem Kahlschlag zum gleichen Zeitpunkt über 10.000 Individuen, an allen von der Art besiedelten 17 Waldrandabschnitten (1.910 m Länge) dagegen nur ca. 2.000 - 3.000 Individuen (im Durchschnitt 120 bis 180 je Teilabschnitt) vorhanden gewesen sein. Dieses mag die Bedeutung der Schlagfläche für diese Art zumindest für den Untersuchungsraum unterstreichen.

Der Weiße Waldportier kommt in Baden-Württemberg fast nur noch in der südlichen Oberrheinebene, dem östlich angrenzenden Hügelland und dem Kaiserstuhl vor und besiedelt dort trockene, lichte, eichenreiche Laubmischwälder mit offenen, sonnigen und grasreichen Blößen (EBERT & RENNWALD 1991b). WEIDEMANN (1995) beschreibt die Eiablageplätze als recht hochwüchsige, etwa kniehohe Magerrasen. Auf der Schlagflur wird die Vegetation völlig durch die lockere bis dichte Bestände der Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) dominiert. Daneben tritt stellenweise auch das Rote Straußgras (*Agrostis capillaris*) mit etwas höherer Deckung auf. Im Freiland sind für Baden-Württemberg zwei Süßgräser (*Bromus erectus*, *Festuca ovina*) als Nahrungspflanzen der Raupen belegt, in der Zucht werden jedoch auch weitere Arten angenommen (EBERT & RENNWALD 1991b). Die Imagines suchen zur Nahrungsaufnahme blütenreiche Säume und Wiesen in Waldnähe auf, saugen aber auch am Saft auslaufender Eichen (EBERT & RENNWALD 1991b, WEIDEMANN 1995).

3.4.3.2 Ergebnisse zur Sandlaufkäfer- und Laufkäferfauna und zu den Bodenfallenfängen

Bodenfallenfänge

Die Anhänge 78 und 79 geben einen Überblick über die Ergebnisse der Bodenfallenfänge. Insgesamt wurden 25.894 Individuen ausgezählt, davon mit 6.426 und 8.291 die meisten für die Untersuchungsflächen WR5 und WR6. Dort entfallen 70 bzw. 90 % der Individuen jedoch auf hügelbauende Ameisenarten der Gattung Formica, während Ameisen an anderen Standorten nur 0,5 bis 20 % der Individuen stellen. Im Gesamtfang an allen Untersuchungsflächen stellen für die ausgewerteten Gruppen Ameisen 51 %, Spinnentiere 21 %, Laufkäfer 15 %, Tausendfüßer 11 % und Kurzflügler 2 % der Individuen. Der Individuenzahl der Carabiden ist auf den warm-trockenen Untersuchungsflächen WR1A und WR2 mit hohen Anteilen offener Bodenstellen im Saum deutlich niedriger (73 bzw. 92) als im Durchschnitt (327). Bei allen differenzierten Tiergruppen mit Ausnahme der hügelbauenden Formica-Arten an WR5 und WR6 wurden ca. die Hälfte bis zwei Drittel der Individuen im Saumbereich gefangen, die geringsten Anteile im Bestand. Mit Fanganteilen von 19, 33 und 48 % in Saum, Mantel und Bestand verhielten sich die Formica-Arten an WR5 und WR6 diesbezüglich umgekehrt.

Bezogen auf die Phänologie der Fänge (Anhang 79) zeigen die meisten Gruppen (Spinnentiere, Laufkäfer, Kurzflügler) Fangspitzen im Frühjahr sowie Spätsommer/Frühherbst. Die Ameisen ohne die hügelbauenden Formica-Arten an WR5 und WR6 haben eine ausgeprägte Frühjahrsspitze, die Formica-Arten an WR5 und WR6 Mai- und Juli-Spitzen. Die Tausendfüßer fingen sich in den einzelnen Monaten mit relativ ähnlichen Individuenzahlen.

In Anhang 78 sind auch die in den Bodenfallen gefangenen Wirbeltiere angeführt. Kleinsäuger (v.a. Spitzmäuse) fingen sich an den Untersuchungsflächen seltener, bei denen ein Weg und offenerdige Wegeböschungen das vorgelagerte Grünland von Saum und Mantel abschnitten (WR1A, WR2, WR7A, H7B, 0 bis 1 Individuum), die meisten Individuen (69) wurden an WR5 mit unmittelbarem Übergang in eine vorgelagerte Grünlandbrache gefangen.

In Anhang 78 wurden auch die Bodenfallenfänge von Amphibien- und Reptilienarten zusammengestellt und in einer angefügten Tabelle durch Nachweise aus Sichtbeobachtungen und Handfänge dieser Arten ergänzt. Auf den Untersuchungsflächen wurden zwischen 0 bis 3 Amphibien- und ebenso viele Reptilienarten angetroffen. Die Artenzahlen beider Gruppen an den Waldrändern und Hecken liegen zwischen 1 und 5 Arten. Sonnenexponierte und wärmere Untersuchungsflächen mit Anteilen von offenen Bodenstellen und schütterer Vegetation im Waldrandbereich (WR1A, H1B, WR2, WR3, WR4, H7B, WR9, WR10) und vorgelagerten Wegen (alle außer WR9, WR10) weisen höhere Artenzahlen als nordexponierte Flächen (WR7A, WR8) auf oder zeitweise besonnte mit unmittelbar angrenzenden Grünlandbrachen (WR5) oder Grünland (WR6). Auf den artenärmeren Flächen fehlen insbesondere die Reptilien. Sowohl die Zauneidechse (*Lacerta agilis*) als auch über 50 cm große Individuen der Ringelnatter (*Natrix natrix*) wurden im gesamten Untersuchungsgebiet fast ausschließlich in sonnenexponierten Waldrand-, zum Teil auch Heckenbereichen nachgewiesen, die Zauneidechse insbesondere in Teilflächen mit höheren Anteilen vegetationsfreier Bodenstellen, offenerdiger Böschungen und schütterer Säume.

Laufkäfer

Die Artenliste der Laufkäfer und ihre Auswertung ist in Anhang 80 wiedergegeben, in Anhang 112 finden sich die Singularitätswerte für die Laufkäferfaunen der Untersuchungsflächen, in Anhang 111 die verwendeten Roten Listen. Ergebnisse zu dieser Tierartengruppe sind in den Abb. 29 bis 32 graphisch dargestellt.

Artenzahlen

Insgesamt wurden im Rahmen der Waldrand- und Heckenuntersuchungen 66 Laufkäfer- und Sandlaufkäferarten aus Bodenfallen nachgewiesen. Davon fingen sich 62 Arten in den Säumen, 49 in den Mänteln und 31 im Stratum Bestand der Untersuchungsflächen.

In Abb. 29 sind die nachgewiesenen Artenzahlen für die Untersuchungsflächen nach einzelnen Straten (Saum, Mantel und Bestand) und insgesamt abgebildet. Die Flächen wurden für die Diagramme in jedem Stratum nach fallenden Arten-, dann nach sinkenden Individuenzahlen sortiert. Viele der Flächen wechseln dabei je nach betrachtetem Stratum ihre Position in der Rangfolge. Je nach kleinräumigem Fallenstandort ergeben sich hier unterschiedliche Rangfolgen. Bei der Festlegung des erforderlichen Untersuchungsumfangs, wie z.B. der Fallenzahl, sollte deshalb neben der Flächengröße besonders auch die standörtliche Heterogenität berücksichtigt werden.

In den Säumen wurden durchschnittlich mehr Arten (17) nachgewiesen als in den Mänteln (13) oder Beständen (11) der Untersuchungsflächen. Das Spektrum der Artenzahlen reichte im Stratum Saum von 8 bis 34, im Stratum Mantel von 4 bis 21 und im Stratum Bestand von 4 bis 16. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen wurden unter Einbeziehung aller Straten zwischen 14 und 37, im Mittel 23 Arten erfaßt.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER SANDLAUFKÄFER- UND LAUFKÄFERFAUNA

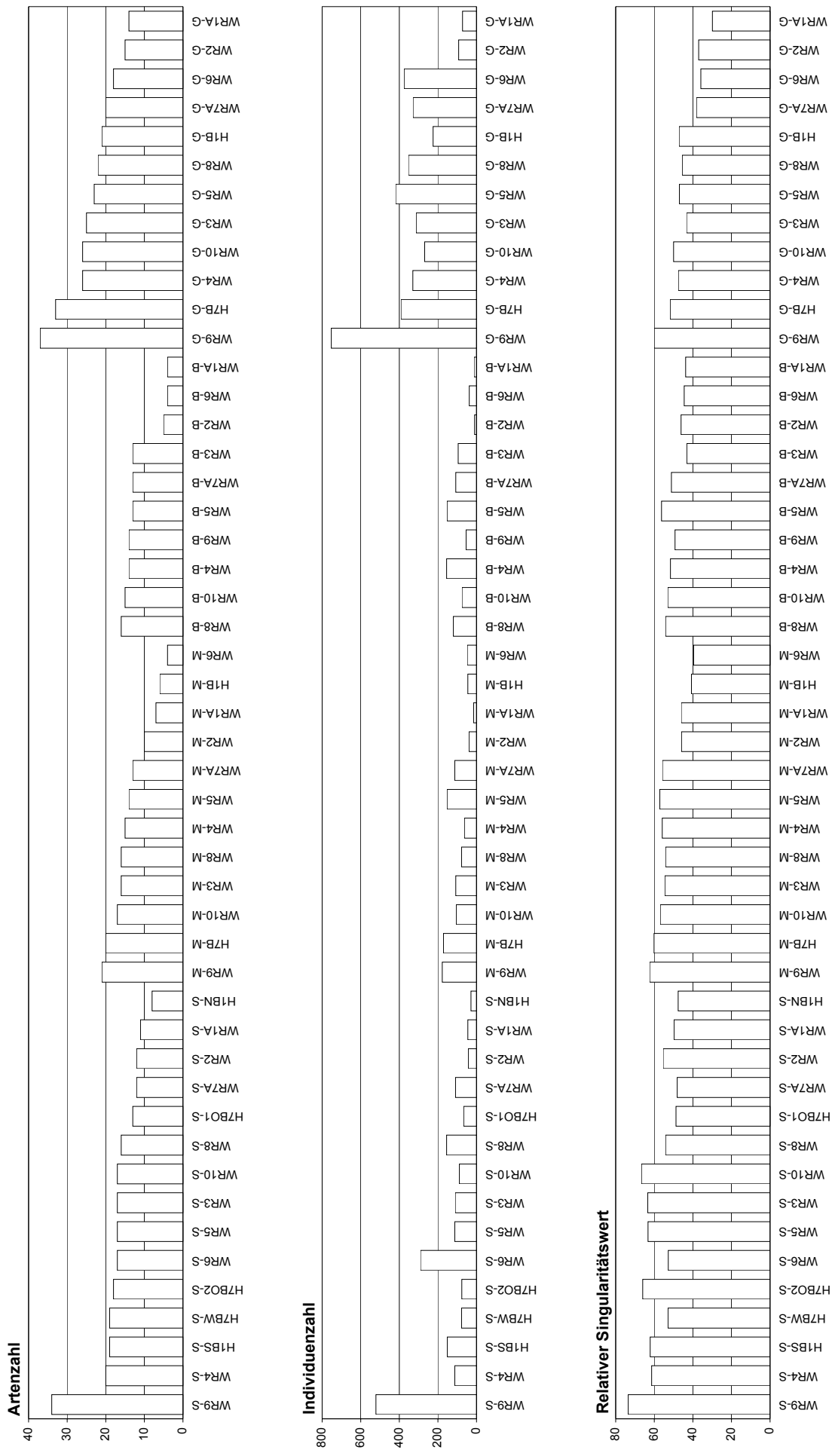


Abb. 29: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Laufkäferfauna - Arten- und Individuenzahlen sowie Relative Singuläritätswerte

Die artenreichste Untersuchungsfläche ist der Standweide-Niederwald-Übergang WR9 im Vergleichsgebiet Yach, bei dem große Teile des Saumbereiches vegetationsarm und steinig sind und von weitausladenden Ästen des Mantels zumindest zeitweise überschattet werden. An zweiter Stelle folgt die einen aufgelassenen Hohlweg beidseitig flankierende Hecke H7B, bei der ebenfalls besonnte bis beschattete offene Bodenstellen kleinräumig mit tiefen Laubstreuansammlungen einhergehen. Untersuchungsflächen, bei denen das vorgelagerte Grünland direkt in den Saumbereich übergeht liegen im oberen und mittleren Bereich der Gesamtartenzahlen der Waldränder und Hecken. Hierunter sind sowohl Flächen mit intensiv genutztem vorgelagerten Grünland (WR4, WR8), Grünlandbrachen (WR5) als auch besenginsterreiche Weidfelder (WR10) und deren Relikte (WR3). Es finden sich laub- (WR10) und nadelbaumreiche Waldränder (WR4, WR8) sowie aus diesen gemischte Bestände (WR3, WR5), sonnenexponierte (WR3, WR4, WR5, WR10) und schattigere Untersuchungsflächen (WR8). Beim Stratum Bestand zählen die Douglasienflächen WR8 und WR4 zu den artenreichsten Untersuchungsflächen. Die im Vergleich trockeneren und nährstoffärmeren, buchen- und eichenreichen Altbestände von WR1A und WR2 gehören dagegen zu den artenärmsten. Nur die Untersuchungsfläche WR6 liegt trotz direkter Angrenzung des Grünlandes an den Waldrand im unteren Spektrum der erreichten Artenzahlen. Während der Saum dieser Fläche noch eine mittlere Artenzahl aufweist, wurden im Mantel und im Bestandesinneren nur noch wenige Laufkäferarten nachgewiesen. Ursächlich ist hierfür wahrscheinlich die hohe Präsenz von hügelbauenden Ameisenarten der Gattung Formica in diesen Straten.

Untersuchungsflächen, bei denen der Übergang vom Gehölz ins das vorgelagerte Offenland durch einen Forstweg unterbrochen ist (H7BO1-S, WR7A-S, WR2-S, WR1A-S) weisen niedrigere Artenzahlen auf als solche, bei denen der Übergang gleitender verläuft. Dieses gilt insbesondere, wenn trocken-warme Bedingungen aufgrund der Exposition, fehlender Überschattung und vegetationsarmen Wegeböschungen hinzukommen, wie bei den Waldrändern WR1A und WR2. Den vorgelagerten Wegen kommt möglicherweise eine Barrierewirkung für einige Laufkäferarten zu. Der Effekt ist sowohl auf stark besonnten Flächen (WR1A, WR2) als an völlig beschatteten Waldrändern (WR7A) zu beobachten. Nur eine Untersuchungsfläche mit angrenzendem Weg (H1BS-S) liegt im oberen Drittel der in den Säumen erreichten Artenzahlen, hier wies der Weg jedoch heckenseitig einen quelligen, nassen bis feuchten Seitengraben mit offenen Bodenstellen, Laubansammlungen und Hochstauden auf, der den übrigen, trockenen Wegen fehlte. Der artenarme nordexponierte Saum H1BN-S lag am oberen Rand einer sehr steilen, heckenbestandenen Böschung im Übergang zu einer Standweide und wies eine sehr geringe Streubedeckung auf.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Die Korrelationsrechnungen wurden für die Gesamtartenzahlen der 12 Untersuchungsflächen unter Einbeziehung jeweils aller Straten durchgeführt.

Die standörtliche Heterogenität der Untersuchungsflächen, insbesondere ein Feuchtegradient, drückt sich in der Neigung entlang der Waldränder und Hecken aus, mit dem die Artenzahlen der Laufkäferbestände mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,6 statistisch verknüpft sind.

Bezüglich der strukturellen Ausformung des Waldrandes sind die Artenzahlen der Laufkäfer eher positiv mit einer zunehmenden Breite der Strauchzone (Hecken, Mäntel) als mit den Säumen

verknüpft. Dieses zeigt sich auch in den positiven Korrelationen zu steigenden Deckungsanteilen von Hecken-, Mantel- und Pioniergehölzarten:

- Länge von Mänteln/Hecken im Querprofil (0,5)
- Deckungsanteil Rosaceae in der Strauchschicht des Saumes (0,6) und des Mantels (0,7)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes *Cytision scoparii* (hier: Besenginster) in der Krautschicht des Mantels (0,7) und des Bestandes (0,6)
- Deckungsanteil Salicaceae in der Strauchschicht des Saumes (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) Aspe im Bestand (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) Hängebirke am Waldrand (0,7) und im Bestand (0,6)

Wie bei der Diskussion der Artenzahlen schon angedeutet, scheinen mehr Laufkäferarten in denjenigen Untersuchungsflächen vorzukommen, bei denen das vorgelagerte Grünland unmittelbar in den Saumbereich übergeht. Dort ist in der Regel auch die Deckung von Gräsern, insbesondere der Süßgräser (Poaceae) im Vergleich zu stärker durch Saum- und Heidearten geprägten Waldrändern mit vorgelagerten Wegen erhöht. Untersuchungsflächen mit höheren Süßgrasanteilen im Saumbereich wiesen auch höhere Artenzahlen an Laufkäfern auf, ebenso solche mit höheren Anteilen an Arten des Wirtschaftsgrünlandes der Ordnung Arrhenatheretalia:

- Deckungsanteil Poaceae in der Krautschicht des Saumes (0,7)
- Deckungsanteil von Arten der Ordnung Arrhenatheretalia in der Krautschicht des Saumes (0,8)

Demgegenüber zeichnen sich steigende Deckungsanteile von Pflanzenarten, die für ausgehagerte oder verheidete Waldränder charakteristisch sind, durch eine negative Beziehung zu den Artenzahlen der Laufkäfer aus:

- Deckungsanteil Scrophulariaceae (hier: Wiesen-Wachtelweizen) in der Krautschicht des Saumes (-0,6)
- Deckungsanteil Ericaceae (hier: Heidekraut) in der Krautschicht des Saumes (-0,5) und des Mantels (-0,7)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Calluno-Genistion in der Krautschicht des Saumes (-0,6)

Dieses gilt ebenso hinsichtlich standörtlicher Merkmale, die für die nährstoffärmeren, verheideten Waldränder typisch sind:

- Länge vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (-0,6)
- Höhe vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (-0,5)
- Anteil offener Bodenstellen in ebener Lage oder steiler Lage mit starker Besonnung an der Bodenoberfläche im Saum (jeweils -0,6)

Waldränder mit vorgelagerten verheideten oder versaumten Wegeböschungen sind im Fall der Untersuchungsflächen durch ältere buchen-, eichen- oder kiefernreiche Waldbestände charakterisiert. Die entsprechenden Bestandesmerkmale sind ebenfalls negativ mit den Laufkäferartenzahlen korreliert:

- Flächenanteil Mittleren Baumholzes (-0,6)
- Erreichte Oberhöhenklasse des Waldbestandes (-0,5)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) im Bestand (-0,5)
- Maximum der gemessenen Grundflächenwerte im Bestand (-0,6)
- Deckungsanteil Fagaceae in Baumschicht 1 (-0,7) und 2 (-0,8) im Saum
- Grundfläche (m²/ha) von Rotbuchen mit einem Brusthöhendurchmesser von 50 - 70 cm im Bestand (-0,6)
- Grundfläche (m²/ha) stehenden Totholzes am Waldrand (-0,6)
- Grundfläche (m²/ha) Waldkiefer am Waldrand (-0,5)
- Grundfläche (m²/ha) von Waldkiefern mit einem Brusthöhendurchmesser von 50 - 70 cm im Bestand (-0,5)

Demgegenüber sind die Grundflächen von Baumarten etwas nährstoffreicherer Standorte positiv mit den Artenzahlen der Laufkäfer verbunden, wie auch einige, die floristische Diversität des Stratums Bestand charakterisierende Parameter, die mit besser werdender Nährstoffversorgung tendenziell ebenfalls zunehmen:

- Grundfläche (m²/ha) Vogelkirsche am Waldrand (0,6) und im Bestand (0,7)

- Grundfläche (m²/ha) Esche am Waldrand (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) Hainbuche im Bestand (0,7)
- Grundfläche (m²/ha) Hasel im Bestand (0,6)
- Artenzahl Gefäßpflanzen im Bestand (0,5)
- Artenzahl der Krautschicht des Bestandes (0,5)
- Artenzahl der mit Winkelzählproben erfaßten Gehölze im Bestand (0,6)

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern der Sandlaufkäfer- und Laufkäferbestände

Für die Berechnungen wurden die Ergebnisse in den drei Straten Saum, Mantel und Bestand der Untersuchungsflächen verwendet. Die engste statistische Beziehung besteht zwischen den Artenzahlen und den gefangenen Individuenzahlen (0,7), zur aus Artenzahlen und Individuenverteilung berechneten Diversität (0,7) sowie zur Arten- und Individuenzahl der in Baden-Württemberg als gefährdet klassifizierten Laufkäferarten (jeweils 0,6). Demgegenüber ist die Beziehung zwischen den Laufkäferartenzahlen und den Singularitätswerten der Artenbestände deutlich schwächer (0,3). Insbesondere im Spektrum der mittleren Artenzahlen treten relativ hohe Singularitätswerte auf, z.B. weil dort Arten angetroffen wurden, die den anderen Untersuchungsflächen fehlen. Zu den Evenness-Werten, die die Gleichverteilung der Arten bezogen auf den Gesamtfang der Untersuchungseinheiten beschreiben, ist der statistische Zusammenhang noch schwächer (0,2). Hohe und niedrige Evenness-Werte treten über das gesamte Spektrum der Artenzahlen auf. Insbesondere finden sich relativ hohe Evenness-Werte auch auf den artenärmsten Untersuchungsflächen WR1A und WR2. Zum Dominanzindex, der den Anteil der häufigsten Art am Gesamtfang einer Untersuchungseinheit beschreibt, besteht ein negativer Zusammenhang (-0,5). Je artenreicher Untersuchungsflächen demnach sind, desto niedriger wird der relative Anteil der dominantesten Art. Bundesweit gefährdete Arten finden sich im gesamten Bereich der beobachteten Artenzahlen, auch ihre geringen Individuenzahlen weisen kaum eine Tendenz gegenüber den Artenzahlen auf. Demzufolge verwundert es nicht, daß die berechneten Korrelationskoeffizienten (0 bzw. 0,1) auch auf keinen Zusammenhang zu den Artenzahlen schließen lassen.

Individuenzahlen

Abb. 29 gibt auch die Anzahl der gefangenen Individuen für die Untersuchungsflächen und ihre Straten wieder. Insgesamt wurden 3.921 Individuen gefangen wovon 1.987 auf die Säume, 1.114 auf die Mäntel bzw. das Heckeninnere und 820 auf das Innere der Waldbestände entfielen. Diesen Fangzahlen liegen für das Stratum Saum 45, für das Stratum Mantel 36 und für das Stratum Bestand 30 eingesetzte Bodenfallen zugrunde. Bezieht man das Fangergebnis auf 10 Fallen, betragen die aufwandbereinigten Fangzahlen 441, 309 und 273 Individuen. In den Säumen der Untersuchungsflächen wurden mit 132 Individuen durchschnittlich mehr Individuen gefangen als im Mantel (93) und im Bestand (82). Ohne die Untersuchungsfläche WR9-S mit 521 Individuen liegt der Mittelwert für die verbliebenen Säume noch bei 104 Individuen. Die Fangzahlen in den drei Straten überlappen sich breit, so wurden in den Säumen 29 bis 521, in den Mänteln 15 bis 178 und in den Beständen 10 bis 155 Individuen gefangen. Unter Einbeziehung aller Straten liegen die Fangzahlen für die einzelnen Untersuchungsflächen zwischen 73 und 753 Individuen mit einem Mittelwert von 327. Die Verteilung der Individuenzahlen erscheint unausgeglichener als die der Artenzahlen. So weist der Waldrand WR9 insgesamt eine fast doppelt so hohe Fangzahl auf wie WR5 mit der zweithöchsten Individuenzahl. Auf den beiden artenärmsten Flächen WR1A und WR2

sind auch die Individuenfangzahlen extrem niedrig.

Singularitätswerte

Die relativen Singularitätswerte für die Laufkäferbestände sind nach Untersuchungsflächen und Straten ebenfalls in Abb. 29 dargestellt. Sie umfassen einen Wertebereich zwischen 30 und 74 %. Mittelwerte in den drei Straten betragen 58 % im Saum, 52 % im Mantel und 49 % im Bestand. Der mittlere Singularitätswert für die Laufkäferbestände der gesamten Untersuchungsflächen liegt bei 44 %. Die relativen Singularitätswerte folgen nicht strikt den Artenzahlen, insbesondere im mittleren Spektrum derselben wird die Rangfolge durch Flächen mit relativ hohen Singularitätswerten unterbrochen.

Diversitäten, Evenness- und Dominanzindex-Werte

An Abb. 30 sind die berechneten Diversitäts-, Evenness- und Dominanzindex-Werte für die Laufkäferbestände der Untersuchungsflächen und Straten wiedergegeben. Die Diversitätswerte schwanken zwischen 0,72 und 2,53 und betragen im Mittel im Saum 1,96, im Mantel 1,72, im Bestand 1,60 und für die Untersuchungsflächen unter Einbeziehung aller drei Straten 2,00. Wie Artenzahlen, Individuenzahlen und Singularitätswerte fallen die Diversitäten also vom Stratum Saum zum Bestand hin ab. Die Evenness nimmt Werte zwischen 0,39 und 0,89 an. Hier liegen die Mittelwerte für die Säume bei 0,71, für die Mäntel bei 0,69, für die Bestände bei 0,69 und für die gesamten Untersuchungsflächen mit allen Straten bei 0,64. Obschon die Diversitätswerte vom Trend her den Artenzahlen folgen, sind viele Unterbrechungen der Artenzahlen-Rangfolge zu beobachten. Hervorgerufen werden diese durch eine hohe Gleichverteilung der beteiligten Arten auf den jeweiligen Untersuchungseinheiten, wie sie sich dann auch durch hohe Evenness-Werte ausdrückt. Insbesondere bei den Diversitätswerten des Stratums Saum ist dieses deutlich zu beobachten. Auch bei den anderen Straten und bei den Untersuchungsflächen insgesamt treten hohe und niedrige Evenness-Werte über das gesamte Spektrum der Artenzahlen auf. Die Dominanzindices steigen tendenziell mit sinkenden Artenzahlen, dieses allerdings am wenigsten deutlich bei den Säumen. Mit zunehmender Artenarmut der Laufkäferbestände ist also eine höhere Dominanz der häufigsten Art verbunden. Da dieses nicht mit den niedrigsten Evenness-Werten einhergeht, müssen die übrigen wenigen Arten ebenfalls höhere Dominanzwerte aufweisen, um die teilweise hohen Gleichverteilungswerte zu erreichen. Die Dominanzindices schwanken zwischen 0,17 und 0,77 und betragen im Mittel im Saum 0,41, im Mantel 0,46, im Bestand 0,47 und für die Untersuchungsflächen unter Einbeziehung aller drei Straten 0,44. In den artenreicheren Säumen ist demnach auch die Dominanz der häufigsten Art durchschnittlich niedriger als in den Straten Mantel und Bestand.

Faßt man die Fänge aller Untersuchungsflächen nach den drei Straten Saum, Mantel und Bestand zusammen und berechnet für diese Gesamtkollektive Diversitätswerte so betragen diese 2,71 für das Stratum Saum, 2,46 für das Stratum Mantel und 2,21 für das Stratum Bestand. Die dazugehörigen Evenness-Werte unterscheiden sich mit 0,66, 0,63 und 0,64 nicht sehr. Die entsprechenden Dominanzindices liegen bei 0,33, 0,35 und 0,45.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER SANDLAUFKÄFER- UND LAUFKÄFERFAUNA

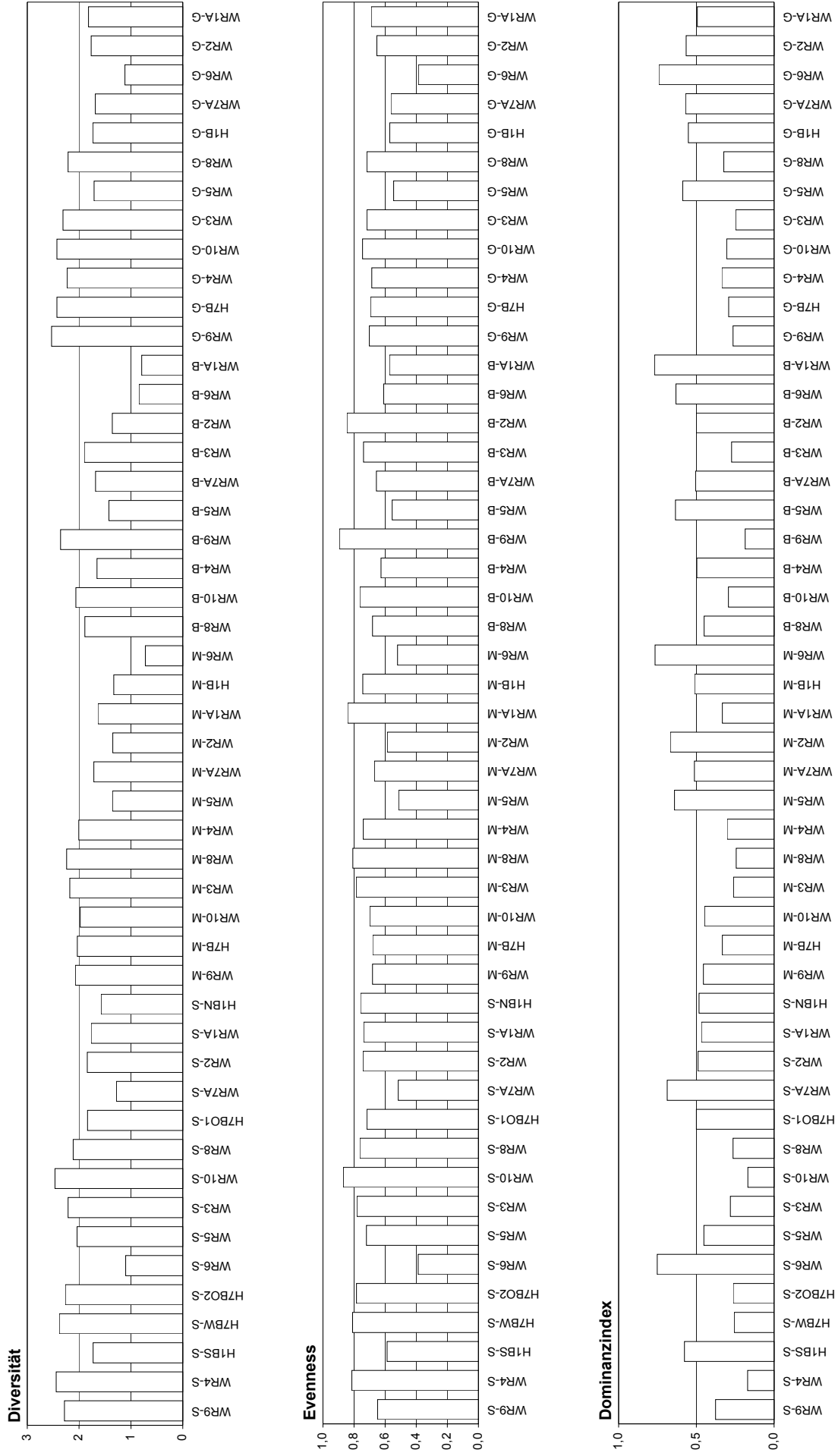


Abb. 30: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Laufkäferfauna - Diversitäten, Evenness und Dominanzindices

Landesweit gefährdete Arten

Insgesamt wurden auf den Untersuchungsflächen 14 gefährdete Laufkäferarten nachgewiesen was 21 % der Gesamtartenzahl entspricht. 4 der Arten sind als stark gefährdet klassifiziert, 7 als gefährdet und 3 der Vorwarnliste zugeordnet. Von diesen Arten wurden 13 in den Säumen, 9 in den Mänteln bzw. Hecken und 4 im Inneren der Waldbestände gefangen. Die gefährdeten Arten wurden in 102 Individuen gefangen (2,6 % der Gesamtindividuenzahl). Dabei entfielen je 10 Fallen auf die Säume 10, die Mäntel 7,2 und die Bestände 10,3 Individuen.

Abb. 31 gibt die Arten- und Individuenzahlen landesweit gefährdeter Arten für die Straten und Untersuchungsflächen wieder. In den Säumen fanden sich 0 bis 4, in den Mäntel und Beständen jeweils 0 bis 3 Arten. Die entsprechenden Mittelwerte betragen 1,3, 1,3 und 0,8. Dabei wurden in den Säumen 0 bis 12, in den Mäntel 0 bis 6 und in den Beständen 0 bis 8 Individuen je Untersuchungsfläche gefangen. Die Mittelwerte belaufen sich für die Straten Saum, Mantel und Bestand auf 3, 2,2 und 3,1 Individuen. Unter Einbeziehung jeweils aller Straten traten in den Untersuchungsflächen Artenzahlen gefährdeter Laufkäfer zwischen 0 und 4 bei einem Mittelwert von 2,4 sowie Fangzahlen gefährdeter Individuen von 0 bis 20 mit einem Mittel von 8,5 auf. Tendenziell finden sich auf artenreichen Untersuchungsflächen auch mehr gefährdete Arten. Die meisten Arten landesweit gefährdeter Laufkäfer weist die auch insgesamt arten- und individuenreichste Untersuchungsfläche WR9 auf. Dort fehlen allerdings Arten der Gefährdungskategorie stark gefährdet, von denen eine sogar auf den artenärmsten Untersuchungsflächen WR1A und WR2 mit ihrem vorgelagerten Weg und stark besonnten vegetationsfreien Böschungen präsent ist. Nur der Untersuchungsfläche WR6 mit der hohen Aktivitätsdichte hügelbauender Ameisenarten der Gattung *Formica* fehlen landesweit gefährdete Arten völlig. Die übrigen Untersuchungsflächen weisen neben anderen gefährdeten Arten auch alle mindestens eine Art der Kategorie stark gefährdet auf, häufig jedoch nur mit einem oder wenigen Individuen. Neben dem Standweide-Niederwald-Übergang WR9 wurden am frischen bis nassen Waldrand WR5 im Übergang von Grünlandbrache zu starkem Fichtenbaumholz viele Individuen gefährdeter Arten gefangen. Die höchsten Arten- und Individuenzahlen stark gefährdeter Arten wurden im artenarmen, nordexponierten Buchenaltholz WR7A nachgewiesen. Im Gradienten dieses Waldrandes lag der Schwerpunkt des Auftretens der gefährdeten Arten im Stratum Bestand.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Bei den Korrelationsrechnungen wurden die Artenzahlen gefährdeter Arten der gesamten Untersuchungsflächen zugrunde gelegt. Viele Beziehungen zwischen den Artenzahlen gefährdeter Laufkäfer und Merkmalen der Untersuchungsflächen sind ähnlich gelagert wie bei den Gesamtartenzahlen.

Die positive Korrelation zur Neigung entlang des Waldrandes (0,6) verweist wiederum auf die standörtliche Heterogenität (Feuchtegradient). Das Ausmaß stark besonnter vegetationsfreier Flächen ist negativ mit den Artenzahlen gefährdeter Arten korreliert, das vegetationsfreier beschatteter Flächen im Bestandesinneren positiv:

- Länge (-0,6) und Höhe (-0,6) vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (-0,6)
- Anteil stark beschatteter offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Bestand (0,5)

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER SANDLAUFKÄFER- UND LAUFKÄFERFAUNA

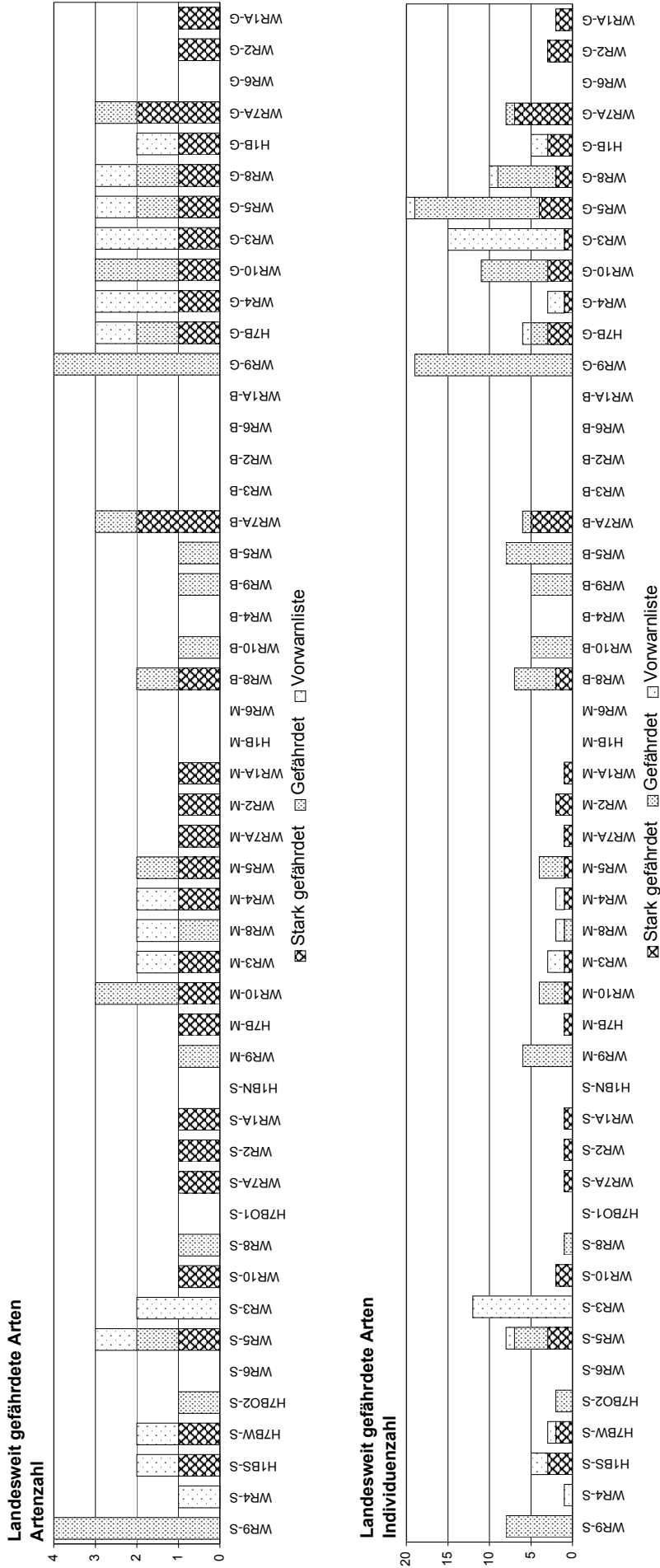


Abb. 31: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Laufkäferfauna - Arten- und Individuenzahlen der landesweit gefährdeten Arten

Positive Korrelationen bestehen auch zur Deckungssumme der Krautschicht im Saum und zu den Deckungsanteilen von Süßgräsern, von Arten des Wirtschaftsgrünlandes sowie solchen frisch-feuchter Säume, der Schlagfluren und feucht-nasser Wälder.

- Deckungssumme der Krautschicht im Saum (0,5)
- Deckungsanteil Poaceae an der Krautschicht im Saum (0,7)
- Deckungsanteil von Arten der Ordnung Arrhenatheretalia in der Krautschicht des Saumes (0,7)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Geo-Alliarion an der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Epilobion angustifolii in der Krautschicht des Mantels (0,5)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Alno-Ulmion an der Krautschicht des Bestandes (0,5)

Dieses weist darauf hin, daß nicht durch besonnte Wege, Böschungen usw. durchbrochene Flächen, bei denen das vorgelagerte Grünland über hochstaudenreiche Säume direkt in den Wald übergeht, höhere Artenzahlen gefährdeter Arten aufweisen. Die oben genannten Faktoren sind aber zum Teil auch mit einer besseren Wasser- und Nährstoffversorgung der Standorte verknüpft, wie sich auch im Anstieg der Anzahl gefährdeter Arten mit zunehmendem Basengehalt der Standorte im Bestand zeigt:

- Reaktionszahl im Bestand (0,6)

Ob das Mikroklima, der Deckungsreichtum oder die bessere Wasser- und Nährstoffversorgung der Standorte entscheidend sind, kann nicht beurteilt werden. Auch die positiven Korrelationen zur Beteiligung einiger Baumarten an den Waldbeständen weisen darauf hin, daß die Standorte mit höheren Artenzahlen gefährdeter Arten besser nährstoffversorgt sind. Ähnliches gilt für die Korrelationen zu Diversitätsparametern der Waldbestände:

- Grundfläche (m²/ha) Hainbuche im Bestand (0,7)
- Grundfläche (m²/ha) Bergahorn im Bestand (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) Vogelkirsche im Bestand (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) Hasel im Bestand (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) Aspe im Bestand (0,6)
- Artenzahl der Gefäßpflanzen im Bestand (0,5)
- Artenzahl der grundflächenerfaßten Gehölze im Bestand (0,6)
- Diversität der grundflächenerfaßten Gehölze im Bestand (0,5)

Demgegenüber verweisen die folgenden negativen Korrelationen, daß nährstoffarme, ausgehagerte und verheidete Flächen mit wärmeren und trockeneren Säumen sowie Arten der nährstoffarmen Eichenwälder niedrigere Artenzahlen gefährdeter Laufkäfer aufweisen:

- Deckungsanteil Scrophulariaceae (hier: Wiesen-Wachtelweizen) an der Krautschicht im Saum (-0,7)
- Deckungsanteil Ericaceae (hier: Heidekraut) in der Krautschicht des Mantels (-0,6)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Calluno-Genistion an der Krautschicht des Saumes (-0,6)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Trifolio-Geranieta in der Krautschicht des Saumes (-0,5)
- Deckungsanteil von Arten der Ordnung Quercetalia robori (-petraeae) in der Krautschicht des Bestandes (-0,6)

Merkmale landesweit gefährdeter Arten und aller Arten im Vergleich

In Anhang 80 sind absolute und relative Verteilungen der Arten- und Individuenzahlen nach Körperlängenklassen, Überwinterungstypen, Flügelausbildungen, Monotopweiten, Mikroklimaansprüchen, Biotoppräferenzen, ökologischen Artengruppen (species groups), Humiditäts- und Bodenpräferenzen für die Untersuchungsflächen wiedergegeben. Die Angaben zu den Arten wurden FREUDE et al. (1976), THIELE (1977), DEN BOER (1977, 1990), BAEHR (1980), DEN BOER et al. (1986), GRUTTKE (1989), KOCH (1989) und TURIN et al. (1991) entnommen.

Vergleicht man die relativen Verteilungen der Artenzahlen auf verschiedene Merkmale für das Kollektiv aller Arten und das Kollektiv in Baden-Württemberg gefährdeter Arten, wobei der Anteil

der Merkmalsträger am Gesamtkollektiv jeweils gleich 100 gesetzt wird, weicht das Spektrum der Rote-Liste-Arten wie folgt von diesem ab:

Bei den Dominanzen und Stetigkeiten sind die gefährdeten Arten stärker in den niedrigen Klassen vertreten, d.h. sie sind sowohl zwischen als auch innerhalb der Untersuchungsflächen seltener anzutreffen:

- Subrezedente Arten (135 %)
- Sporadische Arten (127 %)
- Arten mit Stetigkeiten unter 20 % (179 %)

Hinsichtlich der Körpergrößen sind bei den gefährdeten Laufkäferarten solche über 25 mm Körpergröße überrepräsentiert (225 %), hinsichtlich des Überwinterungstypus die Herbsttiere mit Larvalüberwinterung (126 %). Bei den verwendeten Klassifizierungen hinsichtlich der Lebensraum- und standörtlichen Bindung sind die folgenden Typen bei den gefährdeten Arten relativ stärker vertreten als bei allen Arten:

Verteilung nach Monotopweiten (KOCH 1989)

- Stenotope Wiesenarten (473 %)
- Eurytope Sumpfsarten (473 %)
- Summe der Offenlandarten (128 %)
- Summe stenotoper Arten (157 %)

Verteilung nach Mikroklimaansprüchen (KOCH 1989)

- Thermophile Arten (469 %)
- Xerophile Arten (111 %)
- Helioxerophile Arten (158 %)

Verteilung nach Biotoppräferenzen (BAEHR 1980)

- Sumpfsarten (237 %)

Verteilung nach "species groups" (TURIN et al. 1991)

- Arten torfiger und/oder oligotropher Sandböden (188 %)
- Arten armer, trockener und offener sandiger Habitats (473 %)
- Arten von vielen sandigen Habitattypen (473 %)
- Stenotope Arten kultivierter oder ruderaler Flächen (237 %)
- Arten feuchter, schattiger Habitats auf kalkreichen Tonböden oder Lehm (116 %)
- Stenotope Waldarten (116 %)

Verteilung nach "humidity-preferences" und "soil preferences" (TURIN et al. 1991)

- Vor allem an nassen Standorten gefangene Arten (237 %)
- Kalkstein (351 %)
- Lehmiger Sand, sandiger Ton (473 %)
- Sand (477 %)
- Torfmoor (234 %)

Je nach verwendeter Gliederung und Zuordnung der Arten zu den klassifizierten Typen sind die Ergebnisse nicht immer einheitlich. Es konnten allerdings auch nicht immer alle Arten aufgrund der verwendeten Literatur klassifiziert werden. Zusammenfassend sind bei den gefährdeten Arten vor allem solche des Offenlandes und dabei wiederum vor allem solche warmer, trockener, sandiger oder nährstoffarmer sowie feuchter bis nasser Standorte stärker vertreten.

Die landesweit gefährdeten Arten weisen darüber hinaus folgende Unterschiede zum Kollektiv aller und der nicht gefährdeten Arten auf (Anhang 107):

- Mittlere Stetigkeit 17 : 35 : 40
- Mittlere Dominanz 0,19 : 1,52 : 1,87
- Mittlere Flächendiversität für die Arten 0,47 : 0,89 : 1,00
- Mittlere Flächenevenness für die Arten 0,86 : 0,81 : 0,80

Wie schon bei den Stetigkeits- und Dominanzklassen beschrieben, sind die gefährdeten im Vergleich zu anderen Arten im Mittel auf einer geringeren Anzahl an Untersuchungsflächen anzutreffen. Dieses führt sowohl zu niedrigeren Stetigkeits- als auch zu niedrigeren Flächendiversitätswerten der gefährdeten Arten. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen haben die gefährdeten Arten dann im Mittel vergleichsweise niedrige Anteile (Dominanzen) am Gesamtbestand. Der im Vergleich zu dem Kollektiv aller und dem der nicht gefährdeten Arten höhere Flächenevenness-Werte drückt aus, daß die prozentuale Verteilung der Individuen der gefährdeten Arten auf die Untersuchungsflächen im Mittel gleichmäßiger ist als bei allen oder den nicht gefährdeten Arten. Dieses erklärt sich dadurch, daß von den gefährdeten Arten i.d.R. nur einzelne oder wenige Individuen gefangen wurden, d.h. sie erreichen immer nur relativ niedrige Anteile am Gesamtumfang einer Untersuchungsfläche.

Beziehungen zwischen der Artenzahl und den Anteilen von Arten mit bestimmten Merkmalen am Artenbestand

Für die einzelnen Ergebnisse in den Säumen, Mänteln und Beständen der Untersuchungsflächen wurde nach Beziehungen zwischen der Artenzahl der Laufkäfer und dem Anteil von Arten mit bestimmten Merkmalen gesucht. Zum einen werden dadurch die Eigenschaften derjenigen Arten deutlich, deren Anteil mit den Artenzahlen zusammen deutlich schwankt. Zum anderen könnte bei sehr engen statistischen Zusammenhängen der Untersuchungsaufwand dahingehend reduziert werden, daß nur bestimmte Gilden erfaßt oder ausgewertet werden und über diese auf die Artenzahlen rückgeschlossen wird. Bei Fallenfängen, die nicht gildenspezifisch ausgerichtet werden können, und bei Tiergruppen, bei denen nicht alle Arten sicher im Gelände anzusprechen sind, ist eine dahingehende Aufwandsoptimierung allerdings kaum möglich. Mit den Artenzahlen der Laufkäfer war der Anteil der Offenlandarten, der Anteil der helioxerophilen Arten und der Anteil der Herbsttiere bzw. Larvalüberwinterer positiv korreliert (jeweils 0,5). Für die Artenzahlen gefährdeter Laufkäfer wurden keine engeren statistischen Beziehungen zu Merkmalen der Artenbestände gefunden.

Bundesweit gefährdete Arten

In Abb. 32 ist die Anzahl gefangener Arten und Individuen für die bundesweit gefährdeten Laufkäferarten nach Untersuchungsflächen und Straten dargestellt. Insgesamt wurden 3 solcher Arten, das sind 4,5 % der Gesamtartenzahl nachgewiesen. Von diesen traten alle 3 Arten in den Säumen, 2 Arten in den Mänteln bzw. Hecken und nur 1 Art im Inneren der Waldbestände auf. Der Mittelwert für die Artenzahl der bundesweit gefährdeten Arten liegt in den Säumen bei 0,4, in den Mänteln bzw. Heckenkernen bei 0,7 und in den Beständen bei 0,1. Die 24 gefangenen Individuen dieser Arten entsprechen 0,6 % der Gesamtindividuenzahl. Je 10 Fallen wurden im Stratum Saum 2,4, im Stratum Mantel 3,1 und im Stratum Bestand der Untersuchungsflächen 0,7 Individuen gefangen. Unter jeweiliger Einbeziehung aller beteiligten Straten schwankt die Artenzahl bundesweit gefährdeter Arten auf den Untersuchungsflächen zwischen 0 und 2 mit einem Mittelwert von 0,9, die Anzahl gefangener Individuen zwischen 0 und 6 mit einem Mittel von 2. Arten mit bundesweiter Gefährdungseinstufung finden sich auf artenreichen wie artenarmen Untersuchungsflächen. Einigen Untersuchungsflächen im oberen Spektrum der beobachteten Gesamtartenzahlen fehlen bundesweit gefährdete Arten, darunter der artenreichste Waldrand WR9 (Standweide-Niederwald-Übergang) und der Weidfeld-Niederwald-Übergang WR10.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER SANDLAUFKÄFER- UND LAUFKÄFERFAUNA

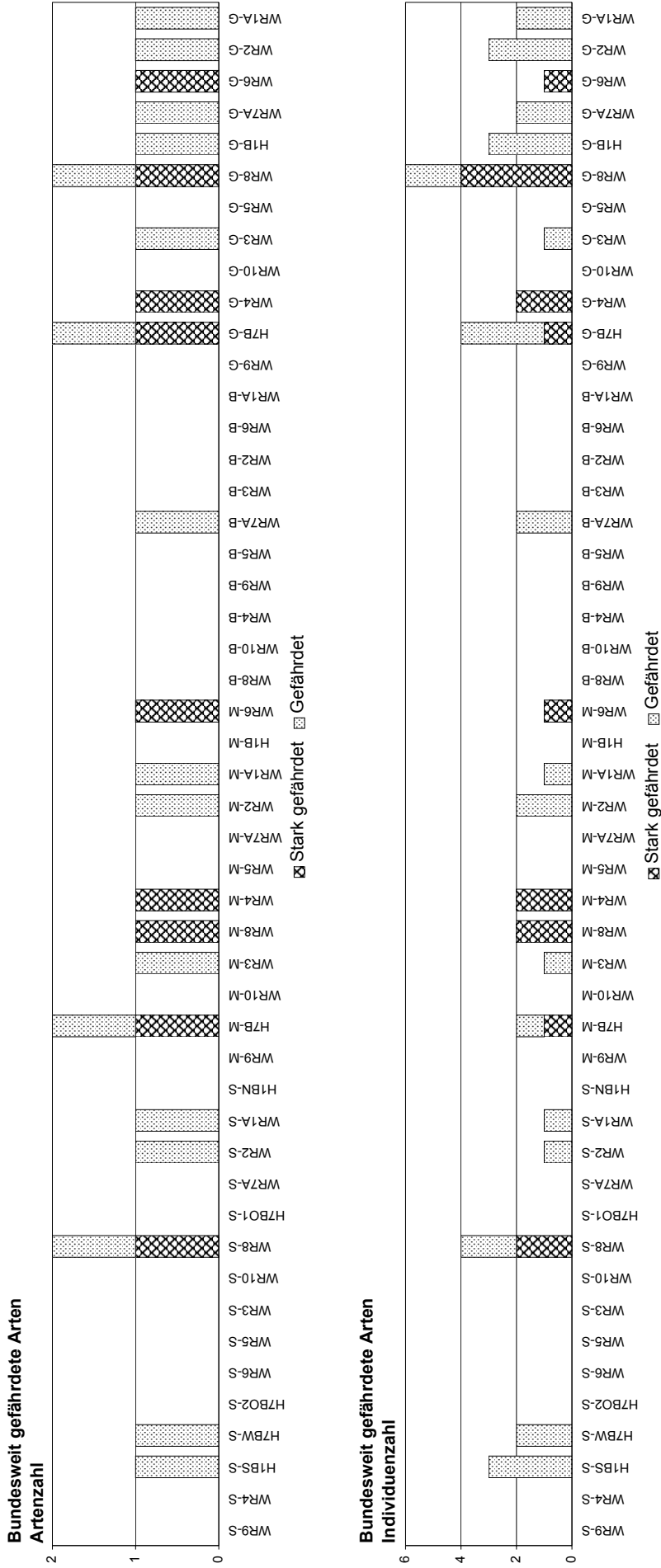


Abb. 32: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Laufkäferfauna - Arten- und Individuenzahlen der bundesweit gefährdeten Arten

Diese beiden im Vergleichsgebiet Yach gelegenen Flächen nehmen auch die größten Höhenlagen ein. Die dritte Fläche ohne bundesweit gefährdete Arten (WR5) ist ebenfalls vergleichsweise hoch gelegen und stellt den Übergang zwischen einer frischen bis nassen Grünlandbrache und einem alten Fichtenbestand dar. Die artenärmeren Untersuchungsflächen wiesen dagegen alle mindestens eine bundesweit gefährdete Laufkäferart auf. In einer Neuauflage der Roten Liste (vgl. Anhang 111) sind gegenüber der hier verwendeten Liste zwei der drei Arten nicht mehr aufgeführt, dafür acht auf den Untersuchungsflächen vorkommende Arten erstmals als gefährdet klassifiziert. Bei Berücksichtigung der Neuauflage der Liste, die aufgrund der fortgeschrittenen Auswertung nicht möglich war, würden die Ergebnisse denen der landesweit gefährdeten Arten ähnlicher, da viele der in die Bundesliste neu aufgenommenen Arten auch landesweit als gefährdet klassifiziert wurden.

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Sandlaufkäfer- und Laufkäferbestände

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Artenbestände an Laufkäfern der Untersuchungsflächen sollten einerseits einen Problembezug aufweisen, d.h. z.B. auf Eigenschaften abheben, die bei gefährdeten Arten häufiger auftreten oder standörtlich-strukturelle Charakteristika abbilden, die das Vorkommen gefährdeter Arten begünstigen. Zum anderen müssen die Merkmale so regelmäßig und häufig auftreten, daß auf ihrer Basis ein Vergleich von Untersuchungsflächen erfolgen kann. Die Artenzahlen der landesweit gefährdeten Arten sind bezogen auf die verwendeten Klassifizierungen zur Biologie und Lebensraumbindung der Laufkäfer mit keiner Artenverteilung mit einem Koeffizienten ab 0,5 und höher korreliert. Da aber Offenlandarten sowie solcher warm-trockener Standorte bei den landesweit gefährdeten Arten überrepräsentiert sind, könnten diese beiden Charakteristika als weitere Merkmale für einen problembezogenen Vergleich der Artenbestände an Waldrändern herangezogen werden. 11 Offenlandarten treten auf den Untersuchungsflächen mit Artenzahlen von 1 bis 7, im Mittel 2,6, und Individuenfangzahlen von 1 bis 324, im Mittel 38, auf. Die Artenzahl der 24 thermo- oder xerophilen Arten beträgt je nach Untersuchungsfläche 2 bis 14 mit einem Mittelwert von 6,6, die Individuenzahl 3 bis 97 mit einem Mittel von 24.

Faunenwechsel zwischen den Straten Saum, Mantel und Bestand

Einige Aspekte zu den Unterschieden der Laufkäferfaunen der drei differenzierten Straten wurden schon in den vorangehenden Abschnitten erörtert. So wurden in den Säumen der Untersuchungsflächen 62 Arten, in den Mänteln und Hecken 49 und in den Waldbeständen 31 Arten nachgewiesen. Die Mittelwerte der Artenzahlen betragen für das Stratum Saum 17, für Mantel bzw. Hecke 13 und den Bestand 11 Arten. Die Mittelwerte der Individuenzahlen liegen für diese Straten bei 132, 93 und 82. 17 Arten kommen nur in den Säumen, 16 nur in den Säumen und Mänteln/Hecken und 2 nur in den Mänteln/Hecken vor. Von insgesamt 66 Arten sind somit 35 exklusiv für die Saum-/Mantelkomplexe. Lediglich 2 Arten wurden nur in den Straten Mantel und Bestand gefunden, die Bestände selbst hatten keine exklusive Art. Säume und Mäntel sind damit nicht nur durchschnittlich artenreicher, sie weisen auch wesentlich mehr Arten auf, die im standörtlichen Gefälle an Waldrändern nur dort vorkommen.

Der Faunenwechsel zwischen den Straten wurde für die Untersuchungsflächen in Anhang 81 durch die Turnover-Raten, Arten- und Dominantenidentitäten dargestellt. Die durchschnittliche Turnover-Rate ist zwischen den Straten Saum und Bestand am höchsten. Die Turnover-Rate zwischen Saum und Mantel ist größer als die zwischen Mantel und Bestand. Die mittleren Dominantenidentitäten zwischen den Straten liegen geringfügig über den Artenidentitäten. Im Mittel sind sich in Analogie

zu den Turnover-Raten Saum und Bestand am wenigsten ähnlich. Die Ähnlichkeit zwischen Mantel und Bestand ist ausgeprägter als die zwischen Mantel und Saum. Für die Gefäßpflanzen galt letzteres umgekehrt.

Arten mit folgenden Eigenschaften treten in den Säumen relativ häufiger auf als im Bestandesinneren (angegeben werden die jeweiligen Prozentanteile an den Arten-/ Individuenzahlen im Saum und im Bestand):

- Dominanzklasse sporadisch (52 : 19 / 3,8 : 1,0)
- Stetigkeitsklasse < 20 % (47 : 38 / 4,5 : 2,6)
- Entwicklungstyp Frühlingstier (Frühjahrsbrüter) (65 : 61 / 47 : 27)
- Körpergrößen bis 10 mm (45 : 29 / 18 : 4)
- Flügelausbildung macropter (mit voll entwickelten Hautflügeln) oder dimorph (57 : 39 / 36 : 11)
- thermophil, xerophil, helioxerophil (37 : 23 / 13 : 3)
- Arten sandiger Böden (6 : 3 / 13 : 7)
- Arten sandiger Habitats (11 : 3 / 2,5 : 0,2)
- Eurytope Arten (48 : 32 / 21 : 9)
- Offenlandarten (16 : 6 / 20 : 1)

Mobilere (z.B. kleinere, flugfähige) sowie wärmere und trockenere Bedingungen präferierende Arten sind demnach häufiger in den Säumen als in den nachgelagerten Straten zu finden. Arten mit entgegengesetzten Eigenschaften treten im Bestandesinneren relativ häufiger als in den Säumen auf, z.B. solche höherer Dominanz- und Stetigkeitsklassen, Arten mit größeren Körpergrößen, brachyptere Arten (mit nicht voll entwickelten Hautflügeln), eury- und stenotope Waldarten sowie hygrophile Arten. Einige der differenzierten Eigenschaften der Arten sollen auf die Störungsfrequenz, Stabilität oder Dynamik der Habitats Rückschlüsse zulassen. So sollen in häufiger gestörten, instabilen Habitats der Anteil der zumeist flugfähigen macropteren oder dimorphen Arten zunehmen (DEN BOER 1977). Demgegenüber sollen die Körpergrößen der dort vorkommenden Arten tendenziell geringer sein (RATHS & RIECKEN 1999), was möglicherweise ebenfalls mit der Mobilität, insbesondere der Flugfähigkeit, im Zusammenhang stehen kann. Der Übergang des Offenlandes in den Wald entspricht bei sekundären Waldrändern auf potentiell waldfähigen Standorten auch einem Störungsgradienten, bei dem im Saum die Sukzession durch mechanische Eingriffe (Mahd, Verbiß, Gehölzschnitt usw.) häufiger zurückgeworfen wird als im Mantel und dort wiederum häufiger als im Bestand. Entsprechend wurden in den Säumen auch mehr Arten und Individuen störungsangepaßter Arten mit macropteren oder dimorphen Flügelausbildungen sowie niedrigeren Körpergrößen gefangen als im Bestand, während sich dieses für brachyptere und große Arten umgekehrt verhielt.

Nach RATHS & RIECKEN (1999) soll der vorherrschende Fortpflanzungstyp Aufschluß über die mikroklimatischen Verhältnisse im Jahresverlauf geben. Demnach haben Frühjahrsbrüter in offenen und nassen Lebensräumen relativ höhere Anteile, während dieses für Herbstbrüter in mikroklimatisch ausgeglicheneren Lebensräumen, z.B. Wäldern, der Fall ist. Während sich der Anteil der Frühlings- bzw. Herbsttiere im Stratum Saum und Bestand im Hinblick auf die Artenzahlen nicht sehr unterscheidet, so sinkt der Anteil der Frühlingstiere von der Individuenzahl her zum Bestand hin deutlich ab. Parallel dazu steigt aber nicht der Anteil der Herbstarten entsprechend an, sondern der Prozentsatz der indifferenten Arten, die sich hinsichtlich ihrer Phänologie an wechselnde Umweltverhältnisse anpassen können und deshalb weder dem einen noch dem anderen Typ eindeutig zuzuordnen sind.

3.4.3.3 Ergebnisse zur Heuschreckenfauna

Die Erfassung und Determination der Heuschrecken an den Waldrändern und Hecken wurde von LANGNER durchgeführt. Von ihr wurden auch die sonstigen Heuschrecken-Untersuchungsflächen auf Kahlschlägen und im Grünland bearbeitet (LANGNER 1990). Die Ergebnisse der Untersuchung der Heuschreckenfaunen der Waldränder und Hecken sowie der sonstigen Untersuchungsflächen sind in Anhang 82 zusammengefaßt, die berechneten Singularitätswerte finden sich in Anhang 112, die in der Auswertung verwendeten Roten Listen in Anhang 111. Ein Teil der Ergebnisse ist in Abb. 33 graphisch dargestellt. Die Untersuchungsflächen sind dabei zuerst nach fallenden Arten-, dann nach Abnahme der Individuenzahlen sortiert. Alle individuenbezogenen Darstellungen und Ergebnisse wurden dabei auf eine Einheitsfangfläche von 120 m² umgerechnet, da die Flächen 1989 mit 180 m² und die 1991 mit 120 m² befangen wurden. Der Saum der Untersuchungsfläche WR2 wurde in beiden Jahren bearbeitet und ist deshalb auch in den Diagrammen zweifach wiedergegeben.

Artenzahlen

Insgesamt wurden 24 Heuschreckenarten nachgewiesen, wobei auf die einzelnen Untersuchungsflächen 1 bis 13 Arten entfielen. Stärker sonnenexponierte Säume, Kahlschläge, Hecken und Weiden weisen dabei größere Artenzahlen auf als weniger besonnte oder völlig beschattete Säume, Wiesen und die Grünlandbrache.

Die artenreichste Fläche ist der Standweide-Niederwald-Übergang der Untersuchungsfläche WR9 im Vergleichsgebiet Yach. Bezeichnend für die Fläche ist ein steinreicher, vegetationsarmer Oberboden im Wechsel mit kleinen Säumen und Gebüsch. Die Einstrahlung schwankt kleinräumig von stark besonnt bis durch den weitausladenden Mantel völlig überschattet. Es folgen hinsichtlich der Artenzahl der frischere und etwas besser nährstoffversorgte Kahlschlag WB-K, der Weidfeld-Niederwald-Übergang WR10 und der verheidete Buchenaltholz-Waldrand WR2. Neben der Sonnenexposition ist diesen Flächen eine hohe strukturelle Heterogenität in Form von offenen Bodenstellen, Bereichen mit schütterer und geschlossener Krautschicht bis zu Zwergstrauch- und Strauchbeständen in kleinräumiger Gemengelage gemeinsam. Der WR2 strukturell ähnliche Waldrand WR1A weist eine niedrigere Artenzahl auf. Dieses ist möglicherweise darauf zurückzuführen, daß WR2 über einen Forstweg unmittelbar in das vorgelagerte Grünland übergeht, bei WR1A aber die waldabgewandte Wegeböschung mit umfangreichen Brombeergebüsch und Hecken bewachsen ist, die den Austausch zwischen Waldrand und Grünland vielleicht etwas stärker einschränken und den Waldrand auch stellen- und zeitweise überschatten. Weitere, ebenfalls stark sonnenexponierte Hecken (H1B, H7B), der Waldrand WR3 mit fehlenden offenen Bodenstellen und der nährstoffarme, warm-trockene Kahlschlag K liegen im mittleren Bereich des Spektrums der erreichten Artenzahlen. Bei den Grünland-Untersuchungsflächen zeichnen sich die Weiden gegenüber den Wiesen und der Brache durch einen trockeneren Boden aus (Wasserhaushaltsstufe mäßig trocken gegenüber frisch bis naß), der sich auch im Unterschied der Feuchtezahlen zeigt (Anhang 76). Die vorherrschenden Bodentypen lassen wie die Reaktionszeigerwerte auf eine etwas bessere Basenversorgung der Wiesen und der Brache (Kolluvium über Braunerde, Gleye) gegenüber den Weiden (Braunerde, Parabraunerde) schließen (Anhang 76). Die Anzahl der jährlichen Nutzungen und der Düngemittelaufwand sind auf den Wiesen und Brachen dagegen durchschnittlich niedriger als auf den Weiden, die maximale Vegetationshöhe, die Gesamtdeckung der Vegetation und deren Dichte höher (Anhang 76).

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER HEUSCHRECKENFAUNA

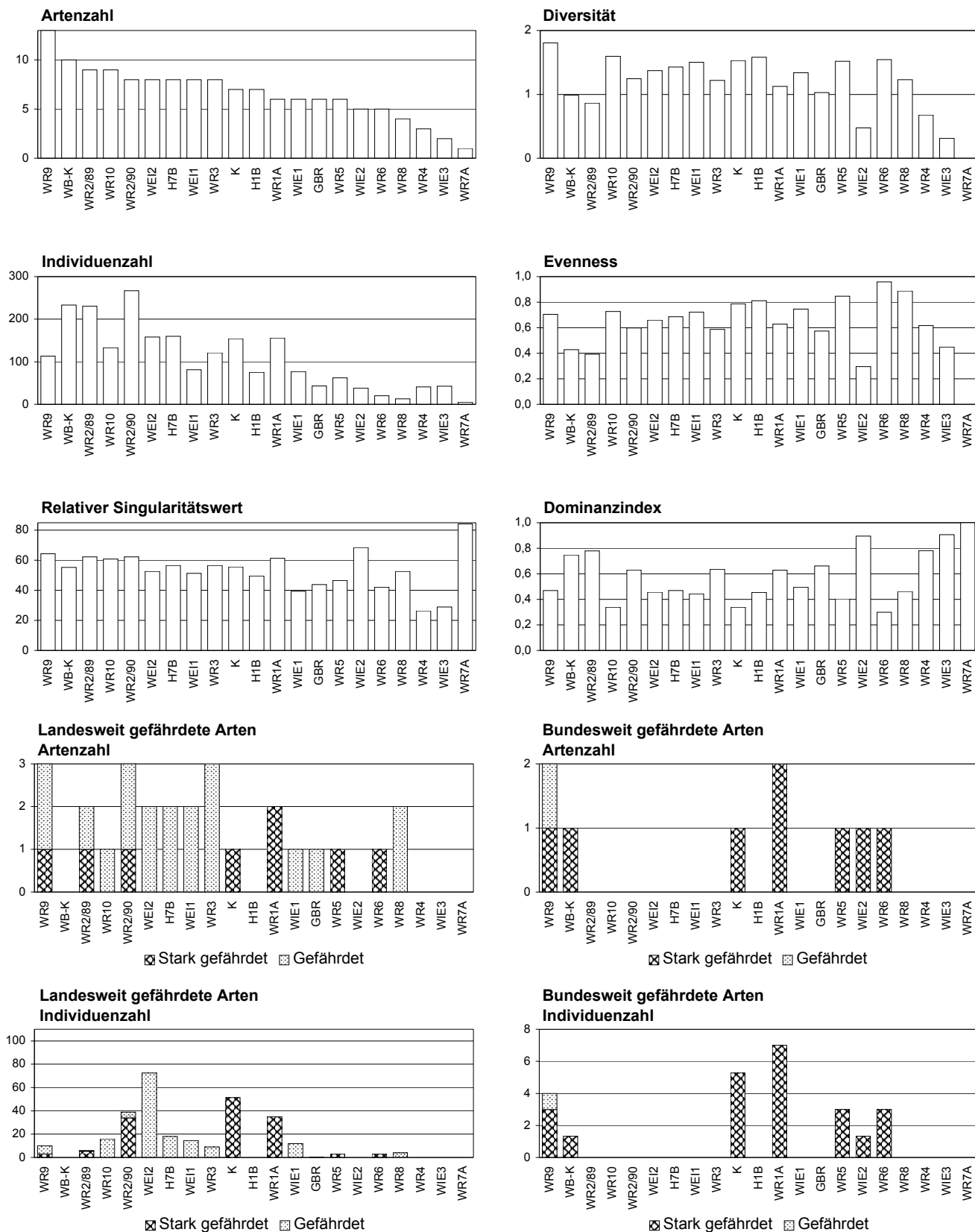


Abb. 33: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Heuschreckenfauna - Arten- und Individuenzahlen aller sowie der landes- oder bundesweit gefährdeten Arten, Diversitäten, Evenness, Relative Singularitätswerte und Dominanzindices (Erfassung und Determination durch LANGNER)

Insbesondere fehlen den Wiesen und der Brache vegetationsfreie besonnte Bodenstellen und Partien mit schütterer Vegetation. Die Heuschreckenfaunen der Weiden sind gegenüber denen der Wiesen und der Brache arten- und individuenreicher. Dieses gilt sowohl für alle als auch für die landesweit gefährdeten Heuschreckenarten. Möglicherweise erfüllen die dicht geschlossenen Wiesen und Brachen ohne offene Bodenstellen für einige der in den Weiden vorkommenden Arten die in Bezug auf die Ei- und Larvalentwicklung erforderlichen mikroklimatischen Bedingungen (Wärmesummen) im Boden oder in Bodennähe nicht oder - in der Zeitachse betrachtet - nicht häufig genug. Die extensiver genutzte Umtriebsweide WEI2 ist bei ähnlicher Sonnenscheindauer, gleicher Einschätzung der Wasserhaushaltsstufe und identischer Anzahl der Nutzungen je Jahr nährstoffärmer, schwächer gedüngt sowie von der Vegetation her niedriger und weniger dicht als die Mähumtriebsweide WEI1. Die Untersuchungsfläche WEI2 wird allerdings viermal jährlich beweidet, die Untersuchungsfläche WEI1 zweimal gemäht und zweimal beweidet. In Bezug auf die Artenzahl der Heuschrecken wie auch die Anzahl der landesweit gefährdeter Arten unterscheiden sich die beiden Weiden nicht, wohl aber hinsichtlich der Individuenzahlen, die für die intensiver gedüngte und auch gemähte Fläche WEI1 nur bei 50 % (alle Arten) bzw. 25 % (landesweit gefährdete Arten) von WEI2 liegen. Die Wiese WIE1 und die Grünlandbrache GBR liegen räumlich benachbart im oberen Schobbachtal. Die Grünlandbrache unterlag zuvor der gleichen Nutzung wie die Wiese. Auch dieses Flächenpaar unterscheidet sich nicht in den Artenzahlen aller und der gefährdeten Arten, wohl aber wiederum in den Individuenzahlen, die bei der Brache im Vergleich zur Wiese nur ca. 55 % für alle Arten und 5 % für die gefährdeten Arten erreichen. Auch bei diesen Beispielen könnte die vegetationsstrukturbedingte Mikroklimaausbildung über die verfügbaren Wärmesummen zur Ei- und Larvalentwicklung ein wichtiger Faktor sein. Bei einem Paar benachbarter Wiesenflächen mit gleicher Höhenlage, gleicher Bodenart und ähnlicher Einstrahlung wies die nassere, gedüngte, dreimal gemähte Wiese mit erstem Schnitt im Mai (WIE2) mehr Heuschreckenarten auf als die ungedüngte und nur zweimal gemähte Vergleichsfläche mit erstem Schnitt im Juni (WIE3). Möglicherweise hat hier die zusätzliche und früher einsetzende Vegetationsentfernung auch eine höhere Wärmesumme im oder am Boden zur Folge. Hinsichtlich der Individuenzahlen unterschieden sich diese Probeflächen kaum, landesweit gefährdete Arten wiesen beide Wiesen nicht auf.

Neben den Wiesen und der Grünlandbrache gehören auch die nordexponierten Säume der Waldränder WR7A und WR8, die durch ausladende Äste überschatteten und schmalen Säume der Waldränder WR4 und WR6 sowie der Grünlandbrache-Wald-Übergang WR5 mit dicht geschlossener, hochwüchsiger Bodenvegetation zum artenärmeren Flügel der Untersuchungsflächen. Die artenärmste Fläche ist der Waldrand des Buchenaltbestandes WR7A, die nordexponierte strukturähnliche Vergleichsfläche der sonnenexponierten Waldränder WR1A und WR2.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Die Beziehungen zwischen den Artenzahlen der Untersuchungsflächen und ihren standörtlich-strukturellen Merkmalen wurden getrennt für die 12 bearbeiteten Säume der Waldränder und Hecken sowie für die 6 Grünlandflächen, dann aber auch unter Einbeziehung der beiden Kahlschläge für alle 20 Untersuchungsflächen durchgeführt.

Waldrand- und Hecken-Untersuchungsflächen

Viele der Faktoren, zu denen engere statistische Beziehungen der Artenzahl bestehen, sind wiederum nicht voneinander unabhängig, es lassen sich aber einige Faktorenkomplexe aus der Korrelationsmatrix herausarbeiten. Zunächst besteht ein positiver Zusammenhang zwischen der Wärmebegünstigung der Waldränder und Hecken, wie die Korrelationskoeffizienten zur Exposition, zur Sonnenscheindauer und zu gemessenen Temperaturwerten zeigen:

- Wärmebegünstigung aufgrund der Exposition (0,7)
- Potentielle Sonnenscheindauer im Jahr (0,7) und von Mai - September (0,7)
- Temperatur Maximum-Mittelwert im Saum (0,5)

Daneben bestehen positive statistische Zusammenhänge der Artenzahl zum Flächenangebot und zum Teil damit zusammenhängend zur kleinräumigen strukturellen Heterogenität der Untersuchungsflächen. Bei den an der Bodenoberfläche unterschiedenen Struktureinheiten sind insbesondere offene Bodenstellen positiv mit den Artenzahlen korreliert. Da die Artenzahl der Gefäßpflanzen auch positiv mit der Ausdehnung der Saum- und Mantelbereiche verbunden ist, besteht auch eine positive Korrelation zwischen den Artenzahlen der Heuschreckenfaunen der Untersuchungsflächen und den Artenzahlen ihrer Gefäßpflanzenbestände:

- Länge von Säumen im Querprofil (0,7)
- Länge von Mänteln/Hecken im Querprofil (0,7)
- Summe der Länge vegetationsfreier Bodenstellen, von Säumen, dornstrauchreichen Gebüsch und Mänteln/Hecken im Querprofil (0,9)
- Anzahl von Oberbodenstruktureinheiten über alle Straten (0,5)
- Anteil von Flächen mit offenen Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Saum (0,7) bzw. im Mantel (0,5)
- Artenzahl der Gefäßpflanzen insgesamt (0,5)

Differenziert man die Waldränder hinsichtlich ihrer Besonnung, zeigt sich, daß mit der Ausdehnung besonnter Säume, Gebüsch und Mäntel die Artenzahl der Heuschrecken positiv korreliert ist, bei Beschattung dieser Bereiche aber trotz zunehmender Ausdehnung negativ:

- Höhe stark besonnter Säume mit hohen Anteilen von offenen Bodenstellen im Querprofil (0,5)
- Länge stark besonnter Säume im Querprofil (0,6)
- Länge stark besonnter dornstrauchreicher Gebüsch im Querprofil (0,6)
- Länge von stark besonnten Mänteln/Hecken im Querprofil (0,8)
- Länge stark beschatteter Säume im Querprofil (-0,6)
- Länge von stark beschatteten Mänteln/Hecken im Querprofil (-0,6)

Die Bedeutung der Wärmebegünstigung in Bezug auf den Artenreichtum der Heuschreckenfaunen der Waldränder und Hecken wird auch durch die statistischen Beziehungen zum Anteil stark besonnter bzw. beschatteter Teilflächen im Saum deutlich. Dieses gilt insbesondere auch für die Korrelation zum Anteil von Bereichen mit schütterer Vegetationsdecke, bei denen die Sonneneinstrahlung zum Teil auch die Bodenoberfläche erreichen kann:

- Anteil stark besonnter schütterer Vegetation (Deckung bis 50 - 75 %) an der Bodenoberfläche im Saum (0,6)
- Anteil stark besonnter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,7)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (-0,6)

Im Bereich der Mäntel und Hecken wurden aufgrund der Eigenbeschattung keine stark besonnten Teilbereiche an den Bodenoberflächen differenziert. Die oben für die Säume dargestellten Zusammenhänge gelten für das Stratum Mantel deshalb analog für die Anteile von zeitweise besonnten/leicht beschatteten bzw. stark beschatteten Teilflächen:

- Anteil zeitweise besonnter/leicht beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,6)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,6)
- Anteil zeitweise besonnter/leicht beschatteter schütterer Vegetation (Deckung bis 50 - 75 %) an der Bodenoberfläche im Mantel (0,6)

- Anteil stark beschatteter schütterer Vegetation (Deckung bis 50 - 75 %) an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,8)

Die warm-trockenen Standorte mit offenen Bodenstellen und schütterer Vegetation sind häufig nährstoffarm und im Saumbereich verheidet. Ihre Flora ist außer durch das Heidekraut und verschiedene Ginsterarten u.a. oft durch Habichtskräuter, Aushagerungszeiger und Arten nährstoffarmer Eichenwälder geprägt. Entsprechend ergeben sich auch zu den Deckungsanteilen entsprechender Pflanzenfamilien und soziologischer Artengruppen positive Korrelationen mit der Artenzahl der Heuschrecken:

- Deckungsanteil von Arten der Klasse Nardo-Callunetea in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil Asteraceae (hier: v.a. Arten der Gattung Hieracium) in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil Scrophulariaceae (hier: Wiesen-Wachtelweizen) in der Krautschicht des Mantels (0,6)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Quercion robori (-petraeae) in der Krautschicht des Bestandes (0,8)

Die vorangehend dargestellten Faktoren sind mit der Zusammensetzung und Struktur der Baumbestände verknüpft, so daß sich auch in Bezug auf diesbezügliche Aspekte Korrelationen zu der Artenzahl der Heuschrecken ergeben. Die nachfolgend aufgeführten Merkmale lassen sich alle in Zusammenhang mit dem Licht- und evtl. auch Wärmeklima in den Gehölzbeständen bringen. In lichtreicheren Beständen sind die Lichtzahlen, Artenzahlen und Deckungssummen der Krautschicht höher, haben die niedrigeren Baumschichten bessere Möglichkeiten zu ihrer Entfaltung und sind Pionierbaumarten und Sträucher häufiger beteiligt. Die Grundflächen der lichtreicheren Bestände sind eher niedriger, der Anteil von Nadel- und Schattbaumarten an den Bestandesgrundflächen geringer:

- Lichtzahl im Bestand (0,7)
- Artenzahl der Krautschicht im Bestand (0,6)
- Deckungssumme der Krautschicht im Mantel (0,5) und im Bestand (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) Hängebirke (0,6), Aspe (0,5) und Hasel im Bestand (0,6),
- Kronendeckungsprozent der Schicht zwischen 2 - 10 m Höhe am Waldrand (0,6) und im Bestand (0,6)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) am Waldrand (-0,7)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) Nadelholz am Waldrand (-0,7) und im Bestand (-0,6)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) Nadelschattholz am Waldrand (-0,7) und im Bestand (-0,6)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) Schattbaumarten am Waldrand (-0,7) und im Bestand (-0,6)
- Grundflächenanteil Laubholz am Waldrand (0,7) und im Bestand (0,7)
- Grundflächenanteil Nadelholz am Waldrand (-0,7) und im Bestand (-0,7)
- Grundflächenanteil Nadelschattholz am Waldrand (-0,7) und im Bestand (-0,6)
- Grundflächenanteil Schattbaumarten am Waldrand (-0,7) und im Bestand (-0,5)

Grünland-Untersuchungsflächen

Unter warm-trockenen Bedingungen, auf nährstoffärmeren Standorten und bei häufigerer Beweidung (ausgeprägtere kleinräumige Strukturheterogenität gegenüber Mahd) nehmen die Artenzahlen der Heuschreckenfaunen auf den Untersuchungsflächen zu:

- Steigende Hangneigung (0,7)
- Wärmebegünstigung aufgrund der Exposition (0,7)
- Lichtzahl der Krautschicht (0,7)
- Zunehmendes Austauschvermögen und steigende Wasserkapazität vom Bodentyp her (-0,97)
- Zunehmende Nässe des Bodens (nach Wasserhaushaltsstufen) (-0,9)
- Feuchtezahl der Krautschicht (-0,9)
- Reaktionszahl der Krautschicht (-0,9)
- Zahl der Nutzungen im Jahr (0,7)
- Zahl der Weidegänge im Jahr (0,9)

Alle Untersuchungsflächen

Bezieht man alle Untersuchungsflächen in die Korrelationsrechnungen mit ein, ist der

Deckungsanteil von Arten der Klasse Nardo-Callunetea in der Krautschicht (0,6) der bedeutendste Faktor, der mit den Artenzahlen der Heuschreckenbestände korreliert. Er steht gleichzeitig für nährstoffärmere, wärmere und trockenere standörtliche Bedingungen sowie für eine lückige und schütterere Vegetation.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern der Heuschreckenbestände

Die Artenzahlen der untersuchten Heuschreckenfaunen sind positiv am engsten mit den Individuenfangzahlen korreliert (0,8), dann mit den Arten- und Individuenzahlen landesweit gefährdeter Arten (jeweils 0,5) sowie mit den Diversitätswerten (0,5). Da eine hohe quantitative Gleichverteilung der Arten auch auf artenarmen Untersuchungsflächen vorkommt, treten hohe und niedrige Evenness-Werte im ganzen Spektrum der Artenzahlen auf. Zwischen diesen besteht deshalb auch kaum ein statistischer Zusammenhang (-0,1). Bei teilweise hohen Evenness-Werten liegen die Anteile der häufigsten Art am Gesamtbestand bei artenärmeren Flächen tendenziell höher als bei artenreichen. Damit ergibt sich für Artenzahlen und Dominanzindices ein schwach negativer statistischer Zusammenhang (-0,3). Zwischen den Artenzahlen und den Singularitätswerten der Heuschreckenfaunen besteht ein schwach positiver Zusammenhang (0,4). Auch artenarme Untersuchungsflächen erreichen hohe Singularitätswerte, wenn dort Arten vorkommen, die den anderen ganz oder größtenteils fehlen. Zwischen den Artenzahlen der Heuschrecken und den Arten- bzw. Individuenzahlen der bundesweit gefährdeten Heuschreckenarten besteht kaum ein statistischer Zusammenhang (0,1, 0,05).

Individuenzahlen

Die Verteilung der gefangenen Individuen auf die Untersuchungsflächen ist ebenfalls in Abb. 33 wiedergegeben. Von den insgesamt 2.753 Individuen wurden bei einer berechneten Einheitsfangfläche von 120 m² auf den einzelnen Untersuchungsflächen zwischen 5 und 267 Individuen mit einem Mittelwert von 106 Individuen gefangen. Vom Trend her folgen die Individuen den Artenzahlen, einige Untersuchungsflächen unterbrechen allerdings deren Rangfolge. Artenreiche Flächen in großer Höhenlage treten bei den Individuenzahlen im Vergleich zu tiefer gelegenen zurück (WR9, WR10), während sehr warme Flächen in niedrigeren Lagen mit hohen Anteilen offener Bodenstellen relativ hervortreten (WR1A, WR2, K). Säume mit niedrigerem Licht- und Wärmegenuß, Wiesen und die Grünlandbrache weisen sowohl niedrige Arten- als auch Individuenzahlen auf.

Singularitätswerte

Die absoluten Singularitätswerte wurden wiederum unter Gleichsetzung des maximal möglichen Wertes mit 100 % in relative Werte umgerechnet. Diese relativen Singularitätswerte schwanken für die Untersuchungsflächen zwischen 26 und 84 % bei einem Mittel von 53 %. Der artenreichere Flügel der Untersuchungsflächen weist keine starken Unterschiede in den Singularitätswerten auf (Abb. 33), auf dem artenärmeren Flügel treten sowohl die niedrigsten als auch die höchsten beobachteten Werte auf. Den größten Singularitätswert hat die artenärmste Untersuchungsfläche WR7A, deren einzige Art nur auf wenigen weiteren Untersuchungsflächen angetroffen wurde.

Diversitäten, Evenness- und Dominanzindex-Werte

Die Diversitätswerte mit einer Spannweite von 0 bis 1,81 und einem Mittelwert von 1,16 folgen erwartungsgemäß den Artenzahlen. Auch hier ist die Rangfolge für einige Untersuchungsflächen

aufgrund des Einflusses der Evenness jedoch unterbrochen. So weisen einige artenreiche Untersuchungsflächen (WB-K, WR2) eine vergleichsweise geringe Gleichverteilung der Individuenzahlen der vorkommenden Arten auf, entsprechend vermindert sind dann auch die Diversitätswerte. Hohe und niedrige Evenness-Werte treten über das gesamte Spektrum der beobachteten Artenzahlen auf und schwanken zwischen Werten von 0 bis 0,96 bei einem Mittelwert von 0,62. Die Dominanzindices, die den Anteil der häufigsten Art am Gesamtbestand der Untersuchungsflächen beschreiben, liegen zwischen 0,3 und 1,0 bei einem Mittel von 0,59. Mit abnehmender Artenzahl nimmt tendenziell der Anteil der häufigsten Art zu, d.h. artenarme Untersuchungsflächen haben höhere Dominanzindex-Werte als artenreiche.

Landesweit gefährdete Arten

Insgesamt wurden 7 in der Roten Liste für Baden-Württemberg geführte Heuschreckenarten nachgewiesen, von denen 2 der Kategorie stark gefährdet und 5 der Kategorie gefährdet zugeordnet sind. 29 % der nachgewiesenen Arten sind somit gefährdet, der Anteil ihrer Individuen am Gesamtfang beträgt 14 %. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen wurden zwischen 0 und 3 Arten (im Mittel 1,3) und - berechnet auf 120 m² Fangfläche - 0 bis 73 Individuen (im Mittel 14) gefangen (Abb. 33). Der artenreichere Flügel der Untersuchungsflächen weist auch höhere Arten- und Individuenzahlen gefährdeter Heuschreckenarten auf als der artenärmere. Die meisten stark gefährdeten Arten wurden im südexponierten, verheideten Waldsaum der Untersuchungsfläche WR1A nachgewiesen. Die höchsten Individuendichten stark gefährdeter Heuschreckenarten finden sich auf den wärmsten und trockensten Untersuchungsflächen mit niedrigen Höhenlagen, hoher Sonnenexposition und großen Anteilen offener, nach Süden abfallender Bodenstellen (WR1A, WR2, K). Die Wiesen und die Grünlandbrache sowie die schwach oder nicht sonnenexponierten Säume weisen nur zum Teil gefährdete Arten mit wenigen gefangenen Individuen auf.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Wie schon bei den Artenzahlen wurden auch die statistischen Beziehungen zwischen den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten und Merkmalen der Untersuchungsflächen getrennt für die Säume der Waldränder und Hecken, für die Grünland- und abschließend für alle Untersuchungsflächen durchgeführt. Insgesamt schälen sich dabei ähnliche Faktorenkomplexe wie bei der Betrachtung der Gesamtartenzahlen heraus. Für die **Grünland-Untersuchungsflächen** und für **alle Untersuchungsflächen** gilt dieses bis auf geringe Unterschiede in den Korrelationskoeffizienten vollständig. Die Ergebnisse werden hier deshalb nicht erneut ausgeführt. Bei den **Waldrand- und Hecken-Untersuchungsflächen** sind die Artenzahlen der gefährdeten Arten auch wieder positiv mit dem Ausmaß der Säume, Gebüsche, Mäntel und Hecken verknüpft:

- Höhe von Säumen mit hohem Anteil offener Bodenstellen im Querprofil (0,5)
- Länge von Säumen im Querprofil (0,5)
- Länge von vegetationsfreien Böschungen, Säumen und dornstrauchreichen Gebüschen im Querprofil (0,6)
- Länge von vegetationsfreien Böschungen, Säumen, dornstrauchreichen Gebüschen sowie Mänteln/Hecken im Querprofil (0,6)

Dieses zeigt sich auch an den Korrelationen zur Beteiligung von Pionierbaumarten am Waldrand, die nur bei entsprechendem Raumangebot zwischen Offenland und Waldbestand Raum greifen können:

- Deckungsanteil Salicaceae in Baumschicht 3 (0,5) und Strauchschicht (0,6) des Mantels
- Grundfläche (m²/ha) Aspe am Waldrand (0,7)

Die statistischen Beziehungen zur potentiellen Sonnenscheindauer, zum Ausmaß und zu den Anteilen stark besonnener Teilflächen im Saum legen ebenfalls wieder nahe, daß wärmere und trockenere Säume im Hinblick auf ihre Heuschreckenfauna artenreicher sind als schattig-kühl-feuchtere Untersuchungsflächen:

- Potentielle Sonnenscheindauer im Jahr (0,5) und von Mai - September (0,5)
- Höhe von vegetationsfreien Böschungen und Säumen mit hohem Anteil offener Bodenstellen mit starker Besonnung im Querprofil (0,6)
- Länge von Säumen mit starker Besonnung im Querprofil (0,6)
- Länge dornstrauchreicher Gebüsche mit starker Besonnung im Querprofil (0,6)
- Anteil stark besonnener offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Saum (0,5)
- Anteil stark besonnener schütterer Vegetationsflächen (Deckung bis 50 - 75 %) an der Bodenoberfläche im Saum (0,6)
- Anteil stark besonnener Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,7)

Da bei den Mäntel bzw. Heckenkernen keine stark besonnenen Bereiche an der Bodenoberfläche differenziert wurden, weisen die positiven Korrelationen zum Anteil zeitweise besonnener/leichtbeschatteter Teilflächen wie auch die negativen Beziehungen zum Anteil stark beschatteter Teilflächen ebenfalls darauf hin, daß mit zunehmender Insolation der Untersuchungsflächen auch mehr Heuschreckenarten auf diesen anzutreffen waren:

- Anteil zeitweise besonnener/leicht beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,6)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,6)
- Anteil zeitweise besonnener/leicht beschatteter schütterer Vegetationsflächen (Deckung bis 50 - 75 %) an der Bodenoberfläche im Mantel (0,5)
- Anteil stark beschatteter schütterer Vegetationsflächen (Deckung bis 50 - 75 %) an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,7)

Wärmere und trockenere, verheidete Säume mit hohen Anteilen offener Bodenstellen weisen sowohl die meisten gefährdeten Heuschreckenarten als auch die größte Artenzahl landesweit gefährdeter und schonungsbedürftiger Pflanzenarten auf, wie sich auch an den statistischen Beziehungen zum Anteil bestimmter Pflanzenfamilien sowie soziologischer Gruppen im Saum zeigt:

- Deckungsanteil Ericaceae (hier: Heidekraut) in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Nardo-Callunetea in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Artenzahl landesweit gefährdeter oder schonungsbedürftiger Pflanzenarten (0,6)

Merkmale landesweit gefährdeter Arten und aller Arten im Vergleich

In Anhang 82 sind absolute und relative Verteilungen der Arten- und Individuenzahlen nach präferierten Feuchtestufen, Eiablagesubstraten, Aufenthaltsorten der Imagines, Nahrungspräferenzen, Arten trocken-warmer und vegetationsarmer Habitate, Arten trocken-warmer Waldränder und Gebüsche sowie Arten dicht und rasch aufwachsender, häufig genutzter Wiesen für die einzelnen Untersuchungsflächen und insgesamt für die gefährdeten sowie für alle Arten wiedergegeben. Die Angaben zu den Arten wurden dabei entnommen aus: HARZ (1957), INGRISCH (1977, 1978, 1979a, 1979b, 1980), MARSHALL & HAES (1988), GREIN (1995), LANGNER (1990), DETZEL (1991), BELLMANN (1993b), HONDONG et al. (1993), BRUCKHAUS & DETZEL (1997) sowie INGRISCH & KÖHLER (1998).

Vergleicht man die relativen Verteilungen der Artenzahlen auf verschiedene Merkmale für das Kollektiv aller Arten und das Kollektiv in Baden-Württemberg gefährdeter Arten, wobei der Anteil der Merkmalsträger am Gesamtkollektiv jeweils gleich 100 gesetzt wird, ist das Spektrum der Rote-Liste-Arten wie folgt gekennzeichnet:

Gefährdete Arten treten im Vergleich zu allen Arten auf weniger Untersuchungsflächen auf und wurden dort auch in niedrigeren Individuenzahlen nachgewiesen:

- Arten der Stetigkeitsklasse < 20 % (123 %)
- Arten der Stetigkeitsklasse 20 - 40 % (171 %)
- subdominante Arten (171 %)
- rezedente Arten (172 %)

Gefährdete Arten der Untersuchungsflächen wurden gegenüber allen Heuschreckenarten häufiger als solche klassifiziert, die in Zusammenhang mit warm-trockenen Bedingungen - insbesondere in Bodennähe - stehen:

- Arten mit präferierter Feuchtigkeitsstufe trocken (152 %)
- Arten mit präferiertem Eiablagesubstrat im Boden bzw. bodennah an Pflanzenfilz (147 %)
- Arten mit präferierten Aufenthaltsorten der Imagines am Boden und in Gras/Stauden (171 %)
- Arten trocken-warmer, vegetationsarmer, schütterer bzw. kurzrasiger, mit offenen Bodenstellen durchsetzter Habitats (196 %)
- Arten trockenwarmer Waldränder/Gebüsche (172 %)

Die landesweit gefährdeten Arten weisen darüber hinaus folgende Unterschiede zum Kollektiv aller und der nicht gefährdeten Arten auf (Anhang 107):

- Mittlere Stetigkeit 18 : 28 : 31
- Mittlere Dominanz 1,95 : 4,17 : 5,08
- Mittlere Flächendiversität für die Arten 0,88 : 1,15 : 1,26
- Mittlere Flächenevenness für die Arten 0,83 : 0,87 : 0,89

Die gefährdeten Arten sind somit sowohl auf weniger Flächen vertreten, als auch auf den Flächen selbst weniger dominant als andere Arten. Die Flächenevenness-Werte weisen leicht darauf hin, daß die quantitative Verteilung der gefährdeten Arten auf den Untersuchungsflächen stärker variiert als die aller und die der nicht gefährdeten Arten.

Beziehungen zwischen der Artenzahl und den Anteilen von Arten mit bestimmten Merkmalen am Artenbestand

Mit den Gesamtartenzahlen der Heuschrecken schwanken vor allem die Anteile von Arten mit folgenden Eigenschaften deutlich:

- Arten mit präferierter Feuchtstufe trocken (0,7)
- Arten mit Boden als präferiertem Teilaufenthaltort der Imagines (0,6)
- Arten trockenwarmer, vegetationsarmer, schütterer bzw. kurzrasiger, mit offenen Bodenstellen durchsetzter Habitats (0,7)
- Arten, die auch in rasch und dicht aufwachsenden, oft genutzten Wiesen vorkommen (-0,5)

Werden die Bedingungen für Arten mit diesen Eigenschaften erfüllt, steigt bzw. sinkt der Artenreichtum der Heuschreckenfaunen der Untersuchungsflächen.

Die Artenzahl der gefährdeten Arten weist positive statistische Zusammenhänge zum Anteil von Arten mit folgenden Eigenschaften an der Gesamtartenzahl auf:

- Arten mit Präferenz für den Boden oder bodennahen Pflanzenfilz als Eiablagesubstrat (0,6)
- Arten trockenwarmer, vegetationsarmer, schütterer bzw. kurzrasiger, mit offenen Bodenstellen durchsetzter Habitats (0,5)

Bundesweit gefährdete Arten

Drei bundesweit gefährdete Arten auf den Untersuchungsflächen entsprechen 12 % der Gesamtartenzahl. Zwei Arten sind dabei als stark gefährdet und eine Art als gefährdet eingestuft. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen wurden 0 bis 2 Arten (im Mittel 0,4) sowie - bezogen auf eine Fangfläche von 120 m² - zwischen 0 und 7 Individuen (im Mittel 1,2) gefangen. Insgesamt gehört 1 % der beobachteten Individuen bundesweit gefährdeten Arten an. Mit zwei stark gefährdeten Arten und der höchsten Individuenzahl gefährdeter Arten weist der südexponierte verheidete Waldrand WR1A die höchste Bedeutung aus Sicht der bundesweit gefährdeten Arten

auf, gefolgt vom Standweide-Niederwald-Übergang in Yach und dem warm-trockenen Kahlschlag K. Auf 13 der 20 Untersuchungsflächen fehlen Arten mit bundesweiter Gefährdungseinschätzung völlig. Vorkommen solcher Arten finden sich auch auf artenärmeren Untersuchungsflächen, während sie vielen artenreicheren Flächen fehlen.

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Heuschreckenbestände

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Heuschreckenbestände der Untersuchungsflächen sollten einen Problembezug aufweisen, d.h. z.B. auf Eigenschaften abheben, die bei gefährdeten Arten häufiger auftreten, oder standörtlich-strukturelle Charakteristika abbilden, die das Vorkommen gefährdeter Arten begünstigen. Daneben müssen die Merkmale häufig genug sein, um einen Flächenvergleich zu ermöglichen. Bei den untersuchten Flächen kämen hierfür zum Beispiel die Artenkollektive mit folgenden Merkmalen in Betracht: 13 Arten mit einer Präferenz für die Feuchtestufen trocken bzw. trocken bis frisch treten mit 0 bis 7 (im Mittel 3,3) und Fangzahlen von 0 bis 333 (im Mittel 76) auf den Untersuchungsflächen auf. 14 Arten präferieren den Boden oder bodennahen Pflanzenfilz als Eiablagesubstrat und wurden auf den Untersuchungsflächen mit 0 bis 8 Arten (im Mittel 4,7) und 0 bis 263 (im Mittel 97) Individuen nachgewiesen. Als Arten trockenwarmer, vegetationsarmer, schütterer, kurzrasiger oder mit offenen Bodenstellen durchsetzter Habitate sowie Arten trockenwarmer Gebüsche sind insgesamt 9 der vorkommenden Arten in der Literatur charakterisiert. Ihre Artenzahlen belaufen sich auf den einzelnen Untersuchungsflächen auf 0 bis 5 (im Mittel 1,8), die Anzahl ihrer gefangenen Individuen auf 0 - 612 (im Mittel 33).

Faunenwechsel entlang eines Transektes durch die Untersuchungsfläche K

Die Nutzung und Vegetation dieser Untersuchungsfläche wurde im Kapitel 3.4.3.1 beschrieben. Für die Schlagflächen jungen und mittleren Alters wurden auf diesem Transekt die Heuschreckenfaunen erfaßt (LANGNER 1990, Anhang 84). Alle fünf dort nachgewiesenen Arten wurden auf beiden Probeflächen angetroffen, jedoch mit zum Teil sehr unterschiedlichen Individuenzahlen bzw. Dominanzen. Arten mit einem vergleichsweise breiten Spektrum an Lebensräumen und -bedingungen (*Chorthippus biguttulus*, *Gomphocerus rufus*) haben auf den älteren Schlagfluren höhere Dominanzen als die auf besonders warm-trockene Habitate angewiesenen Arten (*Chorthippus brunneus* und insbesondere *Chorthippus vagans*) und umgekehrt. Der zuletzt genannte Steppengrashüpfer ist für Baden-Württemberg als stark gefährdet eingestuft und wird auf den jungen Schlagflächen dreimal häufiger angetroffen als auf denen mittleren Alters, *Chorthippus brunneus* immer noch doppelt so häufig. In den ältesten Schlagfluren (über 5-jährig) verschwinden diese Arten. Offensichtlich nimmt die Habitateignung für diese Arten mit zunehmender Deckung der Krautschicht rapide ab, weil möglicherweise die für die Embryogenese erforderliche Wärmesumme im Oberboden zunehmend seltener räumlich und zeitlich erreicht wird. Demgegenüber ist *Gomphocerus rufus* auf den Schlagflächen mittleren Alters viermal, *Chorthippus biguttulus* fast dreimal häufiger als auf den jüngsten. Obschon die Turnover-Raten und Artenidentitäten der Heuschreckenfaunen zwischen den beiden Probeflächen im Gegensatz zu denen der Gefäßpflanzenflora nicht auf Veränderungen hinweisen, bestehen bereits drastische Veränderungen der absoluten und relativen Häufigkeiten der Arten. Bei 100 % Artenidentität liegt die Dominantenidentität für die Heuschreckenbestände nur noch bei 58 %. Für die Gefäßpflanzen sind die Turnover-Raten zwischen den verschieden alten Schlagfluren höher, die Arten- und Dominantenidentitäten niedriger als für die Heuschreckenbestände.

3.4.3.4 Ergebnisse zur Wildbienenfauna und zu den Farbschalenfängen

Ergebnisse der Farbschalenfänge

Insgesamt wurden in den Farbschalen 48.427 Individuen aus verschiedenen Tiergruppen gefangen (Anhang 85). Die größten Anteile stellen dabei die Zweiflügler (58 %), Hautflügler (24 %) und Käfer (9 %). Auf die näher untersuchten Gruppen der Wildbienen, Schwebfliegen und Bockkäfer entfielen 9,6, 3,9 und 2,7 % des Gesamtfangs. Am stark besonnten Waldrand des ausgehagerten, südexponierten Buchenaltbestandes WR2 mit breiteren, mageren und schütterten Säumen und vorgelagerten vegetationsarmen Wegeböschungen wurden mit 10.295 Individuen die meisten Tiere gefangen, fast doppelt so viele wie auf der dann folgenden Untersuchungsfläche WR5 (westexponierter Fichtenaltbestand mit vorgelagerter Grünlandbrache und starkem Feuchtegradient auf der Fläche). Die wenigsten Individuen fingen sich an den beiden nordexponierten Flächen WR7A (Buche) und WR8 (Douglasie).

Jeweils ca. 35 % der Individuen des Gesamtfangs wurden in Weiß- und Gelbschalen gefangen, die verbleibenden 30 % in Blauschalen (Anhang 86). Wildbienen und Schwebfliegen fingen sich am häufigsten in Gelb- (41 %, 48 %), Bockkäfer in Weißschalen (61 %). Blütenbesuchende Bockkäfer werden häufig an weißblühenden Umbelliferen (Doldenblütlern) und Rosaceen (*Crataegus*, *Rubus*) gefunden, außer diesen werden v.a. Asteraceen (Körbchenblütler) als bedeutend für den Blütenbesuch vieler Imagines genannt. Bei den Bockkäfern wurden 67 % der Individuen im Monat Juni und nur 0,7 % in den Monaten August und September gefangen (Anhang 90).

Wildbienen

Die Erfassung der Wildbienen wurde zusammen mit LANGNER, die Determination von LANGNER durchgeführt. Die Ergebnisse und Auswertungen zur Wildbienenfauna der untersuchten Waldränder und Hecken sind in Anhang 87 wiedergegeben. In Anhang 112 finden sich die berechneten Singularitätswerte für die Wildbienenbestände der Untersuchungsflächen, in Anhang 111 sind die in der Auswertung verwendeten Roten Listen zitiert. Ein Teil der Ergebnisse ist in Abb. 34 graphisch aufbereitet. Die Untersuchungsflächen sind in den Diagrammen zuerst nach abnehmenden Artenzahlen, dann nach sinkenden Individuenzahlen sortiert.

Außerhalb der Wildbienen-Untersuchungen an Waldrändern und Hecken wurde im Bereich der Streuobstbestände und Kleingärten des Gundelfinger Rebberges (Vogel-Untersuchungsfläche A15-O) die Holzbiene *Xylocopa violacea* nachgewiesen, die für Baden-Württemberg als gefährdet und in der Bundesrepublik Deutschland als stark gefährdet eingestuft ist. Die Art nistet in selbstgenagten Hohlräumen in abgestorbenem Holz (WESTRICH 1989b). Die Vorkommen der Art in Baden-Württemberg sind durch ein ausreichendes Angebot an Totholz in sonnenexponierten Lagen bestimmt, der Siedlungsschwerpunkt liegt in Streuobstgebieten, Gärten und Parkanlagen (WESTRICH 1989b).

Artenzahlen

Insgesamt wurden in den Säumen der untersuchten Waldränder und Hecken 122 Wildbienen- und Hummelarten nachgewiesen. Die Artenzahl auf den Untersuchungsflächen schwankt dabei von 13 bis 78 (Abb. 34) und beläuft sich im Mittel auf 45 nachgewiesene Arten. Die höchsten Artenzahlen finden sich auf den wärmsten Flächen WR3, WR1A und WR2, d.h. in südlichen Expositionen der niedrigen Lagen. Alle drei Untersuchungsflächen zeichnen sich durch eine große Breite ihrer Wald-Offenland-Übergangsbereiche aus. WR3 ist ein breiter, versaumter Weidfeldrest.

Die anderen beiden Flächen sind durch dem Waldrand vorgelagerte Wege mit verheideten, stellenweise bodenoffenen Wegeböschungen und durch tief in die Bestände reichende Aushagerungserscheinungen charakterisiert. Bei der Fläche WR3 ist der Saumbereich dagegen durch vorgeschobene und eingelagerte Gebüsch stärker vor Windeinwirkung geschützt.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER WILDBIENEN- UND HUMMELFAUNA

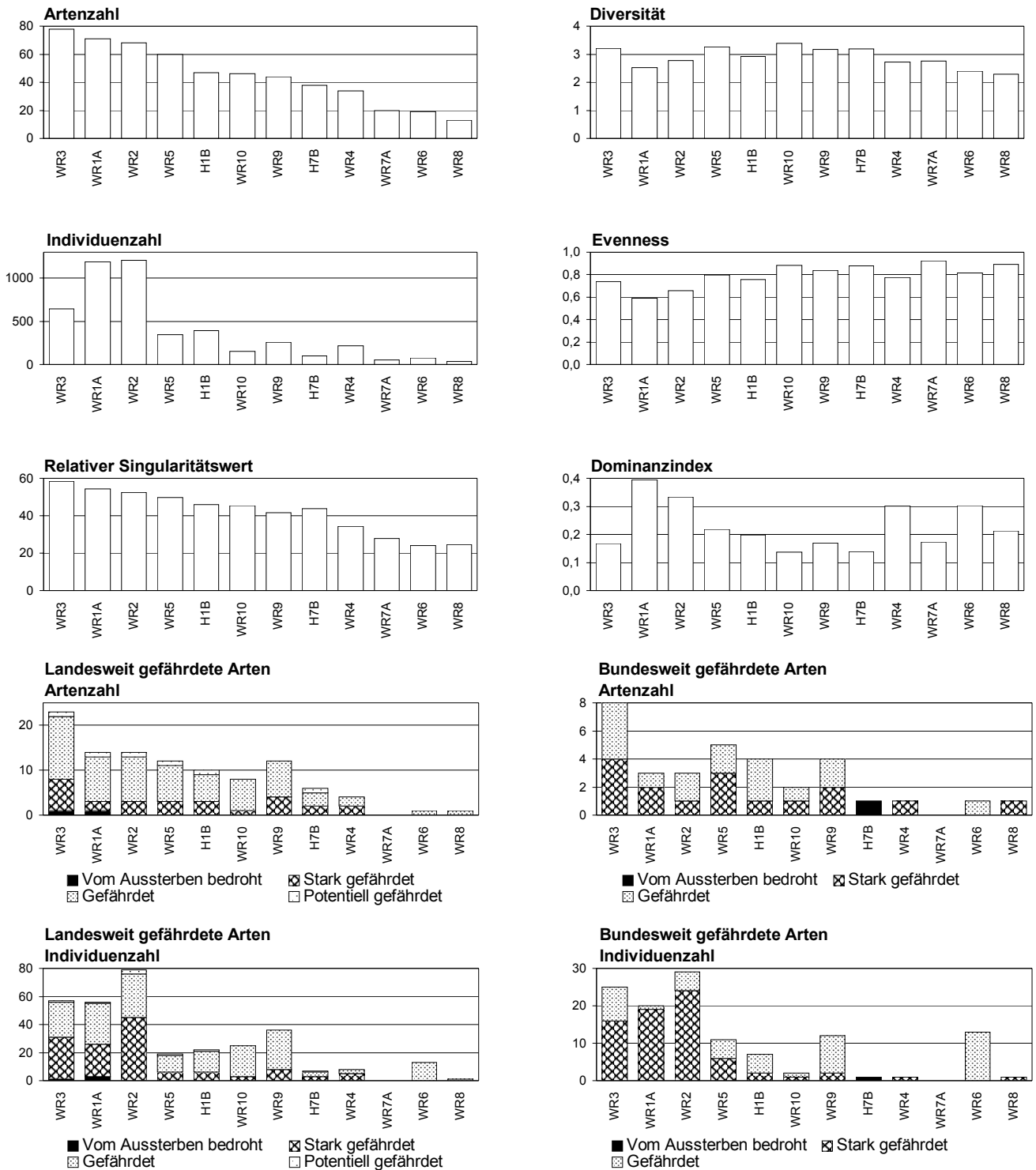


Abb. 34: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Wildbienenfauna - Arten- und Individuenzahlen aller sowie der landes- oder bundesweit gefährdeten Arten, Diversitäten, Evenness, Relative Singularitätswerte und Dominanzindices (Erfassung zusammen mit LANGNER, Determination durch LANGNER)

Im Anschluß an diese Waldränder folgen mit mittleren Artenzahlen weitere sonnenexponierte Flächen wie der Grünlandbrache-Waldrand WR5, die Hecken H1B und H7B sowie die beiden höhergelegenen Vergleichsflächen in Yach (WR9, WR10). Relativ artenarm sind die nordexponierten Säume der Waldränder WR7A und WR8 sowie die nur mit schmalen Säumen versehenen Flächen WR4 und WR6, bei denen weitausladende Äste die Saumbereiche stark überschatten. Der südexponierte Douglasienwaldrand WR4 ist allerdings noch doppelt so artenreich wie die Douglasienfläche WR8 am Nordhang, die die niedrigste Artenzahl der Untersuchungsflächen aufweist.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Auch für die Wildbienenfaunen lassen sich aus den vielen, häufig nicht voneinander unabhängigen Merkmalen der Untersuchungsflächen Faktorenkomplexe isolieren, für die ein Zusammenhang zum Artenreichtum der Untersuchungsflächen plausibel sein kann. So bestehen zunächst positive Korrelationen zwischen den Artenzahlen der Wildbienen auf den Untersuchungsflächen und dem Ausmaß der Saum- und Gebüschbereiche der Waldränder und Hecken:

- Länge an Säumen im Querprofil (0,8)
- Länge an dornstrauchreichen Gebüschern im Querprofil (0,6)
- Summe der Längen vegetationsfreier Böschungen, Säume und dornstrauchreicher Gebüsche im Querprofil (0,8)
- Summe der Längen vegetationsfreier Böschungen, Säume, dornstrauchreicher Gebüsche und Mäntel/Hecken im Querprofil (0,6)

Neben dem vergrößerten Flächenangebot dürften breitere Säume und Mäntel auch eine höhere strukturelle Heterogenität mit sich bringen. Zu der Anzahl an differenzierten Oberbodenstruktureinheiten besteht ebenfalls eine positive Korrelation der Artenzahlen sowie insbesondere zum Anteil an offenen Bodenstellen in allen unterschiedenen Straten:

- Anzahl an Oberbodenstruktureinheiten über alle Straten (0,5)
- Anteil offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Saum (0,5)
- Anteil offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,5)
- Anteil offener Bodenflächen an der Bodenoberfläche im Bestand (0,5)

Die nachfolgenden Korrelationskoeffizienten belegen, daß mit stärkerer Besonnung, Wärme und Trockenheit auf den Untersuchungsflächen die Artenzahlen ihrer Wildbienenbestände ansteigen:

- Lichtzahl im Saum (0,5)
- Wärmebegünstigung aufgrund der Exposition (0,5)
- Potentielle Sonnenscheindauer im Jahr (0,8) und von Mai - September (0,8)
- Temperatur Maximum-Mittelwert im Saum (0,97), im Mantel (0,8) und im Bestand (0,6)
- Kleinräumiges Minimum (0,8) und Maximum (0,6) der Lufttemperatur an Strahlungstagen im Hochsommer
- Kleinräumiges Minimum (-0,6) und Maximum (-0,5) der Luftfeuchte an Strahlungstagen im Hochsommer

Differenziert man die Korrelationen zwischen den Artenzahlen und dem Ausmaß der Säume und Mäntel nach starker Besonnung und starker Beschattung, so zeigt sich, daß bei hoher Insolation positive Beziehungen, bei niedriger aber negative bestehen:

- Höhe vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Länge vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Länge an Säumen mit starker Besonnung im Querprofil (0,6)
- Länge an dornstrauchreichen Gebüschern mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Summe der Längen vegetationsfreier Böschungen, Säume und dornstrauchreicher Gebüsche mit starker Besonnung im Querprofil (0,7)
- Länge an Säumen mit starker Beschattung im Querprofil (-0,6)
- Länge an Mänteln und Hecken mit starker Beschattung im Querprofil (-0,6)
- Summe der Längen vegetationsfreier Böschungen, Säume, dornstrauchreicher Gebüsche und Mäntel/Hecken mit

starker Beschattung im Querprofil (-0,6)

Auch die Korrelationen zu den Anteilen von stark besonnten bzw. stark beschatteten Teilflächen im Saum weisen darauf hin, daß mit der Besonnung auch die Artenzahlen schwanken. Bei offenen Bodenstellen, Nadelstreu und schütterer Vegetation dringt die Strahlung vergleichsweise wenig gedämpft bis in Bodennähe vor, der Boden wird wärmer und trockener, Eigenschaften die Bodennestern unter den Wildbienen entgegenkommen:

- Anteil stark besonnter offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Saum (0,5)
- Anteil stark besonnter schütterer Vegetation (Deckungsgrad 50 - 75 %) an der Bodenoberfläche im Saum (0,7)
- Anteil stark besonnter offener Streu an der Bodenoberfläche im Saum (0,8)
- Anteil stark besonnter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,7)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen im Saum (-0,6)

Auch bei den Mänteln bzw. Heckenkernen, bei denen keine stark besonnten Bereiche an der Bodenoberfläche differenziert wurden, zeigt sich der oben dargestellte Zusammenhang im Hinblick auf die Flächenanteile zeitweise besonnter/leicht beschatteter bzw. stark beschatteter Teilflächen:

- Anteil zeitweise besonnter/leicht beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,8)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,8)

Die Artenzahlen der Wildbienen steigen tendenziell mit der Nährstoffarmut (Stickstoffzahl), Verheidung (Heidekraut, Nardo-Callunetea- und Calluno-Genistion-Arten), Aushagerung (Wiesen-Wachtelweizen) und Versaumung (Habichtskräuter, Trifolio-Geranietea) der Untersuchungsflächen:

- Deckungsanteil Ericaceae (hier: Heidekraut) an der Krautschicht im Saum (0,7) und im Mantel (0,5)
- Deckungsanteil Asteraceae (hier: v.a. Habichtskräuter) an der Krautschicht im Saum (0,5)
- Deckungsanteil Scrophulariaceae (hier: Wiesen-Wachtelweizen) in der Krautschicht des Mantels (0,5)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Nardo-Callunetea in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Calluno-Genistion in der Krautschicht des Saumes (0,5)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Trifolio-Geranietea in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Stickstoffzahl im Saum (-0,5)

Diese Eigenschaften gehen einher mit einer Abnahme der Frequenz mechanischer Störungen wie Mahd und Beweidung (Mahdverträglichkeitszahl) und der Abnahme von Deckungsanteilen der Gräser, insbesondere der Süßgräser, während Simsen- und Seggenarten auf nährstoffarmen, verheideten Waldrändern höhere Deckungsanteile aufweisen. Da an verheideten Waldrändern und in nährstoffarmen Säumen auch höhere Artenzahlen landesweit gefährdeter oder schonungsbedürftiger Pflanzenarten vorkommen, ist auch deren statistische Beziehung zu den Wildbienenartenzahlen der Untersuchungsflächen positiv:

- Mahdverträglichkeitszahl im Saum (-0,6)
- Deckungsgradanteil Gräser an der Krautschicht im Saum (-0,6) und im Mantel (-0,5)
- Deckungsanteil Poaceae (Süßgräser) an der Krautschicht im Saum (-0,5) und im Mantel (-0,6)
- Deckungsanteil Cyperaceae (Sauergräser) an der Krautschicht im Saum (0,7) und im Mantel (0,5)
- Artenzahl der landesweit gefährdeten Pflanzen über alle Straten (0,5)

Die folgenden statistischen Zusammenhänge verweisen auf Merkmale, die mit einer zunehmenden Breite der Säume und Mäntel einhergehen können, wie z.B. eine niedrige Grundfläche am Waldrand (geringere Überschattung), eine stärkere Entwicklungsmöglichkeit für niedrige Schichten (Krautschicht, Gehölzschichten < 2 und von 2 - 10 m Höhe), eine stärkere Beteiligung von Pionierbaumarten (Salicaceae) sowie höhere Pflanzenartenzahlen im Mantel und im Bestand:

- Gesamtgrundfläche (m²/ha) am Waldrand (-0,5)
- Deckungssumme der Krautschicht über alle Straten (0,6)
- Kronendeckungsprozent der Schicht < 2 m Höhe am Waldrand (0,7)
- Kronendeckungsprozent der Schicht von 2 - 10 m Höhe am Waldrand (0,5)
- Deckungsanteil an Salicaceae in Baumschicht 3 (0,6) und Strauchschicht (0,6) des Mantels

- Artenzahl der Gefäßpflanzen im Mantel (0,7) und im Bestand (0,5)

Der positive Zusammenhang zwischen Wildbienenartenzahlen und Totholzgrundfläche am Waldrand könnte auf einem indirekten Zusammenhang, mehr Totholz infolge steigender Wärme und Trockenheit der Standorte, oder direkt auf besseren Lebensmöglichkeiten für holznistende Arten beruhen:

- Grundfläche (m²/ha) stehenden Totholzes am Waldrand (0,5)

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern der Wildbienenbestände

Für die Wildbienenfaunen der untersuchten Waldränder und Hecken bestehen im Vergleich zu vielen sonstigen Artengruppen sehr enge statistische Beziehungen zwischen den Artenzahlen und den meisten anderen Parametern zur Charakterisierung der Artenbestände. So beträgt der Korrelationskoeffizient zu den Individuenzahlen 0,9, zu den Singularitätswerten 0,97, zu den Arten- und Individuenzahlen landesweit gefährdeter Arten 0,95 bzw. 0,8 und zu den Arten- und Individuenzahlen bundesweiter Rote-Liste-Arten 0,8 und 0,7. Im Gegensatz zu vielen anderen Artengruppen ist der Zusammenhang zu den Singularitätswerten relativ eng, weil auf artenarmen Flächen offensichtlich nur solche Arten vorkommen, die gleichzeitig auch auf vielen anderen Untersuchungsflächen anzutreffen sind. Auch die Beziehungen zu den Arten- und Individuenzahlen landes- und bundesweit gefährdeter Arten laufen gleichgerichteter als bei anderen Gruppen, bei denen die bundesweit gefährdeten Arten oft nur sehr niedrige Korrelationskoeffizienten aufwiesen und über das gesamte Spektrum der Artenzahlen gleichmäßiger anzutreffen waren.

Der Zusammenhang zwischen den Artenzahlen der Wildbienen auf den Untersuchungsflächen und den Diversitätswerten (0,5) ist etwas weniger eng als bei vielen anderen Gruppen. Dieses begründet sich durch die mit sinkenden Artenzahlen zunehmende Gleichverteilung der beteiligten Arten auf den Untersuchungsflächen. Diese negative Korrelation zwischen Artenzahlen und Evenness-Werten (-0,8) bewirkt beim Zusammenwirken beider Größen in den Diversitätswerten, daß diese nicht ganz kontinuierlich mit den Artenzahlen sinken. Die Dominanzindices, die den Anteil der häufigsten Art am Gesamtbestand beschreiben, sind nur sehr schwach mit den Artenzahlen korreliert (0,1).

Sowohl die Gesamtartenzahlen als auch die Anzahlen der landesweit gefährdeten Bienenarten sind sehr eng korreliert mit den Arten- (0,94, 0,91) und Individuenzahlen (0,92, 0,93) parasitischer Wildbienenarten (Arten der Gattungen *Nomada*, *Sphecodes* und *Psithyrus*) sowie der Anzahl theoretisch möglicher Wirt-Parasit-Verhältnisse zwischen den Wildbienenarten der Untersuchungsflächen (0,92, 0,93). Möglicherweise könnte durch eine auf die Parasitenfauna reduzierte Analyse der Gesamtartenbestand der Untersuchungsflächen einschließlich seines Rote-Liste-Gefährdungsstatus indikatorisch gut abgebildet werden. Die insgesamt 27 parasitischen Bienenarten der Gattungen *Nomada*, *Sphecodes* und *Psithyrus* kommen auf den einzelnen Untersuchungsflächen mit Artenzahlen von 1 bis 22 (im Mittel 8,4) und mit Individuenzahlen von 2 bis 126 (im Mittel 30) vor. Die Anzahl der theoretisch möglichen Parasit-Wirt-Beziehungen zwischen den Bienenarten betragen je nach Untersuchungsflächen zwischen 1 und 29 mit einem Mittelwert von 10.

Individuenzahlen

Insgesamt wurden 4.670 Individuen bei der Untersuchung der Waldrand- und Heckensäume gefangen. Von diesen wurden zwischen 33 und 1.206, im Mittel 389 Individuen, auf den einzelnen Untersuchungsflächen nachgewiesen (Abb. 34). Die Individuenzahlen fallen vom Trend her mit den

Artenzahlen, allerdings erreichen die beiden stark besonnten, verheideten und mit vielen offenen Bodenstellen durchsetzten Säume WR1A und WR2 die mit Abstand höchsten Spitzenwerte. Ihre Individuenzahlen liegen ca. doppelt so hoch wie die der artenreichsten Fläche WR3. Dieses ist auf das Vorkommen von sozialen Bodennestern mit Nestaggregationen zurückzuführen, für die die Waldränder WR1A und WR2 offensichtlich gute Voraussetzungen aufwiesen. Kühlere Untersuchungsflächen in größerer Höhenlage (WR10, WR5) oder in Nordexposition (WR7A) fallen mit ihren Individuenzahlen in der Rangfolge der Artenzahlen etwas zurück.

Singularitätswerte

Die absoluten Singularitätswerte wurden unter Gleichsetzung des maximal möglichen Wertes mit 100 % in relative Werte umgerechnet. Diese schwanken auf den Untersuchungsflächen zwischen 24 und 58 % (Mittel 42 %). Die Singularitätswerte fallen fast völlig regelmäßig mit den Artenzahlen. Offensichtlich setzen sich die Wildbienenfaunen der Untersuchungsflächen mit sinkenden Artenzahlen zunehmend aus Arten zusammen, die auch auf den meisten anderen Flächen vorkommen.

Diversitäten, Evenness- und Dominanzindex-Werte

Die Diversitätswerte für die Wildbienenbestände der Untersuchungsflächen schwanken zwischen 2,29 und 3,39 (Mittel 2,89), die Evenness-Werte zwischen 0,59 und 0,92 (Mittel 0,80) und die Dominanzindices zwischen 0,14 und 0,39 (Mittel 0,23). Artenreichere Flächen, insbesondere WR1A und WR2, haben durch hohe Fangzahlen einzelner sozialer Arten relativ niedrige Gleichverteilungs- oder Evenness-Werte und hohe Dominanzindices. Die niedrigen Evenness-Werte drücken auch die Diversitätswerte, so daß die artenreichsten Flächen nicht die höchsten Diversitätswerte erhalten. In der Reihenfolge abnehmender Artenzahlen steigen die Diversitätswerte deshalb zunächst kurz an, um dann zu den artenärmeren Flächen wieder abzufallen (Abb. 34). Die Evenness-Werte steigen mit zunehmender Artenarmut der Wildbienenbestände fast kontinuierlich an (Abb. 34). Je weniger Arten nachgewiesen wurden, desto gleichmäßiger verteilen sich demnach die Anteile dieser Arten am Gesamtfang der Untersuchungsfläche. Hohe und niedrige Dominanzindices finden sich über das gesamte Spektrum der Artenzahlen (Abb. 34).

Landesweit gefährdete Arten

Mit 37 Arten sind 30 % aller nachgewiesenen Wildbienen- und Hummelarten in der Roten Liste für Baden-Württemberg geführt. Davon sind 2 Arten als vom Aussterben bedroht, 7 als stark gefährdet, 25 als gefährdet und 3 als potentiell gefährdet klassifiziert. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen wurden 0 bis 23 Arten (im Mittel 9) mit 0 - 79 Individuen (im Mittel 27) nachgewiesen. Die insgesamt 323 gefangenen Individuen landesweit gefährdeter Arten entsprechen 7 % der Gesamtindividuenzahl aller Untersuchungsflächen.

Die Artenzahlen der landesweit gefährdeten Bienenarten fallen fast völlig synchron mit den Gesamtartenzahlen der Wildbienenfaunen der Untersuchungsflächen (Abb. 34). Dieses gilt auch hinsichtlich der Gefährdungskategorien. Vom Aussterben bedrohte Arten finden sich nur auf den artenreichsten Untersuchungsflächen (WR3, WR1A), in den artenärmsten wurden keine (WR7A) oder nur einzelne Arten der Kategorie potentiell gefährdet (WR6, WR8) nachgewiesen. Bei den Individuenzahlen landesweit gefährdeter Arten ist der Unterschied der drei artenreichsten Untersuchungsflächen (WR3, WR1A, WR2) zu den anderen Säumen deutlicher als bei den Artenzahlen gefährdeter Arten. Dieses war auch schon bei den Gesamtarten- und

-individuenzahlen zu beobachten.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Zwischen den Artenzahlen der landesweit gefährdeten Arten und Merkmalen der Untersuchungsflächen bestehen ähnliche statistische Beziehungen wie bei den Gesamtartenzahlen. Zunächst besteht wieder ein Zusammenhang zwischen der Anzahl gefährdeter Wildbienenarten und dem Ausmaß der Saum- und Gebüschbereiche:

- Länge von Säumen im Querprofil (0,8)
- Längen von vegetationsfreien Böschungen und Säumen im Querprofil (0,8)
- Länge dornstrauchreicher Gebüsch im Querprofil (0,6)
- Längen von vegetationsfreien Böschungen, Säumen und dornstrauchreichen Gebüsch im Querprofil (0,8)

Wird dabei nach starker Besonnung und starker Beschattung stratifiziert, bestehen positive bzw. negative Korrelationen zur Artenzahl gefährdeter Arten:

- Höhe vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Höhe von Säumen mit hohem Anteil offener Bodenstellen mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Länge vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Länge von Säumen mit starker Besonnung im Querprofil (0,7)
- Länge dornstrauchreicher Gebüsch mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Längen von vegetationsfreien Böschungen, Säumen, dornstrauchreichen Gebüsch und Mänteln/Hecken mit starker Besonnung im Querprofil (0,7)
- Länge von Säumen mit starker Beschattung im Querprofil (-0,6)
- Längen von vegetationsfreien Böschungen, Säumen, dornstrauchreichen Gebüsch und Mänteln/Hecken mit starker Beschattung im Querprofil (-0,6)

Der Zusammenhang zwischen der Besonnung der Untersuchungsflächen und der Anzahl gefährdeter Arten wird auch in den Beziehungen zum Anteil bestimmter Einheiten an der Bodenoberfläche deutlich. Im Saum steigen die Artenzahlen wiederum mit zunehmendem Anteil von Teilflächen mit starker Besonnung bzw. sinken bei steigendem Anteil beschatteter Flächen:

- Anteil stark besonnener offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Saum (0,5)
- Anteil stark besonnener Streuflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,8)
- Anteil stark besonnener schütterer Vegetationsflächen (Deckung bis 50 - 75 %) an der Bodenoberfläche im Saum (0,7)
- Anteil stark besonnener Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,7)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (-0,6)

Für das Stratum Mantel gilt dieses analog hinsichtlich der Flächenanteile zeitweise besonnener/leicht beschatteter bzw. stark beschatteter Bereiche:

- Anteil zeitweise besonnener/leicht beschatteter offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,6)
- Anteil zeitweise besonnener/leicht beschatteter Streuflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,8)
- Anteil zeitweise besonnener/leicht beschatteter schütterer Vegetationsflächen (Deckung bis 50 - 75 %) an der Bodenoberfläche im Mantel (0,7)
- Anteil zeitweise besonnener/leicht beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,8)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,8)

Sowohl hinsichtlich des Flächenausmaßes als auch der Flächenanteile bestehen also oft positive Korrelationen zwischen der Anzahl der gefährdeten Wildbienenarten und vegetationsfreien Bodenstellen, lückigen, schütterer Säumen und vegetationsfreien Streuflächen mit starker oder zeitweiser Besonnung, d.h. zu solchen Strukturen, die eine besonders hohe Einstrahlung bis in Bodennähe erlauben.

Die besondere Bedeutung von Einstrahlung, Wärme und Trockenheit im Hinblick auf den Artenreichtum gefährdeter Wildbienenarten auf den Untersuchungsflächen wird aber auch in den berechneten Lichtzahlen, der Bedeutung der Exposition, den potentiellen Sonnenscheindauern und

in den gemessenen Temperatur- und Luftfeuchtwerten deutlich:

- Lichtzahl im Saum (0,5)
- Wärmebegünstigung aufgrund der Exposition (0,6)
- Potentielle Sonnenscheindauer im Jahr (0,9) und von Mai - September (0,9)
- Temperatur Maximum-Mittelwert im Saum (0,9) und im Mantel (0,7)
- Kleinräumiges Minimum (0,8) und Maximum (0,6) der Lufttemperatur an Strahlungstagen im Hochsommer
- Kleinräumiges Minimum (-0,6) und Maximum (-0,5) der Luftfeuchte an Strahlungstagen im Hochsommer

Wie auch bei den Gesamtartenzahlen, nimmt die Anzahl der gefährdeten Arten mit steigender Nährstoffarmut, Verheidung, Versaumung und Aushagerung der Untersuchungsflächen zu. Damit verbunden nimmt auch der Anteil von Gräsern im Saum ab, die Artenzahlen der landesweit gefährdeten oder schonungsbedürftigen Pflanzenarten zu:

- Deckungsanteil Ericaceae (hier: Heidekraut) in der Krautschicht des Saumes (0,7) und des Mantels (0,5)
- Deckungsanteil Asteraceae (hier: Habichtskräuter) in der Krautschicht des Saumes (0,5)
- Deckungsanteil Scrophulariaceae (hier: Wiesen-Wachtelweizen) in der Krautschicht des Mantels (0,5)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Nardo-Callunetea in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Calluno-Genistion in der Krautschicht des Saumes (0,5)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Trifolio-Geranietea in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil Gräser in der Krautschicht des Saumes (-0,5)
- Artenzahl landesweit gefährdeter Gefäßpflanzen (0,5)

Säume und Gebüsche haben bessere Möglichkeiten sich zu etablieren, wenn zwischen Waldbestand und vorgelagertem Offenland möglichst viel Raum besteht und der Waldrand möglichst wenig geschlossen ist. Entsprechend ist das Ausmaß der Säume, Mäntel und Gebüsche von diesen Faktoren teilweise abhängig und sind die Artenzahlen der gefährdeten Wildbienen auch mit diesen korreliert. So bestehen negative Zusammenhänge zur Grundfläche am Waldrand und zur Grundfläche des Nadelschattholzes im Bestand. Mit beiden Faktoren steigt der Dichtschluß und die Überschattung durch den Baumbestand. Bei nicht so hoher Lichtkonkurrenz haben dagegen die unteren Schichten (Krautschicht, Gehölzschichten < 2 m und von 2 - 10 m Höhe) bessere Möglichkeiten für ihre Entwicklung, steigen deren Artenzahlen an Gefäßpflanzen an und können auch Pionierbaumarten (Salicaceae) Platz finden:

- Gesamtgrundfläche (m²/ha) am Waldrand (-0,5)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) Nadelschattholz im Bestand (-0,5)
- Deckungssumme Krautschicht im Mantel (0,5) und im Bestand (0,6)
- Kronendeckungsprozent der Schicht < 2 m Höhe am Waldrand (0,6)
- Kronendeckungsprozent der Schicht von 2 - 10 m Höhe am Waldrand (0,6)
- Artenzahl der Gefäßpflanzen im Mantel (0,6), in der Strauchschicht des Mantels (0,5) und in der Krautschicht des Bestandes (0,5)
- Deckungsanteil Salicaceae in Baumschicht 3 (0,7) und Strauchschicht (0,6) des Mantels

Wie bei den Gesamtartenzahlen besteht auch bei der Anzahl gefährdeter Wildbienenarten eine positive Korrelation zum Totholzangebot am Waldrand:

- Grundfläche (m²/ha) stehenden Totholzes am Waldrand (0,5)

Merkmale landesweit gefährdeter Arten und aller Arten im Vergleich

In Anhang 87 sind absolute und relative Verteilungen der Arten- und Individuenzahlen nach Gefährdungen durch Beseitigung oder Beeinträchtigung bestimmter Lebensräume, nach ubiquistischen Arten, Arten mit Vorkommen im Übergang Wald zu Offenland, parasitischen Arten, der Anzahl der theoretisch möglichen Wirt-Parasit-Beziehungen zwischen den Wildbienenarten, nach sozialer Organisation der Arten, Aggregation der Nester, Art der Nester, Vegetationsdichten am Nistplatz endogäischer Arten, Neigungen des Nistplatzes endogäischer Arten, Präferenzen für Sand als Nistplatz endogäischer Arten, Nestanlagen in ausgewählten Pflanzenteilen, nach

Blütenbesuchsspektren und Generationenzahlen/Jahr für die Untersuchungsflächen und insgesamt für die gefährdeten sowie für alle Arten wiedergegeben. Die Angaben zu den Arten wurden WESTRICH (1989a, 1989b) entnommen.

Vergleicht man die relativen Verteilungen der Artenzahlen auf verschiedene Merkmale für das Kollektiv aller Arten und das Kollektiv in Baden-Württemberg gefährdeter Arten, wobei der Anteil der Merkmalsträger am Gesamtkollektiv jeweils gleich 100 gesetzt wird, ist das Spektrum der Rote-Liste-Arten wie folgt gekennzeichnet:

Zunächst treten gefährdete Arten weniger stet auf den Untersuchungsflächen auf und erreichen auch nur niedrigere Dominanzklassen:

- Arten mit Stetigkeitsklasse < 20 % (157 %)
- Dominanzklasse sporadisch (123 %)

Arten für die eine Gefährdung durch die Beseitigung oder Beeinträchtigung folgender Lebensräume besteht, sind im Kollektiv der gefährdeten Arten relativ häufiger als im Kollektiv aller Arten:

- Offenerdige Standorte (338 %)
- Komplexe aus offenerdigen Standorten und blütenreichen Säumen (331 %)
- Extensives Grünland (332 %)
- Komplexe aus alten strukturreichen Waldrändern und extensivem Grünland (331 %)
- Waldsäume (338 %)
- Alte Brombeerhecken und -mäntel (338 %)
- Totholzstrukturen (338 %)
- Ruderalstellen (338 %)

Bei den besonderen Vorkommensschwerpunkten sind die folgenden Einheiten bei den gefährdeten Arten überrepräsentiert:

- Alte Waldränder im Übergang zu magerem Grünland (284 %)
- Alte Brombeerhecken an Waldrändern (164 %)
- Waldränder (147 %)

Folgende Eigenschaften im Hinblick auf Nistweise, soziale Organisation, Nahrungsverhalten und Generationszyklus treten bei den gefährdeten Arten häufiger auf als bei allen Arten:

- Präferenz für vegetationsfreie oder sehr schütter bewachsene Nistplätze (165 %)
- Nistweise endogäisch (121 %), davon mit Sand als präferiertem Substrat (275 %)
- Nistweise hypogäisch in selbstgenagten Höhlen (324 %), davon in Rubus-Stengeln (216 %) und in selbstgenagten Gängen im Holz (337 %)
- Solitäre (119 %) oder kommunale (165 %) Lebensweise
- Oligolektisches (nur an wenigen Pflanzenarten sammelnde) Nahrungsverhalten (255 %)
- Univoltiner (nur 1 Generation/Jahr) Generationszyklus (112 %)

Die landesweit gefährdeten Arten weisen darüber hinaus noch folgende Unterschiede zum Kollektiv aller und der nicht gefährdeten Arten auf (Anhang 107):

- Mittlere Stetigkeit 24 : 37 : 42
- Mittlere Dominanz 0,19 : 0,82 : 1,10
- Mittlere Flächendiversität für die Arten 0,70 : 1,01 : 1,15
- Mittlere Flächenevenness für die Arten 0,89 : 0,88 : 0,87

Die gefährdeten Arten sind somit sowohl auf weniger Flächen vertreten, als auch auf den Flächen selbst weniger dominant als andere Arten. Die ähnlichen und hohen Flächenevenness-Werte weisen darauf hin, daß die Artenkollektive sich von ihren Mittelwerten her quantitativ jeweils relativ einheitlich auf die Flächen verteilen.

Beziehungen zwischen der Artenzahl und den Anteilen von Arten mit bestimmten Merkmalen am Artenbestand

Aus den Beziehungen zwischen den Artenzahlen zu den Anteilen von Arten mit bestimmten Merkmalen werden die Eigenschaften derjenigen Arten deutlich, deren Anteil mit den Artenzahlen zusammen deutlich schwankt. Werden die Bedingungen für Arten mit diesen Eigenschaften erfüllt, steigt bzw. sinkt der Artenreichtum der Floren oder Faunen der Untersuchungsflächen. Zum anderen könnte bei sehr engen statistischen Zusammenhängen der Untersuchungsaufwand dahingehend reduziert werden, daß nur bestimmte Gilden erfaßt oder ausgewertet werden und über diese auf die Artenzahlen rückgeschlossen wird.

Für die Arten mit folgenden Eigenschaften bestehen engere positive statistische Beziehungen zur Artenzahl der Wildbienen- und Hummelbestände der Untersuchungsflächen:

- Gefährdung durch Beseitigung oder Beeinträchtigung von Komplexen aus offenerdigen Standorten und blütenreichen Säumen (0,6), von Komplexen aus alten strukturreichen Waldrändern und extensivem Grünland (0,7), von alten Brombeerhecken und -mänteln (0,8) und von Totholzstrukturen (0,5)
- Besonderer Vorkommensschwerpunkt in alten Brombeerhecken an Waldrändern (0,6) und an Waldrändern allgemein (0,6)
- Hypogäische Nistweise in selbstgenagten Höhlen (0,8)
- Nestanlage in Rubus-Stengeln (0,7)
- Oligolektisches Nahrungsverhalten (0,5)
- Solitäre Lebensweise (0,5)

Die Artenzahl gefährdeter Wildbienen- und Hummelarten ist positiv mit den Anteilen von Arten mit folgenden Eigenschaften verknüpft:

- Gefährdung durch Beseitigung oder Beeinträchtigung von Komplexen aus offenerdigen Standorten und blütenreichen Säumen (0,5), von Komplexen aus alten strukturreichen Waldrändern und extensivem Grünland (0,8) sowie von alten Brombeerhecken und -mänteln (0,7)
- Besonderer Vorkommensschwerpunkt in alten Brombeerhecken an Waldrändern (0,6) und an Waldrändern allgemein (0,6)
- Hypogäische Nistweise in selbstgenagten Höhlen (0,7)
- Nestanlage in Rubus-Stengeln (0,6)
- Oligolektisches Nahrungsverhalten (0,6)

Bundesweit gefährdete Arten

Insgesamt konnten 13 bundesweit gefährdete Wildbienenarten nachgewiesen werden, was 11 % aller belegten Arten entspricht. Von diesen entfällt eine Art auf die Kategorie vom Aussterben bedroht, 7 Arten gelten als stark gefährdet und 5 als gefährdet. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen wurden 0 bis 8 Arten (Mittel 2,7) und 0 bis 29 Individuen (Mittel 10) gefangen. Die insgesamt 122 Individuen bundesweit gefährdeter Arten stellen 2,6 % der Gesamtindividuenzahl. Auch die Arten- und Individuenzahlen der bundesweit gefährdeten Arten folgen relativ kontinuierlich der Rangfolge der Gesamtartenzahlen (Abb. 34). Dabei besitzen die beiden artenreichen Waldränder WR1A und WR2 weniger bundesweit gefährdete Arten als einige artenärmere Flächen, diese wurden aber in hohen Individuenzahlen gefangen. Wie schon bei den landesweit gefährdeten Wildbienen fehlen dem nordexponierten Waldrand WR7A als einziger Untersuchungsfläche auch Arten mit bundesweitem Gefährdungsstatus.

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Wildbienenbestände

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Artenbestände der Untersuchungsflächen sollten einen Problembezug aufweisen, d.h. z.B. auf Eigenschaften abheben, die bei gefährdeten Arten häufiger auftreten, oder standörtlich-strukturelle Charakteristika abbilden, die das Vorkommen

gefährdeter Arten begünstigen. Daneben müssen die Merkmale häufig genug sein, um einen Flächenvergleich zu ermöglichen. Bei den untersuchten Flächen kämen hierfür zum Beispiel die Artenkollektive mit folgenden Merkmalen in Betracht. 69 bodennistende Arten treten mit Artenzahlen zwischen 9 und 46 (Mittel 27) sowie Individuenzahlen von 21 - 1059 (Mittel 319) auf den Untersuchungsflächen auf. Für 13 in Rubus-Stengeln nistende Arten liegen die Artenzahlen zwischen 0 und 9 (Mittel 3,9), die Individuenzahlen zwischen 0 und 34 (Mittel 13). 18 Holznister wiesen Artenzahlen von 0 bis 11 (Mittel 5,1) bei Individuenfangzahlen von 0 - 34 (Mittel 16) auf den Untersuchungsflächen auf. Insgesamt 28 oligolektische Arten konnten mit 1 bis 18 Arten (Mittel 8) und 1 bis 455 Individuen (Mittel 91) in den Säumen der Waldränder und Hecken nachgewiesen werden.

3.4.3.5 Ergebnisse zur Schwebfliegenfauna

Die Erfassung der Schwebfliegen wurde zusammen mit LANGNER, die Determination von LANGNER durchgeführt. Die Ergebnisse der Erfassung der Schwebfliegenbestände der untersuchten Waldränder und Hecken sind in Anhang 88 dargestellt, wichtige Aspekte in Abb. 35 zusammengefaßt. Die Singularitätswerte für die Artenbestände finden sich in Anhang 112, die in der Auswertung verwendeten Roten Listen in Anhang 111.

Artenzahlen

Von den insgesamt 91 Arten finden sich 20 bis 50 (Mittel 34) auf den einzelnen Untersuchungsflächen (Abb. 35). Die artenreichste Fläche ist der Grünlandbrache-Fichtenbaumholz-Übergang des Waldrandes WR5, der sich durch höhere Besonnung, einen starken Feuchtegradienten von naß bis frisch und einen dichten Vegetationsschluß im Saumbereich auszeichnet. Die Hecke H1B, ebenfalls besonnt und mit kleinräumigen Vernässungen im Bereich von schwachen Quellen und von Wegegräben, ist die Fläche mit dem zweithöchsten Artenreichtum. Die andere untersuchte Hecke stellt dagegen nur die drittniedrigste Artenzahl an Schwebfliegen. Der Mähumtriebsweiden-Douglasien-Waldrand WR4 liegt oberhalb eines quelligen Bachtals und weist bei Südexposition und nur schmalen, stellenweise stark überschatteten Säumen die dritthöchste Artenzahl auf. Die wärmsten Untersuchungsflächen WR1A, WR2 (verheidete Wegeböschungen) und WR3 (Weidfeld-Rest) sowie die beiden höhergelegenen Vergleichsflächen in Yach WR9 (Standweide-Niederwald) und WR10 (Weidfeld-Niederwald) liegen im mittleren Bereich des Artenzahlenspektrums. Die hinsichtlich ihrer Schwebfliegenfauna artenärmsten Untersuchungsflächen sind die nordexponierten Waldränder WR7A (Buche) und WR8 (Douglasie).

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Entgegen den Befunden bei den Wildbienen und Hummeln ergeben sich bei den Schwebfliegen keine engeren Korrelationen zwischen dem Ausmaß der offenen Bodenstellen, Säume und dornstrauchreichen Gebüsch und den Artenzahlen. Dieses gilt auch, wenn nur Bereiche mit starker Besonnung in die Betrachtung einbezogen werden. Lediglich das Ausmaß bzw. der Anteil von stark beschatteten Flächen in den Straten Saum und Mantel/Hecke ist negativ mit den Artenzahlen der Schwebfliegen korreliert:

- Länge von Säumen mit starker Beschattung im Querprofil (-0,6)
- Länge von Mänteln/Hecken mit starker Beschattung im Querprofil (-0,6)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (-0,6)

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER SCHWEBFLIEGENFAUNA

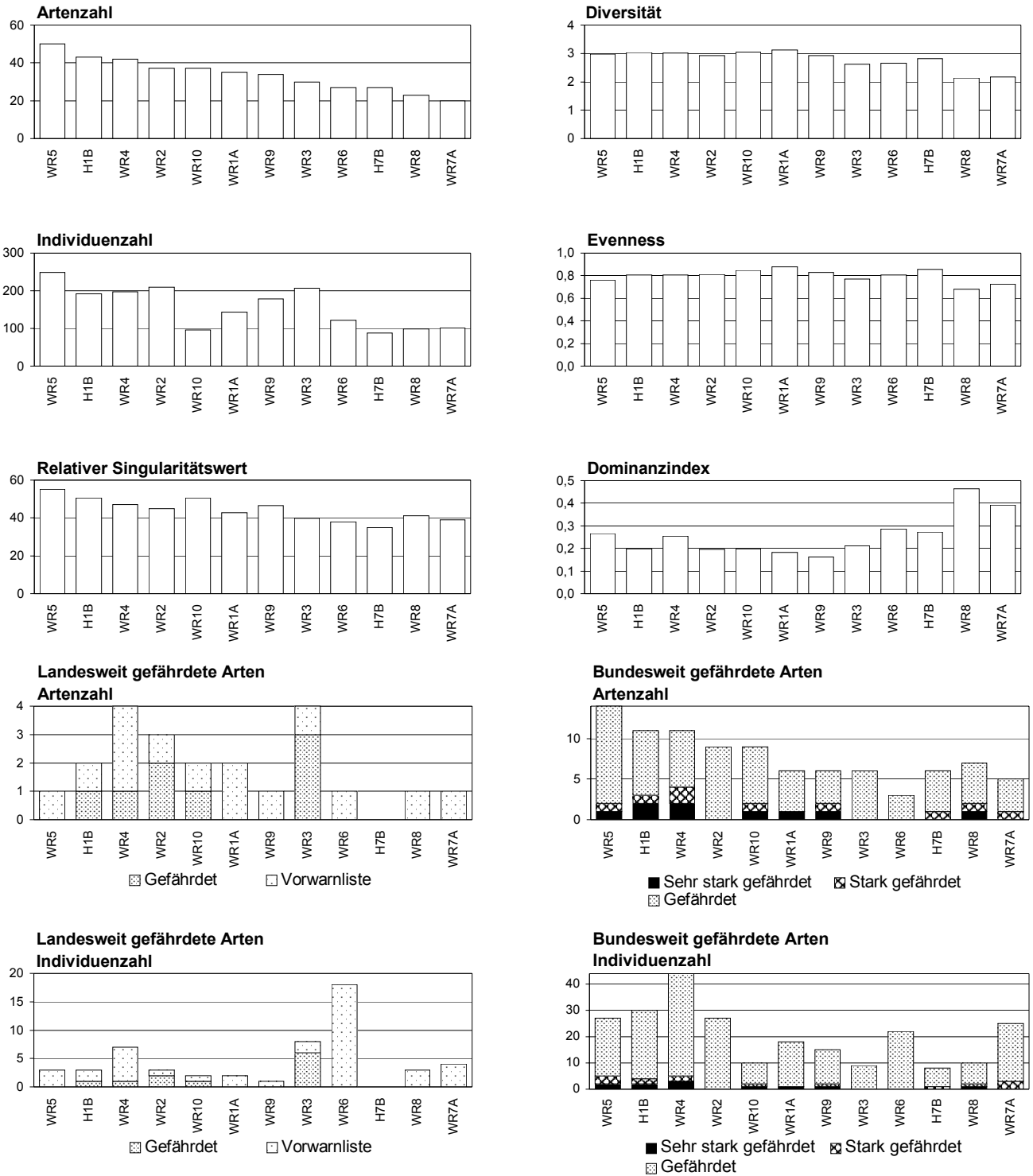


Abb. 35: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Schwebfliegenfauna - Arten- und Individuenzahlen aller sowie der landes- oder bundesweit gefährdeten Arten, Diversitäten, Evenness, Relative Singularitätswerte und Dominanzindices (Erfassung zusammen mit LANGNER, Determination durch LANGNER)

Dagegen weisen die folgenden Korrelationen darauf hin, daß stärker besonnte und wärmere Säume der Waldränder und Hecken auch höhere Artenzahlen an Schwebfliegen aufweisen, die höhere Besonnung muß aber offensichtlich nicht mit breiten Säumen und Vormänteln einhergehen:

- Lichtzahl im Saum (0,5)
- Wärmebegünstigung aufgrund der Exposition (0,7)
- Potentielle Sonnenscheindauer im Jahr (0,5) und von Mai - September (0,5)
- Temperatur Maximum-Mittelwert im Saum (0,5) und im Mantel (0,5)
- Temperatur Maximum-Mittelwert im Mantel (0,5)
- Kleinräumiges Minimum der Lufttemperatur an Strahlungstagen im Hochsommer (0,6)

Die Artenzahl der Schwebfliegen steigt mit zunehmendem Lichtgenuß der Krautschicht in den Beständen, mit abnehmenden Grundflächen der Gehölze an den Waldrändern bzw. in den Hecken und mit sinkenden Grundflächen von Schattbaumarten im Bestand. Gehölzbestände mit diesen Eigenschaften weisen wohl auch mehr Gehölzarten auf und sind in den unteren Schichten (< 2 m, 2 - 10 m Höhe) besser entwickelt:

- Lichtzahl im Bestand (0,6)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) am Waldrand (-0,6)
- Gesamtgrundfläche (m²/ha) der Schattbaumarten im Bestand (-0,5)
- Artenzahl der durch Winkelzählprobe erfaßten Gehölze im Bestand (0,5)
- Kronendeckungsprozent der Schicht < 2 m im Bestand (0,5)
- Kronendeckungsprozent der Schicht von 2 - 10 m Höhe im Bestand (0,6)

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern der Schwebfliegenbestände

Die engsten Beziehungen der Artenzahlen zu anderen Beschreibungsparametern der Schwebfliegenbestände bestehen zu den Singularitätswerten (0,9), den Diversitätswerten (0,8), den Arten- (0,8) und Individuenzahlen (0,6) bundesweit gefährdeter Arten sowie zu den Individuenzahlen insgesamt (0,6). Demgegenüber sind die Artenzahlen der landesweit gefährdeten Schwebfliegenarten etwas schwächer mit den Artenzahlen korreliert (0,5), die entsprechenden Individuenzahlen nur sehr schwach negativ (-0,1). Auch die statistische Beziehung zwischen den Artenzahlen der Schwebfliegenfaunen der Untersuchungsflächen und den Evenness-Werten (0,2) ist nur sehr schwach ausgeprägt. Zu den Dominanzindices besteht ein negativer Zusammenhang (-0,5). Je weniger Arten auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen wurden, desto stärker dominierte eine einzelne Art den Artenbestand.

Individuenzahlen

Von insgesamt 1.884 Individuen wurden auf den einzelnen Untersuchungsflächen zwischen 88 und 249, im Mittel 157, gefangen (Abb. 35). Tendenziell fallen die Individuenzahlen mit sinkendem Artenreichtum der Untersuchungsflächen. Bei den Waldrändern WR10, WR1A, WR9 und WR3 im mittleren Bereich des Artenzahlenspektrums ist die Rangfolge aber gegenüber den Artenzahlen vertauscht. In geringerem Ausmaß gilt dieses auch für die artenreicheren Flächen H1B, WR4 und WR2.

Singularitätswerte

Die berechneten Singularitätswerte wurden unter Gleichsetzung des maximal möglichen Wertes mit 100 % in relative Singularitätswerte umgerechnet. Diese schwanken auf den einzelnen Untersuchungsflächen zwischen 35 und 55 % und liegen im Mittel bei 44 %. Die Singularitätswerte fallen relativ kontinuierlich mit den Artenzahlen (Abb. 35). Die bei einigen anderen Artengruppen zu beobachtenden hohen Singularitätswerte bei niedrigen Artenzahlen finden sich hier nicht. Hieraus kann geschlossen werden, daß bei den Schwebfliegenbeständen der Untersuchungsflächen mit sinkenden Artenzahlen vorwiegend solche Arten vertreten sind, die auch auf vielen anderen Flächen nachgewiesen wurden.

Diversitäten, Evenness- und Dominanzindex-Werte

Die Diversitätswerte für die Schwebfliegenfaunen der untersuchten Waldränder und Hecken liegen zwischen 2,13 und 3,12 (Mittel 2,79), die Evenness-Werte zwischen 0,68 - 0,88 (Mittel 0,80) und die Dominanzindices zwischen 0,16 und 0,46 (Mittel 0,26). Die Evenness-Werte, als Maß für die Gleichverteilung der Individuen der beteiligten Arten, nehmen von den artenreichen zu den artenarmen Flächen zunächst langsam zu und fallen dann wieder ab (Abb. 35). Da in die Diversitätswerte sowohl der Artenreichtum als auch die Evenness-Werte einfließen, wird hierdurch die Diversität der Untersuchungsflächen im mittleren Bereich des Artenzahlenspektrums im Vergleich zu den Artenzahlen etwas erhöht. Trotzdem fallen die Diversitätswerte vom Trend her relativ kontinuierlich mit den Artenzahlen. Die beiden artenärmsten Flächen WR7A und WR8 weisen die mit Abstand höchsten Dominanzindices auf, d.h. auf diesen wird die Schwebfliegenfauna am stärksten durch eine einzelne Art dominiert. Sieht man von diesen beiden Flächen ab, finden sich unter den verbleibenden Waldrändern und Hecken höhere und niedrigere Dominanzindices über das gesamte Spektrum der Artenzahlen.

Landesweit gefährdete Arten

Insgesamt 8 landesweit gefährdete Schwebfliegenarten entsprechen 9 % der nachgewiesenen Arten, von diesen sind 4 der Kategorie gefährdet und 4 der Vorwarnliste zugeordnet. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen wurden 0 bis 4 Arten (Mittel 1,8) mit 0 bis 18 Individuen (Mittel 4,5) erfaßt. 54 auf allen Untersuchungsflächen gefangene Individuen entsprechen 3 % des Gesamtfangs. Der artenarmen Hecke H7B fehlen landesweit gefährdete Schwebfliegenarten völlig, die ebenfalls artenarmen Untersuchungsflächen WR6, WR7A und WR8 mit schattigen Säumen weisen nur jeweils eine Art der Vorwarnliste auf. Dieses gilt auch für die artenreichste Untersuchungsfläche WR5, der offene Bodenstellen und lückige oder schütterere Säume fehlen. Die höchsten Artenzahlen landesweit gefährdeter Schwebfliegen weisen warme, südexponierte und tiefgelegene Flächen auf (WR3, WR2, WR4), die auch über offene Bodenstellen und stellenweise schütterere und lückige Vegetation verfügen. Sie liegen eher im mittleren Bereich des Gesamtartenzahlenspektrums. Bei den Individuenzahlen landesweit gefährdeter Arten zeigt sich kein Trend in Abhängigkeit von den Gesamtartenzahlen oder der Zahl landesweit gefährdeter Arten. Die höchste Individuenzahl von Arten der Kategorie gefährdet weist der warme Weidfeldrest WR3 auf.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Wie die nachfolgenden Korrelationskoeffizienten zeigen, steigen die Artenzahlen der gefährdeten Schwebfliegen mit zunehmender Einstrahlung, Wärme und Trockenheit der Untersuchungsflächen:

- Wärmebegünstigung aufgrund der Exposition (0,5)
- Temperatur Maximum-Mittelwert im Saum (0,6) und im Mantel (0,5)
- Potentielle Sonnenscheindauer Mai - September (0,5)
- Kleinräumiges Minimum (0,7) und Maximum (0,5) der Lufttemperatur an Strahlungstagen im Hochsommer
- Kleinräumiges Minimum (-0,5) und Maximum (-0,5) der Luftfeuchte an Strahlungstagen im Hochsommer

Dies zeigt sich auch in den statistischen Beziehungen zum Ausmaß stark besonnener Säume und zum Anteil von stark besonnenen Teilflächen im Saum:

- Länge von Säumen mit starker Besonnung im Querprofil (0,7)
- Anteil stark besonnener Streuflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,6)
- Anteil stark besonnener schütterer Vegetationsflächen (Deckung 50 - 75 %) an der Bodenoberfläche im Saum (0,6)

Steigende Artenzahlen an Schwebfliegen sind auch mit größerer Trockenheit, zunehmender Basen- und Nährstoffarmut der Standorte sowie einer geringeren Frequenz mechanischer Störungen der Säume durch Mahd oder Beweidung verbunden. Dies zeigen die folgenden Korrelationen der Artenzahlen gefährdeter Schwebfliegen zu den berechneten Zeigerwerten der Bodenvegetation:

- Feuchtezahl im Saum (-0,7) und im Mantel (-0,7)
- Reaktionszahl im Saum(-0,5) und im Mantel (-0,5)
- Stickstoffzahl im Saum (-0,5) und im Mantel (-0,5)
- Mahdverträglichkeitszahl im Saum (-0,6)

Ähnliche Hinweise erhält man auch aus den statistischen Beziehungen zu den Deckungsanteilen von Arten bestimmter Pflanzenfamilien und soziologischer Artengruppen. So sind z.B. die Deckungsanteile von Sauergräsern, des Heidekrautes sowie von Arten mesophiler Säume positiv mit der Anzahl gefährdeter Schwebfliegenarten verknüpft, die Deckungsanteile der Brennessel, von Arten der Ruderalfluren, nährstoffreicher, frischer Säume und des Wirtschaftsgrünlandes dagegen negativ:

- Deckungsanteil Cyperaceae (Sauergräser) in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil Ericaceae (hier: Heidekraut) in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Trifolion medii in der Krautschicht des Saumes (0,8) und des Mantels (0,7)
- Deckungsanteil Urticaceae (hier: Große Brennessel) in der Krautschicht des Saumes (-0,6)
- Deckungsanteil von Arten der Gruppe Krautige Vegetation oft gestörter Plätze in der Krautschicht des Saumes (-0,5)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Geo-Alliarion der Krautschicht des Saumes (-0,7) und des Mantels (-0,5)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Molinio-Arrhenatheretea in der Krautschicht des Saumes (-0,5)

Merkmale landesweit gefährdeter Arten und aller Arten im Vergleich

In Anhang 88 sind absolute und relative Verteilungen der Arten- und Individuenzahlen nach Ernährungsweisen der Larven, Lebensräumen der Imagines, Indikatorarten historisch alter Wälder und nach Indikatorarten primärer Laubwälder für die Untersuchungsflächen und insgesamt für die gefährdeten sowie für alle Arten wiedergegeben. Die Angaben zu den Arten wurden CLAUSSEN (1980), SCHMID (1986), STUBBS (1982, 1983), BASTIAN (1986), KORMANN (1988) und SSYMANK (1994b) entnommen. Vergleicht man die relativen Verteilungen der Artenzahlen auf verschiedene Merkmale für das Kollektiv aller Arten und das Kollektiv in Baden-Württemberg gefährdeter Arten, wobei der Anteil der Merkmalsträger am Gesamtkollektiv jeweils gleich 100 gesetzt wird, ist das Spektrum der Rote-Liste-Arten wie folgt gekennzeichnet:

Im Kollektiv gefährdeter Arten sind Arten niedriger Stetigkeits- und Dominanzklassen überrepräsentiert, d.h. die gefährdeten Arten treten auf weniger Untersuchungsflächen auf und sind dort, wo sie vorkommen, auch relativ selten:

- Stetigkeitsklasse < 20 % (154 %)
- Dominanzklasse sporadisch (148 %)

Hinsichtlich des Larvalernährungstyps sind zoophage Arten an Schildläusen (284 %), zoophage Arten in Ameisennestern und an Wurzelblattläusen (284 %) und saprophag aquatische Arten (227 %), hinsichtlich des präferierten Lebensraumes Offenlandarten (207 %), Arten trockener Lebensräume (284 %) und Indikatorarten historisch alter Wälder (568 %) bei den gefährdeten Arten relativ stärker vertreten als im Kollektiv aller Arten.

Darüber hinaus treten bei den landesweit gefährdeten Arten folgende Unterschiede zum Kollektiv aller und der nicht gefährdeten Arten auf (Anhang 107):

- Mittlere Stetigkeit 23 : 37 : 38
- Mittlere Dominanz 0,36 : 1,10 : 1,17

- Mittlere Flächendiversität für die Arten 0,65 : 1,08 : 1,12
- Mittlere Flächenevenness für die Arten 0,88 : 0,93 : 0,93

Die gefährdeten Arten sind sowohl auf weniger Flächen vertreten, als auch auf den Flächen selbst weniger dominant als andere Arten. Die niedrigere mittlere Stetigkeit der gefährdeten Arten drückt sich auch in einem kleineren Flächendiversitätswert aus. Die Flächenevenness-Werte weisen leicht darauf hin, daß die gefährdeten Arten über die Untersuchungsflächen weniger gleich verteilt sind als alle und die nicht gefährdeten Arten.

Beziehungen zwischen der Artenzahl und den Anteilen von Arten mit bestimmten Merkmalen am Artenbestand

Sowohl mit den Gesamt- (0,6) als auch mit den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten (0,7) nimmt der Anteil von Arten trockener Lebensräume an der Schwebfliegenfauna der Untersuchungsflächen zu.

Bundesweit gefährdete Arten

34 % der nachgewiesenen Arten sind bundesweit gefährdet. Diese wurden in 245 Individuen gefangen, was 13 % der Gesamtindividuenzahl entspricht. Die Artenzahlen der 34 gefährdeten Arten schwankten dabei auf den einzelnen Untersuchungsflächen zwischen 3 und 14 (Mittel 8), die Individuenzahlen zwischen 8 und 44 (Mittel 20). Die Artenzahlen der bundesweit gefährdeten Schwebfliegenarten fallen relativ kontinuierlich mit den Gesamtartenzahlen, ihre Individuenzahlen etwas weniger deutlich.

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Schwebfliegenbestände

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Schwebfliegenbestände müßten hinreichend häufig für einen Flächenvergleich und problembezogen sein, z.B. einen Bezug zu gefährdeten Arten aufweisen oder auf Lebensräume abheben, die für gefährdete Arten eine besondere Bedeutung haben. 11 Offenlandarten wurden mit Artenzahlen von 0 bis 6 (Mittel 2,5) und Individuenzahlen von 0 bis 9 (Mittel 3) auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen. Die Artenzahl von insgesamt 4 Arten trockener Lebensräume schwankte zwischen 0 und 3 (Mittel 1); ihre Individuenzahl von 0 bis 6 (Mittel 1,5). Insgesamt 4 Indikatorarten historisch alter Wälder wurden mit Artenzahlen von 0 bis 2 (Mittel 0,6) und Individuenzahlen von 0 bis 2 (Mittel 0,8) erfaßt. Die Fangergebnisse von Arten mit den dargestellten Eigenschaften erscheinen für einen Vergleich aller Untersuchungsflächen eher niedrig.

3.4.3.6 Ergebnisse zur Bockkäferfauna

Die Bockkäferfauna der Untersuchungsflächen wurde nur ausschnittsweise über die Fänge von blütenbesuchenden Arten in Farbschalen erfaßt. Die Ergebnisse und ihre Auswertung sind in Anhang 89 wiedergegeben, wichtige Parameter in Abb. 36 graphisch dargestellt. Die berechneten Singularitätswerte für die Bockkäferfaunen der untersuchten Säume finden sich in Anhang 112, die für die Auswertung verwendete Rote Liste in Anhang 111.

Im Untersuchungsgebiet wurden noch zwei weitere xylobionte Arten mit hohen Gefährdungseinstufungen nachgewiesen. Der Körnerbock (*Megopis scabricornis*, vom Aussterben bedroht) flog bei den Lichtfängen an der Waldrand-Untersuchungsfläche WR4 zu. Die Larven der polyphagen Art besiedeln feuchtes, morsches Holz in stehenden oder liegenden Laubgehölzen, häufig die toten Partien in noch lebenden oder absterbenden, alten Bäumen (DEMELT 1965, BENSE 1995). Die Larven fressen drei Jahre im Holz und legen dort auch ihre Puppenwiege an (DEMELT 1966). Die Art ist im südlichen Mittel- und nördlichen Südeuropa verbreitet und erreicht

im mittleren Deutschland ihre nördliche Arealgrenze (BENSE 1995). Am Waldrand der Untersuchungsfläche WR2 mit vielen alten Eichen wurde der bundesweit als stark gefährdet klassifizierte Hirschkäfer (*Lucanus cervus*) in den Bodenfallen gefangen. Die Art wurde ebenfalls für die eichenreichen Mittelwälder des Unteren Gemeindewaldes (Vogel-Untersuchungsflächen A47-W, A49-W, A50-W) belegt. Die Larven des Hirschkäfers entwickeln sich über einen Zeitraum von ca. fünf Jahren im Mulm von alten, anbrüchigen Eichen, abgestorbenen Eichenstämmen und -stubben. Die Imagines nehmen auslaufende Baumsäfte, besonders von Eichen, zu ihrer Ernährung auf.

Artenzahlen

In den Farbschalen wurden insgesamt 12 Bockkäferarten gefangen. Für die einzelnen Untersuchungsflächen wurden 1 bis 9 Arten (Mittel 4,5) nachgewiesen (Abb. 36). Die Waldränder und Hecken sind in den Diagrammen nach abnehmenden Artenzahlen, dann nach abnehmenden Individuenzahlen angeordnet.

Der artenärmere Flügel der Untersuchungsflächen besteht aus den beiden Hecken H1B und H7B, der hochgelegenen Weidfeld-Niederwaldfläche WR10, auf der die Bäume nur sehr schwache Dimensionen erreichen, sowie den Flächen mit nordexponierten (WR7A, WR8) oder stark überschatteten Säumen (WR6). Bei der Fläche WR6 erreichen die Haselsträucher und Kastanienstockausschläge des breiten Mantels zudem nur schwache Dimensionen. Die sonnenexponierten Waldränder (WR2, WR5, WR1A, WR4, WR9, WR3) weisen dagegen höhere Artenzahlen auf. Die artenreichste Untersuchungsfläche ist das eichenreiche starke Buchenbaumholz der Untersuchungsfläche WR2 mit breiten verheideten Säumen. Der benachbarte und strukturell ähnliche Waldrand WR1A mit seinem höheren Kiefernanteil folgt an dritter Stelle. Die zweithöchste Artenzahl an Bockkäfern wurde im Übergang der hochstaudenreichen Grünlandbrache zum starken Fichten-Baumholz des Waldrandes WR5 gefangen.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Zwischen den Artenzahlen der blütenbesuchenden Bockkäfer und standörtlich-strukturellen Eigenschaften der Untersuchungsflächen bestehen viele engere statistische Beziehungen, wobei die differenzierten Merkmale häufig nicht voneinander unabhängig sind. Aus der Korrelationsmatrix lassen sich aber einige wichtige Faktorenkomplexe ableiten:

Zunächst steigen die Artenzahlen der Bockkäfer mit zunehmender Einstrahlung und Wärme auf den Untersuchungsflächen an:

- Potentielle Sonnenscheindauer im Jahr (0,7) und von Mai - September (0,7)
- Temperatur Maximum-Mittelwert im Saum (0,7)
- Kleinräumiges Minimum der Lufttemperatur an Strahlungstagen im Hochsommer (0,8)

Die Bedeutung der Besonnung zeigt sich auch in den positiven statistischen Beziehungen zum Ausmaß stark besonnener offener Bodenstellen und Säume sowie zu den Anteilen stark besonnener Teilflächen im Saum und zeitweise besonnener/leicht beschatteter Teilflächen im Mantel:

- Höhe vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Höhe von Säumen mit hohem Anteil offener Bodenstellen mit starker Besonnung im Querprofil (0,6)
- Länge vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Länge von Säumen mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Anteil stark besonnener offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Saum (0,5)
- Anteil stark besonnener Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,5)
- Anteil zeitweise besonnener/leicht beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,7)

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER BLÜTENBESUCHENDEN BOCKKÄFERFAUNA

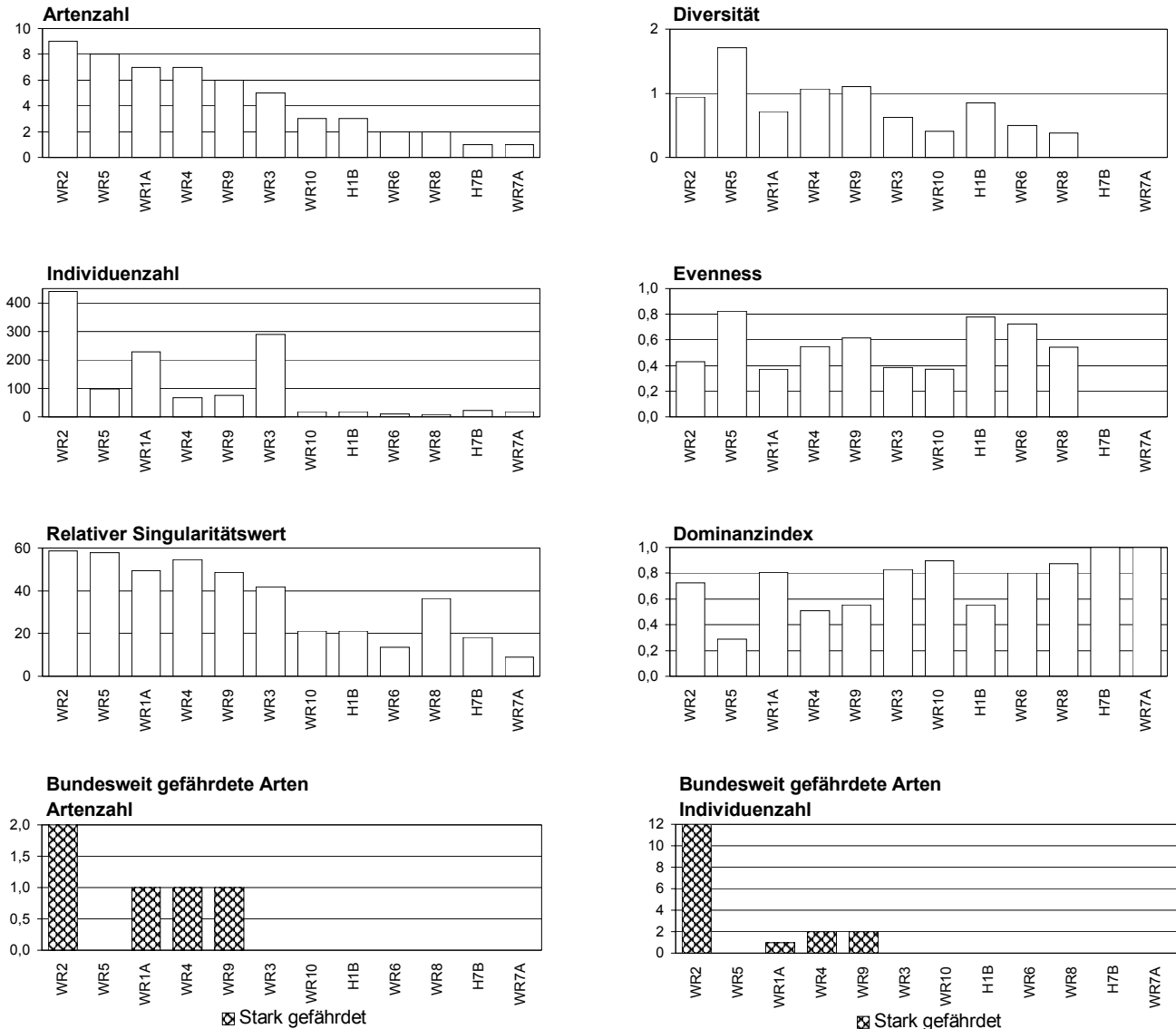


Abb. 36: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Bockkäferfauna - Arten- und Individuenzahlen aller sowie der bundesweit gefährdeten Arten, Diversitäten, Evenness, Relative Singularitätswerte und Dominanzindices

Demgegenüber sind die Korrelationen zum Ausmaß und zum Flächenanteil stark beschatteter Bereiche für Saum und Mantel negativ:

- Länge von Säumen mit starker Beschattung im Querprofil (-0,5)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (-0,5)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,7)

Da bei den Struktureinheiten am Oberboden auch Holzsubstrate differenziert wurden, könnte zur Anzahl der Oberbodenstruktureinheiten ein direkter Zusammenhang bezüglich der Brutsubstrate bestehen:

- Anzahl der Oberbodenstruktureinheiten im Bestand (0,6)

Die Säume der Untersuchungsflächen mit artenreicheren Bockkäferbeständen sind von der Tendenz her eher nährstoffärmer, stärker verheidet und weniger vergrast. Sie weisen geringere Deckungsanteile von Süß- und höhere von Sauergräsern auf und sind seltener mechanisch durch Mahd oder Beweidung gestört:

- Deckungsanteil von Arten des Verbandes *Carpinion betuli* (hier für vergleichsweise nährstoffreichere Standorte) in der

Krautschicht des Saumes (-0,6)

- Deckungsanteil Ericaceae (hier Heidekraut) in der Krautschicht des Saumes (0,5), des Mantels (0,5) und des Bestandes (0,5)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Calluno-Geniston in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil Cyperaceae (Sauergräser) in der Krautschicht des Saumes (0,6) und des Mantels (0,5)
- Deckungsanteil Poaceae (Süßgräser) in der Krautschicht des Saumes (-0,6)
- Deckungsanteil Gräser in der Krautschicht des Saumes (-0,7)
- Mahdverträglichkeitszahl im Saum (-0,5)

Die Artenzahlen der holzbrütenden Bockkäfer steigen mit zunehmendem Totholzangebot der Untersuchungsflächen, mit steigenden Grundflächen der Rotbuche, speziell in stärkeren Dimensionen, sowie mit zunehmenden Angebot an älteren, stärkeren Bäumen an. Dabei wird mit stärkerer Durchmesserklasse der statistische Zusammenhang straffer:

- Grundfläche (m²/ha) stehenden Totholzes am Waldrand (0,5) und im Bestand (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) Rotbuche im Bestand (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) Rotbuchen mit einem Brusthöhendurchmesser von 70 - 100 cm im Bestand (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) von Bäumen mit einem Brusthöhendurchmesser > 50 cm im Bestand (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser von 50 - 70 cm im Bestand (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser von 70 - 100 cm im Bestand (0,7)

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern der Bockkäferbestände

Die engsten statistischen Beziehungen der Artenzahlen bestehen zu den Singularitätswerten (0,95), den Diversitätswerten (0,9), den Individuenzahlen (0,7), den Arten- (0,7) und Individuenzahlen (0,7) bundesweit gefährdeter Arten und zu den Dominanzindices (-0,7). Der Zusammenhang zwischen den Artenzahlen und den Evenness-Werten ist dagegen weniger eng, hohe und niedrige Evenness-Werte treten eher über das gesamte Spektrum der Artenzahlen auf.

Individuenzahlen

Von insgesamt 1.295 Individuen wurden zwischen 8 und 440 (Mittel 108) je Untersuchungsfläche erfaßt (Abb. 36). Die artenärmere Hälfte der Untersuchungsflächen weist auch sehr niedrige Individuenzahlen auf. Auf der Fläche mit der höchsten Artenzahl (WR2) wurden mit Abstand auch die meisten Individuen gefangen. Im artenreicheren Flügel der Untersuchungsflächen treten auch die beiden anderen Flächen mit breiten, stark besonnten, lückigen oder schütterten Säumen (WR1A, WR3) im Vergleich zu den Artenzahlen stärker hervor.

Singularitätswerte

Die relativen Singularitätswerte schwanken für die Untersuchungsflächen zwischen 9 und 59 % bei einem Mittelwert von 36 %. Die Singularitätswerte fallen fast kontinuierlich mit den Artenzahlen (Abb. 36). Allerdings weist vor allem der Waldrand WR8 für seine geringe Artenzahl einen relativ hohen Singularitätswert auf, weil eine der beiden Bockkäferarten nur auf wenigen anderen Untersuchungsflächen vorkommt.

Diversitäten, Evenness- und Dominanzindex-Werte

Die Diversitätswerte schwanken auf den Untersuchungsflächen zwischen 0 und 1,71 (Mittel 0,69), die Evenness-Werte zwischen 0 und 0,82 (Mittel 0,47) und die Dominanzindices von 0,29 bis 1 (Mittel 0,74). Für die beiden Untersuchungsflächen WR7A und H7B mit nur einer nachgewiesenen Art belaufen sich die Diversitätswerte auf 0, die Evenness kann nicht berechnet werden und die Dominanzindices betragen 1,0 (Abb. 36). Hohe und niedrige Evenness-Werte finden sich über das gesamte Spektrum der Artenzahlen. Bei den artenreichsten Flächen ist die Gleichverteilung der Individuen der beteiligten Arten auf dem Grünlandbrache-Waldrand WR5 wesentlich höher als bei

den beiden verheideten Waldrändern WR1A und WR2. Wie auch die Dominanzindices zeigen, werden diese beiden Flächen in sehr viel größerem Umfang durch eine einzelne Art geprägt. Bei den Diversitäten führen die Unterschiede in der Evenness dazu, daß sich der Diversitätswert von WR5 gegenüber WR1A und WR2 erheblich erhöht. Ähnliches gilt für die relativ artenärmeren Flächen H1B, WR6 und WR8, die auch durch hohe Gleichverteilung der beteiligten Arten in Relation zu den artenreicheren Flächen WR3 und WR10 hohe Diversitätswerte erhalten. Insgesamt fallen die Diversitätswerte aber mit sinkenden Artenzahlen, wohingegen die Dominanzindices im Prinzip zunehmen. Auf artenärmeren Flächen erreicht die häufigste Art somit einen größeren Anteil am Gesamtbestand als auf artenreichen.

Bundesweit gefährdete Arten

Da zum Zeitpunkt der Auswertung für die Bockkäfer keine Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Arten vorlag, konnten nur die als bundesweit gefährdet eingestufteten Arten weiter betrachtet werden. 17 % der nachgewiesenen Arten gelten in der Bundesrepublik als gefährdet, beide Arten sind als stark gefährdet eingestuft. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen wurden 0 bis 2 Arten (Mittel 0,42) und 0 bis 12 Individuen (Mittel 1,4) nachgewiesen. Die insgesamt 17 gefangenen Individuen entsprechen 1,3 % der Gesamtindividuenzahl. Für die artenärmere Hälfte der Untersuchungsflächen konnten keine gefährdeten Arten nachgewiesen werden, ebenso nicht für den Übergang von Weidfeldrest und Bergahorn-Douglasien-Jungbestand WR3. Auch dem Grünlandbrachen-Fichtenbaumholz-Übergang WR5, der immerhin die zweithöchste Artenzahl aller Untersuchungsflächen aufwies, fehlen gefährdete Arten. Nur an dem artenreichsten Waldrand WR2 wurden auch beide gefährdeten Arten erfaßt und in den höchsten Individuenzahlen gefangen.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen bundesweit gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Zunächst weisen einige der Korrelationen zu klimatischen Meßwerten darauf hin, daß wärmere und trockenere Untersuchungsflächen das Vorkommen gefährdeter Arten begünstigen:

- Temperatur Minimum-Mittelwert im Mantel (0,6)
- Kleinräumiges Minimum (0,6) und Maximum (0,6) der Lufttemperatur an Strahlungstagen im Hochsommer
- Kleinräumiges Minimum (-0,6) und Maximum (-0,7) der Luftfeuchte an Strahlungstagen im Hochsommer

Dieses bestätigt sich durch die positiven statistischen Beziehungen zum Ausmaß von stark besonnten vegetationsfreien Böschungen und Säumen an den Waldrändern, zum Anteil von stark besonnten offenen Bodenstellen und Teilflächen in den Säumen sowie von zeitweise besonnten/leicht beschatteten offenen Bodenstellen in den Mänteln bzw. Hecken:

- Höhe vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (0,7)
- Höhe von Säumen mit hohem Anteil offener Bodenstellen mit starker Besonnung im Querprofil (0,8)
- Länge vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (0,7)
- Länge von Säumen mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Anteil stark besonnter offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Saum (0,7)
- Anteil stark besonnter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,5)
- Anteil zeitweise besonnter/leicht beschatteter offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,6)

Die Korrelationen zu den über die Bodenvegetation berechneten Zeigerwerten deuten darauf hin, daß die Anzahl gefährdeter Bockkäferarten mit zunehmender Trockenheit und Basenarmut der Standorte in Säumen und Mänteln sowie mit einer sinkenden Frequenz mechanischer Störungen durch Mahd bzw. Beweidung in den Säumen ansteigt:

- Feuchtezahl im Saum (-0,6) und Mantel (-0,6)
- Reaktionszahl im Saum (-0,5), Mantel (-0,5) und Bestand (-0,5)

- Stickstoffzahl im Bestand (-0,5)
- Mahdverträglichkeitszahl im Saum (-0,5)

Untersuchungsflächen mit Nachweisen gefährdeter Bockkäferarten zeichnen sich durch das Vorkommen von Heidekraut, Ginsterarten und Aushagerungszeigern wie dem Wiesen-Wachtelweizen aus. Mit zunehmendem Deckungsanteil von Arten der Calluna- und Besenginsterheiden sowie des nährstoffärmeren Flügels der Buchenwaldgesellschaften geht auch das Vorkommen gefährdeter Bockkäferarten einher:

- Deckungsanteil Fabaceae (hier: Ginsterarten) in der Krautschicht des Saumes (0,8)
- Deckungsanteil von Ericaceae (hier: Heidekraut) in der Krautschicht des Mantels (0,7) und des Bestandes (0,6)
- Deckungsanteil von Scrophulariaceae (hier: Wiesen-Wachtelweizen) in der Krautschicht des Mantels (0,6)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Calluno-Genistion in der Krautschicht des Saumes (0,7)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Cytision scoparii in der Krautschicht des Saumes (0,5)
- Deckungsanteil von Arten des Unterverbandes Luzulo-Fagion in der Krautschicht des Saumes (0,7), des Mantels (0,6) und des Bestandes (0,7)

Zu einem steigenden Deckungsanteil von Arten nährstoffreicherer Waldgesellschaften besteht dagegen eine negative Korrelation, ebenso zur Grundfläche der Hainbuche am Waldrand bzw. in den Hecken:

- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Carpinion betuli in der Krautschicht des Saumes (-0,6) und des Bestandes (-0,6)
- Grundfläche (m²/ha) der Hainbuche am Waldrand (-0,5)

Ob gefährdete blütenbesuchende Bockkäferarten tatsächlich die nährstoffarmen, verheideten Säume aufgrund des Nahrungsangebotes oder ihrer Wärme und Trockenheit präferieren oder ob die Arten dort aufgrund der zufälligen räumlichen Nachbarschaft zu besonnten Buchen- und Eichen-Altbeständen anzutreffen sind, ist nicht zu entscheiden. Die Arten fehlen jedenfalls der nordexponierten Buchenvergleichsfläche WR7A, die nicht über verheidete und besonnte Säume verfügt, allerdings auch von ihrem Wärmeklima im Bestand z.B. von WR2 deutlich abweicht.

Da die nährstoffarmen, verheideten Säume und Hainsimsen-Buchenwälder auch vergleichsweise pflanzenartenarm sind, ist die Artenzahl der gefährdeten Bockkäferarten negativ mit den Artenzahlen der Gefäßpflanzen der Untersuchungsflächen und speziell mit denen in der Krautschicht verknüpft:

- Artenzahl der Gefäßpflanzen im Saum (-0,7) und in allen Straten (-0,5)
- Artenzahl der Krautschicht im Saum (-0,7) und in allen Straten (-0,6)

Ein positiver Zusammenhang zeigt sich jedoch, wenn nur die floristische Vielfalt der obersten Baumschicht 1 betrachtet wird. Dieses gilt hinsichtlich der Artenzahlen und Deckungssummen dieser Schicht in allen drei Straten und hinsichtlich ihrer Diversitäts- und Evenness-Werte über alle Straten. Auch die über Grundflächenanteile berechneten Diversitäts- und Evennesswerte der mit Winkelzählproben im Bestand erfaßten Gehölze weisen positive Korrelationen auf. Eine hohe Artenvielfalt in der Höhenklasse der Baumschicht 1 bietet möglicherweise auch vielfältige Larvalsubstrate und diese außerdem in stärkeren Dimensionen an:

- Artenzahl von Baumschicht 1 im Saum (0,6), im Mantel (0,5) und im Bestand (0,6)
- Deckungssumme von Baumschicht 1 im Saum (0,7), im Mantel (0,6) und im Bestand (0,7)
- Diversität (0,5) und Evenness (0,6) der Baumschicht 1 über alle Straten
- Diversität (0,5) und Evenness (0,5) der winkelzählprobenerfaßten Gehölze im Bestand (0,5)

Ein Bezug zur Dimension der Bäume und damit auch teilweise des Bestandesalters deutet sich auch in den statistischen Beziehungen zum Flächenanteil verschiedener Entwicklungsphasen an:

- Flächenanteil der Entwicklungsphase Stangenholz am Waldteil der Vogel-Untersuchungsfläche (-0,5)
- Flächenanteil der Entwicklungsphase mittleres Baumholz am Waldteil der Vogel-Untersuchungsfläche (0,6)

Dieses bestätigt sich durch die positiven Korrelationen zu den Grundflächen stärkerer Durchmesserklassen, speziell von Laubbäumen, Rotbuchen und Traubeneichen:

- Grundfläche (m²/ha) von Bäumen mit einem Brusthöhendurchmesser > 50 cm im Bestand (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) von Laubbäumen einem Brusthöhendurchmesser > 50 cm am Waldrand (0,5) und im Bestand (0,7)
- Grundfläche (m²/ha) von Rotbuchen mit einem Brusthöhendurchmesser von 50 - 70 cm (0,6) und 70 - 100 cm (0,6) im Bestand
- Grundfläche (m²/ha) von Traubeneichen mit einem Brusthöhendurchmesser von 50 - 70 cm am Waldrand (0,6) und im Bestand (0,5)

Ebenso wie das Auftreten älterer, stärker dimensionierter Bäume kann auch das Totholz auf den Untersuchungsflächen mit dem Angebot von geeigneten Larvalsubstraten für gefährdete Arten verknüpft sein, auch hier bestehen jedenfalls positive Korrelationen zur Artenzahl:

- Grundfläche (m²/ha) stehenden Totholzes am Waldrand (0,7) und im Bestand (0,6)

Hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung steigen die Artenzahlen mit zunehmenden Grundflächen von Laubbäumen, speziell Rotbuchen und Traubeneichen, und mit dem Anteil der Waldkiefer, die die Buchenbestände der Untersuchungsflächen besonders auf den trockeneren Standorten durchsetzt. Dagegen sinkt die Anzahl bundesweit gefährdeter Bockkäferarten mit zunehmenden Grundflächen von Nadelschattgehölzern (Fichte, Tanne, Douglasie) in den untersuchten Beständen.

- Grundfläche (m²/ha) der Laubbäume im Bestand (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) der Rotbuche im Bestand (0,8)
- Grundfläche (m²/ha) der Traubeneiche am Waldrand (0,5) und im Bestand (0,8)
- Grundfläche (m²/ha) der Waldkiefer im Bestand (0,6)
- Grundfläche (m²/ha) der Nadelschattbäume im Bestand (-0,6)

Merkmale bundesweit gefährdeter Arten und aller Arten im Vergleich

In Anhang 89 sind absolute und relative Verteilungen der Arten- und Individuenzahlen nach Larvalernährung (Anzahl bekannter Pflanzengattungen), Nahrungsspektren der Larven, präferierten Fraßorten der Larven, Verpuppungsorten, Dauer der Generationszyklen und Blütenbesuch der Imagines für die Untersuchungsflächen und insgesamt für die gefährdeten sowie für alle Arten wiedergegeben. Die Angaben zu den Arten stammen aus DEMELT (1966), TRAUTNER et al. (1989) und BENSE (1995).

Vergleicht man die relativen Verteilungen der Artenzahlen auf verschiedene Merkmale für das Kollektiv aller Arten und das Kollektiv in Baden-Württemberg gefährdeter Arten, wobei der Anteil der Merkmalsträger am Gesamtkollektiv jeweils gleich 100 gesetzt wird, ist das Spektrum der Rote-Liste-Arten wie folgt gekennzeichnet:

Zunächst treten die bundesweit gefährdeten Arten auf einer geringeren Anzahl an Untersuchungsflächen auf und sind dort auch weniger dominant als andere Arten:

- Stetigkeitsklasse < 20 % (150 %)
- Stetigkeitsklasse 20 - 40 % (200 %)
- Dominanzklasse rezedent (150 %)
- Dominanzklasse sporadisch (150 %)

Im Vergleich zum Kollektiv aller Arten sind bei den gefährdeten Arten solche relativ häufiger, die ihre nördliche Arealgrenze in Deutschland (602 %) erreichen, die als selten bezeichnet werden (602 %), deren Larven polyphag in Laubhölzern leben (300 %) und Stubben, Stümpfe und Äste als Larvalfraßort präferieren (150 %), sich im Holz verpuppen (171 %) und einen mehrjährigem Generationszyklus (299 %) aufweisen.

Die bundesweit gefährdeten Arten weisen darüber hinaus folgende Unterschiede zum Kollektiv aller und der nicht gefährdeten Arten auf (Anhang 107):

- Mittlere Stetigkeit 17 : 35 : 40
- Mittlere Dominanz 0,19 : 1,52 : 1,87
- Mittlere Flächendiversität für die Arten 0,47 : 0,89 : 1,00
- Mittlere Flächenevenness für die Arten 0,86 : 0,81 : 0,80

Wie schon bei den Stetigkeits- und Dominanzklassen dargestellt, sind die gefährdeten Arten sowohl auf weniger Flächen vertreten, als auch auf den Flächen selbst weniger dominant als andere Arten. Die mittleren Stetigkeitswerte spiegeln sich in entsprechenden Flächendiversitätswerten wieder. Die Flächenevenness-Werte weisen leicht darauf hin, daß die quantitative Verteilung der gefährdeten Arten auf die Untersuchungsflächen im Mittel weniger variiert als die aller und die der nicht gefährdeten Arten. Diese erklärt sich dadurch, daß die gefährdeten Arten oft nur in einem oder wenigen Individuen gefangen wurden.

Beziehungen zwischen der Artenzahl und den Anteilen von Arten mit bestimmten Merkmalen am Artenbestand

Mit den Artenzahlen und der Anzahl gefährdeter Arten nehmen die Anteile von seltenen, nur in Süddeutschland häufigeren Arten (0,6, 0,9), von polyphagen Arten in Laubgehölzen (0,6, 0,5) und von Arten mit mehrjährigem Generationszyklus (0,8, 0,6) zu.

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Bockkäferbestände

Bezugnehmend auf die Eigenschaften gefährdeter Arten und ihre Lebensräume könnten die Bockkäferbestände z.B. nach den in Laubholz polyphagen Arten oder solchen mit mehrjähriger Generationsdauer differenziert werden. Die 4 polyphagen Arten an Laubholz wurden mit Artenzahlen von 0 bis 4 (Mittel 1,3) und Individuenzahlen von 0 - 74 (Mittel 16) auf den Untersuchungsflächen erfaßt. Bei den beiden Arten mit mehrjähriger (> 2 - 3 Jahre) Generationsdauer schwankten die Artenzahlen zwischen 0 und 2 (Mittel 0,5), die Individuenzahlen zwischen 0 und 7 (Mittel 1,3).

3.4.3.7 Ergebnisse zur Schmetterlingsfauna

Die Erfassung und Determination der Schmetterlinge wurde von COCH durchgeführt.

Tag-, Dickkopffalter und Widderchen

Ergebnisse und Auswertung finden sich in Anhang 91, die berechneten Singularitätswerte in Anhang 112 und die verwendeten Roten Listen in Anhang 111. Wichtige Parameter sind in Abb. 37 graphisch dargestellt. Die Anordnung der Untersuchungsflächen erfolgte in den Diagrammen zunächst nach abnehmenden Arten-, dann nach abnehmenden Individuenzahlen.

Artenzahlen

Insgesamt 41 Arten traten mit Artenzahlen von 3 bis 20 bei einem Mittelwert von 12 auf den einzelnen Untersuchungsflächen auf. Die artenreichsten Flächen sind die beiden hochgelegenen Vergleichsflächen im Untersuchungsgebiet Yach, die Waldränder WR9 (Standweide-Niederwald) und WR10 (Weidfeld-Niederwald). Die beiden Waldränder liegen in einem vergleichsweise großflächigen Gebiet, das noch durch Weidfeld- und Niederwaldreste geprägt ist, d.h. magere, zum Teil verbuschte Grünlandflächen und lichte Wälder wechseln einander ab. In der Rangfolge der Artenzahlen folgt der Weidfeldrest WR3, der die artenreichste Untersuchungsfläche im Wildtal ist.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER TAGFALTER, DICKKOPFFALTER- UND WIDDERCHENFAUNA

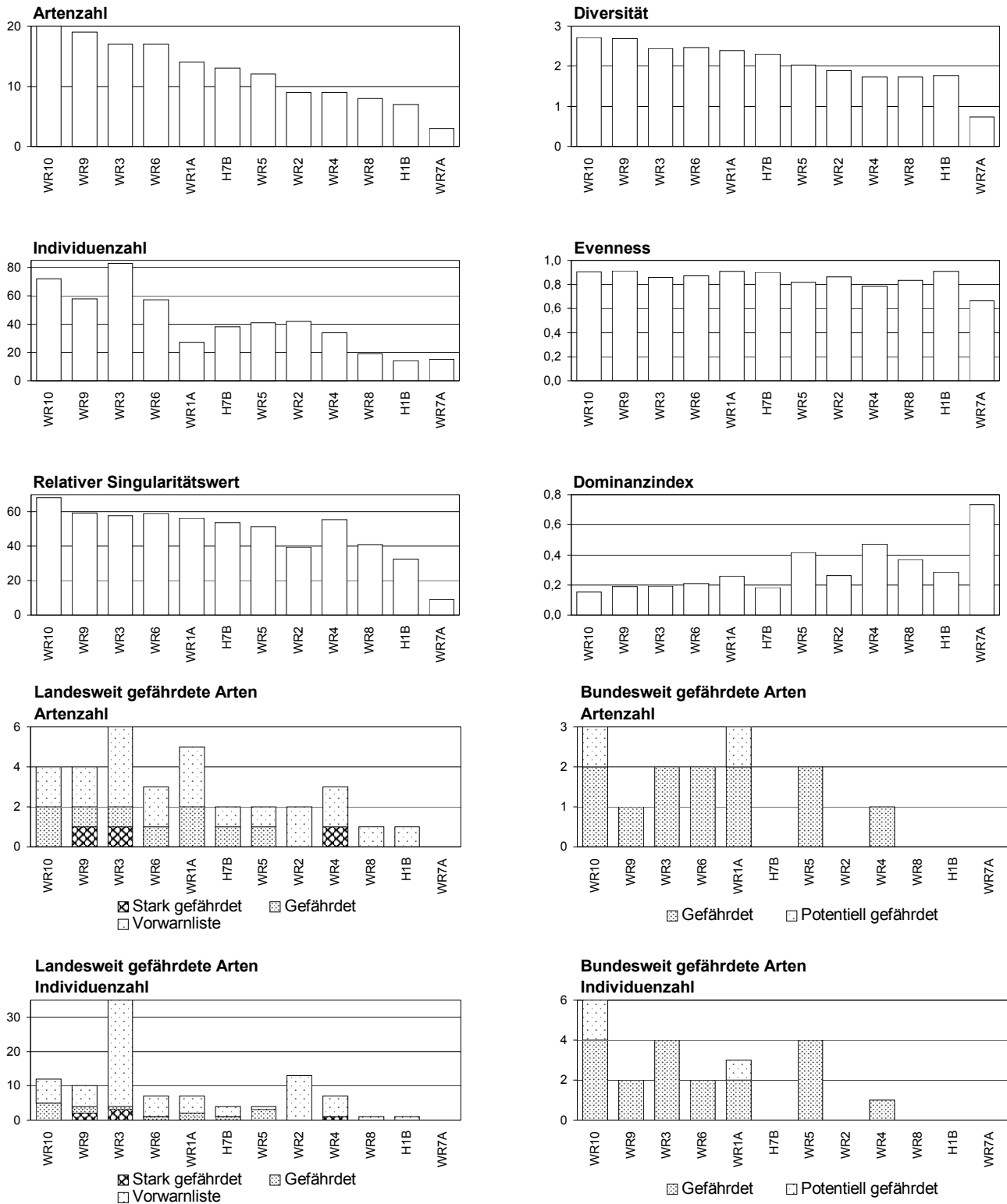


Abb. 37: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Tagfalterfauna - Arten- und Individuenzahlen aller sowie der landes- oder bundesweit gefährdeten Arten, Diversitäten, Evenness, Relative Singularitätswerte und Dominanzindizes (Erfassung und Determination durch COCH)

Auch dem sich dann anschließenden Waldrand WR6 ist extensiv genutztes Grünland, hier als zweischürige Wiese, vorgelagert. Im mittleren Bereich des beobachteten Artenzahlenspektrums liegen der Waldrand WR1A mit verheideter Wegeböschung und vorgelagerter gebüsch- und heckendurchzogener Weide, der Waldrand mit vorgelagerter, vormals extensiv genutzter

Grünlandbrache WR5 und die von Triftwegen und Standweiden begleitete Hecke H7B. Auch bei den Untersuchungsflächen WR1A und H7B sind im benachbarten Grünland noch magere Bereiche, z.B. an Böschungen und entlang der Triftwege, zu finden. Die artenärmeren Flächen WR2, WR4, WR8, H1B sind vom vorgelagerten Grünland her durch stark gedüngte Mähumtriebsweiden mit höherer Nutzungsfrequenz geprägt. Die artenärmste Fläche ist der nordexponierte Buchenwaldrand WR7A mit ständig überschattetem Saum.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Mit zunehmender Höhenlage der Untersuchungsflächen steigen die Artenzahlen der Schmetterlinge an, obschon sich das Wärmeangebot unter vergleichbaren Bedingungen (z.B. Exposition, Inklination, Vegetationsschluß) verschlechtert. Erklären läßt sich diese Tendenz dadurch, daß mit der Höhenlage der Anteil des weniger gedüngten und seltener genutzten Extensivgrünlandes (Weidfelder, zweischürige Wiesen, Grünlandbrachen) zunimmt, dem möglicherweise eine wichtige Bedeutung für den Artenreichtum der Tagfalterfaunen der untersuchten Waldränder und Hecken zukommt. Die Beziehung zur Höhenlage drückt sich auch darin aus, daß Untersuchungsflächen, die niedrigere mittlere Temperatur-Minima aufweisen, artenreicher sind als wärmere Standorte:

- Höhenlage (0,6)
- Temperatur Minimum-Mittelwert im Saum (-0,7)
- Temperatur Minimum-Mittelwert im Bestand (-0,6)

Demgegenüber zeigen die Korrelationen zu den über die Bodenvegetation berechneten Lichtzahlen und zu den potentiellen Sonnenscheindauern, daß Flächen mit hoher Sonneneinstrahlung artenreichere Tagfalterfaunen aufweisen als schattigere Säume, auch wenn dies aufgrund des Einflusses der Höhenlage nicht synchron mit hohen Temperaturmeßwerten einhergeht:

- Lichtzahl im Saum (0,5)
- Potentielle Sonnenscheindauer Mai - September (0,6)

Ähnliche Hinweise liefern auch die positiven statistischen Beziehungen der Artenzahlen zur Länge von Säumen, Gebüsch und Mänteln/Hecken mit starker Besonnung bzw. die negativen Verknüpfungen zum Ausmaß von Säumen und Mänteln/Hecken mit starker Beschattung:

- Länge von Säumen mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Länge dornstrauchreicher Gebüsche mit starker Besonnung im Querprofil (0,6)
- Länge von Mänteln/Hecken mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Länge von Säumen mit starker Beschattung im Querprofil (-0,6)
- Länge von Mänteln /Hecken mit starker Beschattung im Querprofil (-0,6)

Der Zusammenhang zwischen Einstrahlung und Artenzahlen der Tagfalter zeigt sich auch in statistischen Beziehungen zum Flächenanteil von stark besonnten und stark beschatteten Teilflächen im Saum sowie zeitweise besonnten/leicht beschatteten und stark beschatteten Flächenanteilen im Mantel:

- Anteil stark besonnener Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,6)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (-0,6)
- Anteil zeitweise besonnener/leicht beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,6)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,6)

Aus den Angaben in EBERT & RENNWALD (1991a, 1991b) wurden die als Nahrungsquelle von Tagfalter-Imagines für Baden-Württemberg aus dem Freiland bekannten Pflanzen nach Pflanzenfamilien zusammengestellt (Anhang 92). Sowohl nach der Anzahl genannter Nahrungspflanzen als auch nach der Summe der Tagfalternennungen für diese Pflanzenarten

weisen die Asteraceae (Körbchenblütler) mit weitem Abstand die höchsten Zahlen auf, gefolgt von den Rosaceae (Rosengewächsen), Lamiaceae (Lippenblütlern), Fabaceae (Schmetterlingsblütlern) und Apiaceae (Doldenblütlern). Die Nutzung von Waldrändern durch Tagfalter-Imagines könnte von der Nahrungsseite her vor allem durch das Angebot (die Deckung) von Arten dieser Pflanzenfamilien beeinflusst sein. Für die Deckungsanteile von drei der genannten Familien bestehen positive Korrelationen zur Artenzahl der Tagfalter:

- Deckungsanteil Fabaceae (hier: v.a. Ginsterarten) in der Strauchschicht des Saumes (0,5) sowie in der Krautschicht des Mantels (0,5) und des Bestandes (0,7)
- Deckungsanteil Apiaceae in der Krautschicht des Saumes (0,5)
- Deckungsanteil Asteraceae in der Krautschicht des Mantels (0,6) und des Bestandes (0,7)

Hinsichtlich der Beteiligung bestimmter soziologischer Gruppen korrelieren die Artenzahlen der Tagfalter positiv mit den Deckungsanteilen von Arten der Borstgrasrasen und Heiden, speziell der Besenginsterheiden und bodensauren Magerrasen, zu Arten warm-trockener Säume sowie zu Arten der Schlagfluren:

- Deckungsanteil von Arten der Klasse Nardo-Callunetea in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Cytision scoparii in der Strauchschicht des Saumes (0,5) und in der Krautschicht des Mantels (0,5)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Violion caninae in der Krautschicht des Saumes 0,6)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Geranion sanguinei in der Krautschicht des Saumes (0,5) und des Mantels (0,6)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Epilobion angustifolii in der Krautschicht des Saumes (0,7) und des Mantels (0,7)

Da die im Hinblick auf ihre Tagfalterfauna artenreichen Untersuchungsflächen waldseitig aus Niederwäldern (WR9, WR10) oder jüngeren Beständen (WR3, WR6) aufgebaut werden und andererseits die buchenreichen Baumhölzer (WR1A, WR2, WR7A) im Mittelfeld oder am Ende des Artenzahlenspektrums liegen, korrelieren die Artenzahlen der Tagfalter negativ mit zunehmenden Flächenanteilen älterer Entwicklungsphasen, mit steigenden Maximaldurchmessern der Gehölzbestände, mit zunehmenden Grundflächen der Rotbuche mit Durchmessern über 50 cm in Bruthöhe sowie mit steigenden Artenzahlen und Deckungssummen der Baumschicht 1. Andererseits korrelieren die Tagfalterartenzahlen positiv mit Merkmalen der Niederwälder. In diesen niedrigen und lichten Beständen haben Birke und Hasel vergleichsweise hohe Anteile und die niedrigste Baumschicht 3 weist sowohl eine hohe Gehölzartenzahl als auch eine hohe Deckung auf. Auch die Krautschicht im Bestand ist artenreich an Gefäßpflanzen mit relativ vielen Vertretern aus Offenland-Formationen sowie der Staudensäume:

- Lichtzahl im Bestand (0,5)
- Flächenanteile der Entwicklungsphasen mittleren Baumholzes (-0,5) und starken Baumholzes (-0,5) an den Vogel-Untersuchungsflächen
- Maximal erreichte Durchmesserklasse am Waldrand (-0,5) und im Bestand (-0,7)
- Grundfläche (m²/ha) von Rotbuchen mit einem Bruthöhendurchmesser von 50 bis 70 cm im Bestand (-0,6)
- Artenzahl (-0,5) und Deckungssumme (-0,6) der Baumschicht 1 im Bestand (-0,5)
- Grundfläche (m²/ha) von Hängebirke (0,7) und Hasel (0,6) im Bestand
- Artenzahl (0,6) und Deckungssumme (0,6) der Baumschicht 3 im Bestand (0,6)
- Artenzahl der Gefäßpflanzen (0,7) und Artenzahl der Krautschicht im Bestand (0,7)
- Deckungsanteil von Arten der Gruppe Anthro-po-zoogene Heiden und Wiesen (0,5), der Klasse Nardo-Callunetea (0,5), des Verbandes Cytision scoparii (0,7) und der Klasse Trifolio-Geranietea (0,5) in der Krautschicht des Bestandes

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern der Tag-, Dickkopffalter und Widderchenbestände

Die Artenzahlen der Tagfalterfaunen der Untersuchungsflächen sind sehr eng mit den

Diversitätswerten (0,96), den Singularitätswerten (0,95) sowie den beobachteten Individuenzahlen (0,9) korreliert. Auch die statistischen Beziehungen zu den Arten-/Individuenzahlen gefährdeter Arten sind relativ eng (bundesweit gefährdete Arten 0,7 / 0,8, landesweit gefährdete Arten 0,8 / 0,7, im Naturraum Schwarzwald gefährdete Arten 0,9 / 0,8). Zwischen den Artenzahlen und den Dominanzindices besteht ein negativer Zusammenhang (-0,8). Die positive Beziehung zu den Evenness-Werten ist am wenigsten straff (0,5).

Individuenzahlen

In die Auswertung wurde für jede Art die maximale Zahl gleichzeitig beobachteter Individuen aus 10 Transektbegehungen einbezogen. In der Summe wurden nach diesem Modus 500 Individuen für die Waldränder und Hecken berechnet, deren Anzahl auf den Untersuchungsflächen zwischen 14 und 83 schwankte. Tendenziell fallen die Individuenzahlen mit abnehmenden Artenzahlen (Abb. 37). Die meisten Beobachtungen erfolgten nicht auf den artenreichsten Flächen WR9 und WR10, sondern auf dem tiefer im Wildtal gelegenen Weidfeldrest WR3. In Relation zu seiner Artenzahl weist der warme, verheidete Waldrand WR1A relativ wenige Individuenbeobachtungen auf.

Singularitätswerte

Die relativen Singularitätswerte für die Tagfalterfaunen der Untersuchungsflächen schwanken zwischen 9 und 68 % bei einem Mittelwert von 49 %. Die Singularitätswerte fallen fast völlig kontinuierlich mit den Artenzahlen (Abb. 37). Dieses deutet darauf hin, daß mit zunehmender Artenarmut nur solche Arten verbleiben, die auch auf vielen anderen Untersuchungsflächen vorkommen.

Diversitäten, Evenness- und Dominanzindex-Werte

Die Diversitätswerte für die Tagfalterbestände der Untersuchungsflächen schwanken zwischen 0,73 und 2,71 (Mittel 2,07), die Evenness-Werte zwischen 0,66 und 0,91 (Mittel 0,85) und die Dominanzindices zwischen 0,15 und 0,73 (Mittel 0,31). Die Diversitätswerte fallen synchron mit den Artenzahlen (Abb. 37), die Evenness-Werte liegen bis auf die artenärmste Fläche WR7A alle relativ eng zusammen, wobei höhere und niedrigere Werte im gesamten Spektrum der beobachteten Artenzahlen auftauchen. Aufgrund der niedrigen Schwankungsbreite schlagen Evenness-Unterschiede aber nicht so stark auf die Diversitätswerte durch, daß sie deren Rangfolge gegenüber den Artenzahlen grundlegend verändern. Die Dominanzindices steigen mit fallenden Artenzahlen deutlich an (Abb. 37), d.h. auf den artenärmeren Flächen erreicht die häufigste Art einen höheren Anteil am Gesamtbestand als auf artenreicheren.

Landesweit gefährdete Arten

37 % der nachgewiesenen Arten sind landesweit gefährdet. Von diesen 15 Arten entfallen 2 auf die Kategorie stark gefährdet, 6 auf die Kategorie gefährdet und 7 stehen in der Vorwarnliste. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen wurden zwischen 0 und 6 Arten (Mittel 2,7) und 0 bis 35 (Mittel 8,4) Individuen (Berechnungsmodus vgl. Individuenzahl) beobachtet. Die zusammen 101 Individuen gefährdeter Arten entsprechen 20 % der insgesamt beobachteten Individuenzahl. Von ihrer Tendenz her fallen die Arten- und Individuenzahlen gefährdeter Arten mit den Gesamtartenzahlen (Abb. 37). Allerdings ist deren Rangfolge an einigen Stellen unterbrochen. Die artenreichsten Flächen WR9 und WR10 fallen bei den gefährdeten Arten gegenüber den wärmeren Flächen WR3, WR1A etwas zurück. Die meisten landesweit gefährdeten Arten und mit großem Abstand auch die meisten Individuen dieser Arten weist die Untersuchungsfläche WR3 (tiefegelegener, südexponierter

Weidfeldrest) auf. Nur an dem nordexponierten Buchenwaldrand WR7A konnten keine gefährdeten Arten nachgewiesen werden. Die beiden anderen artenarmen Flächen H1B und WR8 wiesen jeweils nur eine Art der Vorwarnliste auf. Arten der Kategorien stark gefährdet und gefährdet finden sich überwiegend im artenreicheren Flügel der Untersuchungsflächen.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Mit zunehmender Besonnung der Untersuchungsflächen nimmt die Anzahl der gefährdeten Tagfalterarten zu:

- Lichtzahl im Saum (0,6) und im Mantel (0,5)
- Wärmebegünstigung aufgrund der Exposition (0,5)
- Potentielle Sonnenscheindauer im Jahr (0,6) und von Mai - September (0,7)

Im Gegensatz zu den Gesamtartenzahlen wird der Faktor Besonnung bei den gefährdeten Arten nicht durch den Faktor Höhenlage (Extensivgrünland) überlagert. Wärmere Flächen haben tendenziell auch die höheren Artenzahlen gefährdeter Arten, wie die positive Beziehung zu den mittleren Maximum-Temperaturen im Saum zeigt:

- Temperatur Maximum-Mittelwert im Saum (0,6)

Auch die Korrelationen zum Ausmaß von Säumen, Gebüsch und Mänteln mit starker Besonnung oder starker Beschattung sowie die Flächenanteile stark besonnener oder stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche des Saumes bzw. von zeitweise besonnen/leicht beschatteten oder stark beschatteten Teilflächen an der Bodenoberfläche des Mantels weisen auf die Bedeutung des Faktors Besonnung hin:

- Länge von Säumen mit starker Besonnung im Querprofil (0,7)
- Länge dornstrauchreicher Gebüsche mit starker Besonnung im Querprofil (0,6)
- Länge von Mänteln/Hecken mit starker Beschattung im Querprofil (-0,6)
- Länge von Säumen mit starker Beschattung im Querprofil (-0,6)
- Anteil stark besonnener Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,7)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (-0,6)
- Anteil zeitweise besonnener/leicht beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,6)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,6)

Die Korrelationen zwischen den Artenzahlen gefährdeter Tagfalter und Zeigerwerten der Bodenvegetation im Saum weisen darauf hin, daß mit zunehmender Feuchte und Basenversorgung der Standorte die Anzahl gefährdeter Arten abnimmt:

- Feuchtezahl im Saum (-0,6)
- Reaktionszahl im Saum (-0,5)

Dieses bestätigt sich auch durch die positiven statistischen Beziehungen zu den Deckungsanteilen von Arten der Borstgrasrasen und Heiden, speziell der bodensauren Magerrasen und der Besenginsterheiden, von Arten der Schlagfluren bodensaurer Standorte und zum Deckungsanteil des Heidekrautes. Da durch diese Arten stärker geprägte Pflanzenbestände auch mehr landesweit gefährdete oder schonungsbedürftige Pflanzenarten aufweisen, besteht auch zu den Artenzahlen derselben eine positive Korrelation:

- Deckungsanteil von Arten der Klasse Nardo-Callunetea in der Krautschicht des Saumes (0,8)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Violion caninae in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Cytision scoparii in der Krautschicht des Saumes (0,5)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Epilobion angustifolii an der Krautschicht des Saumes (0,6) und des Mantels (0,6)
- Deckungsanteil Ericaceae in der Krautschicht des Saumes (0,5)
- Artenzahl landesweit gefährdeter Gefäßpflanzen (0,5)

Merkmale landesweit gefährdeter Arten und aller Arten im Vergleich

In Anhang 91 sind absolute und relative Verteilungen der Arten- und Individuenzahlen nach Strategietypen, Enge der Bindung an bestimmte Lebensraumtypen, "Standorttreue", nach Anzahl genutzter Falterformationen, höherer Vegetationseinheiten, Vegetationsverbände und Lebensraumtypen (zum Teil getrennt nach Raupen und Imagines), Vorkommen in Falterformationen, höheren Vegetationseinheiten, Vegetationsverbänden und Lebensraumtypen (zum Teil getrennt nach Raupen und Imagines), nach Nutzung von Gebüsch- und Saumgesellschaften, Magerrasen und Sandfluren sowie Xerothermstandorten durch Raupen oder Imagines, nach Nutzung verschiedener vertikaler Schichten durch Raupen oder Imagines, nach Art und Anzahl genutzter Nahrungspflanzen von Raupen oder Imagines, nach Nutzung mineralischer Stoffe, nach Art der Revierbildung, nach Generationszyklen, nach Entwicklungsstadien der Überwinterung und nach Größe und Art der Eigelege für die Untersuchungsflächen und insgesamt für die gefährdeten sowie für alle Arten wiedergegeben. Die Zuordnung der Arten erfolgte nach BLAB & KUDRNA (1982), EBERT & RENNWALD (1991a, 1991b) sowie WEIDEMANN (1995).

Vergleicht man die relativen Verteilungen der Artenzahlen auf verschiedene Merkmale für das Kollektiv aller Arten und das Kollektiv in Baden-Württemberg gefährdeter Arten, wobei der Anteil der Merkmalsträger am Gesamtkollektiv jeweils gleich 100 gesetzt wird, ist das Spektrum der Rote-Liste-Arten wie folgt gekennzeichnet:

Bei den gefährdeten Arten ist der Anteil von Arten in niedrigen Stetigkeits- und Dominanzklassen größer als bei Betrachtung aller Arten. Gefährdete Arten sind damit tendenziell sowohl auf weniger Untersuchungsflächen vertreten als auch dort, wo sie vorkommen, weniger dominant als andere Arten:

- Stetigkeitsklasse < 20 % (158 %)
- Dominanzklasse sporadisch (204 %)

Hinsichtlich der Enge der Bindung an bestimmte Biotoptypen sind Ein-Biotop-Bewohner und Biotopkomplex-Bewohner gegenüber Bewohnern mehrerer unterschiedlicher Biotope bei den gefährdeten Arten relativ stärker vertreten, ebenso sehr standorttreue und standorttreue bis vagabundierende Arten gegenüber vagabundierenden und wandernden Spezies:

- Ein-Biotop-Bewohner (164 %)
- Biotopkomplex-Bewohner (151%)
- Sehr standorttreue Arten (136 %)
- Standorttreue bis vagabundierende Arten (204 %)

Bei den vielen verschiedenen Zuordnungen der Arten - teilweise differenziert nach Imagines und Praeimagines - zu Falterformationen bestimmter Lebensräume sowie zu unterschiedlich definierten Lebensraumtypen und Vegetationseinheiten, sind gefährdete Arten jeweils in denjenigen Klassen überrepräsentiert, die die geringere Anzahl an unterschiedlichen Einheiten umfassen. Das Spektrum der besiedelten Lebensräume ist bei den gefährdeten Arten tendenziell weniger breit, als dieses für alle nachgewiesenen Arten der Fall ist. Dieses gilt sowohl hinsichtlich der Lebensräume der adulten Tiere als auch der Larvallebensräume:

- Vorkommen in 1 - 2 Falterformationen (137 %)
- Vorkommen in 3 - 4 Falterformationen (128 %)
- 1 - 3 durch die Imagines genutzte höhere Vegetationseinheiten in Baden-Württemberg (199 %)
- 1 - 2 durch die Praeimagines genutzte höhere Vegetationseinheiten in Baden-Württemberg (169 %)
- 1 stark durch die Imagines genutzter Lebensraumtyp in Baden-Württemberg (204 %)
- 2 - 3 stark durch die Imagines genutzte Lebensraumtypen in Baden-Württemberg (164 %)
- 3 - 5 durch die Imagines genutzte Vegetationsverbände in Baden-Württemberg (273 %)

- 6 - 10 durch die Imagines genutzte Vegetationsverbände in Baden-Württemberg (164 %)
- 1 - 5 durch die Praeimagines genutzte Vegetationsverbände in Baden-Württemberg (215 %)
- 1 - 2 durch die Raupen genutzte Lebensraumtypen (128 %)

Hinsichtlich der durch die Imagines besiedelten Lebensraumtypen sind unter den gefährdeten Arten je nach verwendeter Gliederung Vertreter warm-trockener Offenlandlebensräume, von Magerrasen trockener Standorte sowie von trockenen Säumen und Gebüschern stärker vertreten als im Kollektiv aller Arten:

- Hauptvorkommen in der Falterformation Xerothermophile Offenlandarten (279 %)
- Imagines als Nutzer von Magerrasen trockener Standorte (144 %)
- Imagines als mögliche Nutzer von trockenen Säumen und Gebüschern (137 %)

Für die Praeimagines gilt dieses bezogen auf die folgenden Lebensraumtypen:

- Praeimagines als Nutzer von Magerrasen trockener Standorte (135 %)
- Praeimagines als starke Nutzer trockener Säume und Gebüschern (151 %)
- Praeimagines als starke Nutzer mesophiler Säume und Gebüschern (151 %)
- Praeimagines als starke Nutzer von Schlagfluren (204 %)
- Raupen als Nutzer von Xerothermstandorten als Lebensraumtyp-Obergruppe (123 %)
- Raupen als Nutzer von Waldmänteln als Lebensraumtyp-Obergruppe (149 %)
- Raupen als Nutzer von Sand-Zwergstrauchheiden (149 %)
- Raupen als Nutzer von Sonnmänteln (278 %)
- Raupen als Nutzer von intermediären Sonn-/Schattmänteln (279 %)

Bei der Nutzung bestimmter Substrate bzw. Pflanzengruppen sind unter den gefährdeten Arten solche mit folgenden Eigenschaften relativ häufiger:

- Imagines als starke Nutzer von vegetationsfreien Stellen (204 %)
- Imagines als starke Nutzer mineralischer Stoffe (279 %)
- Praeimagines als starke Nutzer der Pflanzengruppe Sträucher und Gebüschern (137 %)
- Praeimagines als starke Nutzer der Pflanzengruppe Bäume (136 %)

Ebenso sind Arten mit stärkerer Nahrungsspezialisierung, d.h. geringerer Anzahl an im Freiland nachgewiesenen Futterpflanzen, bei den gefährdeten Arten relativ überrepräsentiert. Dieses gilt sowohl für die Futterpflanzen der Falter als auch für die Nahrungspflanzen der Raupen:

- Arten mit nur einer bekannten Futterpflanze der Imagines (279 %)
- Arten mit nur 2 bis 5 bekannten Futterpflanzen der Imagines (271 %)
- Arten mit nur 2 bis 5 bekannten Raupenfutterpflanzen (120 %)
- Arten mit nur 6 - 10 bekannten Raupenfutterpflanzen (137 %)

Hinsichtlich der Gattungen bzw. Familien der Raupenfutterpflanzen sind im Kollektiv der gefährdeten Arten relativ mehr an Weiden, Birken, Rosengewächsen und Schmetterlingsblütlern fressende Arten anzutreffen als im Kollektiv aller Arten:

- Arten mit an Salix und Betula fressenden Raupen (279 %)
- Arten mit an Salix fressenden Raupen (271 %)
- Arten mit an Rosaceae fressenden Raupen (279 %)
- Arten mit an Fabaceae fressenden Raupen (136 %)

Im Gefälle der untersuchten Waldränder vom Offenland bis in den Wald hinein, haben einige Vertreter dieser Taxa einen deutlichen Schwerpunkt im Waldrandbereich, wie z.B. die Salweide, die Hängebirke, Brombeer-, Weißdorn- und Rosen- sowie Ginsterarten.

Bezogen auf die Anzahl der abgelegten Eier und auf den Überwinterungsmodus ist der Anteil von Arten mit sehr kleinen Gelegen sowie von Ei- und Larvalüberwinterern bei den gefährdeten Arten relativ erhöht:

- Arten mit sehr kleinen Eigelegen (bis 60) (279 %)
- Ei- und Larvalüberwinterer (Mittelwert für die verschiedenen Stadien: 161 %)

Die landesweit gefährdeten Arten weisen darüber hinaus folgende Unterschiede zum Kollektiv aller

und der nicht gefährdeten Arten auf (Anhang 107):

- Mittlere Stetigkeit 18 : 30 : 37
- Mittlere Dominanz 1,35 : 2,44 : 3,07
- Mittlere Flächendiversität für die Arten 0,46 : 0,91 : 1,17
- Mittlere Flächenevenness für die Arten 0,86 : 0,93 : 0,95

Die gefährdeten Arten sind somit sowohl auf weniger Flächen vertreten, als auch auf den Flächen selbst weniger dominant als andere Arten. Die Stetigkeitsunterschiede finden sich auch in den Flächendiversitäten wieder. Die Flächenevenness-Werte weisen leicht darauf hin, daß die gefährdeten Arten auf die Untersuchungsflächen im Mittel quantitativ weniger gleich verteilt sind als alle oder die nicht gefährdeten Arten.

Beziehungen zwischen der Artenzahl und den Anteilen von Arten mit bestimmten Merkmalen am Artenbestand

Mit zunehmenden Artenzahlen bzw. steigender Anzahl gefährdeter Arten nimmt der Anteil von Arten zu, die nur in vergleichsweise wenigen Lebensräumen vorkommen, von Arten, die als Imagines Magerrasen nutzen, und von Arten, deren Raupen eine engere Nahrungsspezialisierung auf Holzgewächse aufweisen:

- Haupt- und Nebenvorkommen in nur 3 - 4 Falterformationen (0,7/0,6)
- Nutzung von nur 1 - 2 höheren Vegetationseinheiten Baden-Württembergs durch die Praeimagines (0,5/0,8)
- Nutzung von nur 1 - 5 Vegetationsverbänden Baden-Württembergs durch die Praeimagines (0,7/0,8)
- Nutzung von nur 1 - 2 Lebensraumtypen durch die Raupen (0,8/0,7)
- Starke Nutzung von Magerrasen durch die Imagines (0,7/0,7)
- Nutzung von Magerrasen trockener Standorte durch die Imagines (0,7/0,8)
- Nur 2 - 5 bekannte Raupenfutterpflanzen (0,6/0,8)
- Nutzung von Waldmänteln durch die Raupen (0,8/0,7)
- Starke Nutzung der vertikalen Schicht von Sträuchern und Gebüschern durch die Praeimagines (0,8/0,7)
- Holzgewächse ohne Zwergsträucher als von den Praeimagines stark genutzte Pflanzengruppe (0,8/0,6)

Bundesweit gefährdete Arten

22 % der nachgewiesenen Tagfalterarten sind bundesweit gefährdet. Von diesen 9 Arten entfallen 7 auf die Kategorie gefährdet, 2 sind als potentiell gefährdet klassifiziert. Die bundesweit gefährdeten Arten wurden auf den Untersuchungsflächen mit 0 bis 3 (Mittel 1,2) und 0 - 6 (Mittel 1,8) Individuen (Berechnungsmodus vgl. Individuenzahl) nachgewiesen. 4,4 % der beobachteten Individuen gehören bundesweit gefährdeten Arten an. Vom Trend her fallen mit den Artenzahlen auch die Arten- und Individuenzahlen bundesweit gefährdeter Arten. Zwei Drittel der Untersuchungsflächen des artenärmeren Flügels weisen keine bundesweit gefährdeten Arten auf (H1B, WR2, WR7A, WR8). Verglichen mit den Artenzahlen kommen auf Untersuchungsfläche WR1A mit ihrem warmen, verheideten Waldrand relativ viele Arten und Individuen gefährdeter Arten vor, am Standweide-Niederwald-Übergang WR9 vergleichsweise wenige. Der artenreichste Waldrand WR10 (Weidfeld-Niederwald) stellt auch die meisten Arten und Individuen bundesweit gefährdeter Arten.

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Tag-, Dickkopffalter und Widderchenbestände

Hierzu könnten z.B. solche Eigenschaften von Arten ausgewählt werden, deren Anteile am Artenbestand der Untersuchungsflächen mit den Artenzahlen gefährdeter Arten besonders deutlich schwanken. Hinsichtlich der Lebensraumspezialisierung käme hierzu besonders die Nutzung von Vegetationsverbänden durch die Praeimagines in Frage, da diese unter den verwendeten Gliederungen gegenüber Falterformationen, höheren Vegetationseinheiten und Lebensraumtypen

die tiefste Differenzierung aufweisen. Insgesamt 14 Tagfalterarten nutzen als Praeimagines Pflanzengesellschaften aus nur 1 bis 5 Vegetationsverbänden und wurden dabei mit Artenzahlen von 0 bis 5 (Mittel 2,3) und Individuenzahlen von 0 bis 15 (Mittel 5) auf den einzelnen Untersuchungsflächen nachgewiesen. Nahrungsspezialisierung ist ein zweiter möglicher Aspekt für eine weitere Differenzierung der Tagfalterbestände: 22 Arten mit nur 2 bis 5 bekannten Raupenfutterpflanzen wurden mit Artenzahlen von 0 bis 10 (Mittel 4,9) und Individuenzahlen von 0 bis 38 (Mittel 13) auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen. Hinsichtlich der Bindung an bestimmte Lebensräume könnten bezugnehmend auf gefährdete Arten für die Praeimagines solche der Waldmäntel und für die Imagines solche mit starker Nutzung von Magerrasen für eine weitere Differenzierung der Tagfalterfaunen verwendet werden: Die Raupen von 6 Tagfalterarten nutzen Waldmäntel als Lebensraum und treten auf den Untersuchungsflächen mit 0 bis 4 Arten (Mittel 1,0) und 0 - 6 (Mittel 1,5) Individuen auf. Für 24 der nachgewiesenen Tagfalter wird eine starke Nutzung von Magerrasen als Imaginalhabitat angegeben. Diese wurden mit 1 bis 12 Arten (Mittel 6,3) und 3 bis 66 Individuen (Mittel 25) auf den einzelnen Untersuchungsflächen beobachtet.

Nachtfalter

Ergebnisse der Untersuchung der Nachtfalter finden sich in Anhang 93, die berechneten Singularitätswerte in Anhang 112 und die verwendeten Roten Listen gefährdeter Tierarten in Anhang 111. In Abb. 38 sind die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst. Die Untersuchungsflächen sind in den Diagrammen nach abnehmenden Artenzahlen angeordnet.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER NACHTFALTERFAUNA

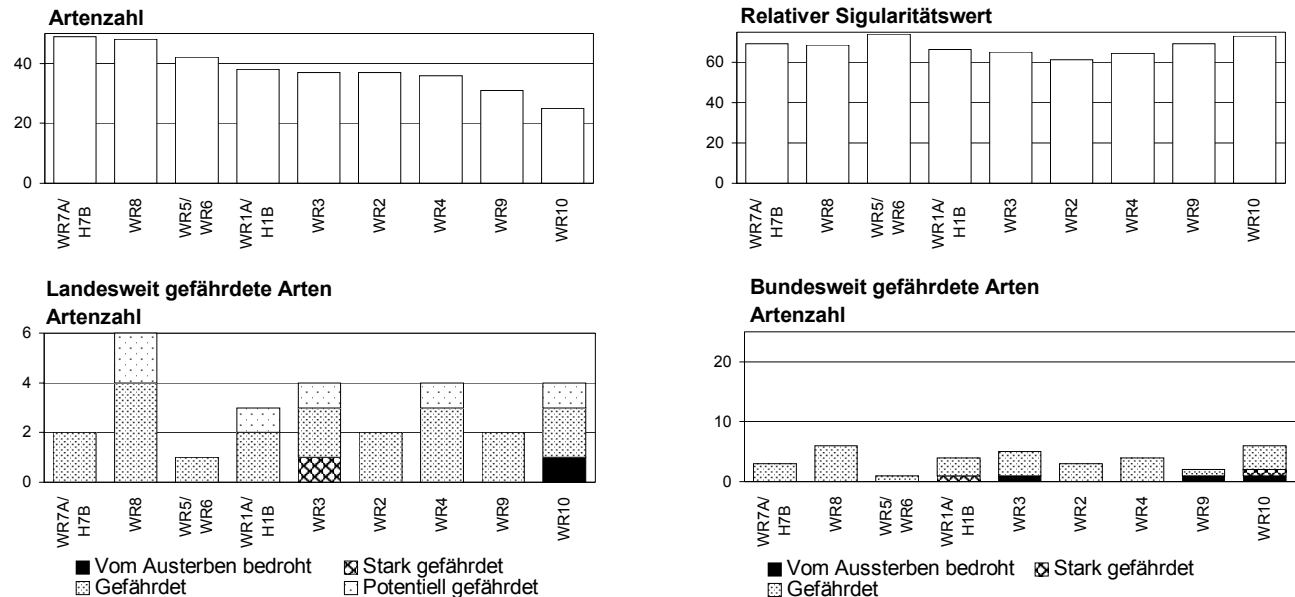


Abb. 38: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Nachtfalterfauna - Artenzahlen aller sowie der landes- oder bundesweit gefährdeten Arten, Relative Singularitätswerte (Erfassung und Determination durch COCH)

Artenzahlen

Da die Erfassung der Nachtfalter methodisch nur über den Lichtfang und vom Fangaufwand her nicht sehr zeitintensiv durchgeführt wurde, sind die Ergebnisse mit größeren Unsicherheiten behaftet als die anderer Artengruppen. Für die Erfassung der Nachtfalter wurden einige eng benachbarte Untersuchungsflächen zu Gruppen zusammengefasst, so die beiden Waldränder

WR1A und WR7A mit ihren vorgelagerten Hecken H1B und H7B sowie die am Ost- bzw. Westhang eines kleinen Bachtals gelegenen Flächen WR5 und WR6. Insgesamt wurden 156 nachtaktive Schmetterlingsarten nachgewiesen. Die Artenzahl auf den Untersuchungsflächen betrug zwischen 25 bis 49 mit einem Mittelwert von 38. Die beobachteten Artenzahlen sind in Abb. 38 wiedergegeben.

Die artenärmsten Flächen sind demnach die am höchsten gelegenen, stark besonnten Untersuchungsflächen WR9 und WR10 im Untersuchungsgebiet Yach. Im tiefergelegenen Untersuchungsgebiet Wildtal finden sich die artenreichsten Flächen an den kühleren und feuchteren Nordhängen (WR7A/H7B, WR8) und im ebenfalls kühl-feuchten Bachtal (WR5/WR5) mit seinen Ost- und Westhängen. In der Mitte des Artenzahlenspektrums stehen die warmen, am Südhang des Wildtals gelegenen Flächen WR1A/H1B, WR3, WR2, WR4, alle mit relativ ähnlichen Artenzahlen.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Anders als bei den tagaktiven Schmetterlingen zeigen sich bei den nachtaktiven keine positiven, sondern negative Korrelationen zum Ausmaß der Besonnung auf den Untersuchungsflächen. Sowohl die Korrelationen zu den Expositionen und den potentiellen Sonnenscheindauern als auch diejenigen zu Temperatur-Meßwerten im Saum verweisen darauf, daß besonnte, warm-trockene Untersuchungsflächen niedrigere Artenzahlen an Nachtfaltern aufweisen:

- Wärmebegünstigung aufgrund der Exposition (-0,9)
- Potentielle Sonnenscheindauer im Jahr (-0,6) und von Mai bis September (-0,7)
- Temperatur Maximum-Mittelwert im Saum (-0,5)

Dieses zeigen auch die statistischen Beziehungen zum Ausmaß stark besonnener bzw. stark beschatteter Strukturelemente der Waldränder und Hecken sowie die Anteile stark besonnener bzw. stark beschatteter Teilflächen im Stratum Saum sowie zeitweise besonnener/leicht beschatteter bzw. stark beschatteter Teilflächen im Stratum Mantel:

- Länge von Säumen mit starker Besonnung im Querprofil (-0,8)
- Länge von Säumen mit starker Beschattung im Querprofil (0,6)
- Länge von Mänteln und Hecken mit starker Besonnung im Querprofil (-0,5)
- Länge von Mänteln und Hecken mit starker Beschattung im Querprofil (0,5)
- Länge von vegetationsfreien Bodenstellen, Säumen, dornstrauchreichen Gebüsch und Mänteln/Hecken mit starker Besonnung im Querprofil (-0,7)
- Länge von vegetationsfreien Bodenstellen, Säumen, dornstrauchreichen Gebüsch und Mänteln/Hecken mit starker Beschattung im Querprofil (0,6)
- Anteil stark besonnener Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (-0,7)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,5)
- Anteil zeitweise besonnener/leicht beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,6)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,6)

Die Korrelationen zu den mittleren Zeigerwerten der Bodenvegetation weisen darauf hin, daß mit sinkendem Lichtgenuß, höherer Feuchte und größerem Stickstoffangebot der Untersuchungsflächen die Artenzahlen der Nachtfalter zunehmen:

- Lichtzahl im Saum (-0,6), Mantel (-0,7) und Bestand (-0,7)
- Feuchtezahl im Saum (0,6) und im Mantel (0,5)
- Stickstoffzahl im Mantel (0,5) und Bestand (0,5)

Dieses zeigt sich auch zum Teil in den statistischen Beziehungen zu den Deckungsanteilen von Arten bestimmter soziologischer Gruppen. Mit zunehmendem Anteil von Artengruppen nährstoffärmerer Standorte wie der Heiden und Borstgrasrasen, speziell der Besenginsterheiden,

oder der bodensauren Eichenwälder sinken die Artenzahlen der Nachtfalter. Gleichzeitig wird deutlich, daß lichtere Waldbestände, bei denen Arten aus Formationen des Offenlandes und waldnaher Staudenfluren höhere Deckungsanteile erreichen, in der Tendenz ebenfalls niedrigere Artenzahlen an Nachtfaltern aufweisen:

- Deckungsanteil von Arten des Verbandes *Cytision scoparii* in der Krautschicht (-0,7) sowie in der Strauchschicht (-0,8) des Saumes
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes *Cytision scoparii* (-0,8) und des Verbandes *Epilobion angustifolii* (-0,7) in der Krautschicht des Mantels
- Deckungsanteil von Arten der Gruppe Anthropo-zoogene Heiden und Wiesen (-0,5), der Klasse *Nardo-Callunetea* (-0,5), des Verbandes *Cytision scoparii* (-0,7), der Klasse *Trifolio-Geranietea* (-0,5) und des Verbandes *Quercion robori* (*petraeae*) (-0,7) in der Krautschicht des Bestandes

Sind dagegen Arten nährstoffreicher Wälder bereits im Saum zunehmend vertreten, sind auch die Artenzahlen der Nachtfalter höher:

- Deckungsanteil von Arten des Verbandes *Carpinion betuli* in der Krautschicht des Saumes (0,7)

Hinsichtlich der Beteiligung einzelner Baumarten verweisen die negativen Korrelationen zu steigenden Grundflächen von Birke und Hasel auf den oben genannten Zusammenhang zu lichten Wäldern, da diese Baumarten insbesondere die beiden Niederwälder prägen. Andererseits steht die Vogelkirsche wieder stellvertretend für das nährstoffreichere Spektrum der Untersuchungsflächen:

- Grundfläche (m²/ha) der Hängebirke im Bestand (-0,7)
- Grundfläche (m²/ha) der Hasel im Bestand (-0,5)
- Grundfläche (m²/ha) der Vogelkirsche im Bestand (0,5)

Hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung der Bestände sinken die Artenzahlen der Nachtfalter tendenziell mit einer stärkeren Laubholzbeteiligung, die selbst aber wiederum mit klimatischen und standörtlichen Unterschieden der Untersuchungsflächen einhergeht. Demgegenüber besteht eine positive Beziehung der Artenzahlen zu steigenden Grundflächenanteilen von Nadel-, Nadelschatt- und Schattbäumen im Bestand:

- Grundflächenanteil Laubholz im Bestand (-0,5)
- Grundflächenanteil Nadelholz im Bestand (0,5)
- Grundflächenanteil Nadelschattholz im Bestand (0,5)
- Grundflächenanteil Schattbaumarten im Bestand (0,6)

Die negativen Korrelationen der Artenzahlen der Nachtfalter zum steigenden Lichtgenuß (Lichtzahlen) der Bodenvegetation in allen drei Straten verbunden mit den positiven Korrelationen zu Nadel-, Nadelschatt- und Schattbäumen führt über die damit zusammenhängende Artenarmut insbesondere der Krautschicht auch zu einer negativen Verknüpfung mit dem floristischen Artenreichtum der Bestände:

- Artenzahl der Gefäßpflanzen im Bestand (-0,5)
- Artenzahl in der Krautschicht des Bestandes (-0,6)

Ein positiver Zusammenhang der Nachtfalter-Artenzahlen zur Pflanzenartenvielfalt der Untersuchungsflächen besteht bezogen auf die Anzahl der bei den Grundflächenaufnahmen am Waldrand ermittelten Gehölzarten. Mit zunehmenden Anteilen von Hochhecken und Gebüsch im vorgelagerten Offenland dürfte ebenfalls die Anzahl der Gehölzarten in der Umgebung der untersuchten Waldrandabschnitte ansteigen:

- Artenzahl der winkeltählprobenerfaßten Gehölzarten am Waldrand (0,5)
- Anteil an Hochhecken und Gebüsch im dem Waldrand vorgelagerten Offenland (0,7)

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern der Nachtfalterbestände

Die statistischen Beziehungen zu anderen beschreibenden Parametern der Nachtfalterbestände sind mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,1 zu den Singularitätswerten und von jeweils -0,2 zu den Artenzahlen landes- bzw. bundesweit gefährdeter Arten nur sehr schwach.

Singularitätswerte

Die Singularitätswerte wurden unter Gleichsetzung des maximal möglichen Wertes mit 100 % in relative Singularitätswerte umgerechnet. Die relativen Singularitätswerte schwanken auf den Untersuchungsflächen zwischen 61 und 74 % bei einem Mittel von 68 %. Artenreiche und artenarme Flächen weisen hohe Singularitätswerte auf (Abb. 38). Diese fallen zunächst von den artenreichen Flächen zu denen mit mittleren Artenzahlen ab, steigen dann aber wieder zu den artenärmeren Waldrändern an. Dieses deutet darauf hin, daß auf den artenärmeren Untersuchungsflächen Arten vertreten sind, die vielen anderen Untersuchungsflächen fehlen.

Landesweit gefährdete Arten

9 % der nachgewiesenen Arten gelten für Baden-Württemberg als gefährdet. Von diesen 14 Arten fällt eine in die Kategorie verschollen (nach Wiederfund in die Kategorie vom Aussterben bedroht), 1 Art ist stark gefährdet, 7 Arten sind als gefährdet und 5 als potentiell gefährdet klassifiziert. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen treten bei einem mittleren Wert von 3 zwischen 1 und 6 landesweit gefährdete Arten auf (Abb. 38). Artenreichste Fläche ist der nordexponierte Mähumtriebsweiden-Douglasien-Waldrand WR8, die artenärmste das fichtenumsäumte Bachtal mit extensiv genutzten Wiesen WR5/WR6. Die Arten mit den höchsten Gefährdungsgraden finden sich am Weidfeld-Niederwald-Übergang WR10 in Yach sowie auf dem Weidfeldrest WR3 in Wildtal. Für beide wurden auch vergleichsweise viele landesweit gefährdete Arten nachgewiesen, obschon sie zum insgesamt artenärmeren Flügel der Untersuchungsflächen gehören. Auf der artenreichsten Fläche WR7A/H7B wurden nur relativ wenige gefährdete Arten erfaßt.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Die Korrelationen zu standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen lassen sich nur sehr schwierig interpretieren. Einzig herausgegriffen werden hier die statistischen Beziehungen zu den Deckungsanteilen von Arten bestimmter soziologischer Gruppen, die darauf verweisen, daß nährstoffreichere und feuchtere Standorte tendenziell eher geringere Artenzahlen gefährdeter Nachtfalterarten aufweisen. Andererseits bestehen aber auch keine straffen Zusammenhänge zu den Pflanzengesellschaften nährstoffärmerer und trockener Standorte:

- Deckungsanteil von Arten der Gruppe Krautige Vegetation oft gestörter Plätze in der Krautschicht des Saumes (-0,6)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Carpinion betuli in der Krautschicht des Saumes (-0,6)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Alno-Ulmion in der Krautschicht des Saumes (-0,7)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Alno-Ulmion in der Krautschicht des Bestandes (-0,5)

Merkmale landesweit gefährdeter Arten und aller Arten im Vergleich

In Anhang 93 sind absolute und relative Verteilungen der Artenzahlen nach Schmetterlingsfamilien, Larvalernährungstypen und ausgewählten Fluggebieten für die Untersuchungsflächen und insgesamt für die gefährdeten sowie für alle Arten wiedergegeben. Die Angaben zu den Arten stammen aus KOCH (1988).

Vergleicht man die relativen Verteilungen der Artenzahlen auf verschiedene Merkmale für das Kollektiv aller Arten und das Kollektiv in Baden-Württemberg gefährdeter Arten, wobei der Anteil

der Merkmalsträger am Gesamtkollektiv jeweils gleich 100 gesetzt wird, ist das Spektrum der Rote-Liste-Arten wie folgt gekennzeichnet: Hinsichtlich der Larvalernährung sind von den unterschiedenen Gruppen polyphage Arten an Laubgehölzen und Kräutern (416 %), oligophage Arten an Quercus (Eichen) (546 %) und monophage Arten (187 %) bei den gefährdeten Arten relativ stärker vertreten, hinsichtlich präferierter Lebensräume solche mit Fluggebieten an warmen, sonnigen Hängen (206 %).

Die mittlere Stetigkeit beträgt für die landesweit gefährdeten Arten 22, für alle Arten 24 und für die nicht gefährdeten Arten 25. Im Unterschied zu allen anderen untersuchten Artengruppen besteht bei den erfaßten Nachtfaltern damit kein augenfälliger Unterschied zwischen den durchschnittlichen Stetigkeiten der drei Artenkollektive. Dieses bedingt sich möglicherweise durch den Lichtfang, durch den Arten unter Umständen auch auf größere Distanzen angelockt werden, so daß auch real seltenere Arten trotzdem hohe Präsenzen im Fangergebnis aufweisen könnten.

Beziehungen zwischen der Artenzahl und den Anteilen von Arten mit bestimmten Merkmalen am Artenbestand

Die Gesamtartenzahlen der Nachtfalter sind negativ mit den Anteilen von Arten mit Fluggebieten an warmen, sonnigen Hängen korreliert (-0,7). Mit der Anzahl landesweit gefährdeter Arten steigen die Anteile von monophagen, nahrungsspezialisierten Arten am Gesamtbestand (0,6), von solchen mit Eichen als Raupenfutterpflanzen (0,6) sowie von Arten mit Fluggebieten in lichten Wäldern, Vorwäldern, auf Lichtungen, Blößen, Heiden und an Waldrändern (0,6) an.

Bundesweit gefährdete Arten

18 bundesweit gefährdete Nachtfalterarten wurden auf den Untersuchungsflächen erfaßt. Dieses entspricht 12 % der insgesamt nachgewiesenen Arten. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen wurden zwischen 1 und 6 Arten mit einem Mittelwert von 4 Arten erfaßt. Von den 18 Arten entfallen 2 auf die Kategorie vom Aussterben bedroht, 2 auf die Kategorie stark gefährdet und 14 auf die Kategorie gefährdet. Eine hohe oder niedrige Anzahl bundesweit gefährdeter Arten findet sich über das gesamte Spektrum der Gesamtartenzahlen (Abb. 38). Die Arten der beiden höheren Gefährdungskategorien sind auf die beiden Vergleichsflächen in Yach (Weidfelder, Niederwälder), den warmen Weidfeldrest in Wildtal (WR3) und den verheideten trocken-warmen Waldrand mit vorgelagerten Hecken (WR1A/H1B) beschränkt. Auf den drei insgesamt an Nachtfaltern artenreichsten Flächen (WR7A/H7B, WR8, WR5/WR6) mit ihren im Vergleich kühleren und feuchteren Bedingungen wurden keine Arten der Kategorien vom Aussterben bedroht und stark gefährdet nachgewiesen.

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Nachtfalterbestände

Solche Merkmale sollten möglichst einen Bezug zu gefährdeten Arten aufweisen oder zu Lebensräumen, von denen gefährdete Arten in besonderer Weise abhängen. Gleichzeitig dürfen die Merkmale aber für einen Flächenvergleich nicht zu selten oder zu häufig sein. Für die Nachtfalter könnten z.B. die 34 Arten, die Fluggebiete an warmen, sonnigen Hängen präferieren, für eine weitere Charakterisierung herangezogen werden. Diese wurden auf den einzelnen Untersuchungsflächen mit 5 bis 11 (Mittel 7,7) Arten erfaßt. Da die Lebensraumzuordnung in der verwendeten Literatur sehr breit gefaßt ist, mußten 126 von 156 Arten den Fluggebieten in lichten Wäldern, Vorwäldern, Lichtungen, Blößen, Heiden und an Waldrändern zugeordnet werden. Diese Gruppe wurde mit 22 bis 39 (Mittel 30) Arten auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen.

3.4.3.8 Vergleich der Waldrand- und Hecken-Untersuchungsflächen

Gesamtübersicht zu Artenzahlen der verschiedenen untersuchten Gruppen

In Tabelle 32 sind die Artenzahlen und die Zahlen gefährdeter Arten für die untersuchten Waldränder und Hecken nach Pflanzen und Tiergruppen zusammengestellt. Bei den Nachtfaltern erhielten durch einen Leuchtstandort abgedeckte Untersuchungsflächen (WR1A/H1B, WR5/WR6, WR7A/H7B) die gleichen Werte. Bei den Vogelfaunen wurden für die Waldränder nur die im Wald und direkt am Waldrand registrierten Arten und Individuen einbezogen, für die Hecken der Offenlandteil der Probeflächen A1 und A7. Den gefährdeten Arten liegen bis auf die Bockkäfer die landesweiten Gefährdungseinschätzungen für Baden-Württemberg zugrunde. In Ermangelung einer Landesliste wurde für die Bockkäfer die Rote Liste für die Bundesrepublik Deutschland herangezogen.

Tab. 32: Übersicht über die Artenzahlen und die Anzahl landesweit gefährdeter Arten der Waldrand-Untersuchungsflächen

* die durch einen Leuchtstandort abgedeckten Probeflächen erhielten die gleichen Werte

** nur Wald und Waldrandbereich der Probekreise

*** Gefährdung nach Bundesliste, weil keine Landesliste verfügbar

Untersuchungsfläche	WR1A	H1B	WR2	WR3	WR4	WR5	WR6	WR7A	H7B	WR8	WR9	WR10	Mittelwert
Farn- und Blütenpflanzen													
Artenzahlen (alle Schichten)													
Saum	30	52	30	60	25	44	34	32	75	40	39	38	42
Mantel	24	28	18	32	17	35	14	18	32	14	19	27	23
Bestand	13		10	18	6	18	8	14		1	19	30	14
Gesamt (alle Straten und Schichten)	46	61	38	80	30	66	43	36	88	46	49	49	53
Anzahl gefährdeter und schonungsbedürftiger Arten	6		2	5				1	3	1	1	2	2
Tierarten													
Artenzahlen (alle Arten)													
Wildbienen	71	47	68	78	34	60	19	20	38	13	44	46	45
Nachtfalter *	38	38	37	37	36	42	42	49	49	48	31	25	39
Schwebfliegen	35	43	37	30	42	50	27	20	27	23	34	37	34
Laufkäfer	14	21	15	25	26	23	18	20	33	22	37	26	23
Vögel **	16	18	24	15	17	16	15	12	18	22	17	13	17
Tag-, Dickkopffalter, Widderchen	14	7	9	17	9	12	17	3	13	8	19	20	12
Heuschrecken	6	7	11	8	3	6	5	1	8	4	13	9	7
Bockkäfer	7	3	9	5	7	8	2	1	1	2	6	3	5
Gesamt	201	184	210	215	174	217	145	126	187	142	201	179	182
Anzahl gefährdeter Arten													
Wildbienen	14	10	14	23	4	12	1	0	6	1	12	8	9
Nachtfalter *	3	3	2	4	4	1	1	2	2	6	2	4	3
Tag-, Dickkopffalter, Widderchen	5	1	2	6	3	2	3	0	2	1	4	4	3
Laufkäfer	1	2	1	3	3	3	0	3	3	3	4	3	2
Vögel **	2	7	5	2	1	0	0	1	3	2	0	1	2
Schwebfliegen	2	2	3	4	4	1	1	1	0	1	1	2	2
Heuschrecken	2	0	3	3	0	1	1	0	2	2	3	1	2
Bockkäfer ***	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Gesamt	30	25	32	45	20	20	7	7	18	16	27	23	23
Anzahl aller Arten	247	245	248	295	204	283	188	162	275	188	250	228	234
Anzahl aller gefährdeten Arten	36	25	34	50	20	20	7	8	21	17	28	25	24

Die Artenzahlen bei den Gefäßpflanzen schwanken zwischen 30 und 88 bei einem Mittel von 53. Mit 30 bis 38 Arten sind die Waldränder WR4, WR7A und WR2 vergleichsweise arm an Gefäßpflanzen, die Waldränder WR6, WR8, WR1A, WR9 und WR10 liegen mit 43 bis 49 Arten im Mittelfeld und die artenreichsten Untersuchungsflächen sind mit 61 bis 88 Arten die Waldränder WR5 und WR3 sowie die beiden Hecken H1B und H7B.

Für die Tierarten der untersuchten Gruppen erreichen die Artenzahlen Werte von 126 bis 217 bei einem Mittel von 182. Mit 126 bis 145 Arten gehören die Waldränder WR7A, WR8 und WR6 zu den artenarmen Untersuchungsflächen, die Waldränder WR4 und WR10 sowie die beiden Hecken H1B und H7B liegen mit 174 bis 187 Arten im mittleren Bereich, während die Waldränder WR9, WR1A, WR2, WR3 und WR5 mit 201 bis 217 Arten vergleichsweise artenreich sind. Verglichen mit den Artenzahlen der Pflanzen sind auch hier der brachgefallene warme Weidfeldrest in Wildtal (WR3) und der Grünlandbrache-Fichtenbaumholz-Übergang (WR5) mit seinem starken Feuchtegradienten

in der artenreichsten Gruppe. Die beiden Hecken auf vergleichsweise nährstoffreicheren Standorten finden sich jetzt im Mittelfeld und weitere warme, eher nährstoffarme Flächen mit breiteren Säumen und vielen offenen Bodenstellen sind aus dem pflanzenartenarmen Spektrum in die Gruppe der artenreichen Flächen aufgerückt (WR1A, WR2, WR9). Die artenarmen Flächen setzen sich bezogen auf die Tierarten einheitlich aus Waldrändern mit niedriger Einstrahlung im Saumbereich zusammen (nordexponierten Flächen WR7A, WR8, ostexponierte Fläche WR6 mit weitausladendem, den Saum überschattenden Mantel). Die beiden kühlen Flächen WR8 und WR6 sind aus dem Mittelfeld bei den Pflanzenarten in die artenarme Gruppe bei den Tierarten abgestiegen, umgekehrt die pflanzenartenarmen, aber wärmeren Flächen WR4 und WR2 in höhere Gruppen aufgerückt.

Die Gesamtartenzahlen der untersuchten Tier- und Pflanzengruppen der Waldränder und Hecken liegen zwischen 162 und 279 bei einem Mittelwert von 234. Zu den mit 162 bis 204 Arten armen Flächen gehören der nordexponierte Buchenwaldrand WR7A, der ostexponierte Fichtenwaldrand mit schmalen Saum und weitausladendem Mantel WR6, der nordexponierte Douglasienwaldrand WR8 und der südexponierte Douglasienwaldrand WR4. Die letztgenannte Fläche weist einen nur schmalen Saum mit zum Teil starker Überschattung durch ausladende Douglasienäste auf. Alle nicht so artenarmen Untersuchungsflächen weisen einen höheren Licht- und Wärmegenuß als die genannten Waldränder auf. Im mittleren Bereich liegen mit Artenzahlen zwischen 228 bis 250 die beiden Vergleichsflächen in Yach (WR9: Standweide-Niederwald, WR10: Weidfeld-Niederwald), die südexponierte Hecke H1B und die beiden warmen, verheideten Laubwaldränder WR1A und WR2. Mit 275 bis 295 Arten sind die Hecke H7B, der Grünlandbrache-Fichtenbaumholz-Übergang WR5 und der warme, aufgelassene Weidfeldrest WR3 die artenreichsten Untersuchungsflächen.

Betrachtet man die Artenzahlen und die der gefährdeten Arten nach den untersuchten Gruppen, so zeigt sich, daß keine Untersuchungsfläche durchweg Höchst- bzw. Tiefstergebnisse erzielt. Selbst die artenreichste Untersuchungsfläche WR3, auf die auch die meisten gefährdeten Arten entfallen, liegt beispielsweise bei der Anzahl gefährdeter Vogel- und Bockkäferarten im unteren Bereich der beobachteten Werte, da ihr Waldbestand relativ jung ist. Auf den insgesamt durchaus tierartenreichen Flächen WR1A und WR2 wurden die niedrigsten Artenzahlen an Laufkäfern festgestellt. Umgekehrt entfällt zum Beispiel auf die insgesamt relativ artenarme Untersuchungsfläche WR8 die höchste Artenzahl gefährdeter Nachtfalter. Die wenigen Beispiele illustrieren, daß sich je nach in die Betrachtung einbezogenen Artengruppen und den verwendeten Methoden sehr unterschiedliche Rangfolgen der Untersuchungsflächen ergeben können. Die subjektive Entscheidung über die einzubeziehenden Artengruppen und Methoden hat damit einen erheblichen Einfluß auf das Ergebnis in Form einer Rangfolge der Untersuchungsflächen.

Gesamtübersicht zu den Artenzahlen gefährdeter Arten der verschiedenen untersuchten Gruppen

Die Anzahl der gefährdeten oder schonungsbedürftigen Pflanzenarten liegt für die untersuchten Waldränder und Hecken zwischen 0 und 6 bei einem Mittelwert von 2. Die Waldränder WR4, WR5, WR6 sowie die Hecke H1B weisen keine gefährdeten oder schonungsbedürftigen Pflanzenarten auf. Zwischen 1 und 3 dieser Arten kommen auf den Untersuchungsflächen WR7A, WR8, WR9, WR10, WR2 und H7B vor. Mit 5 bzw. 6 Arten kommen die meisten gefährdeten oder schonungsbedürftigen Pflanzenarten auf den Untersuchungsflächen WR3 und WR1A vor.

Die Artenzahlen gefährdeter Tierarten schwanken auf den Untersuchungsflächen zwischen 7 und

45 bei einem Mittelwert von 23. Die kühleren Untersuchungsflächen WR7A (nordexponiert), WR8 (nordexponiert) und WR6 (ostexponiert mit überschattetem Saum) sind mit 7 bis 16 Arten relativ arm an gefährdeten Tierarten. Im mittleren Bereich der Artenzahlen an gefährdeten Tierarten liegen die sonnenexponierteren Waldränder WR4 (teilweise überschatteter, schmaler Saum), WR5 (dicht geschlossene Grünlandbrache), WR9 (im Vergleich große Höhenlage ü. NN), WR10 (im Vergleich große Höhenlage ü. NN) sowie die beiden Hecken H1B und H7B. Die meisten gefährdeten Tierarten weisen die warmen Waldränder WR1A, WR2 und WR3 auf, die sich durch niedrige Höhenlagen, Südexposition sowie nährstoffarme, lückige und schütterere Säume auszeichnen. Gegenüber der Verteilung bei den gefährdeten Pflanzenarten sind bei den Tierarten die beiden nordexponierten Flächen WR7A und WR8 aus dem Mittelfeld in die artenarmen Flächen abgerutscht, die besonnten Flächen WR4 und WR5 ohne gefährdete Pflanzenarten bei den Tierarten in das Mittelfeld aufgestiegen. Der warm-trockene verheidete Waldrand WR2 lag bei den gefährdeten Pflanzenarten in der mittleren Gruppe und gehört bei den gefährdeten Tierarten zu den artenreichsten Flächen.

Insgesamt treten auf den Untersuchungsflächen unter Einbeziehung aller untersuchten Tier- und Pflanzengruppen zwischen 7 und 50 (Mittel 24) gefährdete Arten auf. Mit 7 bis 17 Arten sind die schattig-kühlen Waldränder WR6 (Ost-Exposition, Wiese - vom Mantel stark überschatteter Saum - Haselmantel - Fichtenbestand), WR7A (Nordexposition, Standweide - Weg - versaumte Böschung - Buchenaltbestand) und WR8 (Nordexposition, Mähumtriebsweide - Douglasienbestand) artenarm. Im mittleren Bereich liegen mit 20 bis 28 gefährdeten Arten die schon stärker sonnenexponierten Untersuchungsflächen WR4 (Südexposition, Mähumtriebsweide stark überschatteter Saum - Douglasienbestand), WR5 (Grünlandbrache - laubgehölzreicher Mantel - Fichtenaltbestand), die beiden Hecken H1B und H7B sowie die beiden höhergelegenen, südlich exponierten Vergleichsflächen in Yach WR9 (Standweide-Niederwald) und WR10 (Weidfeld-Niederwald). Die wärmsten Waldränder weisen mit 34 bis 50 die höchste Anzahl gefährdeter Arten auf. Diese Untersuchungsflächen sind standörtlich charakterisiert durch niedrige Höhenlagen, südliche Exposition und hohe Anteile lückiger und schütterer Vegetationsbestände auf nährstoffärmeren, trockeneren Standorten: WR1A (Umtriebsweide - Weg - verheidete, versaumte Wegeböschung - Eichen-Buchen-Altbestand), WR2 (Mähumtriebsweide - Weg - verheidete, versaumte Wegeböschung - Eichen-Buchen-Kiefern-Altbestand) und WR3 (aufgelassener Weidfeldrest - laubgehölzreicher Mantel - Bergahorn-Douglasien-Bestand).

Vergleicht man die Verteilung der Untersuchungsflächen bezogen auf die Gesamtartenzahlen und auf die Artenzahlen gefährdeter Arten, so wechselt der südexponierte Waldrand WR4 von der artenärmeren Gruppe bei den Gesamtartenzahlen ins mittlere Feld bei den gefährdeten Arten. Die eher etwas kühleren und feuchteren Flächen WR5 und H7B wechseln aus der artenreicheren Gruppe der Gesamtartenzahlen in die mittlere Gruppe bei den gefährdeten Arten. Dagegen steigen die warm-trockenen, verheideten Waldränder WR1A und WR2 aus dem Mittelfeld bei den Gesamtartenzahlen in die Gruppe der an gefährdeten Arten artenreichen Untersuchungsflächen auf.

Statistische Beziehungen zwischen den verschiedenen Artenzahlen

Die Artenzahlen der Tiere weisen einen engen Zusammenhang zu den Gesamtartenzahlen der untersuchten Waldränder und Hecken auf (0,94). Dieser ist für die Artenzahlen der Pflanzen etwas weniger ausgeprägt (0,7). Die Gesamtartenzahlen über alle Tier- und Pflanzengruppen zeigen

einen engen Zusammenhang zu der Zahl der in Baden-Württemberg gefährdeten Arten (0,7). Die Artenzahlen der Gefäßpflanzen sind dabei nur schwach (0,4), die der Tierarten deutlich (0,7) mit der Anzahl gefährdeter Arten aller Gruppen korreliert. Die engsten Beziehungen einzelner Gruppen zu den Gesamtartenzahlen weisen die Artenzahlen der Wildbienen, Heuschrecken und Gefäßpflanzen mit einem Korrelationskoeffizienten von jeweils 0,7 auf, die schwächsten die Vögel (0,2) und Nachtfalter (-0,2). Zwischen den Artenzahlen der einzelnen untersuchten Gruppen bestehen die straffsten positiven Korrelationen bei den Bockkäfern und Schwebfliegen (0,7), den Wildbienen und Bockkäfern (0,6), den Wildbienen und Schwebfliegen (0,5), den Wildbienen und Heuschrecken (0,5), den Heuschrecken und Tagfaltern (0,5) sowie den Wildbienen und Gefäßpflanzen (0,5), die negativsten statistischen Zusammenhänge zwischen Nachtfaltern und Bockkäfern (-0,6), Heuschrecken und Schwebfliegen (-0,5) sowie Tagfaltern und Schwebfliegen (-0,5).

Betrachtet man nur die Artenzahlen der in Baden-Württemberg gefährdeten Arten (Bockkäfer mit bundesweiter Gefährdungseinstufung) bestehen wieder die engsten Zusammenhänge der Gesamtzahl dieser Arten zu den gefährdeten Wildbienen- (0,9), Gefäßpflanzen- (0,7), Heuschrecken- (0,6), Tagfalter- (0,6) und Schwebfliegenarten (0,5), die schwächsten in diesem Fall zu den Nachtfaltern (0,3) und Laufkäfern (0,0). Für die einzelnen untersuchten Gruppen treten bei den Artenzahlen gefährdeter Arten die engsten positiven Beziehungen zwischen den Wildbienen und Heuschrecken (0,6), Wildbienen und Tagfaltern (0,6), Wildbienen und Schwebfliegen (0,5), Schwebfliegen und Nachtfaltern (0,5) sowie Heuschrecken und Tagfaltern auf (0,5).

Vergleich der Rangfolgen der Waldrand- und Heckenuntersuchungsflächen bei Einbeziehung verschiedener Artengruppen

In Tabelle 33 wurden die Untersuchungsflächen jeweils nach abnehmenden Artenzahlen von Pflanzen-, Tier- und allen Arten angeordnet. Dabei sind einmal alle Arten, einmal nur die landesweit gefährdeten Arten (Bockkäfer bundesweit) einbezogen. Der artenreichere Flügel der Untersuchungsflächen ist durch einen Querstrich vom artenärmeren Flügel getrennt. Untersuchungsflächen mit den gleichen Artenzahlen sind nebeneinander aufgeführt.

Tab. 33: Abnehmende Reihenfolgen der Waldrand-Untersuchungsflächen aufgrund ihrer Artenzahlen sowie der Anzahl gefährdeter Arten (RL)

Pflanzen	Tiere	Gesamt	Pflanzen (RL)	Tiere (RL)	Gesamt (RL)
H7B	WR5	WR3	WR1A	WR3	WR3
WR3	WR3	WR5	WR3	WR2	WR1A
WR5	WR2	H7B	H7B	WR1A	WR2
H1B	WR1A	WR9		WR9	WR9
	WR9	WR2		H1B	
WR9/WR10	H7B	WR1A	WR2/WR10	WR10	H1B/WR10
WR1A	H1B	H1B			H7B
WR8	WR10	WR10		WR4/WR5	
WR6	WR4	WR4	WR7A/WR8/WR9	H7B	WR4/WR5
WR2	WR6	WR6		WR8	WR8
WR7A	WR8	WR8			WR7A
WR4	WR7A	WR7A	H1B/WR4/WR5/WR6	WR6/WR7A	WR6

Keine der sechs dargestellten Rangfolgen ist mit einer anderen identisch. Bei den Rangfolgen nach Tierartenzahlen sowie nach der Anzahl aller Arten liegen immerhin aber die gleichen Untersuchungsflächen im artenärmeren oder artenreicheren Flügel. Ähnliches gilt auch für die Rangfolge nach den Artenzahlen gefährdeter Tierarten verglichen mit der Rangfolge nach allen gefährdeten Arten.

Eine Untersuchungsfläche (WR3: südexponierter Weidfeldrest) ist immer im artenreicheren Flügel

vertreten, 4 Waldränder immer im artenärmeren (WR4, WR6, WR7A, WR8: nordexponiert oder mit von ausladenden Gehölzen stark überschatteten Säumen). Die beiden warmen, verheideten Waldränder WR1A und WR2 sind in Bezug auf Gefäßpflanzen relativ artenarm, sonst aber immer im artenreichen Flügel der Untersuchungsflächen zu finden. Die besonnte, feuchtere Untersuchungsfläche WR5 mit vorgelagerter Grünlandbrache ist pflanzen- und tierartenreich, weist aber nur vergleichsweise wenige gefährdete Pflanzen- und Tierarten auf. Die beiden relativ hochgelegenen Vergleichsflächen in Yach (WR9, WR10) sowie die beiden Hecken (H1B, H7B9) wechseln zwischen dem artenreicheren und artenärmeren Flügel der Untersuchungsflächen, wobei sich WR9 fünfmal, WR10 und H7B viermal und H1B dreimal im oberen Spektrum wiederfinden.

Würde eine Beurteilung des Artenreichtums der Untersuchungsflächen nur auf der Basis der Gefäßpflanzenflora durchgeführt, so stünden im Vergleich zu den Gesamtartenzahlen aller untersuchten Gruppen die Flächen H1B und WR10 zu Unrecht im artenreichen, die Flächen WR1A und WR2 fälschlicherweise im artenarmen Flügel der Untersuchungsflächen. Bezogen auf die Artenzahlen der landesweit gefährdeten Arten aller untersuchten Gruppen würden die Untersuchungsflächen H1B und WR5 falsch in den artenreichen Flügel eingeordnet, die Flächen WR1A und WR2 zu Unrecht in den artenarmen.

Legt man einer Beurteilung der Flächen die Rangfolge nach Artenzahlen von Pflanzenarten der Roten Liste zugrunde, so werden bezogen auf die Gesamtartenzahlen der untersuchten Gruppen die Untersuchungsflächen WR5 und WR9 zu schlecht in den artenärmeren und die Untersuchungsfläche WR10 zu gut in den artenreicheren Flügel eingeordnet. Im Hinblick auf die Artenzahlen der gefährdeten Arten aller untersuchten Gruppen fände eine Fehlbeurteilung bezogen auf die Untersuchungsflächen H7B (zu gut) sowie H1B und WR9 (zu schlecht) statt.

Beziehungen zwischen den Gesamtartenzahlen der untersuchten Pflanzen- und Tiergruppen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Pflanzen- und Tierarten

Die engste Korrelation zu den Gesamtartenzahlen weisen die Artenzahlen der Tiere auf, der Zusammenhang zu den Artenzahlen an Gefäßpflanzen ist etwas schwächer. Unterscheidet man bei den Gefäßpflanzen nach Straten und Schichten ergeben sich engere positive Korrelationen zu den Gesamtartenzahlen bei der Strauchschicht des Mantels und für die Krautschicht in allen drei Straten:

- Artenzahl der Tiere (0,94)
- Artenzahl der Gefäßpflanzen gesamt (0,75)
- Artenzahl in der Strauchschicht des Mantels (0,5)
- Artenzahl in der Krautschicht des Saumes (0,7), des Mantels (0,6) und des Bestandes (0,6)

Das Ausmaß bestimmter Strukturen sowie die kleinstandörtliche Heterogenität sind positiv mit den Artenzahlen gekoppelt:

- Breite der Säume im Querprofil (0,6)
- Breite dornstrauchreicher Gebüsche im Querprofil (0,6)
- Breite von Mänteln/Hecken im Querprofil (0,6)
- Summe der Breiten von vegetationsfreien Bodenstellen, Säumen und dornstrauchreichen Gebüschen im Querprofil (0,7)
- Neigung entlang des Waldrandes/der Hecke (0,7)
- Anzahl der Oberbodenstruktureinheiten im Bestand (0,5)
- Anteil offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Saum (0,5) und im Bestand (0,5)

Untersuchungsflächen mit höherer Einstrahlung und Erwärmung bieten im Gradienten vom Saum

zum Bestand eine größere mikroklimatische Heterogenität als schattig-kühle Waldränder und sind artenreicher:

- Lichtzahl im Saum (0,6)
- Potentielle Sonnenscheindauer im Jahr (0,8) und von Mai bis September (0,7)
- Temperatur Maximum-Mittelwert im Saum (0,6) und im Mantel (0,5)

Darauf verweisen auch die Korrelationen zum Ausmaß besonner Gebüsch und beschatteter Säume und Mäntel sowie zum Flächenanteil von zeitweise besonnen/leicht beschatteten und stark beschatteten Teilflächen im Mantel:

- Breite dornstrauchreicher Gebüsch im Querprofil mit starker Besonnung (0,5)
- Breite der Säume mit starker Beschattung im Querprofil (-0,6)
- Breite von Mänteln/Hecken mit starker Beschattung im Querprofil (-0,6)
- Anteil zeitweise besonner/leicht beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,6)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,6)

Die positiven Korrelationen der Artenzahlen zu den Deckungsanteilen von Arten der folgenden pflanzensoziologischen Klassen lassen vermuten, daß einerseits mit Zunahme von Vertretern magerer, lückig-schütterer Vegetationsbestände (Heiden, Magerrasen) und andererseits mit zunehmender Versaumung (waldnahe Staudenfluren, Beifuß-Gesellschaften) die beobachteten Artenzahlen der Untersuchungsflächen tendenziell anstiegen:

- Deckungsanteil von Arten der Klasse Nardo-Callunetea in der Krautschicht des Saumes (0,5)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Festuco-Brometea in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Trifolio-Geranietea in der Krautschicht des Saumes (0,5)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Artemisietea in der Krautschicht des Saumes (0,5)

Die negative Korrelation der Artenzahlen mit der Grundfläche der Gehölze am Waldrand sowie die positiven Korrelationen zur Kronendeckung der niedrigen Gehölzschichten am Waldrand sowie zu den Deckungsanteilen von Rosen- (v.a. Brombeeren, Weißdorne, Schlehen) und Weidengewächsen (Aspe, Salweide) im Stratum Mantel verweisen einerseits wiederum auf die Bedeutung des Faktors Fläche für die Artenzahlen. Je mehr Fläche zwischen geschlossenem Waldbestand und angrenzend genutztem Offenland zur Verfügung steht, desto stärker können sich Gebüsch und Mäntel entwickeln, Gehölzarten der Vorwälder sowie der Hecken und Gebüsch Raum greifen. Gleichzeitig gelten die Phytophagenkomplexe an Gehölzen der beiden Familien auch als besonders artenreich:

- Gesamtgrundfläche (m²/ha) am Waldrand (-0,5)
- Kronendeckungsprozent der Schicht < 2 m Höhe am Waldrand (0,6)
- Kronendeckungsprozent der Schicht von 2 - 10 m Höhe am Waldrand (0,7)
- Deckungsanteil Rosaceae in der Strauchschicht des Mantels (0,5)
- Deckungsanteil von Salicaceae in Baumschicht 1 (0,5), 3 (0,7) und Strauchschicht (0,6) des Mantels

Zuletzt sind die Gesamtartenzahlen positiv mit steigender Feuchtigkeit, Basen- und Stickstoffgehalten der Krautschicht im Stratum Bestand verknüpft, wie die Korrelationen zu den entsprechenden mittleren Zeigerwerten zeigen:

- Feuchtezahl im Bestand (0,7)
- Reaktionszahl im Bestand (0,7)
- Stickstoffzahl im Bestand (0,6)

Durch die Einbeziehung der Tierarten- in die Gesamtartenzahlen bekommen verglichen mit den für die Gefäßpflanzen diskutierten Parametern andere Faktorenkomplexe ein größeres Gewicht. Sonneneinstrahlung und Wärmebegünstigung der Untersuchungsflächen scheinen für die Variation der Tierarten- und Gesamtartenzahlen der untersuchten Gruppen von größerer Bedeutung zu sein als für die Artenzahlen der Gefäßpflanzenflora.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten der untersuchten Pflanzen- und Tiergruppen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Mit Ausnahme der Bockkäfer, für die keine Rote Liste Baden-Württembergs vorlag, wurden die Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten verwendet. Bei den Bockkäfern wurden die Arten mit bundesweiter Gefährdungseinschätzung einbezogen.

Die Artenzahlen der landesweit gefährdeten (Bockkäfer bundesweit) Pflanzen- und Tierarten weisen eine engere statistische Beziehung zu den Artenzahlen gefährdeter Tierarten als zu den Artenzahlen gefährdeter oder schonungsbedürftiger Pflanzenarten auf:

- Artenzahl landesweit (Bockkäfer bundesweit) gefährdeter Tierarten (0,97)
- Artenzahl landesweit gefährdeter oder schonungsbedürftiger Pflanzenarten (0,7)

Im Hinblick auf Korrelationen zu Artenzahlen an Gefäßpflanzen in bestimmten Straten oder Schichten bestehen positive Zusammenhänge zu Artenzahlen in der Strauchschicht sowie zur Artenzahl in der Krautschicht des Bestandes. Durch Nadelschattholzarten geprägte Waldränder wiesen wenige gefährdete Arten auf, hatten eine gering entwickelte Strauchschicht am Waldrand und im Bestandesinneren sowie niedrige Artenzahlen in der Krautschicht des Bestandes. Aus diesem Grund gehen höhere Tierartenzahlen auch mit einer artenreicheren Strauchschicht sowie mit einer diverseren Krautschicht im Bestandesinneren einher:

- Artenzahl der Strauchschicht über alle Straten (0,6)
- Artenzahl der Strauchschicht im Mantel (0,6)
- Artenzahl der Krautschicht im Bestand (0,6)

Zwischen den Artenzahlen gefährdeter Arten und dem Ausmaß bestimmter Strukturelemente der Waldränder bestehen positive statistische Zusammenhänge. Neben der Fläche dürfte sich dabei auch eine größere standörtliche und strukturelle Heterogenität mit zunehmendem Ausmaß der Übergangszone zwischen Wald und Offenland auf die Artenzahlen auswirken:

- Länge von Säumen im Querprofil (0,7)
- Länge dornstrauchreicher Gebüsche im Querprofil (0,6)
- Länge von offenen Bodenstellen, Säumen, dornstrauchreichen Gebüschen und Hecken/Mänteln im Querprofil (0,7)

Zur kleinräumigen strukturellen Heterogenität an der Bodenoberfläche bestehen ebenfalls positive statistische Zusammenhänge:

- Anzahl der Oberbodenstruktureinheiten insgesamt in allen Straten (0,5)
- Anzahl der Oberbodenstruktureinheiten im Bestand (0,5)

Die Artenzahlen gefährdeter Arten nehmen mit zunehmender Besonnung, Wärme und Trockenheit auf den Untersuchungsflächen zu, wie die nachfolgenden Korrelationen belegen:

- Lichtzahl im Saum (0,5)
- Wärmebegünstigung aufgrund der Exposition (0,7)
- Potentielle Sonnenscheindauer im Jahr (0,8) und von Mai - September (0,7)
- Temperatur Maximum-Mittelwert im Saum (0,9), Mantel (0,7) und Bestand (0,7)
- Kleinräumiges Minimum (0,7) und Maximum (0,7) der Lufttemperatur an einem Strahlungstag im Hochsommer
- Kleinräumiges Minimum (-0,7) und Maximum (-0,7) der Luftfeuchte an einem Strahlungstag im Hochsommer
- Feuchtezahl im Saum (-0,6) und im Mantel (-0,5)

Dieses zeigt sich auch bei Betrachtung der statistischen Beziehungen zum Ausmaß stark besonnener Strukturelemente der Untersuchungsflächen. Besondere Beachtung verdienen dabei die Korrelationen zu sich in Bodennähe besonders stark erwärmenden Strukturen wie offenen Bodenstellen und lückigen Säumen:

- Höhe vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Höhe von Säumen mit hohen Anteilen offener Bodenstellen mit starker Besonnung im Querprofil (0,6)

- Länge vegetationsfreier Böschungen mit starker Besonnung im Querprofil (0,5)
- Länge von Säumen mit starker Besonnung im Querprofil (0,8)
- Länge dornstrauchreicher Gebüsch mit starker Besonnung im Querprofil (0,7)
- Länge von Mänteln/Hecken mit starker Besonnung im Querprofil (0,7)
- Länge von offenen Bodenstellen, Säumen, dornstrauchreichen Gebüsch und Hecken/Mänteln mit starker Besonnung im Querprofil (0,8)

Wird umgekehrt nach den Zusammenhängen zum Ausmaß stark beschatteter Ausprägungen derselben Strukturelemente gefragt, ergeben sich negative Zusammenhänge:

- Länge von Säumen mit starker Beschattung im Querprofil (-0,5)
- Länge von Mänteln/Hecken mit starker Beschattung im Querprofil (-0,5)
- Länge von offenen Bodenstellen, Säumen, dornstrauchreichen Gebüsch und Hecken/Mänteln mit starker Beschattung im Querprofil (-0,5)

Auch die Korrelationen zu den Flächenanteilen von stark besonnten bzw. stark beschatteten Teilflächen im Saum und zu den zeitweise besonnten/leicht beschatteten bzw. stark beschatteten Teilflächen im Mantel verweisen auf die Bedeutung des Licht- und Wärmegenusses der Untersuchungsflächen im Hinblick auf das Vorkommen gefährdeter Arten. Auch dabei sind die positiven Zusammenhänge zu sich in Bodennähe stark erwärmenden Strukturen (stark besonnte offene Bodenstellen, Streu oder schütterer Vegetation) besonders bemerkenswert:

- Anteil stark besonnter offener Bodenstellen an der Bodenoberfläche im Saum (0,6)
- Anteil stark besonnter Streuflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,8)
- Anteil stark besonnter schütterer Vegetationsflächen (Deckungsgrad bis 50 - 75 %) an der Bodenoberfläche im Saum (0,8)
- Anteil stark besonnter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (0,8)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Saum (-0,5)
- Anteil zeitweise besonnter/leicht beschatteter Streuflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,7)
- Anteil zeitweise besonnter/leicht beschatteter schütterer Vegetationsflächen (Deckungsgrad bis 50 - 75 %) an der Bodenoberfläche im Mantel (0,8)
- Anteil zeitweise besonnter/leicht beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (0,7)
- Anteil stark beschatteter Teilflächen an der Bodenoberfläche im Mantel (-0,7)

Hinsichtlich der Nährstoffversorgung der Standorte sinken die Artenzahlen gefährdeter Arten mit zunehmender Basen- und Stickstoffversorgung der Untersuchungsflächen:

- Reaktionszahl im Saum (-0,5)
- Stickstoffzahl im Saum (-0,6) und im Mantel (-0,6)

Nährstoffarme Untersuchungsflächen sind somit artenreicher an gefährdeten Arten und umgekehrt. Dieses zeigt sich auch an den Korrelationen zu den Deckungsanteilen von Arten bestimmter soziologischer Gruppen. Mit zunehmender Deckung von Arten bodensaurer Magerrasen, von Arten der Calluna-Heiden sowie von Arten waldnaher Staudenfluren und Gebüsch nehmen die Artenzahlen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten zu:

- Deckungsanteil von Arten der Klasse Nardo-Callunetea in der Krautschicht des Saumes (0,8)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Violion caninae in der Krautschicht des Saumes (0,5)
- Deckungsanteil von Arten des Verbandes Calluno-Geniston in der Krautschicht des Saumes (0,5)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Trifolio-Geranietea in der Krautschicht des Saumes (0,6)

Umgekehrt weisen die Deckungsanteile von Waldarten sowie von Arten stickstoffreicherer Staudenfluren eine negative Beziehung zu den Artenzahlen gefährdeter Arten auf:

- Deckungsanteil von Arten der Klasse Querco-Fagetea in der Krautschicht des Saumes (-0,7)
- Deckungsanteil von Arten der Klasse Artemisietea in der Krautschicht des Mantels (-0,5) und des Bestandes (-0,5)

Die Beziehung zwischen der Nährstoffarmut der Standorte und der Artenzahl gefährdeter Arten zeigt sich auch nochmals in den Korrelationen zu den Deckungsanteilen von Heidekraut, verschiedenen Ginster-, Simsen- und Seggenarten sowie des Wiesen-Wachtelweizens:

- Deckungsanteil Ericaceae (hier: Heidekraut) in der Krautschicht des Saumes (0,8) und des Mantels (0,6)
- Deckungsanteil Fabaceae (hier: Ginsterarten) in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil Cyperaceae (Sauergräser) in der Krautschicht des Saumes (0,6)
- Deckungsanteil Scrophulariaceae (Wiesen-Wachtelweizen) in der Krautschicht des Mantels (0,7)

Alle diese Arten haben ihren Schwerpunkt auf Untersuchungsflächen mit nährstoffarmen, z.T. ausgehagerten Standorten, manche auch auf durch den Wegebau und -betrieb erodierten Profilen der Böschungen und auf den oberhalb angrenzenden Bereichen.

Hinsichtlich der Gehölzzusammensetzung und -struktur der Untersuchungsflächen gehen höhere Artenzahlen gefährdeter Arten mit steigenden Grundflächen der Lichtbaumart Traubeneiche, des stehenden Totholzes und der Pionierbaumart Aspe einher sowie mit zunehmender Deckung der Strauchschicht unter 2 m Höhe. Die Aspe findet sich zusammen mit der Salweide auch noch einmal in den Deckungsanteilen der Salicaceae im Mantel wieder:

- Grundfläche (m²/ha) der Traubeneiche am Waldrand (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) stehenden Totholzes am Waldrand (0,5)
- Grundfläche (m²/ha) der Aspe am Waldrand (0,5)
- Kronendeckungsprozent der Schicht < 2 m Höhe am Waldrand (0,6)
- Deckungsanteil Salicaceae in Baumschicht 3 (0,6) und Strauchschicht (0,7) des Mantels

Negative Korrelationen der Artenzahlen gefährdeter Arten bestehen zur Gesamtgrundfläche am Waldrand sowie zu den Grundflächen von Nadelschattbaumarten, speziell Fichte und Weißtanne, am Waldrand und im Bestand:

- Gesamtgrundfläche (m²/ha) am Waldrand (-0,5)
- Grundfläche (m²/ha) von Nadelschattgehölzern am Waldrand (-0,6) und im Bestand (-0,6)
- Grundfläche (m²/ha) der Fichte am Waldrand (-0,5) und im Bestand (-0,7)
- Grundfläche (m²/ha) der Weißtanne am Waldrand (-0,6) und im Bestand (-0,6)

Der Fichten- und Tannenanteil ist auf Untersuchungsflächen mit feuchteren, nährstoffreicheren, schattigeren und kühleren Standorten höher, so daß diese Zusammenhänge angesichts der oben dargestellten Beziehungen zur Wärme, Trockenheit und Nährstoffarmut der Untersuchungsflächen nicht verwundern. Bezogen auf die Anteile bestimmter Baumartengruppen an den Grundflächen der Waldbestände besteht eine positive Korrelation der Artenzahlen gefährdeter Tierarten zum Anteil des Laub- und eine negative zum Anteil des Nadelholzes. Für den Anteil von Nadelschattholzarten (Douglasie, Fichte, Weißtanne) ist der negative Zusammenhang noch ausgeprägter:

- Anteil von Laubholz an der Grundfläche des Bestandes (0,5)
- Anteil von Nadelholz an der Grundfläche des Bestandes (-0,5)
- Anteil von Nadelschattholz an der Grundfläche des Bestandes (-0,7)

Im Vergleich mit den Korrelationen zwischen den Gesamtartenzahlen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen treten bei den Artenzahlen gefährdeter Arten die Faktorenkomplexe Besonnung, Wärme und Trockenheit noch stärker in den Vordergrund und kommt die Nährstoffarmut der Standorte hinzu. Diese hat u.a. auch weniger dichte und weniger hohe, sich stärker erwärmende Pflanzenbestände am Boden zur Folge.

Zeigerwertberechnungen für Tierarten

Eine weitere Verknüpfung von standörtlichen Merkmalen der Untersuchungsflächen wurde über Zeigerwertberechnungen für Tierarten versucht, die dann jeweils für das Kollektiv gefährdeter, das Kollektiv nicht gefährdeter Arten und das Kollektiv aller Arten gemittelt wurden. Hierzu wurden zunächst mittlere Zeigerwerte (Licht, Feuchte, Reaktion, Stickstoff, Mahdverträglichkeit) für die Krautschicht der Waldsäume und die sonstigen Untersuchungsflächen der Heuschrecken ermittelt (Anhänge 74, 76, 114). Darauf aufbauend wurden für jede Tierart der betrachteten Gruppen

(Heuschrecken, Wildbienen, Schwebfliegen, Bockkäfer, Laufkäfer und Tagfalter) unter Gewichtung ihrer Individuenverteilung auf den Untersuchungsflächen mittlere Zeigerwerte berechnet. Die so erhaltenen Zeigerwerte jeder Tierart wurden dann für die gefährdeten Arten, die nicht gefährdeten Arten und alle Arten gemittelt. Die berechneten Mittelwerte dienen dann als Basis des Vergleichs der drei Kollektive und sind in Anhang 105 dargestellt.

Die Trends sind im Vergleich der verschiedenen Artengruppen nicht gleichgerichtet. Bei insgesamt sechs betrachteten Artengruppen weist das Kollektiv der gefährdeten Arten verglichen mit dem der nicht gefährdeten Arten jeweils viermal auf etwas hellere, basen- und stickstoffärmere Standorte hin. Die größten Differenzen zwischen den Kollektiven gefährdeter und nicht gefährdeter Arten finden sich bei den mittleren Zeigerwerten für die Mahdverträglichkeit, wobei gefährdete Heuschrecken, Wildbienen und Schwebfliegen im Vergleich zu den nicht gefährdeten Arten relativ häufiger gemähte oder beweidete, d.h. offenere Standorte präferieren, während sich dieses bei den Bockkäfern, Laufkäfern und Tagfaltern umgekehrt verhält, dort die gefährdeten Arten möglicherweise eher von einer stärkeren Versaumung profitieren.

Werden die Arten aus allen Artengruppen in den Vergleich einbezogen und entsprechende Mittelwerte für die drei Kollektive berechnet (Anhang 105), so weist der Vergleich der Zeigerwertdifferenzen von gefährdeten und nicht gefährdeten Arten insgesamt darauf hin, daß gefährdete Arten lichtere, saurere, stickstoffärmere und relativ häufiger durch Mahd oder Beweidung gestörte Standorte präferieren.

Vergleich der Individuenverteilung von Tierartenkollektiven auf Zeigerwertklassen mit der Verteilung der Untersuchungsflächen

In einem anderen Auswertungsgang wurden die prozentualen Individuenverteilungen der Tierarten auf gebildete Klassen der mittleren Zeigerwerte der Gefäßpflanzenflora betrachtet und mit der Verteilung der Untersuchungsflächen verglichen. Auch hierzu wurden die oben angeführten Tiergruppen und Artenkollektive getrennt untersucht (Anhang 106). Betrachtet werden in der Folge die Daten zu den in Baden-Württemberg gefährdeten und den nicht gefährdeten Arten. Nur bei den Bockkäfern liegen in Ermangelung einer Landesliste die bundesweit gefährdeten Arten zugrunde. Bei vielen Gruppen finden sich bezogen auf die jeweils gebildeten beiden Zeigerwertklassen im Vergleich zur Verteilung der Untersuchungsflächen überproportionale Individuenanteile in den für mehr Licht, mehr Trockenheit, stärkere Versauerung, niedrigere Stickstoffversorgung und weniger häufige Mahd stehenden Zeigerwertklassen.

Geringfügig abweichend verhalten sich das Kollektiv gefährdeter Arten bei den Heuschrecken und Schwebfliegen und das Kollektiv nicht gefährdeter Arten bei den Tagfaltern bezogen auf den Zeigerwert Feuchte sowie beide Laufkäferkollektive und das Kollektiv nicht gefährdeter Arten bei den Schwebfliegen bezogen auf die Zeigerwerte Reaktion und Stickstoff. Die gefährdeten Schwebfliegenarten wurden auf basen- und stickstoffreicheren Standorten sogar erheblich häufiger gefangen als von der Verteilung der Untersuchungsflächen her zu erwarten. Die Kollektive nicht gefährdeter Laufkäfer und Tagfalter sowie die gefährdeten Schwebfliegen zeigen entgegen dem allgemeinen Trend proportional überhöhte Individuenanteile in der für häufigere Mahd oder Beweidung stehenden Zeigerwertklasse.

Sehr ausgeprägte Verschiebungen zwischen relativen Anteilen von Untersuchungsflächen und Individuen an den Zeigerwertklassen zeigen sich in Richtung trockenerer Standorte bei den gefährdeten bzw. nicht gefährdeten Bockkäferarten (50, 36), gefährdeten bzw. nicht gefährdeten

Wildbienen (23, 27) und bei gefährdeten Tagfaltern (21). Angeführt werden dabei die Differenzen zwischen den relativen Anteilen der Untersuchungsflächen an der jeweiligen Zeigerwertklasse und dem Prozentanteil der Individuen des entsprechenden Artenkollektivs.

Auf schlechter basenversorgten Standorten sind die Individuen der folgenden Artenkollektive verglichen mit der Verteilung der Untersuchungsflächen stark überrepräsentiert: Gefährdete bzw. nicht gefährdete Heuschrecken (31, 22), gefährdete bzw. nicht gefährdete Wildbienen (16, 15), gefährdete bzw. nicht gefährdete Bockkäfer (33, 23) und gefährdete Tagfalter (20).

Ähnliches ist hinsichtlich der stickstoffärmeren Standorte zu beobachten: Gefährdete bzw. nicht gefährdete Heuschrecken (36, 12), gefährdete bzw. nicht gefährdete Wildbienen (16, 15), gefährdete bzw. nicht gefährdete Bockkäfer (33, 23) und gefährdete Tagfalter (20).

Bei Heuschrecken und Wildbienen ist das Kollektiv gefährdeter Arten in Hinblick auf die Mahdverträglichkeit weniger deutlich in Richtung von Standorten mit seltenerer Mahd oder Beweidung verschoben als das Kollektiv der nicht gefährdeten Arten. Bei den Schwebfliegen sind die gefährdeten Arten sogar in der Zeigerwertklasse der häufiger gemähten Standorte überproportional vertreten. Bei den Laufkäfern und Tagfaltern treten die gefährdeten Arten verglichen mit den nicht gefährdeten überproportional in der Zeigerwertklasse mit den weniger häufig gemähten Standorten auf.

Auch hier zeigt sich wieder, daß sich die verschiedenen Artengruppen und differenzierten Teilkollektive gegenüber vielen Umweltfaktoren nicht einheitlich verhalten.

Ähnlichkeitsvergleich der Waldrand- und Hecken- sowie sonstigen Untersuchungsflächen der Heuschreckenfauna

Eine weitere Möglichkeit sich Zusammenhängen zwischen standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen und der Ausprägung ihrer Pflanzen- und Tierbestände zu nähern, besteht darin, die Artenbestände nach ihrer Ähnlichkeit zu gruppieren und dann nach Faktoren zu suchen, die die erhaltenen Gruppierungen der Untersuchungsflächen erklären könnten. Hierzu wurden für jede untersuchte Pflanzen- und Tiergruppe - teilweise auch getrennt für einzelne Straten und Schichten - die paarweisen Arten- und soweit möglich Dominantenidentitäten zwischen allen Untersuchungsflächen berechnet. Die so erhaltene Korrelationsmatrix der Ähnlichkeitswerte wurden dann einer Clusteranalyse unterzogen, in der die Untersuchungsflächen nach ihrer Ähnlichkeit gruppiert wurden. Die Dendrogramme der in dieser Weise durchgeführten Clusteranalysen sind in den Abb. 39 bis 45 wiedergegeben. Mittelwerte und Spannweiten der Arten- und Dominantenidentitätswerte finden sich in Anhang 104. Die Ähnlichkeiten der Vogelfaunen der Waldrand- und Hecken-Untersuchungsflächen wurden schon unter 3.4.2 diskutiert, die Dendrogramme in Abb. 22 a und b dargestellt. Dort erfolgte auch ein Vergleich der Untersuchungsflächen nach den Ähnlichkeiten ihrer grundflächenerfaßten Gehölzbestände (Abb. 22c, d).

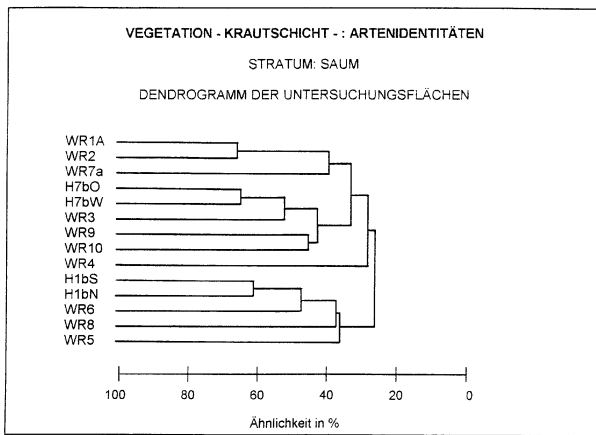
Ähnlichkeitsvergleich der Gefäßpflanzenbestände der Waldränder und Hecken

Der Ähnlichkeitsvergleich der Gefäßpflanzenbestände der Untersuchungsflächen wurde getrennt für die Krautschicht und für die zusammengefaßten Gehölzschichten (Baumschichten 1, 2, 3 und Strauchschicht) durchgeführt. Die Vergleiche erfolgten für die einzelnen Straten Saum, Mantel und Bestand und für die Untersuchungsflächen insgesamt. Die Artmächtigkeitsangaben der Vegetationsaufnahmen wurden unter Zuhilfenahme der Tabelle in Anhang 114 in Deckungswerte transformiert. Zur Zusammenführung der verschiedenen Gehölzschichten wurden die

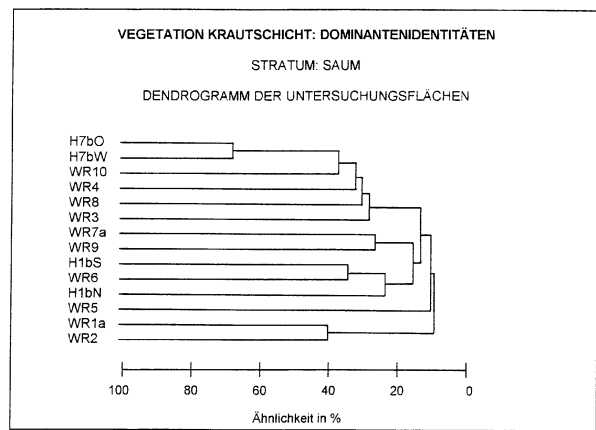
Deckungswerte der Baumschichten 1, 2, 3 und der Strauchschicht für jede Art aufsummiert. In den Straten Saum und Mantel wurden die Deckungswerte der aufgenommenen Probeflächen gemittelt. Aus den so für die Straten Saum und Mantel berechneten Deckungswerten wurde dann zusammen mit dem Deckungswert aus dem Stratum Bestand der mittlere Deckungswert für die gesamte Untersuchungsfläche berechnet. Die Deckungswerte sind die Grundlage zur Berechnung der Dominanzen, in diesem Fall des prozentualen Anteils der Deckung einer Art an der Summe der Deckungswerte aller Arten. Die Dominanzen aller Arten der Untersuchungsflächen fließen in den Vergleich derselben nach den Dominantenidentitäten ein.

In Abb. 39 sind die Dendrogramme der Clusteranalysen der Arten- und Dominantenidentitäten der Untersuchungsflächen für die Krautschicht, in Abb. 40 für die Gehölzschichten wiedergegeben. Auch abgesehen davon, daß im Stratum Saum die Hecken zweimal vertreten sind und im Stratum Bestand fehlen, findet sich keine Ähnlichkeitsmatrix, die einer anderen in der Gruppierung der Untersuchungsflächen vollständig gleicht. Diese hohe Variabilität der Ähnlichkeitsbeziehungen mag Ausdruck der standörtlichen Unterschiede und des Nutzungsgradienten sowohl zwischen als auch vor allem auf den Untersuchungsflächen sein. In der Krautschicht gruppieren sich die beiden Untersuchungsflächen WR1A und WR2 immer auf einem vergleichsweise hohen Ähnlichkeitsniveau (Abb. 39a-h). Diese beiden südexponierten Waldränder zeichnen sich durch verheidete und versaumte Wegeböschungen am Rand alter Laubwälder aus. Trotz der sehr unterschiedlichen kleinklimatischen Situation ordnet sich diesem Flächenpaar oft der nordexponierte Laubwaldrand WR7A zu, der ebenfalls durch eine versaumte Wegeböschung und einen vorgelagerten Weg vom Grünland getrennt ist (Abb. 39a, c, d, e, f, g, h). Zum Teil bilden diese drei Untersuchungsflächen eine Gruppe, die sich dann erst auf niedrigerem Ähnlichkeitsniveau mit den Gruppierungen anderer Untersuchungsflächen verbindet (Abb. 39a, e, g, h). Die gleichen Waldränder schließen sich auch bei den Ähnlichkeitsvergleichen der Gehölzschichten der Untersuchungsflächen regelmäßig zu einer Gruppe zusammen (Abb. 40a, b, c, d, e, f, g, h). Relativ ähnlich sind sich hinsichtlich der Artenidentitäten in der Krautschicht auch jeweils die heckenbegleitenden Säume der Untersuchungsflächen H1B und H7B (Abb. 39a), für H7B gilt dieses auch hinsichtlich der Dominantenidentitäten (Abb. 39b).

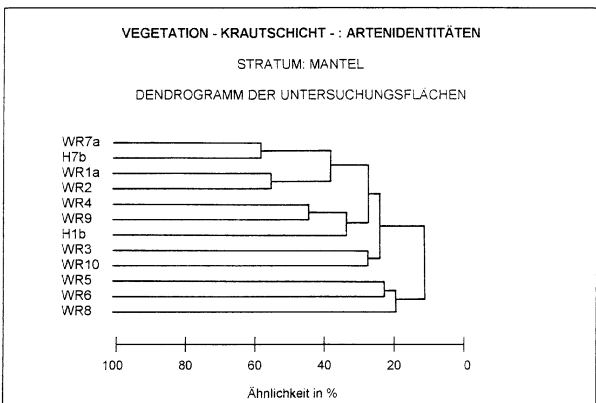
Die tendenziell etwas feuchteren oder nährstoffreicheren Untersuchungsflächen H1B, WR5, WR6 und WR8 bilden bei den Ähnlichkeiten in der Krautschicht eine größere Gruppe (Abb. 39a, z.T. c, g) oder schließen sich nach und nach den anderen Untersuchungsflächen auf einem niedrigen Ähnlichkeitsniveau an (Abb. 39 e, d, f). Die Untersuchungsflächen WR5, WR6 und WR8 werden im Bestandesinneren durch Nadelschattbaumarten dominiert. Die Krautschicht der beiden letztgenannten, jüngeren Flächen ist im Stratum Bestand kaum entwickelt. Bei den Ähnlichkeiten nach der Gehölzartenzusammensetzung finden sich die Waldränder WR5, WR6 und WR8 dagegen häufig in Gruppierungen mit anderen Untersuchungsflächen, der bei der Krautschicht bestehende Zusammenhang ist aufgelöst. So ähnelt zum Beispiel der Douglasienwaldrand WR8 in seiner Gehölzartenzusammensetzung häufig dem südexponierten Douglasienwaldrand WR4, insbesondere bei den Dominantenidentitäten (Abb. 40b, c, d, e, f, h), während dieses bei der Krautschicht kaum der Fall war. Neben diesen beiden Douglasienwaldrändern bilden auch die beiden Niederwälder der Vergleichsflächen in Yach (WR9, WR10) von der Zusammensetzung ihrer Gehölzschichten her häufig ein recht ähnliches Flächenpaar (40c, d, f, g, h). Auch die Krautschicht dieser beiden Untersuchungsflächen war sich in den Straten Saum und Bestand von der Artenzusammensetzung her relativ ähnlich (Abb. 39a, e).



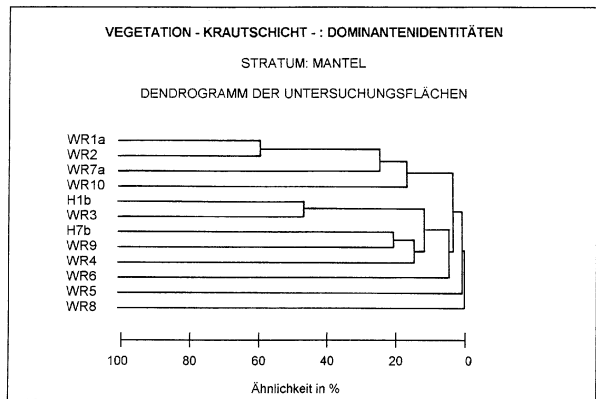
a)



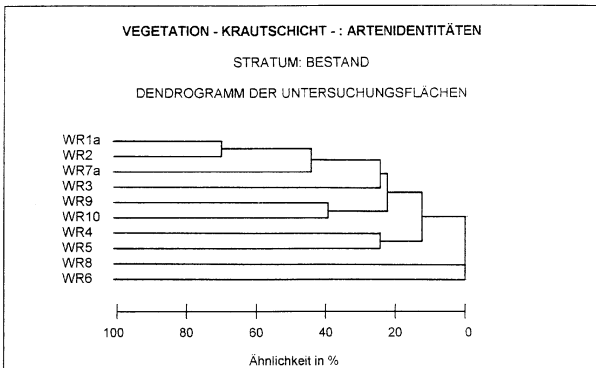
b)



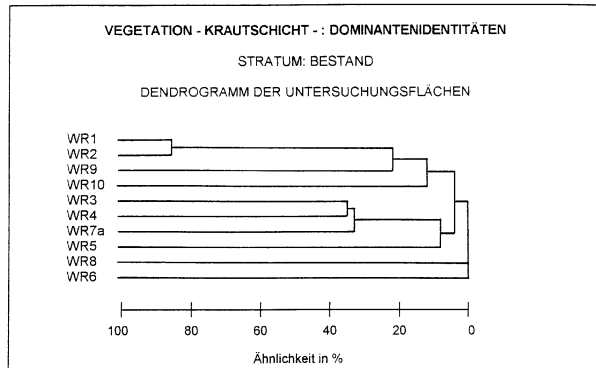
c)



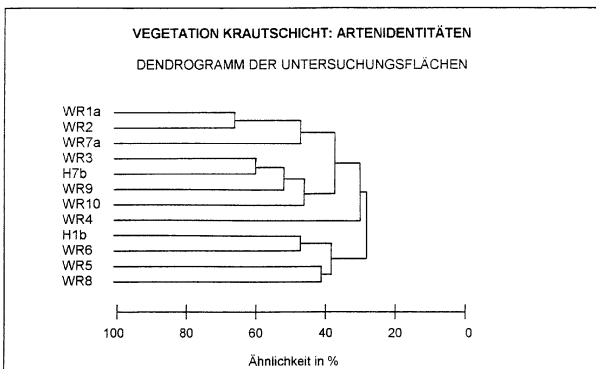
d)



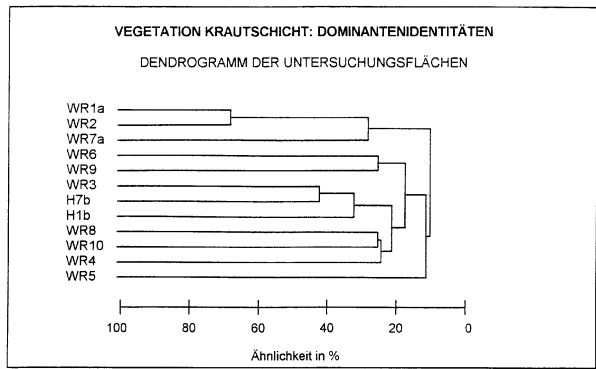
e)



f)

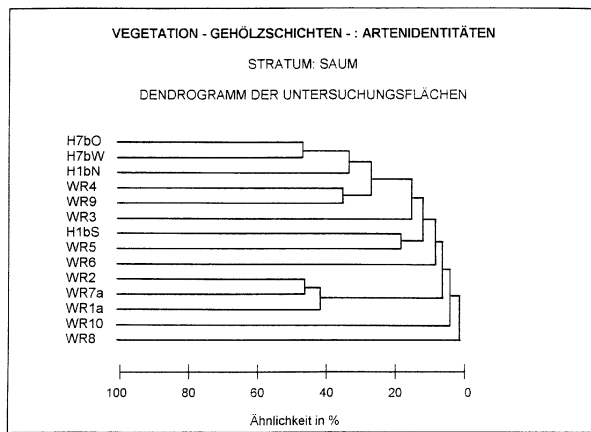


g)

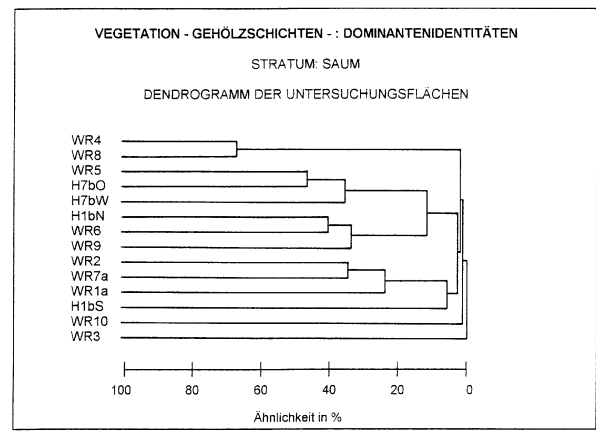


h)

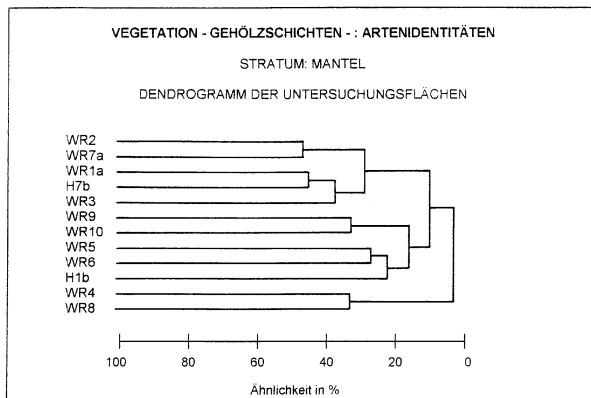
Abb. 39: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ähnlichkeiten der Gefäßpflanzenbestände der Krautschicht getrennt nach den Straten Saum, Mantel, Bestand und alle Straten



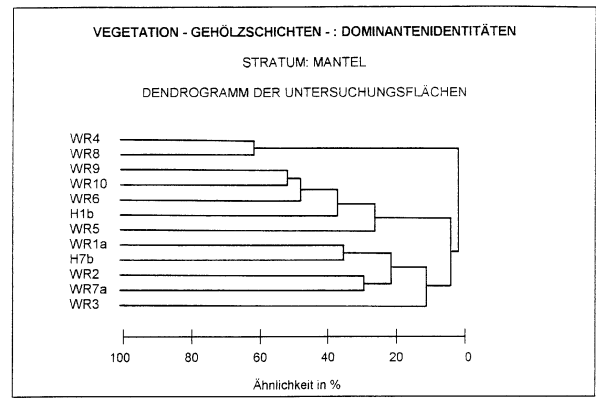
a)



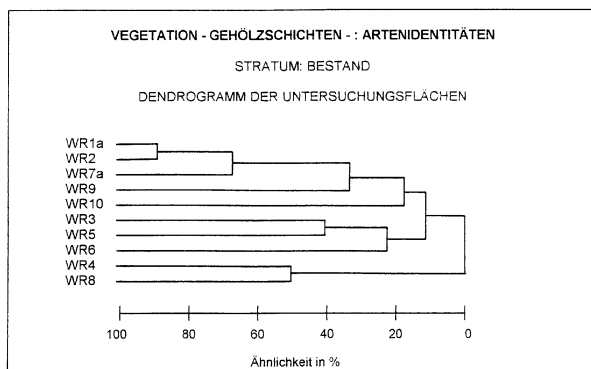
b)



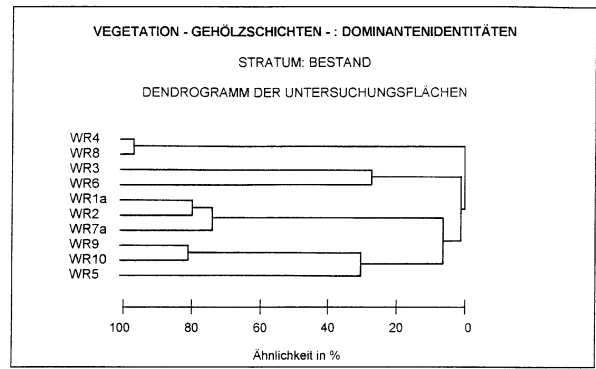
c)



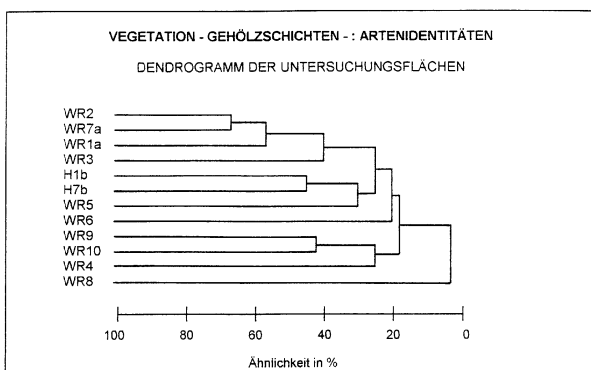
d)



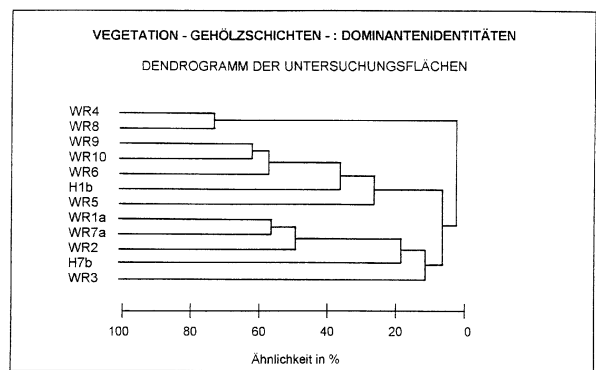
e)



f)



g)



h)

Abb. 40: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ähnlichkeiten der Gefäßpflanzenbestände der Gehölzschichten getrennt nach den Straten Saum, Mantel, Bestand und alle Straten

Über alle Straten könnte man die Untersuchungsflächen nach den Artenidentitäten in der Krautschicht (Abb. 39g) in vier unterschiedliche Gruppen unterteilen: Die alten Laubwaldränder mit vorgelagerten Wegen und versaumten Wegeböschungen (WR1A, WR2, WR7A), die ebenfalls eher nährstoffärmeren Weidfeld(rest)-Waldränder WR3, WR9, WR10, zusammen mit der triftwegbegleitenden Hecke H7B, den südexponierten Mähumtriebsweide-Douglasien-Waldrand WR4 sowie die etwas bodenfeuchteren, z.T. auch nährstoffreicheren Untersuchungsflächen H1B, WR5, WR6 und WR8 mit unmittelbarem Übergang vom Waldrand ins vergleichsweise nährstoffreiche Grünland. Die letztgenannte Flächengruppe schließt sich dabei den anderen mit der niedrigsten Ähnlichkeit an.

Bei den Dominantenidentitäten der Krautschicht (Abb. 39h) bleibt die Gruppe WR1A, WR2 und später WR7A bestehen. Diese Dreiergruppe ist allen anderen Untersuchungsflächen am wenigsten ähnlich. Innerhalb des verbleibenden Konglomerates an Untersuchungsflächen sind sich der stellenweise verbuschende Weidfeldrest WR3 und die beiden Hecken H1B und H7B noch relativ ähnlich, der teilweise nasse Waldrand WR5 ordnet sich den anderen Flächen zuletzt zu.

Bei den Artenidentitäten der Gehölzschichten für die gesamten Untersuchungsflächen (Abb. 40g) bildet sich zuerst wieder die Gruppe aus alten Laubwaldrändern WR1A, WR2 und WR7A, der sich dann später auch der aufgelassene Weidfeldrest WR3 anschließt. Zu diesen kommt dann eine Gruppe aus den beiden Hecken H1B und H7B sowie der Fichtenaltholzfläche WR5, die einen laubbaumreichen Mantel, Unter- und Zwischenstand besitzt. Es folgen die Fichtenfläche WR6 mit ihrem ebenfalls laubholzreichen Mantel sowie eine Gruppe aus den beiden Niederwaldflächen in Yach (WR9, WR10), der sich auch der südexponierte Douglasienwaldrand mit randlicher Laubbaumeteiligung WR4 zuordnet. Zuletzt schließt sich der Douglasienreinbestand WR8 den anderen Untersuchungsflächen an.

Berücksichtigt man die quantitative Beteiligung der einzelnen Gehölzarten (Abb. 40h) über die Berechnung der Dominantenidentitäten weisen die beiden Douglasienwaldränder WR4 und WR8 die größte Ähnlichkeit auf. Weiterhin sind sich jeweils recht ähnlich die beiden haselreichen Niederwaldflächen WR9 und WR10 sowie die Fichtenfläche mit Haselmantel und -zwischenstand WR6 und die drei Laubwaldränder aus Buche und Traubeneiche WR1A, WR2 und WR7A. Zu den haselreichen Flächen (WR9, WR10, WR6) treten dann die haselreiche Hecke H1B und die Fichtenaltholzfläche WR5 mit Haselmantel und -unterstand. Die buchen- und eichenbetonte Gruppe (WR1A, WR2, WR7A) wird sukzessive durch die eichenreiche Hecke H7B und den Waldrand WR3 ergänzt. Hierauf schließen sich die hasel- bzw. eichen-/buchenreiche Gruppe zusammen. Auf dem niedrigsten Ähnlichkeitsniveau ordnen sich dann die Douglasienflächen WR4 und WR8 den anderen Untersuchungsflächen zu.

Die Gruppierung der Untersuchungsflächen nach den Dominantenidentitäten ihrer Gehölzschichten aus den Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet stimmt nur zum Teil überein mit den Ähnlichkeiten, die basierend auf den Dominantenidentitäten der gehölzartendifferenzierten Grundflächenerhebung am Waldrand und im Waldbestand erhalten wurde (Kapitel 3.4.2, Abb. 22c). Dieses gilt unabhängig davon, ob einzelne Straten oder die Untersuchungsflächen insgesamt in den Vergleich einbezogen werden. Die auf Grundflächenmessungen basierende Ähnlichkeitsgruppierung der Untersuchungsflächen nach ihren Gehölzbeständen bildet diese anders ab als die Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet. Für Gehölzpflanzen, deren Kreisfläche in 1,3 m Höhe registriert werden kann, liefern die Grundflächenmessungen durch Winkelzählproben ein genaues Maß, die Strauchschicht wird aber nur mit Einschränkungen

abgebildet. Demgegenüber ist die Schätzung der quantitativen Anteile bei den Vegetationsaufnahmen aufgrund der weiten Klassen bei den Artmächtigkeitsangaben vergleichsweise grob und anfälliger gegenüber subjektiven Schätzfehlern.

Alle bisher angesprochenen Ähnlichkeitsvergleiche, die die Untersuchungsflächen nach den Identitäten ihrer Gefäßpflanzenbestände bzw. Teilkollektive derselben gruppieren, kommen trotz allen Unterschiedlichkeiten für eine Gruppe zu einem recht einheitlichen Ergebnis: Die alten, buchenreichen Laubwaldränder mit vorgelagerten Wegen und versaumten Wegeböschungen (WR1A, WR2, WR7A) setzen sich oft als eigene Gruppe von den anderen Untersuchungsflächen ab, obschon die Untersuchungsflächen WR1A und WR2 durch ihre Südexposition besonders wärmebegünstigt und der Waldrand WR7A aufgrund seiner nördlichen Ausrichtung stark überschattet ist. Abgeschwächt gilt dieses - vor allem bezogen auf die Dominantenidentitäten der Baum- und Strauchflora - auch für die beiden Douglasienbestände WR4 in Süd- und WR8 in Nordexposition.

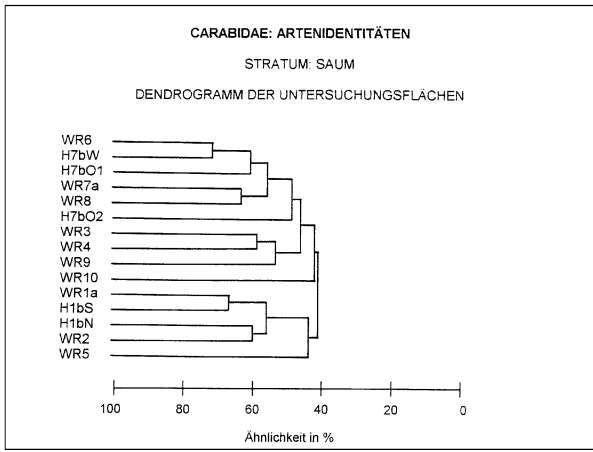
In der Folge kann überprüft werden, ob sich die Gruppierung dieser Untersuchungsflächen bei den Ähnlichkeitsvergleichen der Faunen von verschiedenen Tiergruppen ebenfalls zeigt, oder ob die sehr unterschiedlichen mikroklimatischen Bedingungen der jeweils süd- und nordexponierten Waldränder in ihrer Wirkung auf die Zusammensetzung der Tierwelt auch zu unterschiedlichen Gruppierungen der floristisch relativ ähnlichen Untersuchungsflächen führen.

Ähnlichkeitsvergleich der Vogelfaunen der untersuchten Waldränder und Hecken

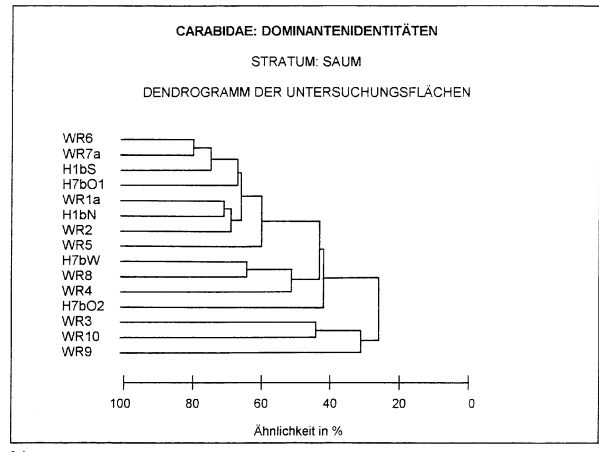
Der Vergleich der Vogelfaunen der Untersuchungsflächen wurde unter 3.4.2 bereits durchgeführt. Hinsichtlich der Artenidentitäten ihrer Vogelfaunen (Abb. 22a) fallen die Flächen WR1A und WR2 wieder zusammen, WR7A schließt sich zuerst mit WR3 und den beiden Hecken H1B und H7B zusammen, dann fusioniert diese Gruppierung mit der Gruppe aus WR1A und WR2. Bei den Dominantenidentitäten gruppieren sich WR1A, WR2 und WR7A dagegen wieder zu einer Einheit (Abb. 22b). WR4 und WR8 finden sich in beiden Fällen zusammen in einer Gruppe mit anderen nadelbaumdominierten Untersuchungsflächen und dem Waldrand des durchgewachsenen Niederwaldes WR9. Die unterschiedlich exponierten aber floristisch ähnlichen Untersuchungsflächen WR1A, WR2, WR7A sowie WR4 und WR8 verbleiben demnach auch beim Ähnlichkeitsvergleich ihrer Vogelbestände in jeweils einer Ähnlichkeitsgruppierung. Die Unterschiede in der Zusammensetzung und Struktur der Gehölzbestände prägen die Vogelfaunen der Waldränder vermutlich stärker als Unterschiede in der Sonneneinstrahlung und im Wärmeklima. Kleinklimatische Unterschiede wirken sich möglicherweise bei wechselwarmen Tierartengruppen stärker aus, bei denen sowohl die Aktivität der adulten Tiere als auch insbesondere ihre Ei- und Larvalentwicklung stärker von den Wärme- und Feuchtigkeitsbedingungen auf den Untersuchungsflächen abhängt. Außerdem machen bei den Vögeln die untersuchten Abschnitte der Waldränder - im Gegensatz zu wenigstens einem Teil der Wirbellosen - lediglich einen sehr kleinen Teil der individuellen Aktionsräume der Tiere aus.

Ähnlichkeitsvergleich der Laufkäferfaunen der Waldränder und Hecken

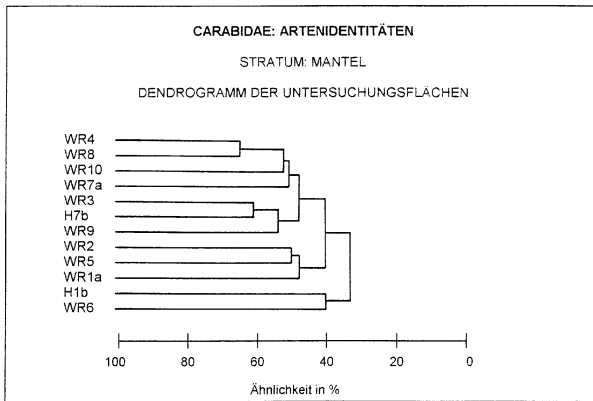
In Abb. 41 sind die Dendrogramme der Ähnlichkeiten der Laufkäferfaunen der Waldränder und Hecken nach Arten- und Dominantenidentitäten für die Straten Saum, Mantel und Bestand sowie für die Untersuchungsflächen insgesamt dargestellt. Wie schon bei den Gefäßpflanzen gibt es auch hier kein Dendrogramm, das einem anderen in der Gruppierung der Untersuchungsflächen annähernd gleicht.



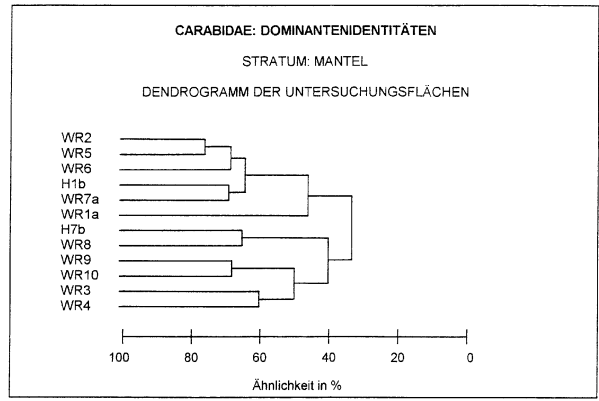
a)



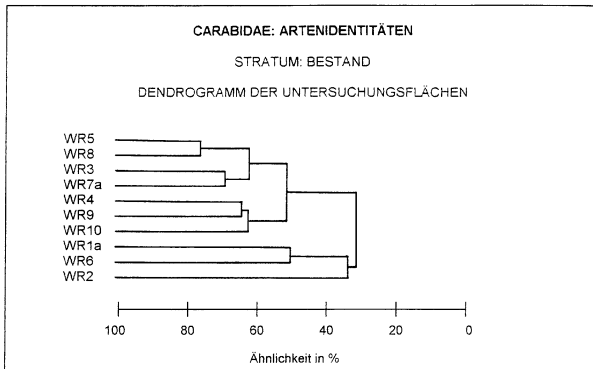
b)



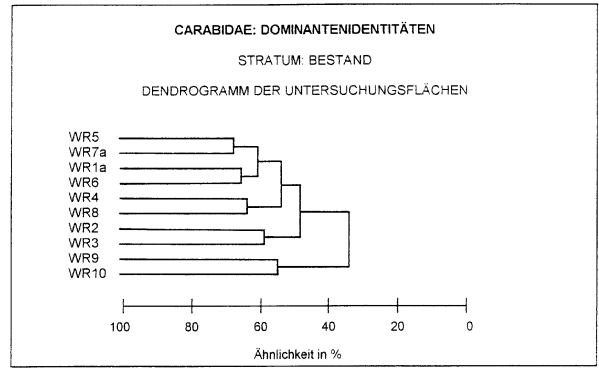
c)



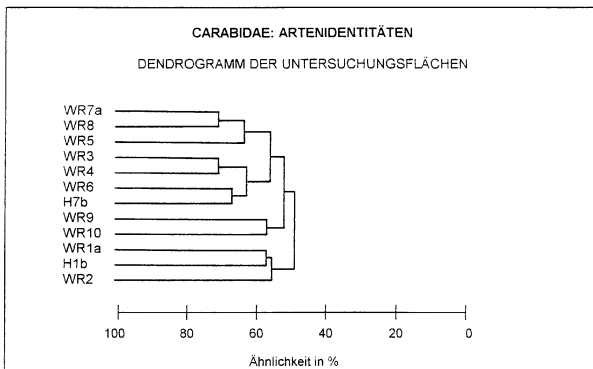
d)



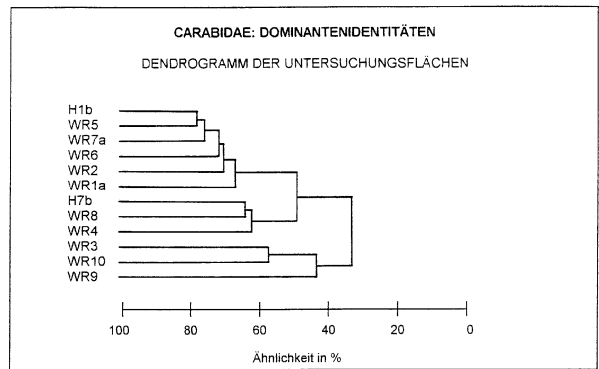
e)



f)



g)



h)

Abb. 41: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ähnlichkeiten der Laufkäferbestände getrennt nach den Straten Saum, Mantel, Bestand und alle Straten

Dieses gilt auch, wenn man die unterschiedliche Zahl der Probeflächen in den einzelnen Straten berücksichtigt, wie z.B. die drei Säume der Hecke H7B, die beiden Säume der Hecke H1B und das Fehlen von Probeflächen der beiden Hecken für das Stratum Bestand. Anscheinend verändern sich die für die Zusammensetzung der Laufkäferfaunen wichtigen standörtlichen Bedingungen im Saum, im Mantel und im Bestand der einzelnen Untersuchungsflächen teilweise so unabhängig voneinander, daß sich in den einzelnen Straten immer wieder unterschiedliche Ähnlichkeitsgruppierungen der Waldränder und Hecken bilden.

Bei den Artenidentitäten im Saum (Abb. 41a) könnten Unterschiede in der Einstrahlung und im Wärmeklima die Gruppierung der Untersuchungsflächen nach der Ähnlichkeit ihrer Laufkäferfaunen teilweise erklären. Die erste Gruppe mit WR6, WR7A, WR8 sowie H7B (W und O1) umfaßt Säume mit starker Überschattung in nördlicher, westlicher und östlicher Exposition, die entweder aufgrund ihrer Ausrichtung oder aufgrund schmaler Säume unter weitausladenden Mänteln nur eine relativ niedrige Einstrahlung aufweisen. Dieser Gruppe schließt sich zunächst die etwas stärker besonnte, versaumte Triftwegböschung H7BO2 an, dann eine Gruppe mehr oder weniger stark südlich ausgerichteter, warmer Flächen, bei denen das vorgelagerte Grünland ohne Unterbrechung durch Wege direkt in den Saum des Waldrandes übergeht (WR3, WR4, WR9, WR10). Von der Gesamtgruppe der genannte Flächen abgetrennt ist eine Gruppe, in der südexponierte Flächen in niedriger Höhenlage mit starker Einstrahlung und hohen Anteilen offener Bodenstellen zusammengefaßt sind (WR1A, WR2, H1B). Bevor sich diese Untersuchungsflächen mit allen anderen vereinigen, schließt sich ihnen noch der Waldrand WR5 an. Diese südwestexponierte Untersuchungsfläche weist ebenfalls eine vergleichsweise hohe Sonneneinstrahlung auf, ihr Saum ist aber dicht geschlossen und geht unmittelbar in eine hochwüchsige vorgelagerte Grünlandbrache über. Die von der Gefäßpflanzenflora und Vogelfauna her ähnlichen, aber sehr unterschiedlich exponierten Flächen WR1A/WR2 und WR7A finden sich beim Ähnlichkeitsvergleich der Laufkäferfaunen in entgegengesetzten Gruppierungen, in geringerem Maße gilt dieses auch für WR4 und WR8.

Für die Gruppierungen in den Dendrogrammen, die auf den Dominantenidentitäten im Saum (Abb. 41b), auf den Dominantenidentitäten unter Einbeziehung der Fänge aus allen Straten (Abb. 41h) bzw. auf den Arten- und Dominantenidentitäten in den Straten Mantel (Abb. 41c, d) und Bestand (Abb. 41e, f) basieren, sind keine plausiblen Erklärungsansätze aufgrund der vorliegenden Informationen zu den Standorten, der Vegetation oder der Nutzung der Untersuchungsflächen abzuleiten. Die Untersuchungsflächen WR1A/WR2 und WR7A finden sich bei den Artenidentitäten oft in entgegengesetzten Gruppen, die sich auf dem niedrigsten Ähnlichkeitsniveau zusammenschließen (Abb. 41b, c). Bei diesen alten Laubwaldbeständen mit vorgelagertem Forstweg und angerissenem Bestandesrand wirkt sich möglicherweise die unterschiedliche Exposition und Besonnung bis in das Stratum Bestand hinein aus, wobei die südexponierten Bestände stärker untersonnt werden als der nordexponierte Waldrand WR7A. Bei den Dominantenidentitäten ähneln sich diese Untersuchungsflächen trotz unterschiedlicher Exposition dagegen stärker (Abb. 41b, d, f, h). Dieses weist darauf hin, daß diejenigen Arten, die für die geringeren Ähnlichkeiten der Untersuchungsflächen bei den Artenidentitäten ausschlaggebend sind, selten gefangen wurden und niedrige Dominanzwerte auf den Untersuchungsflächen besitzen. Ihr Fehlen wirkt sich deshalb bei den Dominantenidentitäten nicht stark auf die Ähnlichkeitswerte aus, anders als bei den Artenidentitäten, wo jede Art unabhängig von ihrer Fangzahl gleichgewichtig in die Ähnlichkeitswerte eingeht. Die jüngeren Douglasienswaldränder

WR4 und WR8 sind durch die bis zum Boden beasteten Randbäume stärker gegen die Sonneneinstrahlung abgeschirmt. Hier sind sich die süd- und nordexponierte Untersuchungsfläche häufiger ähnlicher als dieses bei den alten Laubwaldrändern in unterschiedlicher Exposition der Fall ist (Abb. 41b, c, d, e, f).

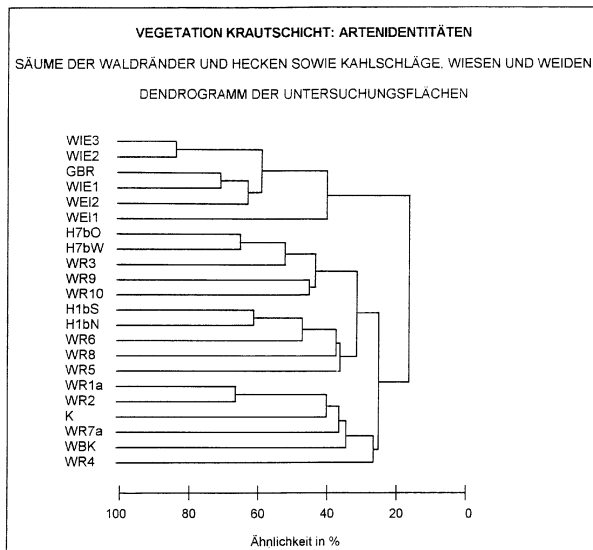
In Abb. 41g ist das Dendrogramm der Untersuchungsflächen dargestellt, dem die Artenidentitäten der Laufkäferfaunen unter Einbeziehung aller drei Straten zugrunde liegen. Hier sind also die Fänge aus Saum, Mantel und Bestand jeder Untersuchungsfläche berücksichtigt. Die größte Ähnlichkeit weisen die nordexponierten Waldränder WR7A und WR8 auf. Zu diesen stellt sich auch der stärker besonnte Fichtenwaldrand WR5. Die Untersuchungsfläche mit vorgelagerter Grünlandbrache weist in Saum und Mantel einen sehr dichten Vegetationsschluß auf. Lückige oder schütterere Vegetationsflächen mit höherer Sonneneinstrahlung in Bodennähe fehlen. Der Mantel und Bestandesrand schirmen das Bestandesinnere ebenfalls stark gegen die Besonnung ab, der Bestand wird nicht untersonnt. Da die Untersuchungsfläche vom Wasserhaushalt des Standortes her einen Gradienten von frisch bis naß aufweist, ist sie vom bodennahen Kleinklima her eher zu den kühleren und feuchteren Untersuchungsflächen zu stellen als zu den warm-trockenen. Dieses gilt insbesondere für die Straten Mantel und Bestand. Vor diesem Hintergrund wird die Ähnlichkeit des Laufkäferbestandes des Waldrandes WR5 zu denen der nordexponierten Untersuchungsflächen verständlich. Mit diesen Waldrändern verbindet sich eine zweite Gruppe mit schwacher (WR6, H7B) bis stärkerer Besonnung (WR3, WR4), bei denen das vorgelagerte, genutzte Grünland direkt, d.h. ohne Unterbrechung durch einen Weg, in den Saumbereich übergeht. Etwas abgesetzt schließen sich dann die beiden sonnenexponierten, aber höher gelegenen Vergleichsflächen des Untersuchungsgebietes Yach an (WR9, WR10), auch diese mit unmittelbarem Übergang des Grünlandes in den Saumbereich. Am wenigsten ähnelt den anderen Untersuchungsflächen die Gruppe aus WR1A, WR2 und H1B. Niedrige Höhenlage, hohe Sonneneinstrahlung aufgrund von südlicher Exposition, dem Saum vorgelagerte Wege sowie ein hoher Anteil an stark erwärmender offener Bodenstellen im Saumbereich sind typische Charakteristika dieser Gruppe. Die von ihren Gefäßpflanzenbeständen her ähnlichen, aber entgegengesetzt exponierten Untersuchungsflächen WR1A/WR2 und WR7A sind von ihren Laufkäferfaunen her die unterschiedlichsten Bestände. Die beiden Douglasienwaldränder (WR4, WR8) in Süd- bzw. Nordexposition sind sich von ihren Laufkäferfaunen her ähnlicher als die alten Laubwaldränder. Aufgrund der tiefreichenden Beastung wird der südexponierte Douglasienwaldrand WR4 nicht so stark untersonnt wie WR1A und WR2.

Ähnlichkeitsvergleich der Gefäßpflanzenbestände der Wald- bzw. Heckensäume und sonstigen Heuschrecken-Untersuchungsflächen

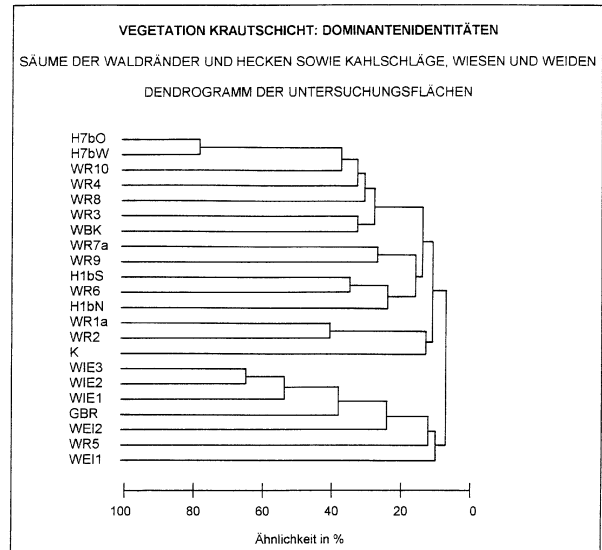
Zum Vergleich der Heuschrecken-Untersuchungsflächen wurden die paarweisen Arten- bzw. Dominantenidentitäten einer Clusteranalyse unterzogen und die Ähnlichkeiten in einem Dendrogramm dargestellt. Dabei wurden sowohl die Krautschicht der untersuchten Waldrand- und Heckensäume, als auch die Vegetation der Kahlschläge, Wiesen, Weiden und der Grünlandbrache einbezogen. Abb. 42 gibt die Dendrogramme für die Gefäßpflanzen (a, b) sowie für die Heuschrecken (c, d) wieder.

Beim Ähnlichkeitsvergleich nach den Gefäßpflanzenbeständen schließt sich die Gruppe der Grünlandflächen (WIE1, WIE2, WIE3, WEI1, WEI2, GBR) mit der niedrigsten Ähnlichkeit der Gruppe aus allen anderen Untersuchungsflächen an. Dieses gilt sowohl für das Dendrogramm der

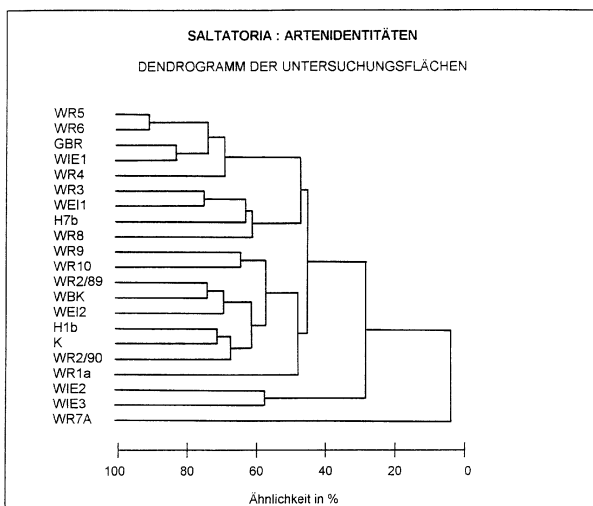
Arten- (Abb. 42a) als auch mit einer Einschränkung für das der Dominantenidentitäten (Abb. 42b). Bei den Dominantenidentitäten findet sich der Waldsaum WR5 mit vorgelagerter Grünlandbrache (GBR) in der Gruppe der Grünlandflächen.



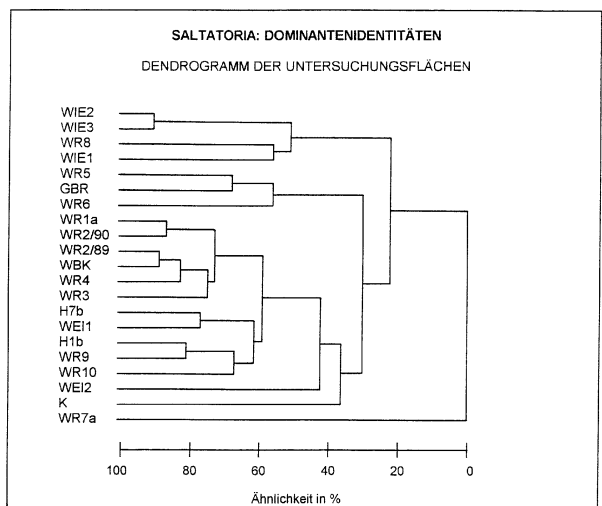
a)



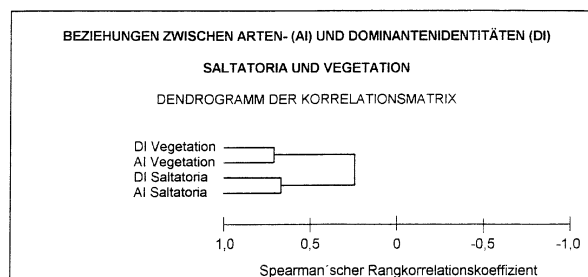
b)



c)



d)



e)

Abb. 42: Waldrand- und Heuschrecken-Untersuchungsflächen: Ähnlichkeiten der Gefäßpflanzen- und der Heuschreckenbestände (a-d) sowie Beziehungen zwischen diesen Ähnlichkeiten (e)

Bei den Artenidentitäten besteht innerhalb der Gruppe der Grünlandflächen die größte Ähnlichkeit zwischen den beiden extensiver genutzten Mähwiesen der Ebene (WIE2, WIE3), die sich mit der Gruppe extensiver genutzter Berg-Grünlandflächen (WIE1, GBR, WEI2) vereinigen. Die Mähumtriebsweide (WEI1) mit der höchsten Nutzungsfrequenz der Grünland-Untersuchungsflächen schließt sich den anderen mit der niedrigsten Ähnlichkeit an. Auch bei den Dominantenidentitäten ist die Ähnlichkeit zwischen den Mähwiesen der Ebene (WIE2, WIE3) am größten. An diese schließen sich dann sukzessive die Berg-Mähwiese (WIE1), die aus einer aufgelassenen Berg-Mähwiese hervorgegangene Grünlandbrache (GBR), die extensiver bewirtschaftete Bergweide (WEI1), die versäumte Grünlandbrache am Waldrand (WR5) und zuletzt die intensiver genutzte Mähumtriebsweide (WEI1) an. Die Gruppe der Waldrand- und Heckensäume sowie der Kahlschläge läßt sich bei den Artenidentitäten dreiteilen: Die Laubwaldränder mit vorgelagertem Weg WR1A, WR2, WR7A, die Kahlschlagflächen K, WBK sowie der schmale Saum von WR4 sind relativ nährstoffarm und stärker durch Heide-, Saum- und Schlagflurarten geprägt. Die ebenfalls nährstoffärmeren Säumen von WR3, WR9, WR10 und H7B stehen in direktem Kontakt zum Grünland und sind stärker von Arten desselben durchsetzt. H1B, WR5, WR6 und WR8 sind standörtlich etwas reicher und tendenziell auch feuchter. Auch hier grenzt an fast alle Säume unmittelbar das Grünland an. Der Zusammenschluß der nährstoffärmeren und -reicheren, direkt an das Grünland angrenzenden Untersuchungsflächen erfolgt vor demjenigen mit den verheideten Säumen und Schlagfluren. Bei den Dominantenidentitäten gruppieren sich die Säume und Kahlschläge anders. Nährstoffarme, trockene und verheidete Pflanzenbestände auf skelettreichen Böden (WR1A, WR2, K) sind dabei den anderen Flächen am wenigsten ähnlich.

Ähnlichkeitsvergleich der Heuschreckenfaunen der Wald- bzw. Heckensäume und sonstigen Heuschrecken-Untersuchungsflächen

Bei den Dendrogrammen der Arten- und Dominantenidentitäten der Untersuchungsflächen nach ihren Heuschreckenfaunen (Abb. 42c, d) ist zunächst auffällig, daß sich die bei den Gefäßpflanzen deutliche Trennung in Grünlandbestände sowie Säume und Kahlschläge aufhebt.

Bei den Artenidentitäten der Heuschreckenfaunen (Abb. 42c) bilden die Bergwiese (WIE1) sowie die daraus hervorgegangene Grünlandbrache (GBR) und die beiden an diese Flächen anschließenden Waldränder (WR6 bzw. WR5) eine Gruppe, der sich auch der schmale, an einer Mähumtriebsweide gelegene Waldrand von WR4 anschließt. Mit dieser verbindet sich eine Gruppe weiterer Flächen, die stärker durch Beweidung geprägt (WEI1) bzw. denen Mähumtriebsweiden direkt vorgelagert sind (WR3, WR8, H7B). An diese Gesamtgruppe schließt sich eine weitere an, deren Untersuchungsflächen besonders wärmebegünstigt sind. Die Waldränder WR1A, WR2, WR9 und WR10, die beiden Kahlschläge K und WBK, die Hecke H1B und die extensive Weide WEI2 zeichnen sich durch ihre Hanglage, stärkere Besonnung und höhere Anteile offener, vegetationsfreier oder -armer Bodenstellen aus. WR9 und WR10 liegen dabei in größeren Höhenlagen im Vergleichsgebiet Yach und weisen nicht das gleich Maß an Wärmebegünstigung wie die anderen Untersuchungsflächen dieser Gruppe auf. An die Gesamtgruppe aller bisher genannten Untersuchungsflächen schließen sich dann auf relativ niedrigem Ähnlichkeitsniveau die artenarmen Mähwiesen in ebener Lage (WIE2, WIE3) sowie der nordexponierte Buchenwaldrand WR7A an. Die floristische Ähnlichkeit der Untersuchungsflächen wird bei den Artenidentitäten der Heuschreckenfaunen durch andere Faktoren überlagert, vor allem solchen, die für die

Mikroklimaausbildung relevant sind (z.B. Besonnung und Vegetationsstruktur). Die floristisch vergleichsweise einheitlichen Grünlandflächen finden sich in unterschiedlichsten Gruppierungen nach der Ähnlichkeit ihrer Heuschreckenbestände wieder. Ähnliches ist auch bezogen auf floristisch ähnliche, aber unterschiedlich besonnte Säume zu beobachten, z.B. bei den alten Laubwaldrändern WR1A/WR2 und WR7A.

Auch bei dem Dendrogramm der Dominantenidentitäten (Abb. 42d) ist die Heuschreckenfauna des nordexponierten Waldrandes WR7A denen aller anderen Untersuchungsflächen am wenigsten ähnlich. Noch vor diesem Waldrand schließen sich die Wiesen (WIE1, WIE2, WIE3) sowie der schmale, schattige Saum mit vorgelagerter Mähumtriebsweide (WR8) an die anderen Untersuchungsflächen an, ebenso eine Gruppe aus der Grünlandbrache (GBR) sowie dem an diese Brache (WR5) bzw. an die Bergwiese (WIE1) angrenzenden Saum (WR6). Alle diese Untersuchungsflächen zeichnen sich - zumindest für den Großteil des Jahres - durch einen geringen Wärmegenuß in Bodennähe aus. Dieser resultiert einerseits aus der Exposition (WR7A, WR8), aus der Überschattung schmalere Säume durch einen weitausladenden Mantel (WR6, WR8) sowie aus einer dicht- und hochwüchsigen Vegetation (WIE1, WIE2, WIE3, GBR, WR5), die im Falle der Wiesen allerdings zeitweise durch die Mahd gekürzt wird. Von den Grünlandflächen ordnen sich nur die beiden Weiden mit ihrer gegenüber den Wiesen lückigeren Vegetationsstruktur den verbleibenden Säumen und Kahlschlägen zu. Die am Südhang gelegenen warmen Waldränder WR1A, WR2, WR3 und WR4 finden sich mit einem der Kahlschläge (WBK) zu einer Gruppe zusammen. An diese schließt sich eine Gruppe an, zu der die beiden besonnten Säume der von Umtriebs- oder Standweiden umgebenen Hecken (H1B, H7B), die intensiver genutzte Weide (WEI1) und die hochgelegeneren Flächen WR9 (Umtriebsweide-Niederwald) und WR10 (Weidfeld-Niederwald) gehören. Zu der so umrissenen Gesamtgruppe gesellt sich dann die Extensivweide (WEI2) und der trocken-warme Kahlschlag K mit seinem hohen Anteil vegetationsfreier Bodenstellen. Nach diesem schließen sich dann die oben beschriebenen, in Bodennähe eher kühleren Untersuchungsflächen an. Auch bei den Dominantenidentitäten geht die aus den floristischen Ähnlichkeiten resultierende Gruppierung der Flächen also zum Teil verloren bzw. wird von anderen Aspekten überlagert. Grünlandflächen sowie Säume und Kahlschläge treten gemeinsam in Gruppierungen auf, floristisch ähnliche Flächen (z.B. WR1A/WR2 und WR7A, WR4 und WR8) finden sich nach den Dominantenidentitäten ihrer Heuschreckenfaunen in unterschiedlichen Gruppen wieder.

In Abb. 42e wurde der Frage nachgegangen, welche statistische Beziehung zwischen den jeweils paarweise berechneten Identitätswerten besteht. Hierzu wurden die Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten zwischen den verschiedenen Arten- und Dominantenidentitätswerten berechnet. Die Ergebnisse finden sich als Korrelationsmatrix in Anhang 83. Die Matrix wurde einer Clusteranalyse unterzogen, die Enge der statistischen Beziehungen zwischen den Identitätswerten in Abb. 42 als Dendrogramm dargestellt. Innerhalb jeder der beiden Organismengruppen ist der Zusammenhang zwischen den Arten- und Dominantenidentitäten noch relativ eng. Zwischen den Ähnlichkeitswerten der beiden untersuchten Organismengruppen ist ein Zusammenhang dagegen nur sehr schwach positiv, d.h. hohe Ähnlichkeit der Gefäßpflanzenbestände bedeutet nicht regelmäßig eine hohe Identität der Heuschreckenfaunen und umgekehrt.

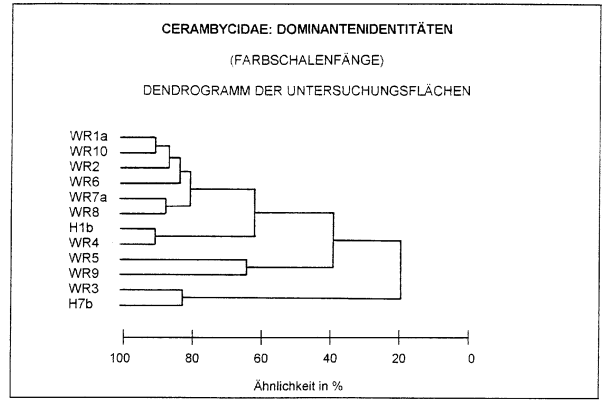
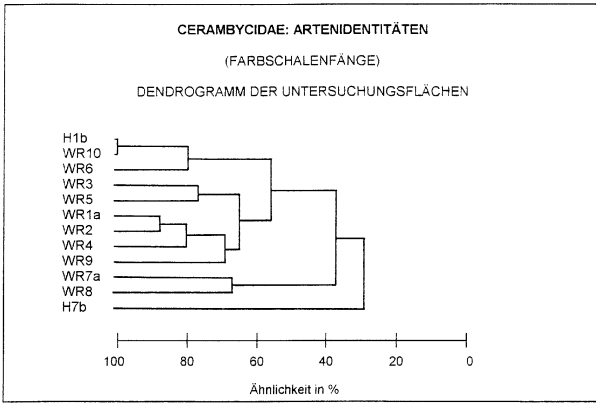
Ähnlichkeitsvergleich der Heuschreckenfaunen der Waldränder und Hecken

Für die untersuchten Waldränder und Hecken wurden die Dendrogramme nach den Arten- bzw.

Dominantenidentitäten ihrer Heuschreckenfaunen noch einmal getrennt dargestellt (Abb. 43 c, d). Auch hier sind die nach ihren Gefäßpflanzenfloren relativ ähnlichen alten Laubwaldränder WR1A und WR2 (beide südexponiert) sowie WR7A (nordexponiert) sehr unterschiedlich eingeordnet, ähnliches gilt für die beiden Douglasienwaldränder WR4 und WR8. Das nach den Dominantenidentitäten der Heuschreckenfaunen erhaltene Diagramm (Abb. 43d) läßt sich recht gut nach klimatischen Eigenschaften der Untersuchungsflächen interpretieren: WR1A und WR2 bilden das ähnlichste Flächenpaar und sind durch Südexposition, vegetationsarme Böschungen und lückige Säume charakterisiert. Die sich dann anschließenden Flächen WR3 und WR4 liegen in ähnlicher Exposition und Höhenlage am gleichen Südhang, ihnen fehlen aber die vegetationsfreien Böschungen. Besonnte vegetationsfreie Stellen kleineren Ausmaßes und niedrigwüchsige oder schütterere Vegetation treten aber auch hier auf, ebenso bei den sich in der Folge weiter zuordnenden Flächen (H1B, H7B, WR9, WR10). Dabei liegt die Hecke H1B im unteren Bereich des eben angesprochenen Südhanges und ist sowohl vom Standort als auch von der Luft (Bachnähe) feuchter als die weiter oben gelegenen Flächen. Die Hecke H7B liegt am insgesamt kühleren Nordhang, wird aber zeitweise aus östlicher bzw. westlicher Richtung besonnt. WR9 und WR10 sind südlich exponiert, liegen aber in größerer Höhe im Vergleichsgebiet Yach und sind von daher etwas kühler. Der Gesamtgruppe aus diesen sonnenexponierten Untersuchungsflächen mit Vorkommen von stark besonnten offenen Bodenstellen bzw. niedrigwüchsiger und schütterer Vegetation schließen sich die Säume der Untersuchungsflächen WR5 und WR6 an. In westlicher bzw. östlicher Exposition liegend, weisen diese Flächen zwar auch Sonneneinstrahlung auf, diese wird bis in Bodennähe jedoch durch die Vegetation stark gedämpft. Bei WR5 geht die dichte und hohe, versaumte Grünlandbrache unmittelbar in Brombeervormäntel über, bei WR6 wird die den Großteil des Jahres ebenfalls hochwüchsige und dicht geschlossene Wiese bis weit unter die Äste des ausladenden Haselmantels gemäht, der schmale Saum bleibt weitgehend überschattet. Zuletzt schließen sich den anderen Untersuchungsflächen dann die nordexponierten, schattigen Säume der Waldränder WR8 und WR7A an. Die nach ihren floristischen Ähnlichkeiten oft zusammengruppierten alten Laubwaldränder WR1A, WR2 und WR7A stellen hier sowohl das ähnlichste Flächenpaar (WR1A, WR2), als auch diejenige Untersuchungsfläche, die zu allen anderen die niedrigste Ähnlichkeit aufweist (WR7A).

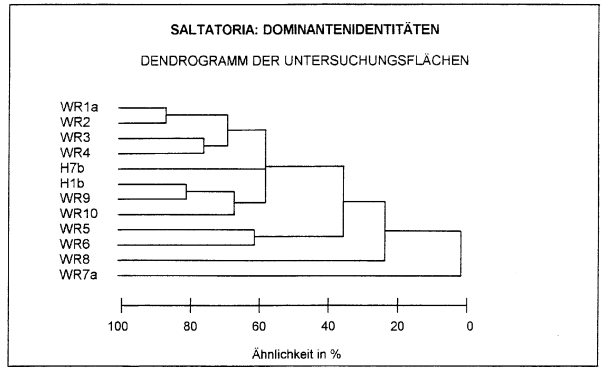
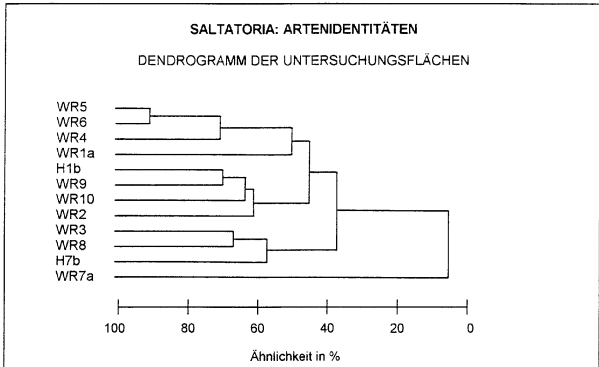
Ähnlichkeitsvergleich der Faunen blütenbesuchender Bockkäfer der Waldränder und Hecken

Die Dendrogramme der Untersuchungsflächen nach den Arten- und Dominantenidentitäten der in Farbschalen erfaßten Bockkäfer (Abb. 43a, b) sind weder über klimatische Aspekte noch über die floristische Ähnlichkeit der Säume oder das Alter, die Struktur und die Zusammensetzung der Gehölzbestände einheitlich zu interpretieren. Bei den Artenidentitäten (Abb. 43a) bilden die nordexponierten, floristisch sehr verschiedenen Waldränder WR7A (Buche) und WR8 (Douglasie) jedoch ein gemeinsames Flächenpaar, das den anderen Untersuchungsflächen sehr unähnlich ist. Die von der Gefäßpflanzenflora bzw. der Gehölzartenzusammensetzung ähnlichen Vergleichsflächen dieser beiden Waldränder am Südhang sind die Waldränder WR1A und WR2 (Buche) sowie WR4 (Douglasie). Auch diese bilden trotz der Unterschiedlichkeit ihrer Gefäßpflanzenbestände eine gemeinsame Gruppe auf höherem Ähnlichkeitsniveau. Auch bei der Artenzusammensetzung der blütenbesuchenden Bockkäferfaunen in den Säumen scheint der Einfluß der Besonnung den einer floristischen oder strukturellen Ähnlichkeit der Waldränder und der nachgelagerten Waldbestände deutlich zu überprägen.



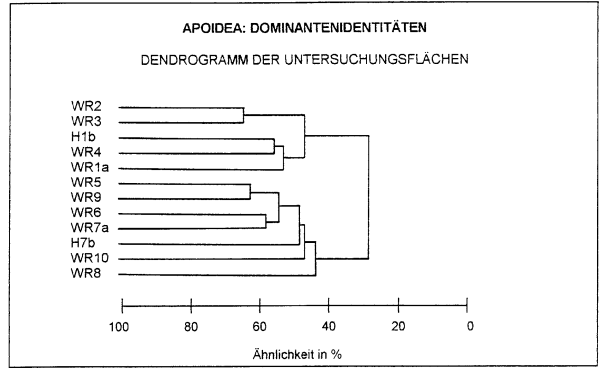
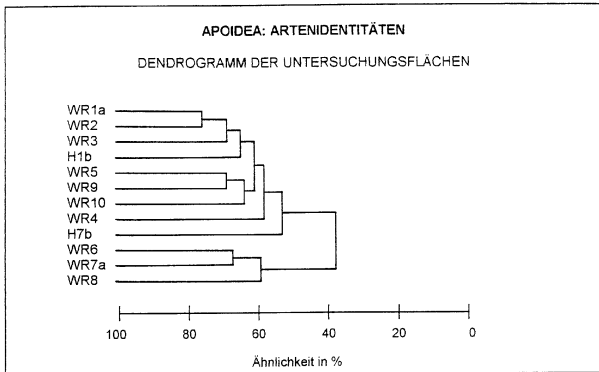
a)

b)



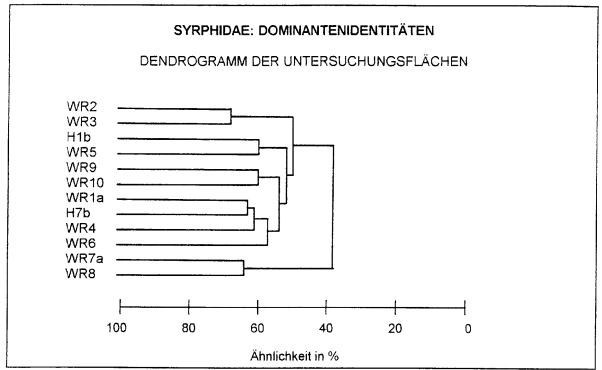
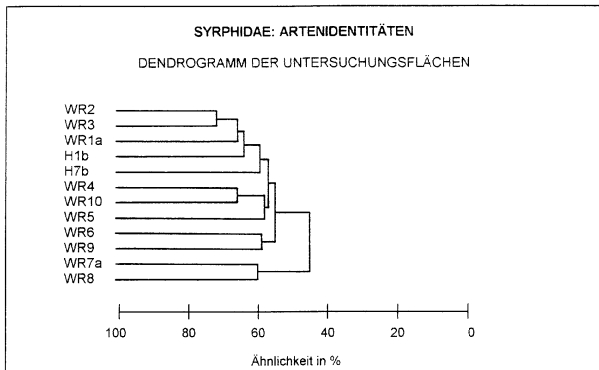
c)

d)



e)

f)



g)

h)

Abb. 43: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ähnlichkeiten der Bockkäfer-, Heuschrecken-, Wildbienen- und Schwebfliegenbestände

Ähnlichkeitsvergleich der Wildbienenfaunen der Waldränder und Hecken

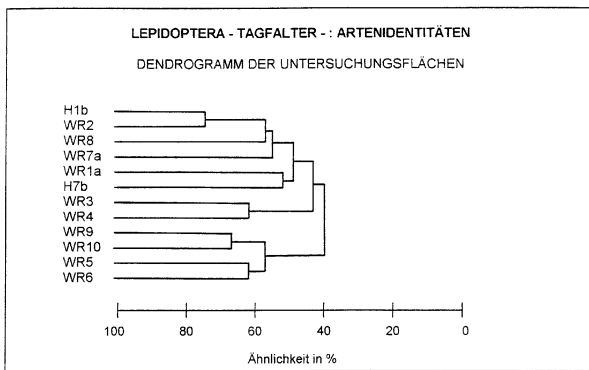
Auch bei dem Ähnlichkeitsvergleich der Untersuchungsflächen nach den Arten- und Dominantenidentitäten ihrer Wildbienenfaunen (Abb. 43 e, f) ist die Bedeutung klimatischer Unterschiede offensichtlich. Bei den Artenidentitäten (Abb. 43e) schließt sich zuerst eine Gruppe aus tiefgelegenen, sehr warmen, südexponierten Flächen mit breiten Säumen, offenen Bodenstellen bzw. stellenweise niedriger und schütterer Vegetation zusammen (WR1A, WR2, WR3), denen sich dann die ebenfalls südexponierte Hecke H1B zuordnet. Diese Gruppe vereinigt sich mit einer zweiten, in der etwas weniger stark sonnenexponierte Flächen zusammengefaßt sind (WR5, WR9, WR10). Neben der etwas ungünstigeren Exposition unterscheiden sich diese Waldränder hinsichtlich ihres Wärmeklimas von denen der ersten Gruppe entweder durch das Fehlen offener Bodenstellen bzw. schütterer Vegetation (WR5) oder durch die größere Höhenlage (WR9, WR10). An die Gesamtgruppe der bisher genannten Untersuchungsflächen schließt sich zuerst der schmale Saum des südexponierten Douglasienwaldrandes WR4, der ostexponierte Saum der Hecke H7B und dann eine Gruppe aus den Waldrändern WR6, WR7A und WR8 an. Bei der ostexponierten Fläche WR6 ist der schmale Saum fast völlig durch die weitausladenden Äste des Haselmantels überschattet. WR7A und WR8 weisen aufgrund ihrer nördlichen Exposition nur eine geringe Sonneneinstrahlung auf. Von den Gefäßpflanzen oder der Baumartenzusammensetzung her ähnliche Vergleichsflächen, wie die alten Laubwaldränder WR1A/WR2 und WR7A oder die Douglasienwaldränder WR4 und WR8 verteilen sich aufgrund der Unterschiede in ihrer Exposition beim Ähnlichkeitsvergleich nach den Wildbienenfaunen wieder auf entgegengesetzte Gruppierungen niedriger Ähnlichkeit. Obschon sich die Untersuchungsflächen im Dendrogramm nach den Dominantenidentitäten (Abb. 43f) anders gruppieren, bleibt die Verteilung von WR1A/WR2 und WR7A sowie von WR4 und WR8 auf klimatisch und in ihrer Wildbienenfauna unterschiedliche Teilkollektive erhalten. Einer Gruppe aus allen südexponierten Flächen des warmen Wildtälers Südhangs (WR1A, H1B, WR2, WR3, WR4) steht ein zweiter Block aus allen anderen nicht so stark wärmebegünstigten bis relativ kühlen Flächen gegenüber.

Ähnlichkeitsvergleich der Schwebfliegenfaunen der Waldränder und Hecken

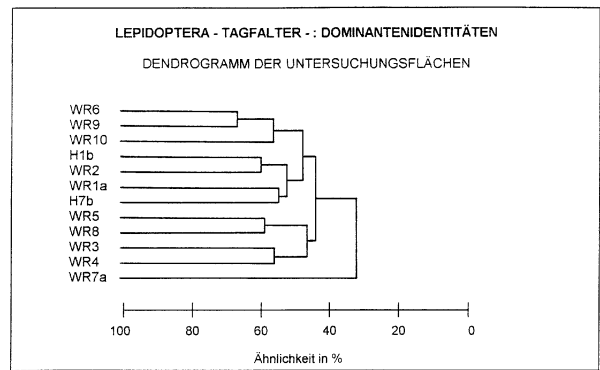
In den Ähnlichkeitsdendrogrammen nach den Arten- und Dominantenidentitäten der Schwebfliegenfaunen (Abb. 43g, h) bilden die nordexponierten Waldränder WR7A (Buche) und WR8 (Douglasie) ein ähnliches Flächenpaar, das sich auf dem niedrigsten Ähnlichkeitsniveau mit der Gruppe aus allen anderen Untersuchungsflächen verbindet. Auch hier fallen die floristisch bzw. in ihrer Baumartenzusammensetzung ähnlichen Flächen WR1A/WR2 und WR7A (Buche) sowie WR4 und WR8 (Douglasie) in sehr unterschiedliche Gruppierungen. Bei den Artenidentitäten (Abb. 43g) kann man - abgesehen von der Gruppe aus WR7A und WR8 - zwei weitere große Gruppen unterscheiden, von denen die eine (WR1A, H1B, WR2, WR3, H7B) die warmen Waldränder am Wildtälers Südhang und die beiden Hecken umfaßt. Die Flächen der anderen Gruppe sind aufgrund ihrer Höhenlage (WR9, WR10), ihrer Exposition (WR5, WR6) oder ihrer stärker vom Mantel überschatteten, schmalen Säume (WR4, WR6) etwas kühler. Bei den Dominantenidentitäten (Abb. 43h) gruppieren sich die Flächen in anderer Weise. Neben den kühlen Untersuchungsflächen WR7A und WR8 sind hier die warmen und trockenen Flächen WR2 und WR3 der Gruppe der anderen Untersuchungsflächen am wenigsten ähnlich.

Ähnlichkeitsvergleich der Tagfalterfaunen der Waldränder und Hecken

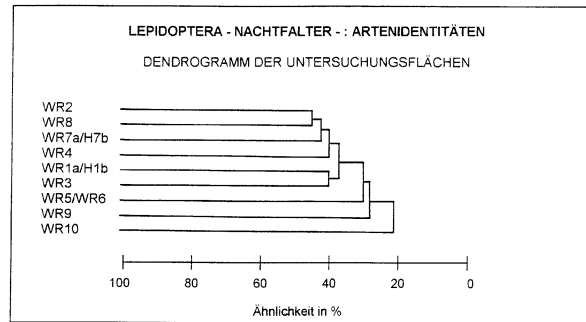
Die Dendrogramme zum Ähnlichkeitsvergleich der Tagfalterfaunen finden sich in Abb. 44a und b.



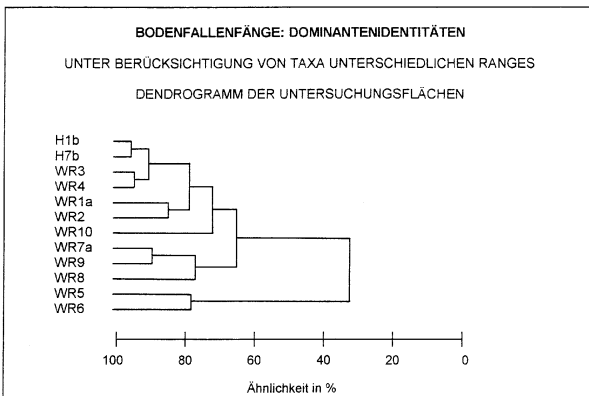
a)



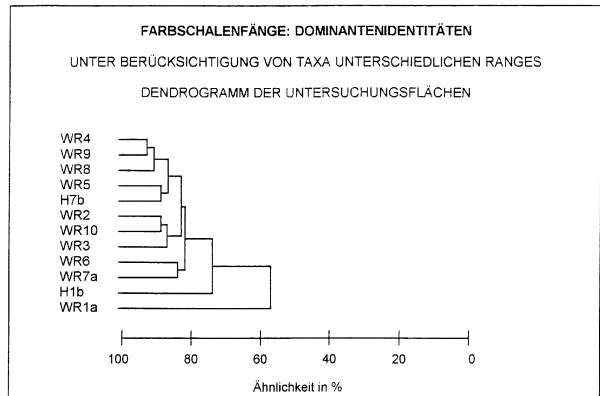
b)



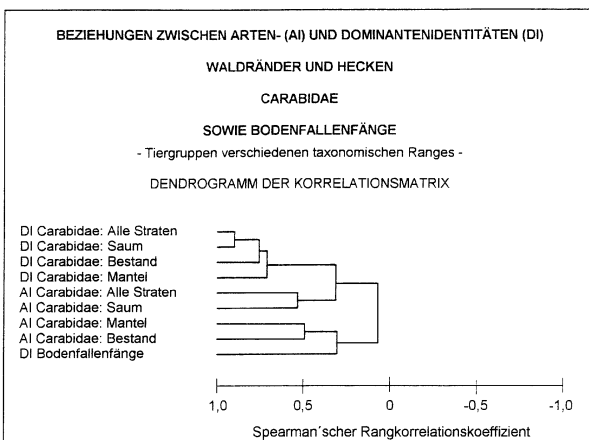
c)



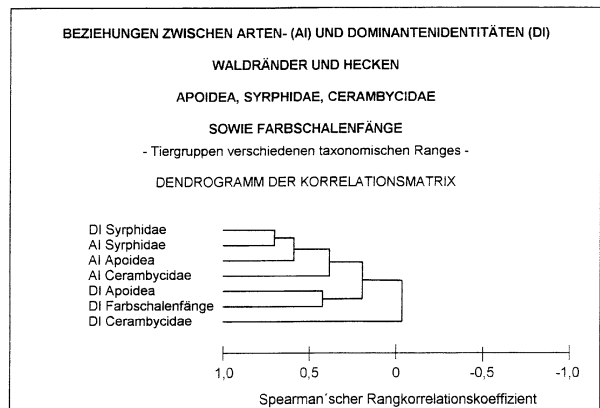
d)



e)



f)



g)

Abb. 44: Waldrand-Untersuchungsflächen: Ähnlichkeiten der Tag- und Nachtfalterbestände (a-c), Ähnlichkeiten der Artengruppenverteilung in Bodenfallen- (d) und Farbschalenfängen (e), Beziehungen zwischen den verschiedenen ermittelten Ähnlichkeiten zu Artengruppen aus Bodenfallen- (f) und Farbschalenfängen (g)

Bei dem Dendrogramm nach den Artenidentitäten (Abb. 44a) schließt sich eine Gruppe aus den höchstgelegenen Untersuchungsflächen mit der niedrigsten Ähnlichkeit an die Gruppe aus allen anderen Untersuchungsflächen an. Die Gruppe der höher gelegenen Waldränder setzt sich aus dem Flächenpaar der beiden Untersuchungsflächen in Yach (WR9, WR10) sowie aus dem Flächenpaar der beiden Waldränder im Oberen Schobbachtal (WR5, WR6), einem Seitental des Wildtales, zusammen. Neben der größeren Höhenlage zeichnen sich diese Untersuchungsflächen auch durch ihr Umfeld aus relativ großflächigem, extensiver genutzten Grünland aus. Die alten Laubwaldränder (WR1A, WR2, WR7A) finden sich bei den Artenidentitäten in einer Gruppe relativ ähnlicher Flächen wieder. Bei den Dominantenidentitäten (Abb. 44b) schließt sich der kühle, nordexponierte Waldrand WR7A allerdings mit der niedrigsten Ähnlichkeit den anderen Untersuchungsflächen an. Daneben lassen sich drei Gruppen durch unterschiedliche Flächenmerkmale charakterisieren: WR1A, WR2, H1B und H7B liegen in tieferen Lagen und sind bis auf H7B sehr stark sonnenexponiert. Alle stehen in Kontakt zu offenerdigen Wegen und lückig sowie schütter bewachsenen Wegeböschungen. Die Flächen WR6, WR9 und WR10 stehen in Kontakt zu relativ großflächigem, extensiver genutzten Grünland und schließen sich den zuvor genannten Flächen an. Danach ordnet sich eine Gruppe von Waldrändern zu, denen die vorgelagerten Wege fehlen und deren dem Saum vorgelagertes Grünland entweder brachgefallen ist (WR5) oder als Mähumtriebsweide relativ intensiv genutzt wird (WR3, WR4, WR8).

Ähnlichkeitsvergleich der Nachtfalterfaunen der Waldränder und Hecken

Ähnlich wie bei den Tagfaltern schließen sich auch nach den Artenidentitäten der Nachtfalter (Abb. 44c) die höher gelegenen Untersuchungsflächen WR5/WR6, WR9 und WR10 mit der niedrigsten Ähnlichkeit an die anderen Untersuchungsflächen an, wobei der Grad der Ähnlichkeit mit zunehmender Höhenlage abnimmt. Im Block der tiefer gelegenen Flächen finden sich entgegengesetzt exponierte aber floristisch oder von der Baumartenzusammensetzung her ähnliche Flächen (WR1A/H1B, WR2 und WR7A, WR4 und WR8) mit recht hoher Ähnlichkeit zusammen. Für die nachtaktiven Tiere sind die klimatischen Unterschiede zwischen den verschiedenen Expositionen möglicherweise weniger relevant gegenüber der floristischen Zusammensetzung der Untersuchungsflächen (Raupenfutterpflanzen, Nahrungspflanzen Imagines).

Ähnlichkeitsvergleich der Waldränder und Hecken nach den Dominantenidentitäten der in Bodenfallen gefangenen Tiergruppen

Für Abb. 44d wurden für die in den Bodenfallenfängen differenzierten wirbellosen Tiergruppen (vgl. Anhang 78) ein Ähnlichkeitsvergleich mit dem Berechnungsmodus analog zu den Dominantenidentitäten durchgeführt. Dominanzwerte wurden hier aber nicht für die einzelnen Arten, sondern für die unterschiedenen Tiergruppen berechnet. Die beiden sehr warmen und trockenen Waldränder WR1A und WR2 weisen eine hohe Ähnlichkeit in den Dominanzen ihrer Bodenfallenfänge auf und bilden zusammen mit den beiden sonnenexponierten Hecken H1B und H7B und den am Südhang liegenden Waldrändern ohne vorgelagerten Weg (WR3, WR4) eine Gruppe wärmerer Flächen. Dieser schließt sich dann die zwar südexponierte, aber hoch gelegene Untersuchungsfläche WR10 an sowie eine Gruppe aus dem ebenfalls hochgelegenen Waldrand WR9 und den beiden kühlen, nordexponierten Flächen WR7A und WR8. Aufgrund des hohen Anteils hügelbauender Waldameisen der Gattung *Formica* am Gesamtfang unterscheiden sich die darauf folgenden beiden Waldränder WR5 und WR6 am deutlichsten von der Gesamtgruppe aller

anderen Untersuchungsflächen. Die floristisch oder von der Baumartenzusammensetzung her ähnlichen Waldränder WR1A/WR2 und WR7A bzw. WR4 und WR8 finden sich bei den Ähnlichkeiten nach der Zusammensetzung der Bodenfallenfänge wieder in klimatisch differenzierbaren unterschiedlichen Gruppierungen wieder.

In Abb. 44f wird nach den statistischen Beziehungen zwischen den berechneten Ähnlichkeiten der Laufkäferbestände (Carabidae) sowie der Bodenfallenfänge gefragt. Hierzu wurden die jeweils paarweise berechneten Werte der entsprechenden Arten- und Dominantenidentitäten der Untersuchungsflächen miteinander korreliert, die so erhaltene Matrix dann einer Clusteranalyse unterzogen. Engere positive Zusammenhänge bestehen zwischen den Dominantenidentitäten der Laufkäferfaunen von Saum, Mantel und Bestand sowie der zusammengefaßten Straten, etwas schwächere zwischen Artenidentitäten der Laufkäferbestände von Saum und allen Straten sowie zwischen denjenigen von Mantel und Bestand. Zwischen den Dominantenidentitäten der Bodenfallenfänge und den Arten- und Dominantenidentitäten der Laufkäfer sowie zwischen den Arten- und Dominantenidentitätswerten der Laufkäfer gibt es nur sehr schwache positive Zusammenhänge. Relativ hohe Ähnlichkeitswerte bei der Artenidentität der Laufkäferbestände können bei konkreten Flächenpaaren also mit vergleichsweise hohen oder niedrigen Werten für die Dominantenidentität einhergehen, hohe Ähnlichkeiten im Vergleich der Bodenfallenfänge mit hohen oder niedrigen Arten- und Dominantenidentitäten der Laufkäfer.

Ähnlichkeitsvergleich der Waldränder und Hecken nach den Dominantenidentitäten der in Farbschalen gefangenen Tiergruppen

Genauso wie bei den Tiergruppen in den Bodenfallenfängen wurde auch bei denjenigen aus den Farbschalenfängen vorgegangen, um einen Ähnlichkeitsvergleich durchzuführen. Dem Dendrogramm in Abb. 44e liegen die unterschiedenen Tiergruppen in Anhang 85 zugrunde. Die meisten Untersuchungsflächen liegen nach den Identitäten der Anteile einzelner Tiergruppen am Gesamtfang in einem relativ engen Ähnlichkeitsspektrum. Am wenigsten ähnelt die Untersuchungsfläche WR1A den anderen Untersuchungsflächen. Hier ist - verglichen mit den anderen Untersuchungsflächen - der Fanganteil der Zweiflügler (Diptera einschließlich Syrphidae) stark erniedrigt, derjenige der Hautflügler (Hymenoptera einschließlich Apoidea) und der Blattläuse (Aphidoidea) erheblich erhöht. Für die Anteile der Zwei- und Hautflügler gilt diese auch für die benachbarte Hecke H1B, die sich ebenfalls in der Zusammensetzung ihrer Farbschalenfänge stärker von den übrigen Flächen unterscheidet.

Auch für die Farbschalenfänge wurde eine Korrelationsanalyse zwischen den paarweise berechneten Ähnlichkeitswerten der Untersuchungsflächen durchgeführt und die Korrelationsmatrix einer Clusteranalyse unterzogen. Das Dendrogramm in Abb. 44g zeigt, daß die Arten- und Dominantenidentitätswerte der Schwebfliegenfaunen (Syrphidae) enger positiv korreliert sind und die Artenidentitätswerte der Wildbienen (Apoidea) bzw. Bockkäfer (Cerambycidae) etwas schwächer gleichgerichtet mit diesen zu- bzw. abnehmen. Dominantenidentitätswerte der Wildbienenfaunen (Apoidea) sowie der Farbschalenfänge sind ebenfalls schwach positiv miteinander korreliert und weisen eine noch schwächere Beziehung zu den vorgenannten Ähnlichkeitswerten auf. Die Korrelation der Dominantenidentitätswerte der Bockkäferfaunen zu allen anderen Werten ist sogar schwach negativ. Je nach untersuchter Ähnlichkeit und betrachteter Artengruppe sind also auch bei gleicher Methode und identischem Untersuchungszeitraum Ähnlichkeitsbilder der Untersuchungsflächen zum Teil relativ unabhängig von anderen.

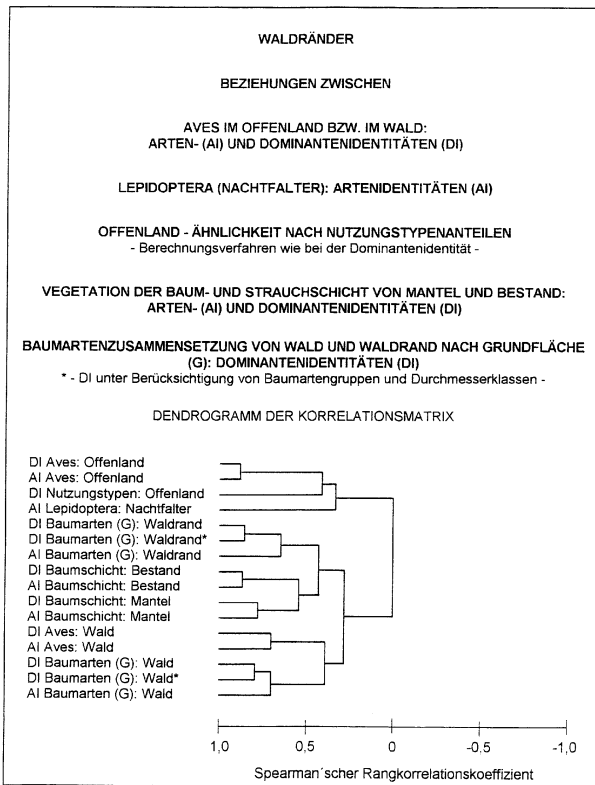
Statistische Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Identitätsmaßen zum Vergleich der Untersuchungsflächen

In der Folge wird der Frage nachgegangen, wie straff die Beziehungen zwischen Arten- und Dominantenidentitätswerten aus den paarweisen Vergleichen der Untersuchungsflächen für die verschiedenen erfaßten Artenbestände sind.

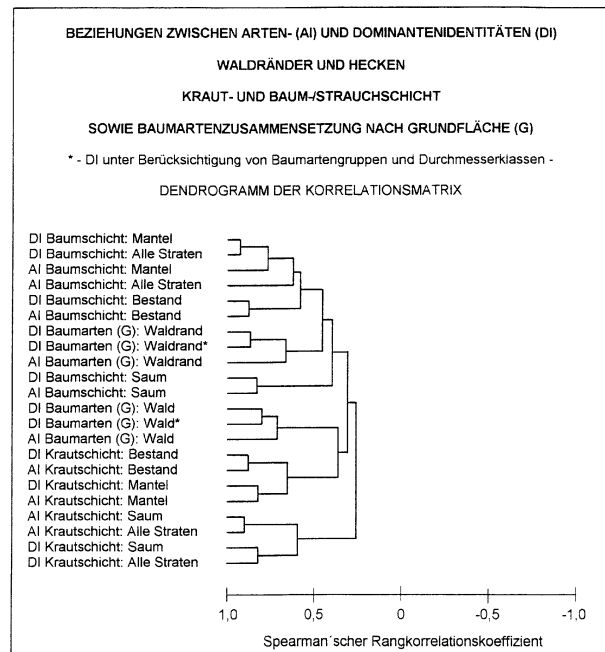
Anhang 94 enthält eine entsprechende Korrelationsmatrix. Korrelationskoeffizienten ab 0,5 aufwärts finden sich dabei fast ausschließlich zwischen den nach Grundfläche bzw. nach der Methode Braun-Blanquet erfaßten Gehölzschichten in den einzelnen Straten und gesamt, innerhalb der nach Braun-Blanquet erfaßten Krautschicht in den einzelnen Straten und gesamt sowie zwischen den Arten- und Dominantenidentitäten der gleichen Tiergruppen, bei den Laufkäfern ebenfalls auch in den verschiedenen Straten und gesamt.

In Abb. 45a sind einige der statistischen Beziehungen zwischen paarweise berechneten Ähnlichkeitswerten der Untersuchungsflächen wiedergegeben. Einbezogen wurden dabei die Arten- und Dominantenidentitäten der Vogelfaunen der Untersuchungsflächen getrennt nach Wald und Offenland, die Artenidentitäten der Nachtfalter, die analog zu den Dominantenidentitäten berechnete Nutzungstypenähnlichkeit des vorgelagerten Offenlandes (Radius 100 m), die Arten- und Dominantenidentitäten der Strauch- und Baumschichten im Mantel und Bestand sowie die Arten- und Dominantenidentitäten der Gehölzbestände aus den Grundflächenerhebungen im Wald und am Waldrand (Probeflächen im Radius von 100 m). Bei letzteren wurden die Dominantenidentitäten einmal nach Grundflächen der Baumarten und einmal nach Grundflächen von nach Baumarten und Durchmesserklassen definierten Gruppen durchgeführt, um strukturelle Aspekte besser abzubilden.

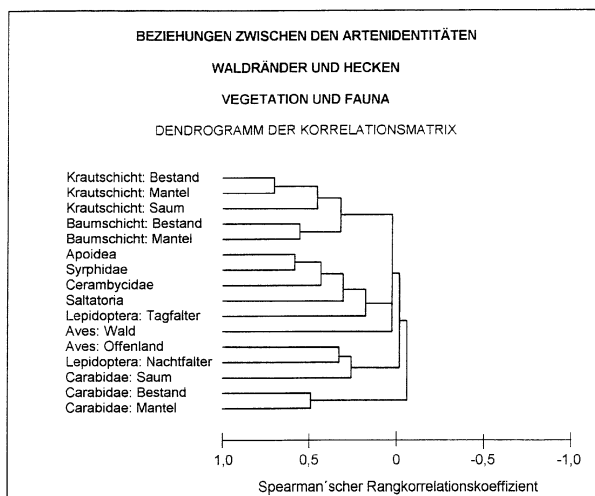
Wie im Dendrogramm der Korrelationsmatrix (Abb. 45a) ersichtlich, bestehen enge positive statistische Zusammenhänge zunächst zwischen den Arten- und Dominantenidentitätswerten der gleichen untersuchten Gruppen, die sich alle zu Zweier- bzw. bei den Grundflächenaufnahmen zu Dreiergruppen zusammenschließen. Weiter finden sich zwischen den Identitätswerten der Vogelfaunen im Offenland, den Ähnlichkeitswerten des Offenlandes nach Nutzungstypen und den Artenidentitätswerten der Nachtfalterfaunen schwach positive Zusammenhänge. Der Korrelationskoeffizient der Gruppe dieser Ähnlichkeitsparameter zu den übrigen liegt nahe Null, d.h. die Ähnlichkeitswerte in beiden Gruppen prägen sich unabhängig voneinander aus. Demzufolge hätten die vorgelagerten Nutzungstypen einen stärkeren Einfluß auf die Ähnlichkeit der Artenbestände der Nachtfalter und der Vögel im Offenland als die Zusammensetzung und Struktur von Wald und Waldrand. Schwach positive Zusammenhänge bestehen weiterhin zwischen den Identitätswerten der Baum- und Strauchschichten in Mantel und Bestand sowie denjenigen der grundflächenbezogenen Gehölzerhebung am Waldrand. Die Identitätswerte für die Vogelfaunen im Wald zeigen den engsten statistischen Bezug zu den Arten- und Dominantenidentitäten der grundflächenbezogenen Gehölzerhebung im Waldinneren, gleichwohl ist der statistische Zusammenhang nicht sehr eng.



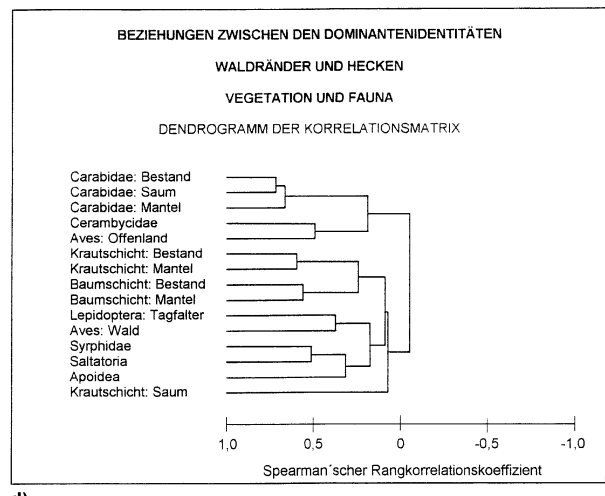
a)



b)



c)



d)

Abb. 45: Waldrand-Untersuchungsflächen: Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Vogel-, Nachtfler- und Gehölzbestände sowie der Nutzungstypen im Offenland (a), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Gefäßpflanzenbestände nach verschiedenen Straten und Schichten (b), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten verschiedener untersuchter Gruppen (c-d)

In Abb. 45b sind die statistischen Beziehungen zwischen den Ähnlichkeitswerten aller auf die Vegetation bezogenen Erhebungen nach einer Clusteranalyse der Korrelationsmatrix als Dendrogramm abgebildet. Alle berechneten Ähnlichkeitswerte zeichnen sich durch positive statistische Beziehungen zueinander aus. Zwischen den Arten- und Dominantenidentitäten folgender Aufnahmen sind die statistischen Zusammenhänge relativ eng:

- Strauch- und Baumschicht im Stratum Mantel, im Stratum Bestand und in allen Straten (Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet)
- Gehölzartenzusammensetzung am Waldrand (Winkelzählproben)
- Strauch- und Baumschicht im Stratum Saum (Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet)

- Gehölzartenzusammensetzung im Waldinneren (Winkelzählproben)
- Krautschicht im Mantel und Bestand (Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet)
- Krautschicht im Saum und in allen Straten (Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet)

Die Ähnlichkeitswerte der Strauch- und Baumschicht in den verschiedenen und in allen Straten sowie diejenigen der Gehölzartenzusammensetzung am Waldrand sind dann schwächer positiv miteinander korreliert, ebenso die Ähnlichkeitswerte der Gehölzartenzusammensetzung im Waldinneren und diejenigen der Krautschicht im Mantel und Bestand. Im Anschluß daran sind die beiden Gruppen dieser Parameter miteinander verknüpft. Die schwächste positive statistische Beziehung zu allen anderen weisen die Ähnlichkeitswerte der Krautschicht im Saum und in allen Straten auf. Hohe Ähnlichkeitswerte für die Krautschicht im Stratum Saum oder für die Krautschicht in allen Straten können also sowohl mit hohen als auch mit niedrigen Ähnlichkeiten der anderen Straten und Schichten verbunden sein.

Die Ähnlichkeitswerte der Baum- und Strauchsichten für die gesamte Untersuchungsfläche (alle Straten) weisen die engste Beziehung zur Ähnlichkeit dieser Schichten im Stratum Mantel auf. In der Krautschicht sind die Ähnlichkeitswerte für die gesamte Untersuchungsfläche (alle Straten) am engsten mit denjenigen im Stratum Saum verbunden. Bezogen auf die gesamte Untersuchungsfläche wird die Baum- und Strauchsicht damit am stärksten durch die Zusammensetzung im Stratum Mantel, die der Krautschicht durch die Zusammensetzung im Stratum Saum bestimmt.

Für die Arten- (Abb. 45c) und die Dominantenidentitäten (Abb. 45d) wird der Frage nachgegangen, wie eng die statistischen Zusammenhänge zwischen den Ähnlichkeitswerten der Untersuchungsflächen sind, die aufgrund unterschiedlicher Artengruppen berechnet wurden. Dabei ist insbesondere von Interesse, inwieweit eine hohe oder niedrige Ähnlichkeit der Untersuchungsflächen aufgrund ihrer Gefäßpflanzenbestände auch eine Entsprechung in den Ähnlichkeiten der Faunen der erfaßten Tiergruppen findet. Die zweite Frage ist, inwieweit die Ähnlichkeiten der Faunen der Untersuchungsflächen für unterschiedlichen Tiergruppen synchrone Tendenzen zeigen.

Engere statistische Beziehungen bestehen bei den Artenidentitäten (Abb. 45c) nur sehr beschränkt, z.B. zwischen den Ähnlichkeitswerten für die Krautschicht in den Straten Mantel und Bestand sowie für die Strauch- und Baumschichten in den Straten Mantel und Bestand, zwischen den Ähnlichkeitswerten der Wildbienen (Apoidea) und Schwebfliegenfaunen (Syrphidae) sowie der Laufkäferfaunen (Carabidae) in den Straten Mantel und Bestand. Im Dendrogramm lassen sich fünf Gruppen von Ähnlichkeitswerten der Untersuchungsflächen unterscheiden, zwischen denen keine straffer statistischen Zusammenhänge bestehen:

- Vegetation
- Wildbienen, Schwebfliegen, Bockkäfer, Heuschrecken, Tagfalter
- Vögel im Waldteil der Untersuchungsfläche
- Vögel im Offenlandteil der Untersuchungsfläche, Nachtfalter, Laufkäfer im Stratum Saum
- Laufkäfer im Stratum Mantel und im Stratum Bestand

Hohe Ähnlichkeiten von Untersuchungsflächen in einer dieser Gruppen können also mit hohen bis niedrigen Ähnlichkeiten in den anderen Gruppen einhergehen und umgekehrt. Möglicherweise wirken sich auf die Zusammensetzung der Artenbestände dieser Gruppen jeweils auch unterschiedliche Faktoren als hauptsächlich prägend aus. Bei der Vegetation könnte dies z.B. der Wasser- und Nährstoffhaushalt der Standorte sein, bei den Wildbienen, Schwebfliegen,

Bockkäfern, Heuschrecken und Tagfaltern die Besonnung und eine Vegetationsstruktur, die eine hohe Einstrahlung bis in Bodennähe erlaubt, bei den Vögeln im Waldteil das Alter und die Struktur des Waldbestandes und bei den Vögeln im Offenland die Nutzung und Struktur desselben. Für die vorwiegend nachtaktiven Laufkäfer und Nachtfalter spielen Besonnungsunterschiede vielleicht eine weniger große Rolle als bei den anderen Wirbellosen. Viele Nachtfalter fliegen vermutlich aus dem Offenland an die Lichtquellen am Waldrand. Für die Laufkäfer im Stratum Saum ist möglicherweise die direkt vorgelagerte Nutzung (Weg oder Grünland) mit ihren unterschiedlichen Auswirkungen auf Mikroklima, Deckung, Raumwiderstand und Nahrung von Bedeutung.

Auch bei den Dominantenidentitäten (Abb. 45d) finden sich engere Zusammenhänge zwischen den Ähnlichkeitswerten nur relativ selten, z.B. zwischen der Krautschicht bzw. den Strauch-/Baumschichten in Mantel und Bestand, zwischen den Laufkäferfaunen (Carabidae) in den verschiedenen Straten und zwischen den Schwebfliegen- (Syrphidae) und Heuschreckenfaunen (Saltatoria). Auch hier lassen sich fünf Gruppen unterscheiden, deren Ähnlichkeitswerte sich relativ unabhängig voneinander ausprägen:

- Kraut-, Strauch- und Baumschichten in Mantel und Bestand
- Krautschicht des Saumes
- Laufkäfer in den Straten Saum, Mantel und Bestand
- Wildbienen, Schwebfliegen, Heuschrecken, Tagfalter, Vögel im Waldteil der Untersuchungsfläche
- Bockkäfer, Vögel im Offenlandteil der Untersuchungsfläche
- Laufkäfer in den Straten Saum, Mantel und Bestand

Bei den Dominantenidentitäten sind die Ähnlichkeitswerte nach der Zusammensetzung der Krautschicht im Saum relativ unabhängig von denjenigen nach der Zusammensetzung der Krautschicht bzw. auch der Strauch-/Baumschichten in den Straten Mantel und Bestand.

In Anhang 94 lassen sich die Beziehungen zwischen den Ähnlichkeitswerten nach Flora und Fauna bzw. zwischen verschiedenen Tiergruppen nochmals nachvollziehen: Ein etwas engerer positiver Zusammenhang besteht zwischen den Dominantenidentitäten der Gehölzbestände am Waldrand bzw. im Bestand und den Arten- und Dominantenidentitäten der Vogelbestände im Wald. Dieses gilt aber nur für die nach Grundfläche erfaßten Gehölzbestände und für diese auch nur dann, wenn nach Baumartengruppen und Durchmesserklassen stratifizierte Kollektive Grundlage des Vergleiches sind. Dabei werden neben der Baumartenzusammensetzung auch Aspekte der Bestandesstruktur abgebildet. Daneben besteht noch ein schwach positiver Zusammenhang zwischen den Artenidentitäten der grundflächenerfaßten Gehölze am Waldrand und den Artenidentitäten der Nachtfalter (0,5). Ansonsten fehlen engere Zusammenhänge zwischen den Arten- und Dominantenidentitäten von Pflanzen- und Tierbeständen der verschiedenen Gruppen. Auch bei allen Heuschrecken-Untersuchungsflächen weisen die Korrelationskoeffizienten der Arten- und Dominantenidentitäten zwischen den Gefäßpflanzen- und den Heuschreckenbeständen (0,1 bis 0,3) nicht auf enge Zusammenhänge der verschiedenen Ähnlichkeitswerte hin (Anhang 83). Abgesehen von den Korrelationen zwischen Arten- und Dominantenidentitäten der gleichen Tiergruppe sind Koeffizienten mit Werten ab 0,5 auch bei den verschiedenen Tiergruppen nicht häufig: Dominantenidentitäten Laufkäfer und Artenidentitäten Nachtfalter (0,6), Artenidentitäten Wildbienen und Arten-/Dominantenidentitäten Schwebfliegen (0,6/0,6), Artenidentitäten Wildbienen und Artenidentitäten Bockkäfer (0,5), Dominantenidentitäten Heuschrecken und Arten-/Dominantenidentitäten Schwebfliegen (0,6/0,5).

Ein generell enger Zusammenhang zwischen den Ähnlichkeiten der Untersuchungsflächen ist für die einzelnen erhobenen Pflanzen- und Tiergruppen demnach nicht zu erkennen. Stärker als vom Grad der Ähnlichkeit der Pflanzenbestände scheinen die Vorkommen der Tiere auf den Untersuchungsflächen von anderen Faktoren beeinflusst. Ein wesentlicher Faktor v.a. für die wechselwarmen Wirbellosen könnte das Klima der Untersuchungsflächen, insbesondere das Wärmeangebot und die Trockenheit sein. In Anhang 95 wurden aus den Arten- bzw. Individuenzahlen verschiedener Tiergruppen Quotienten gebildet. Bei den Vergleichen stehen dabei vorne jeweils Tiergruppen, bei denen unterstellt wird, daß sie unter relativ kühl feuchteren Bedingungen präsenter sind. Deren Arten- und Individuenzahlen werden durch diejenigen von Gruppen dividiert, von denen das Umgekehrte vermutet wird. Die so erhaltenen Quotienten sollten Rückschlüsse auf das Mikroklima der Untersuchungsflächen zulassen. Um dieses zu überprüfen, wurden diese Quotienten mit klimatischen Meßwerten der Untersuchungsflächen korreliert (mittlere Maximum-Temperaturen in Säumen, Mänteln und Beständen, Maxima der Temperatur und Minima der Luftfeuchte zur Mittagszeit an Strahlungstagen im Hochsommer). Für alle Quotienten bestehen dabei engere, einheitliche Zusammenhänge. Für jeden der Temperaturparameter beträgt das Mittel der Korrelationskoeffizienten für alle Quotienten $-0,7$, für die Minima der Luftfeuchte $0,7$. Je wärmer und trockener die Untersuchungsflächen sind, desto niedriger sind demnach die Quotienten. Neben den zahlreichen Beziehungen zwischen den Artenzahlen und klimarelevanten Parametern der Untersuchungsflächen weist auch dieses auf den Einfluß von Wärme und Trockenheit auf die Faunenzusammensetzung hin.

3.4.4 Untersuchungen zur Libellen-, Amphibien- und Reptilienfauna der Stillgewässer des Untersuchungsgebietes

Die Ergebnisse der Stillgewässer-Untersuchungen finden sich einschließlich der Charakterisierung der Untersuchungsflächen und den Meßwerten der Wasserbeprobungen in Anhang 96. Anhang 97 gibt eine Korrelationsmatrix zwischen den Artenähnlichkeiten der Libellenbestände der Stillgewässer und den Ähnlichkeiten der Nutzung in der Gewässerumgebung wieder. Die Singularitätswerte für die Untersuchungsflächen finden sich nach Artengruppen aufgelistet in Anhang 112. Anhang 109 gibt veränderte Rote-Liste-Einstufungen von Arten wieder, die sich aufgrund von Neuauflagen nach Beginn der Auswertungen ergeben haben. In Anhang 112 sind alle verwendeten und später erschienenen Roten Listen für die Bundesrepublik Deutschland und Baden-Württemberg nach Artengruppen dokumentiert.

Stillgewässer-Untersuchungsflächen

Mit 41 von 48 Tümpeln und Teichen wurden fast alle Stillgewässer des Untersuchungsgebietes näher untersucht. Direkt benachbarte Teiche wurden für diese Untersuchung als Komplexe gemeinsam betrachtet. Für 19 der 27 Gewässer bzw. Gewässerkomplexe wurden neben der Erfassung der Froschlurche, Reptilien und Libellen physikalisch-chemische Wasserparameter mittels Feldlabor (vierteljährlich über ein Jahr) erhoben. Die Art und Lage der Stillgewässer-Untersuchungsflächen ist in Abb. 46 wiedergegeben. Die Gewässer liegen fast ausschließlich in der östlichen Hälfte des Untersuchungsgebietes, d.h. im Bereich des Grundgebirges. Hier reihen sie sich vor allem entlang der Fließgewässer und wurden häufig im Haupt-, seltener Seitenschluß von diesen als Lösch- oder Fischteiche angelegt. 17 der untersuchten Gewässer sind Teiche oder Teichanlagen, 10 Tümpel mit periodischer Wasserführung.

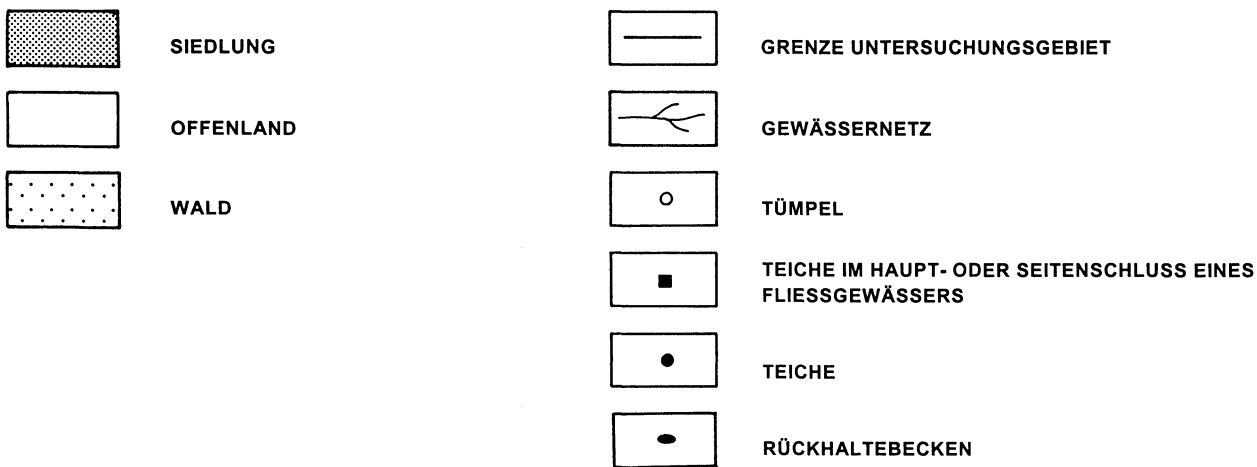
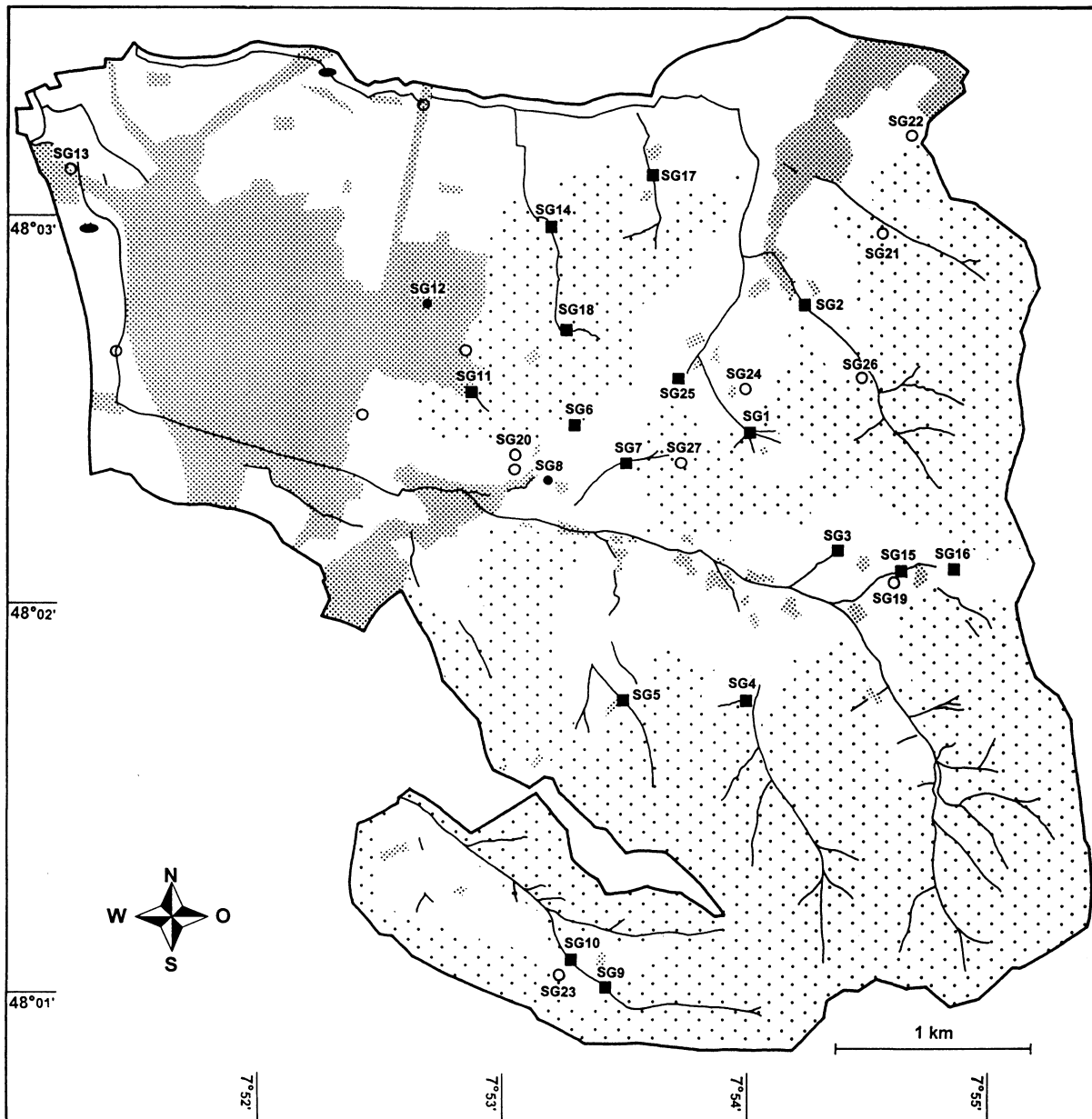


Abb. 46: Lage der Stillgewässer-Untersuchungsflächen

Der Großteil der Untersuchungsflächen liegt im Grünland (SG 1, 2, 3, 8, 15, 16, 17, 19, 24) oder am Wald-Grünland-Übergang (SG 4, 5, 6, 7, 9, 10, 14, 22, 23, 25, 26), nur 4 sind von geschlossenem Wald umgeben (SG 11, 18, 21, 27). 3 Gewässer liegen im Siedlungsbereich (SG12), in Kleingärten (SG20) und auf einer Deponieabdeckung (SG13). Fast die Hälfte der Untersuchungsflächen wird als Fischteich (Karpfen, Forellen) genutzt (SG 1, 3, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14, 15, 16, 17, 25), 4 Gewässer unterliegen einer starken Abwasserbelastung (SG 3, 8, 15, 17). 7 Teiche (SG 3, 7, 8, 12, 16, 17, 25) und 2 Tümpel (SG 19, 20) sind aufgrund fehlender oder spärlicher randlicher Gehölze sehr stark und lange besonnt. Vollständig überschattet sind 3 Teiche (SG 2, 6, 18) und 7 Tümpel (SG 11, 21, 22, 23, 24, 26, 27). Die übrigen 8 Teiche sind zumindest zeit- oder stellenweise stärker besonnt (SG 1, 4, 5, 9, 10, 13, 14, 15). Über die genannten Untersuchungsflächen hinaus bestehen noch 7 weitere kleine Tümpel im Siedlungsbereich, im Überschwemmungsbereich von Gewässern und als episodische Gewässer in Ackermulden oder Regenrückhaltebecken. Diese wurden nur in der Karte vermerkt. Die Gesamtsituation der Stillgewässer für das Untersuchungsgebiet wurde unter Kapitel 3.3.3 beschrieben. In der Folge werden zunächst die Ergebnisse zur Libellenfauna der Stillgewässer dargelegt, dann die zu den Amphibien und Reptilien. An einem Stillgewässer (SG 14) wurde als weitere gefährdete und gewässergebundene Wirbeltierart die Wasserspitzmaus (*Neomys fodiens*, bundes- und landesweit gefährdet) nachgewiesen.

Libellen

In Abb. 47 sind wichtige Ergebnisse bezüglich der Libellenfaunen der Stillgewässer zusammengefasst.

Artenzahlen

Von insgesamt 15 im Bereich der Stillgewässer nachgewiesenen Arten wurden auf den einzelnen Untersuchungsflächen 0 - 10 Arten angetroffen (Abb. 47). Die durchschnittliche Artenzahl der Libellen je Gewässer betrug 4 Arten. Stark besonnte, im Offenland gelegene Teiche (SG17, SG3, SG7) wiesen die höchsten Artenzahlen auf. An stark überschatteten, im oder am Wald gelegenen Teichen (SG11) und vor allem Tümpeln (SG22, SG23, SG24, SG26, SG27) konnten keine Libellenarten nachgewiesen werden (vgl. auch 3.3.3 und Anhang 29).

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Den Korrelationsberechnungen zwischen den Artenzahlen und bestimmten Merkmalen der Untersuchungsflächen liegen 27 Gewässer bzw. Gewässerkomplexe zugrunde. Für die chemisch-physikalischen Parameter basieren die Auswertungen auf 18 Untersuchungsflächen.

Zunächst steigen die Artenzahlen mit zunehmender Anzahl räumlich eng benachbarter Teiche und Tümpel in einem Gewässerkomplex:

- Anzahl der direkt benachbarten Gewässer (0,5)

Vermutlich ist die Heterogenität der standörtlichen und anderen Bedingungen in Gewässerkomplexen ebenso größer, wie auch bei steigenden Gewässergrößen, Uferlängen und Flächen der Ufervegetation, mit denen die Artenzahl der Libellen an den untersuchten Stillgewässern statistisch ebenfalls positiv verknüpft ist:

- Gewässergröße m² (0,6)
- Uferlänge m (0,7)
- Fläche der Röhricht-, Seggen- und Binsenbestände am Gewässer (0,7)

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER LIBELLENFAUNA AN STILLGEWÄSSERN

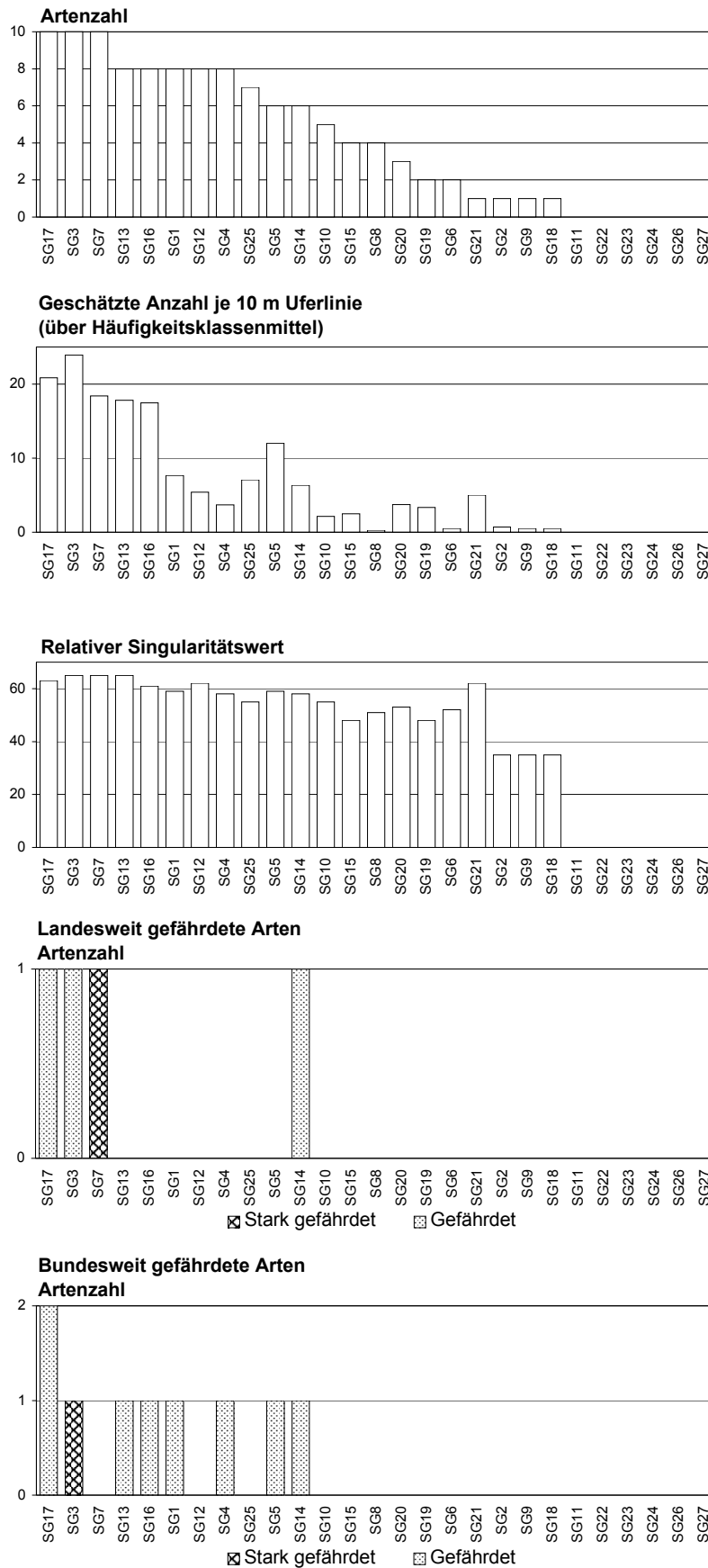


Abb. 47: Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Stillgewässern: Artenzahl, geschätzte Anzahl an Individuen, Relative Singularitätswerte sowie Anzahlen landes- und bundesweit gefährdeter Arten

Außer diesen, neben der Fläche auch auf vielfältige Verhältnisse der Wasserführung, der Gewässertiefen, der Ufer- und Vegetationsstrukturen hinweisenden Parametern, besteht ein zweiter Komplex an Faktoren, die alle darauf hindeuten, daß mit zunehmender Besonnung der Gewässer auch die Artenzahlen der Libellen zunehmen. Unmittelbar zeigt sich dieses an der positiven Korrelation zwischen Libellenartenzahlen und steigenden Wassertemperaturen. Möglicherweise werden in wärmeren Gewässern einige Arten durch bessere Bedingungen im Hinblick auf die Entwicklungsgeschwindigkeit der Larven begünstigt, andererseits nimmt mit sinkender Beschattung der Gewässer auch die Vegetation im und am Gewässer zu, die dann spezifische Substrate, z.B. für die Eiablage, als Aufenthaltsort der Jungen, Aktionsraum der Imagines usw., bietet:

- Mittlere Wassertemperatur aus vier vierteljährlichen Messungen (0,6)

Die Überschirmung eines 25 m Halbkreises um das Gewässer durch Bäume wurde als Parameter dafür gewählt, inwieweit die Sonneneinstrahlung am Gewässer durch Schlagschatten vermindert wird. Dabei wurden ein südlicher und ein nördlicher Halbkreis unterschieden, da eine Beschattung des Gewässers aus südlicher Richtung sich stärker auswirken sollte als aus nördlicher. Mit zunehmender Überschirmung in diesem Radius gehen die Artenzahlen der Libellen zurück, wobei die negative Beziehung zu den Artenzahlen für den südlichen Halbkreis etwas enger ist:

- Überschirmungsgrad des südlichen 25 m Halbkreises um das Gewässer durch Bäume (-0,7)
- Überschirmungsgrad des nördlichen 25 m Halbkreises um das Gewässer durch Bäume (-0,6)

Grünland und Gehölzbestände im Umfeld des Gewässers stehen ebenfalls für teilweise sonnigere bzw. schattigere Bedingungen am Gewässer, andererseits aber auch für das Vorhandensein in Bodennähe wärmerer Flächen im näheren oder weiteren Umfeld, z.B. als Jagdgebiet der Imagines. Die Libellenartenzahlen sind positiv mit dem Flächenanteil des Grünlandes in einem Umkreis von 100 m um das Gewässer verknüpft, negativ mit den Anteilen von Gehölzbeständen im Umkreis von 100, 200 und 300 m:

- Flächenanteil von Grünland im Umkreis von 100 m um das Gewässer (0,5)
- Flächenanteil von Intensivgrünland im Umkreis von 100 m um das Gewässer (0,6)
- Flächenanteil von Gehölzbeständen im Umkreis von 100 m um das Gewässer (-0,6)
- Flächenanteil von Gehölzbeständen im Umkreis von 200 m um das Gewässer (-0,5)
- Flächenanteil von Gehölzbeständen im Umkreis von 300 m um das Gewässer (-0,5)

Für nominal skalierte (Ja-Nein-) Merkmale wurden für die jeweiligen Teilkollektive Stetigkeiten der Libellenarten sowie mittlere Artenzahlen berechnet und miteinander verglichen:

Für die permanenten Gewässer (Teiche) sind die Stetigkeiten der Libellenarten größer als für die temporären (Tümpel), die mittleren Artenzahlen liegen bei 5,8 bzw. 1,5 Arten. Ähnliches gilt auch hinsichtlich der Gewässer über oder unter 1 m Wassertiefe. Hier beträgt die mittlere Artenzahl der tieferen Gewässer 6,3, der flacheren 3,1. Die permanenten, größeren und tieferen Gewässer liegen hauptsächlich im Offenland, weisen eine stärkere Besonnung und häufig auch eine besser entwickelte Vegetation im Gewässer und an seinen Ufern auf. Oft geht mit der Permanenz der Wasserführung und der Größe der Gewässer aber auch ein höherer Fischbesatz sowie aufgrund ihrer siedlungsnäheren Lage auch eine größere Abwasserbelastung einher. Alle Libellenarten haben deshalb an den Gewässern mit Fischbesatz höhere Stetigkeiten als an anderen Teichen und Tümpeln. Die mittlere Artenzahl an Libellen beträgt für Fischteiche 7,0, für solche ohne Fischbesatz 3,7. Auch an stärker abwasserbelasteten Teichen wurden durchschnittlich mehr Arten (7,0) als an den weniger stark oder nicht belasteten Stillgewässern (3,7) nachgewiesen.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern der Libellenbestände

Bei der Erfassung der Libellenfaunen der Stillgewässer wurden für die nachgewiesenen Arten Häufigkeitsklassen geschätzt. Dabei wurde je Art die Häufigkeitsklasse des Untersuchungszeitpunktes angegeben, an dem gleichzeitig die meisten Individuen beobachtet werden konnten. Über die Häufigkeitsklassenmittel wurde dann grob die Gesamtsumme der so registrierten Individuen geschätzt und auf die Gewässer sowie die Wasserfläche und die Uferlinie bezogen. Zwischen den Artenzahlen der Libellen und den so geschätzten Individuenzahlen bestehen recht enge Zusammenhänge (0,97), ebenso zur Individuenzahl je 10 m Uferlinie (0,9) und zur Individuenzahl je 10 m² Wasserfläche. Die statistischen Beziehungen der Artenzahlen zu den Singularitätswerten sind ebenfalls eng (0,9), ebenso zur Artenzahl der bundesweit gefährdeten Arten (0,7). Der Zusammenhang zur Anzahl der landesweit gefährdeten Arten fällt dagegen etwas schwächer aus (0,5).

Häufigkeitsklassen

Die über die Mittel der registrierten Häufigkeitsklassen abgeschätzten beobachteten Individuenzahlen belaufen sich auf ca. 0 - 23 je Gewässer(komplex) und im Mittel auf ca. 5 Individuen je 10 m² Wasserfläche bzw. 10 m Uferlinie. Die Individuenzahlen nehmen relativ kontinuierlich mit den Artenzahlen ab (Abb. 47).

Singularitätswerte

Die relativen Singularitätswerte für die Libellenfaunen der untersuchten Stillgewässer liegen zwischen 0 für diejenigen Gewässer, denen Libellen fehlen, und maximal 65 % (Abb. 47). Der Mittelwert liegt bei 42 %. Auch die relativen Singularitätswerte fallen relativ kontinuierlich mit den Artenzahlen. Vor allem der artenarme Tümpel SG21 bricht aus diesem Schema etwas aus, da die einzige dort nachgewiesene Libellenart sonst nur an 40 % der Stillgewässer angetroffen wurde. An den anderen, ähnlich artenarmen Gewässern kommen Arten vor, die an einem höheren Prozentsatz der untersuchten Teiche und Tümpel nachgewiesen wurden.

Landesweit gefährdete Arten

Mit 3 Arten sind 20 % der nachgewiesenen Arten für Baden-Württemberg als gefährdet klassifiziert. Die Artenzahlen der landesweit gefährdeten Arten schwanken an den untersuchten Stillgewässern zwischen 0 und 1 Art bei einem Mittelwert von 0,15. Nur vier der untersuchten Gewässer wiesen überhaupt landesweit gefährdete Arten auf (Abb. 47). Zu diesen gehören die drei an Libellen artenreichsten Gewässer sowie ein weiterer am Waldrand gelegener, zeitweise besonnter Gewässerkomplex. Eine der drei Arten fällt in die Kategorie stark gefährdet und benötigt als einzige ausschließlich pflanzenreiche Stillgewässer (*Erythromma viridulum*). Sie ist in ihrem Vorkommen im Untersuchungsgebiet auf den besonnten Teichkomplex SG7 beschränkt.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Die Gewässer mit Vorkommen gefährdeter Arten unterscheiden sich im Durchschnitt von denjenigen ohne deren Präsenz u.a. durch folgende Merkmale: Die Gewässer liegen zu einem höheren Anteil als Gewässerkomplexe aus mehreren Gewässern vor. Die Anzahl der Gewässerkomplexe ist um ca. 60 % größer, die Wasserfläche ebenfalls um 60 % und die Uferlänge im 96 %. Der Überschildungsgrad des Gewässerumfeldes in einem Radius von 25 m ist 40 % niedriger, der Flächenanteil des Grünlandes im Radius von 100, 200 und 300 m um das Gewässer

um 24, 25 und 31 % höher, der Flächenanteil von Gehölzbeständen um 13, 22 und 23 % niedriger. Die Gewässer mit Vorkommen gefährdeter Libellenarten sind durchschnittlich etwas wärmer sowie besser sauerstoffversorgt und haben eine deutlich höhere Gesamt- und Carbonathärte. Die Fläche der Vegetation im und am Gewässer beträgt an den Gewässern ohne Libellenvorkommen gefährdeter Arten nur 13 % der Vegetationsfläche von Untersuchungsflächen mit Präsenz gefährdeter Arten.

Merkmale landesweit gefährdeter Arten und aller Arten im Vergleich

In Anhang 96 sind absolute und relative Verteilungen der Artenzahlen nach Verbreitungsangaben für Baden-Württemberg, nach Anzahl genutzter Biotoptypen, nach präferierten Lebensräumen, nach Arten und Orten der Eiablage, nach Larvalentwicklungszeiten und nach Aufenthaltsorten der Larven für die Untersuchungsflächen und insgesamt für die gefährdeten sowie für alle Arten wiedergegeben. Grundlage für die Zuordnung von Merkmalen zu den Arten waren Angaben in ILLIES (1978), BUCHWALD et al. (1984), ASKEW (1988), JACOBS & RENNER (1988), SCHORR (1990) und BELLMANN (1993a).

Vergleicht man die relativen Verteilungen der Artenzahlen auf verschiedene Merkmale für das Kollektiv aller Arten und das Kollektiv in Baden-Württemberg gefährdeter Arten, wobei der Anteil der Merkmalsträger am Gesamtkollektiv jeweils gleich 100 gesetzt wird, ist das Spektrum der Rote-Liste-Arten wie folgt gekennzeichnet:

Der Anteil von Arten in der niedrigsten Stetigkeitsklasse ist erhöht, die Arten wurden auf weniger Untersuchungsflächen angetroffen. Bezogen auf die Verbreitung in Baden-Württemberg fallen die gefährdeten Arten ebenfalls häufiger in Klassen der als seltener charakterisierten Arten:

- Stetigkeit < 20 % (250 %)
- Verbreitete Arten mit weiter auseinander liegenden, aber individuenreichen Vorkommen (250 %)
- Zerstreute Arten (fehlen in Baden-Württemberg auf weiten Strecken) (497 %)

Der Anteil von Arten, die nur einen Biotoptyp nutzen, ist stark erhöht. Die je nach verwendeten Literaturangaben zu den Lebensräumen etwas wechselnden Zuordnungen der Arten weisen insgesamt darauf hin, daß bei den gefährdeten Arten einerseits solche kleiner Fließgewässer, andererseits solche pflanzenreicher stehender Gewässer überrepräsentiert sind:

- Arten mit Nutzung von nur einem Biotoptyp (497 %)
- Bäche und kleine Flüsse nutzende Arten (497 %), Bäche nutzende Arten (497 %), Wald- und Wiesenbäche mit lichtigem Unterholz nutzende Arten (497 %), Quellrinnsale und Wiesenbäche nutzende Arten (497 %), Rasch fließende Bäche und Flüsse nutzende Arten (250 %), Quellen und Fließgewässer nutzende Arten (250 %)
- Stillgewässer mit großen Wasserpflanzenbeständen nutzende Arten (497 %), Pflanzenreiche Stillgewässer nutzende Arten (250 %)

Da alle Stillgewässer mit Vorkommen gefährdeter Arten von Fließgewässern gespeist werden, ist die Präsenz von Imagines der Fließgewässerarten an diesen nicht verwunderlich. Ob sich diese dort auch reproduzieren ist nach Literaturangaben zwar möglich, wurde aber nicht überprüft.

Hinsichtlich des Eiablagesubstrates sind bei den gefährdeten Arten solche überrepräsentiert, die ihre Eier in Wasserpflanzen legen (200 %), hinsichtlich der Larvalentwicklungszeiten solche mit nach Literaturangaben längerer Entwicklungszeit von 2 Jahren (125 %). Bezogen auf die Aufenthaltsorte der Larven sind solche Arten stärker vertreten, deren Larven sich in Pflanzen und Wurzeln des Uferbereiches (167 %) oder zwischen Tauchblattpflanzen (497 %) aufhalten.

Die mittlere Stetigkeit beträgt für die landesweit gefährdeten Arten 5, für alle Arten 30 und für die nicht gefährdeten Arten 34. Die gefährdeten Arten sind damit durchschnittlich auf weniger Flächen vertreten als andere Arten.

Beziehungen zwischen der Artenzahl und den Anteilen von Arten mit bestimmten Merkmalen am Artenbestand

Die Libellenartenzahlen der Untersuchungsflächen sind positiv korreliert mit zunehmenden Anteilen sowohl von Arten die Fließ- (0,5) als auch von solchen die Stillgewässer als Lebensraum präferieren (0,6). Mit steigenden Libellenartenzahlen nimmt der Anteil solcher Arten zu, die ihre Eier in Wasserpflanzen ablegen (0,8) bzw. ihren Larvalaufenthaltort in Pflanzen und Wurzeln des Uferbereiches haben (0,5). Da nicht nur die absolute Anzahl dieser Arten mit den Artenzahlen steigt, sondern der Prozentsatz von Arten mit diesen Eigenschaften am Artenbestand, wird hierdurch die Bedeutung pflanzenreicherer Gewässer für die Artenvielfalt der Libellen nochmals unterstrichen.

Bundesweit gefährdete Arten

Von den 10 an den Stillgewässern angetroffenen Libellenarten sind 3 (20 %) bundesweit als gefährdet klassifiziert und kommen mit 0 bis 2 Arten auf den einzelnen Untersuchungsflächen vor (Abb. 47) Die mittlere Artenzahl bundesweit gefährdeter Libellenarten an den Gewässern beträgt 0,3 Arten. Von 27 Untersuchungsflächen wiesen 8 Gewässer gefährdete Libellenarten auf. Diese liegen alle im artenreicheren Flügel der Untersuchungsflächen. Tendenziell fällt die Anzahl der bundesweit gefährdeten Libellenarten also mit den Gesamtartenzahlen. Von den drei Arten fallen zwei in die Kategorie gefährdet und sind typische Arten schmaler Fließgewässer (*Calopteryx virgo*, *Calopteryx splendens*). Eine Art (*Sympetrum pedemontanum*) ist als stark gefährdet klassifiziert. Sie wurde mit nur einem Individuum auf der Untersuchungsfläche SG3, einem stark besonnten Fischteich, angetroffen. Sie besiedelt langsam fließende und stehende Gewässer und wurde im Untersuchungsgebiet auch noch an einem Wiesenbach nachgewiesen.

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Libellenbestände

Sofern die stehenden Gewässer durch für sie typische, gefährdete Arten charakterisiert werden sollen, kommen für das Untersuchungsgebiet nur solche der Stillgewässer mit großen Wasserpflanzenbeständen in Frage. Die einzige Art mit dieser Eigenschaft, *Erythromma viridulum*, kommt nur auf einer Untersuchungsfläche (SG7) vor.

Ähnlichkeitsvergleiche der Libellenbestände der verschiedenen Stillgewässer erfolgen zusammen mit dem Vergleich von Fließgewässerabschnitten im nächsten Kapitel (3.4.5).

Froschlurche und Reptilien

Artenzahl

In den Stillgewässern wurden drei Froschlurche und eine Schlangenart nachgewiesen, der Grasfrosch (*Rana temporaria*), die Erdkröte (*Bufo bufo*), die Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) und die Ringelnatter (*Natrix natrix*). Grasfrosch und Erdkröte sind in Baden-Württemberg als potentiell gefährdet eingestuft, die Ringelnatter als gefährdet und die Gelbbauchunke als stark gefährdet. Ringelnatter und Gelbbauchunke weisen bundesweit den gleichen Gefährdungsstatus wie in Baden-Württemberg auf, die beiden anderen werden für die Bundesrepublik Deutschland nicht in den Roten Listen geführt. Als weitere Amphibienarten wurden in den Stillgewässern Fadenmolch (*Triturus helveticus*) und Bergmolch (*Triturus alpestris*) sowie in einem Gewässer in Quellnähe der Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) nachgewiesen.

Die Artenzahlen der Froschlurche und Reptilien schwanken an den Stillgewässern zwischen 0 und 4, der Mittelwert beträgt 2,3.

Der Grasfrosch wurde in 25 von 27 Gewässern bzw. Gewässerkomplexen, die Erdkröte in 20, die Gelbbauchunke in 6 und die Ringelnatter in 10 angetroffen.

Beziehungen zwischen der Artenzahl der Froschlurche und Reptilien und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Die Artenzahl der Froschlurche und Reptilien ist an hinsichtlich Wasserführung, Uferbeschaffenheit, Besonnung und Vegetation heterogeneren Gewässerkomplexen größer und steigt mit zunehmender Fläche der Vegetation im und am Gewässer:

- Anzahl der direkt benachbarten Gewässer (0,6)
- Fläche an Röhricht-, Seggen-, Binsen-, emerser und submerser Vegetation (0,5)

Für nominal skalierte (Ja-Nein-) Merkmale wurden für die jeweiligen Teilkollektive mittlere Artenzahlen sowie Stetigkeiten der Froschlurch- und Reptilienarten berechnet und miteinander verglichen:

Die durchschnittliche Artenzahl der Froschlurche und Reptilien ist höher an Gewässern mit Fischbesatz (2,7) als an solchen ohne (1,9), an permanenten (2,6) verglichen mit temporären (1,7) und an solchen mit Bachzufluß (2,4) gegenüber zuflußlosen (2,0). An stark und weniger verschmutzten Stillgewässern unterscheiden sich die durchschnittlichen Artenzahlen nicht (2,3).

Alle Froschlurch- und Reptilienarten kommen stetiger in Fischgewässern als in solchen ohne Fischbesatz vor, ebenso in permanenten Gewässern verglichen mit temporären oder in solchen mit mehr als 1 m Tiefe verglichen mit flacheren. Für den Grasfrosch gilt dieses auch bezogen auf abwasserbelastete gegenüber nicht oder gering belasteten Gewässern. Erdkröte und Gelbbauchunke weisen in Gewässern dieser beiden Kategorien etwa gleiche Stetigkeiten auf, die Ringelnatter niedrigere in den abwasserbelasteten Teichen. Als Ursachen für die niedrige Stetigkeit der Ringelnatter in den stark abwasserbelasteten Teichen kommen evtl. auch ein niedrigeres Nahrungsangebot in Frage (durchschnittliche Anzahl der Laichballen des Grasfrosches in abwasserbelasteten Teichen 0,8, in den übrigen 22,2). Möglicherweise aufgrund von geringeren Temperaturen haben Grasfrosch und vor allem Gelbbauchunke niedrigere Stetigkeiten in Gewässern, die aus Bächen gespeist werden, während die Erdkröte und besonders die Ringelnatter, deren Eientwicklung außerhalb des Gewässers stattfindet, dort sehr viel steter vertreten sind.

Zusammenfassend lassen sich die Vorkommensschwerpunkte der Arten im Untersuchungsgebiet wie folgt beschreiben: Der Grasfrosch wurde in fast allen Gewässern angetroffen. Die Gelbbauchunke erreicht ihre höchste Stetigkeit in sonnigen Tümpeln. Ringelnattern meiden die schattigen Waldtümpel und finden sich am stetesten in besonnten bis mäßig beschatteten Teichen. Die ansonsten überall hochstete Erdkröte besiedelt schattige Waldtümpel ebenfalls weitaus seltener als die anderen Gewässertypen.

Beziehungen zwischen Laichballen des Grasfrosches (*Rana temporaria*) und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Die Anzahl der Laichballen des Grasfrosches schwankt auf den Untersuchungsflächen absolut zwischen 0 - 150 und beträgt im Mittel 35. Umgerechnet auf Laichballen je 10 m² Wasserfläche entspricht dieses einer Spannweite von 0 bis 160 mit einem Mittelwert von 19.

Die durchschnittliche Anzahl der Laichballen je Gewässerkomplex beträgt in Fischgewässern 47, in nicht mit Fischen besetzten Teichen und Tümpeln 23. Für die durchschnittliche Anzahl je 10 m² Wasserfläche bzw. 10 m Uferlinie liegen die Verhältnisse jedoch bei 2,4 : 34 bzw. 5,9 : 17. Ähnlich

liegen die Zahlenverhältnisse auch für permanente und temporäre Gewässer, Gewässer über und unter 1 m Tiefe sowie solche mit oder ohne Bachzufluß. Teiche und Tümpel ohne Fischbesatz, mit niedrigeren Wassertiefen, temporärer Wasserführung und fehlendem Bachzufluß weisen somit auf ihre Fläche oder Randlinie bezogen eine stärkere Nutzung als Laichplatz auf als Stillgewässer mit jeweils entgegengesetzten Eigenschaften. Ob hierfür ein geringerer Räuberdruck (Fische) bzw. wärmere Temperaturverhältnisse (Tiefe, Zufluß, Austrocknung) ausschlaggebend sind oder sich in der stärkeren Belegung einfach die mangelnde Verfügbarkeit größerer Gewässer ausdrückt bleibt offen. Stark abwasserbelastete Stillgewässer sind im Durchschnitt auch absolut mit weniger Laichballen belegt als nicht oder gering belastete (15,5 : 37,8). Die durchschnittlich Werte für 10 m² Wasserfläche betragen 0,8 : 22,2.

Die Anzahl der Laichballen im Gewässer ist negativ korreliert mit steigendem Abstand zum nächsten Fließgewässer (-0,6) sowie positiv mit steigendem Flächenanteil von Fließgewässer im 100 m Umkreis der Gewässer (0,6). Dieses könnte darauf hinweisen, daß die Bachauen möglicherweise bevorzugte Wanderräume dieser Art sind. Hinsichtlich der chemischen Parameter ist die Anzahl der Laichballen negativ korreliert mit steigenden Mittel- und Maximalwerten der Gesamt- (-0,5, -0,5) und Carbonathärte (-0,5, -0,5) sowie des pH-Wertes (-0,5, -0,5) aus vierteljährlichen Messungen. Die Härtewerte der Gewässer sind in Fischzuchtgewässern und bei siedlungsnahen, abwasserbelasteten Gewässern höher. Die Anzahl der Laichballen je 10 m² Wasserfläche ist darüber hinaus noch positiv mit steigenden Flächenanteilen der Fließgewässer im 200 m Umkreis (0,5) sowie des weniger intensiv genutzten Grünlandes im 100 m Umkreis um die Gewässer (0,5) verknüpft. Zum Flächenanteil der Siedlungs- und Verkehrsflächen im Einzugsgebiet des Gewässers besteht dagegen ein negativer Zusammenhang (-0,6).

3.4.5 Untersuchungen zur Libellen- und Amphibienfauna der Fließgewässer des Untersuchungsgebietes

In Anhang 98 sind die Ergebnisse der Fließgewässer-Untersuchungen einschließlich einer Charakterisierung der Untersuchungsflächen dokumentiert. Physikalische und chemische Parameter aus den Wasserbeprobungen ausgewählter Probestellen finden sich in Anhang 100 (Feldlaboruntersuchungen) und Anhang 101 (Laboruntersuchungen, durchgeführt von CLAUSNER und STOLPER). Die dort im Anhalt an die Angaben in Anhang 115 ermittelten Gewässergütestufen wurden auf die Abschnitte extrapoliert. Anhang 99 gibt eine Korrelationsmatrix zwischen den Artenähnlichkeiten der Libellenbestände der Stillgewässer und den Ähnlichkeiten der Nutzung je 20 m breiter Uferstreifen wieder. Eine Übersicht über die minimalen und maximalen Arten- und Dominantenidentitäten sowie den Zusammenhang zwischen den beiden Vergleichsmaßen bietet Anhang 104, wobei nach Lebensräumen, Artengruppen und Methoden unterschieden wird. Mittelwerte für Stetigkeiten, Dominanzen, Flächendiversitäten und Flächenevenness-Werte wurden nach Artengruppen und Gefährdungsstatuskollektiven in Anhang 107 zusammengefaßt, die Beziehungen zwischen diesen Parametern in Anhang 108 und die Singularitätswerte von Untersuchungsflächen nach Artengruppen in Anhang 112. Anhang 109 gibt veränderte Rote-Liste-Einstufungen von Arten wieder, die sich aufgrund von Neuauflagen nach Beginn der Auswertungen ergeben haben. In Anhang 111 sind alle verwendeten und später erschienenen Roten Listen für die Bundesrepublik Deutschland und Baden-Württemberg nach Artengruppen dokumentiert.

Fließgewässer-Untersuchungsflächen

Die Lage der untersuchten Fließgewässerabschnitte gibt Abb. 48 wieder.

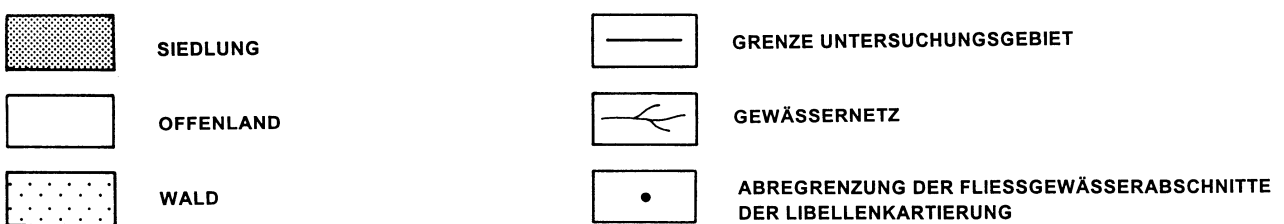
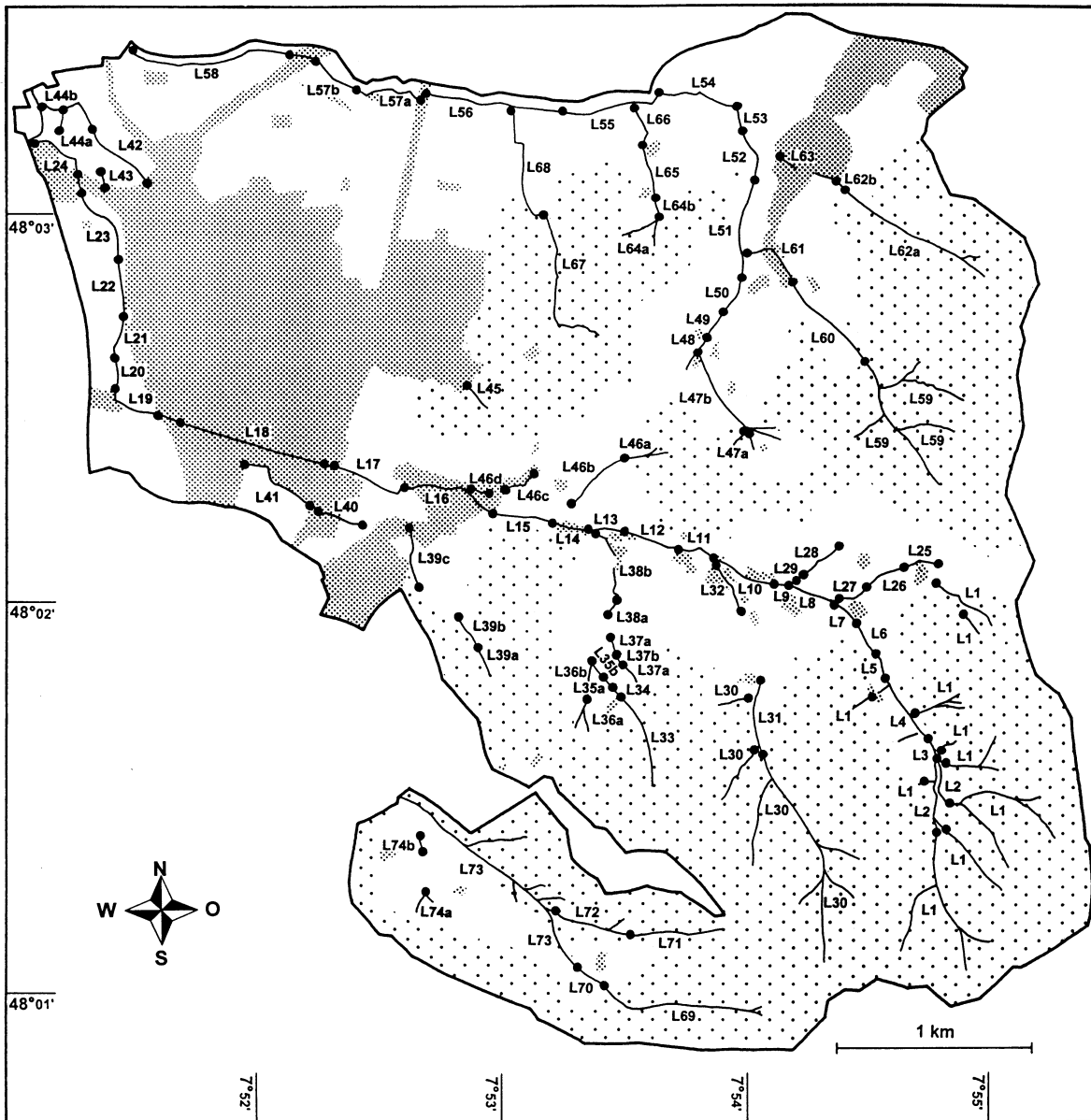


Abb. 48: Lage und Einteilung der Abschnitte der Fließgewässer-Untersuchung

Bei den Fließgewässern wurde das gesamte im Untersuchungsgebiet entspringende Gewässersystem von Alt-, Schob- und Taubenbach mit über 38 km Länge in die Untersuchung einbezogen. Das Bachnetz wurde nach der Nutzung des Einzugsgebietes und der Uferstreifen, nach Gewässermorphologie und -verbau, Gewässerbelastung, Zusammensetzung und Struktur der Ufervegetation (Biotoptypen) sowie der Besonnung in Abschnitte unterteilt. Die faunistischen Erhebungen wurden auf diese Abschnitte bezogen. An Probestellen in Reinwasserbereichen sowie an ausgewählten Belastungspunkten wurden verteilt über das Gewässernetz Proben gezogen und auf ausgewählte chemische Inhaltsstoffe untersucht. Dabei wurden 24 Punkte monatlich über ein

Jahr mittels Feldlabor (FG) und das Wasser von 16 Probestellen monatlich über 6 - 8 Monate im Labor (M, durchgeführt von CLAUSNER und STOLPER) untersucht. An den FG-Punkten wurden auch die Gewässerbreiten, -tiefen und Fließgeschwindigkeiten bei Niedrigwasser abgeschätzt. Die Lage der entsprechenden Probestellen ist Abb. 58 zu entnehmen. Das gesamte Fließgewässernetz des Untersuchungsgebietes wurde in Kapitel 3.3.2 beschrieben. Das Spektrum der Gewässer reicht vom Krenal bis zum Hyporhithral, vom völlig beschatteten Waldbach (z.B. L1, L30, L59, L62a, L67, L69, L71-73) über von lückigen bis dichten Ufergehölzstreifen gesäumten Abschnitten (z.B. L5-6, L8-L24, L56-58) bis zum stark besonnten, fast gehölzfreien Wiesenbach (z.B. L2-4, L7, L47-54), vom steinigen, gefällereichen Bergbach bis zum schlammigen Wiesengraben mit kaum wahrnehmbarer Fließgeschwindigkeit, vom sauberen (Gütestufe I) bis zum zeitweise sehr stark verschmutztem Gewässer (Gütestufe III-IV). Der Zustand einzelner untersuchter Abschnitte kann Anhang 98 entnommen werden. In der Folge wird zunächst auf die Wirbeltier- dann auf die Libellenfauna der Gewässer eingegangen.

Wirbeltiere

Eisvogel (*Alcedo atthis*, bundes- und landesweit gefährdet) und Wasserramsel (*Cinclus cinclus*, bundesweit gefährdet) sind zwei auf Gewässer angewiesene Brutvögel an den Bächen im Untersuchungsgebiet. Mit Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*), Bachschmerle (*Noemacheilus barbatulus*) und Bachneunauge (*Lampetra planeri*) wurden drei bundes- und landesweit in Roten Listen geführte Fisch- bzw. Rundmaularten in den Fließgewässern nachgewiesen. In den 89 untersuchten Fließgewässerabschnitten wurde in 25 Fällen der Grasfrosch (*Rana temporaria*), in 11 der Feuersalamander (*Salamandra salamandra*, Larven), viermal die Erdkröte (*Bufo bufo*) und zweimal die Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) angetroffen. Der Feuersalamander ist in seiner Verbreitung auf bewaldete Quellen und die quellnahen Oberläufe der Bäche im Waldbereich beschränkt. Grasfrosch und Erdkröte wurden ebenfalls vor allem in Bachabschnitten im Wald oder in Waldnähe angetroffen, die Gelbbauchunke in kleinen Überschwemmungstümpeln im Randbereich von zwei Fließgewässern außerhalb des Waldes.

Libellen

Mit der Kleinen Zangenlibelle (*Onychogomphus forcipatus*) wurde außerhalb der eigentlichen Libellenuntersuchungen noch eine weitere bundes- und landesweit stark gefährdete Fließgewässerart am Schobbach belegt. Die Art besiedelt das Metarhithral und Epipotamal und fliegt dort über freiliegendem Flußgeröll, Schotterbänken und freien Uferflächen von ca. 1 - 2 m Breite, wobei offene und gut besonnte Bereiche bevorzugt werden (SCHORR 1990). In diesen schwach überströmten, steinig-kiesigen und sonnigen Gewässerabschnitten erfolgt an sandig-kiesigen Stellen die Eiablage. Auch die Larven halten sich dort auf (SCHORR 1990). Bei der in der Bundesrepublik Deutschland stark zurückgegangenen Art resultiert die Gefährdung aus Gewässerverschmutzung und Gewässerausbau (SCHORR 1990).

Die Auswertungen der Libellenerhebungen an den Fließgewässern wurden nach zwei verschiedenen Modi durchgeführt. Einmal wurden Gesamtartenzahlen und -individuenzahlen über den dreijährigen Untersuchungszeitraum 1989 bis 1991 ermittelt. Bei den Individuenzahlen wurde dazu die maximale Beobachtung jeder Art aus 1989 bis 1991 in das Gesamtergebnis einbezogen. Ein zweiter Auswertungsmodus hebt auf die Mittelwerte der Jahre 1989, 1990 und 1991 ab. Hier wurden für die Individuenzahlen die Maximalbeobachtungen der einzelnen Jahre gemittelt. Die Ergebnisse aus beiden Auswertungsmodi weisen enge Korrelationen auf. In der Folge werden die

Ergebnisse nach dem 1. Auswertungsmodus dargestellt.

Weiterhin muß bei einigen Berechnungen differenziert werden zwischen der Einbeziehung aller untersuchten Gewässerabschnitte (n=89) oder nur der Abschnitte mit Nachweisen von Libellen aller (n=49) oder ausgewählter Arten. Dieses wird entsprechend angegeben.

Erfaßt wurden die adulten Tiere entlang der Fließgewässer. In der Mehrzahl der Fälle weisen Beobachtungen von Paarungen, Eiablagen sowie eine mehrjährige Präsenz der Arten darauf hin, daß sich diese in den jeweils untersuchten Abschnitten auch reproduzieren. Stellenweise wurde dieses durch Nachweise von Larven auch direkt belegt, z.B. im Rahmen der Untersuchungen des Makrozoobenthon oder bei der Beprobung der Gewässer.

Bei der Beschreibung der Fließgewässer des Untersuchungsgebietes wurden bereits einige Aspekte zur Libellenfauna diskutiert (vgl. hierzu 3.3.2 und Anhang 27). Wichtige Ergebnisse der Untersuchungen der Libellenfauna der Fließgewässer sind in den Abb. 49 bis 57 dargestellt. In den Diagrammen sind nur die 49 von 89 untersuchten Fließgewässerabschnitte berücksichtigt, an denen Libellenimagines nachgewiesen wurden. Die nachfolgenden Angaben zur Spannweite und zu den Mittelwerten bestimmter Parameter beziehen sich jedoch auf alle untersuchten Abschnitte.

Artenzahlen

Insgesamt wurden in dem dreijährigen Erhebungszeitraum 17 Arten auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen, davon 1989 9, 1990 15 und 1991 12 Arten. An 40 der 89 untersuchten Fließgewässerabschnitte wurden keine Libellenarten angetroffen. An den einzelnen Gewässerabschnitten wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum 0 bis 10 Arten mit einem Mittelwert von 1,5 nachgewiesen. Wie die Zahl der im gesamten Gewässernetz nachgewiesenen Arten schwankt auch die Artenzahl der Libellen in den einzelnen Abschnitten von Jahr zu Jahr: 1989 wurden 0 bis 6 Arten mit einem Mittelwert von 0,7, 1990 0 - 8 Arten mit einem Mittelwert von 0,8 und 1991 0 - 6 Arten mit einem Mittelwert von 0,9 nachgewiesen. Mit zunehmender Untersuchungsdauer steigt die Anzahl der nachgewiesenen Arten damit sowohl für das gesamte Gewässernetz als auch in den einzelnen Abschnitten deutlich an. Die Mittelwerte der in den einzelnen Jahren je Abschnitt nachgewiesenen Artenzahlen liegen bei nur 47 bis 60 % der mittleren Artenzahl, die über den gesamten Untersuchungszeitraum in den Abschnitten nachgewiesen wurde.

Die Artenzahlen von Gewässerabschnitten mit Libellenfunden sind für die einzelnen Untersuchungsjahre und den Gesamtzeitraum in Abb. 49 dargestellt. Untersuchungsflächen, bei denen in den einzelnen Untersuchungsjahren und im Gesamtzeitraum eine gleich hohe Artenzahl nachgewiesen wurde, sind ausgesprochen selten und auf artenarme Abschnitte beschränkt (L22, L59). Bei zwei weiteren Abschnitten (L54, L30) wurden zumindest in den einzelnen Untersuchungsjahren jeweils gleich hohe Artenzahlen nachgewiesen. Bei 45 von 49 Abschnitten mit Libellenvorkommen weichen die nachgewiesenen Artenzahlen in den einzelnen Jahren voneinander ab. Je artenärmer die Gewässerabschnitte sind, desto häufiger fehlen überhaupt Libellennachweise in einzelnen Untersuchungsjahren. Bei 89 % der 28 Abschnitte mit 1 bis 2 nachgewiesenen Arten im gesamten Untersuchungszeitraum konnten in einzelnen Untersuchungsjahren keine Libellen angetroffen werden. Für die 21 artenreicheren Fließgewässerstrecken liegt dieser Prozentsatz bei nur 19 %.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER LIBELLENFAUNA AN FLIESSGEWÄSSERN

(bei individuenbasierten Angaben wurden im jeweiligen Zeitraum für jede Art der Untersuchungstermin mit der maximal beobachteten Individuenzahl zugrundegelegt)

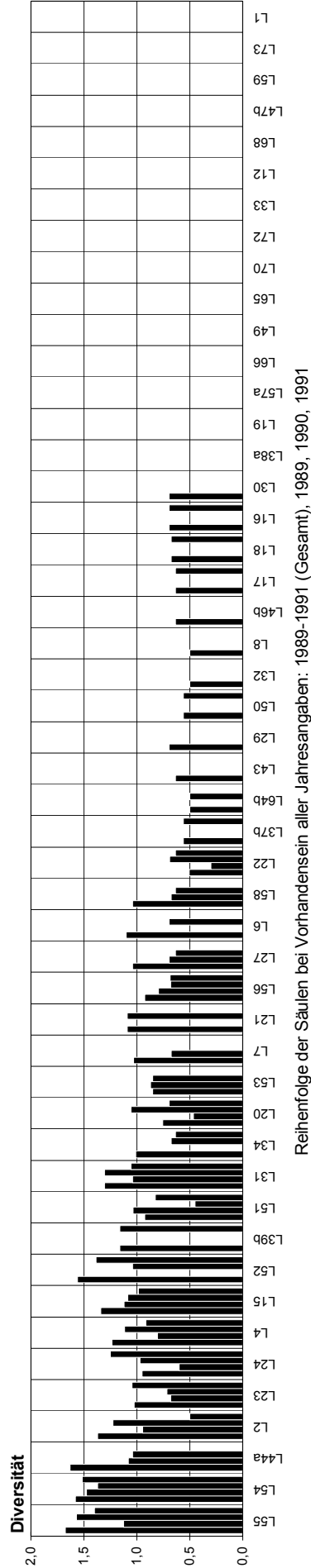
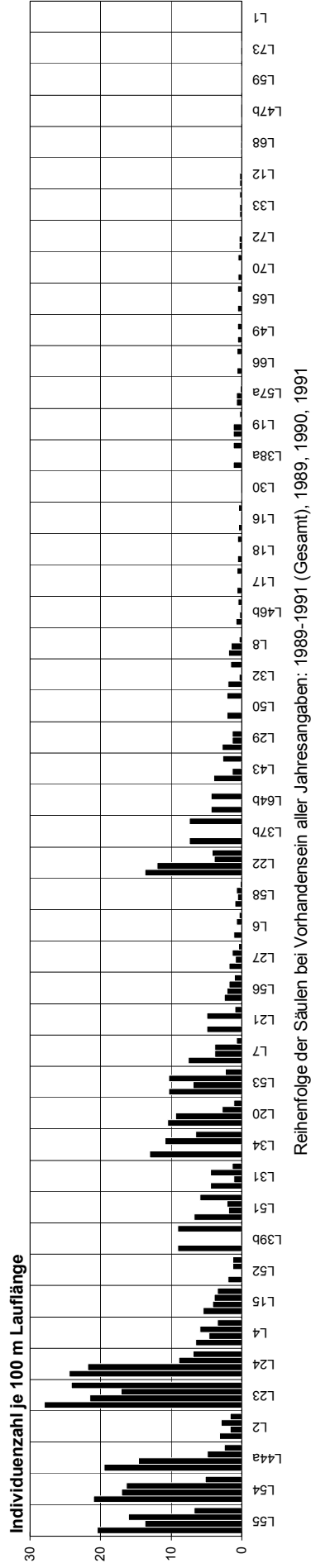
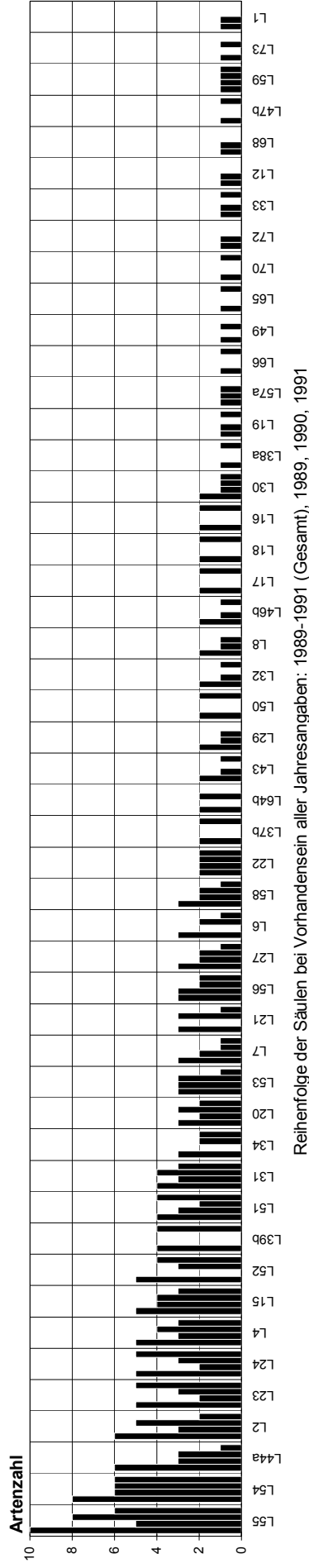


Abb. 49: Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Arten- und Individuenzahlen sowie Diversitäten nach Untersuchungsjahren 1989 - 1991 und für den gesamten Zeitraum

Gewässerstrecken, an denen im gesamten Zeitraum keine Libellen nachgewiesen wurden, lassen sich wie folgt charakterisieren:

- Im Wald liegende, stark überschattete, sehr schmale, abflußschwache Abschnitte (L39a, L45, L46a, L62a, L64a, L67, L69, L71)
- Abschnitte mit breiten, das Gewässer vollständig überschattenden Ufergehölzstreifen (z.B. L5, L8, L10, L11, L26, L35b, L37a, L38b, L40, L41, L46c, L60, L74b)
- Abschnitte mit sehr schmalen, abflußschwachen, grabenartig eingetieften Wiesenbächen, die durch Röhrichte und Staudenfluren vollständig überschattet werden (z.B. L25, L28, L36a, L36b, L44b, L46d, L47a, L61, L62b, L63, L74a)
- Schmale Gräben mit geringer Fließgeschwindigkeit, starken Schlammablagerungen und hoher Abwasserbelastung (z.B. L39c)
- Abschnitte mit sehr starkem Ufer- und Sohlverbau (z.B. L14, L57b)
- Abschnitte mit episodischer Wasserführung (L42)

Abschnitte mit den nachfolgenden Merkmalen wiesen 1 bis 2 Libellenarten im gesamten Untersuchungszeitraum auf:

- Bewaldete, stark beschattete, im Vergleich zu obigen meist breitere und abflußstärkere Abschnitte (z.B. L1, L30, L59, L70, L72, L73)
- Stärker beschattete Abschnitte mit breiten, geschlossenen Ufergehölzstreifen (z.B. L32, L57a)
- Sehr schmale, abflußschwache, z.T. grabenartig eingetiefte Wiesenbäche (z.B. L37b, L46b, L47b, L50, L64b, L65, L66, L68)
- Stark verbaute, siedlungsnaher Abschnitte (z.B. L16, L17, L18, L19, L22)

Artenreichere Abschnitte mit 3 und mehr nachgewiesenen Libellenarten im Gesamtzeitraum sind folgendermaßen zu beschreiben:

- Breitere und abflußstärkere Wiesenbäche mit zumindest stellenweise lückigen Ufergehölzstreifen (z.B. L6, L39b, L20, L21, L23, L24, L56, L58)
- Breitere und abflußstärkere Wiesenbäche ohne oder mit geringem Gehölzbewuchs (z.B. L2, L4, L7, L31, L51, L52, L53, L54, L55)

In die zuletzt genannte Kategorie fallen mit 8 bzw. 10 Arten auch die artenreichsten Untersuchungsflächen (L54, L55), die sich von benachbarten etwas artenärmeren Flächen (L51, 52, 53) wie folgt unterscheiden:

- Ost-West- statt Süd-Nord-Erstreckung und deshalb stark besonnte Südufer
- Größere Heterogenität im Gewässerverlaufes (weniger grabenartig, stärker gewunden)
- Größere Heterogenität der Ufer (weniger durch Abstechen vereinheitlicht)
- Etwas breitere Röhrichte und Feuchtwiesenfragmente im Randbereich
- Zufluß von mehreren großen Dolen, die im Sommer möglicherweise relativ kühles, im Winter aber vergleichsweise warmes Grundwasser zuführen und so ein Durchfrieren des Gewässers verhindern könnten

Besonnung, Wasserführung und Morphologie des Gewässers sowie die Nutzungssituation in seinem Umfeld scheinen demnach wichtige Aspekte im Hinblick auf die Artenvielfalt der Libellen an Gewässerabschnitten des Untersuchungsgebietes zu sein.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der untersuchten Fließgewässerabschnitte

Bei diesen Korrelationsrechnungen wurden alle untersuchten Gewässerabschnitte, d.h. auch

diejenigen ohne Libellennachweise einbezogen (n=89). Die statistischen Beziehungen zwischen der Libellenartenzahl und bestimmten Merkmalen der Gewässerabschnitte sind nicht sehr eng.

Die drei nachfolgenden, schwach positiven Zusammenhänge deuten leicht darauf hin, daß die quellferneren, tiefer liegenden und gefälleärmeren Abschnitte in der durch Löß-Auelehm und Aueton geprägten Ebene artenreicher sind als die quellnäheren, im Gneis liegenden Gewässer. Mit zunehmender Entfernung von der Quelle nimmt tendenziell auch die Breite und Tiefe der Gewässer sowie das Abflußvolumen zu:

- Distanz zwischen dem Ende der untersuchten Gewässerabschnitte und ihrer entferntesten Quelle (0,4)
- Längenanteil von Löß-Auelehm über Aueton und von Aueton als geologischer Untergrund der Gewässerabschnitte (0,4)
- Gewässertiefe der untersuchten Gewässerabschnitte bei Niedrigwasser (0,4)

Auf die Bedeutung der Besonnung des Gewässers im Hinblick auf die Artenzahl der Libellen weisen die folgenden Korrelationen hin:

- Flächenanteil von Bachröhrichten und nassen Hochstaudenfluren an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (0,4)
- Längenanteil von stark besonnten bis mäßig beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (0,5)
- Längenanteil von stark beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (-0,5)

Die Fläche der Bachröhrichte und nassen Hochstaudenfluren entlang der Gewässer steht dabei nicht nur für einen im Vergleich zu Ufergehölzen oder Wäldern erhöhte Sonneneinstrahlung am Gewässer, sondern bei ohnehin nicht gehölzbewachsenen Ufern auch für eine weniger intensive randliche Nutzung und eine stärker eigendynamisch ausgeprägte Gewässermorphologie. An begradigte, durch Räumung grabenartig eingetieft Gewässer rücken sowohl Grünland- als auch Ackernutzung nahe heran, so daß sich nur sehr schmale Uferöhrichte ausbilden können. Die Korrelation zwischen Libellenartenzahlen und der Fläche der Röhrichte und Hochstaudenfluren ist vermutlich nur schwach positiv, weil sehr schmale Gewässer durch diese vollständig überwachsen werden können und dort dann keine adulten Libellen angetroffen wurden.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern der Libellenbestände

Die statistischen Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen beschreibenden Parametern der Libellenbestände sind enger, wenn alle untersuchten Abschnitte in die Analyse einbezogen werden. Entfernt man den ergebnisgleichen Block von 40 Abschnitten ohne Libellennachweise, sinken die Korrelationskoeffizienten. In der Folge werden die Koeffizienten für die Untersuchungsflächen mit Libellennachweisen (n=49) angegeben, bei einigen Parametern ist ein zweiter Wert angefügt, der alle Gewässerabschnitte (n=89) einbezieht.

Die statistischen Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern sind relativ eng. Der Stärke des Zusammenhangs nimmt von den Diversitätswerten (1,0) über die Dominanzindices (-0,9), die Arten- (0,9, 0,9) und Individuenzahlen (0,8, 0,9) bundesweit gefährdeter Arten, die Individuenzahlen aller Arten (0,8, 1,0), die Arten- (0,6, 0,8) und Individuenzahlen (0,6, 0,8) landesweit gefährdeter Arten und die Evenness-Werten (0,6) bis hin zu den Singularitätswerten ab (0,1). Da die Evenness-Werte für die Gleichverteilung der Arten auch relativ eng mit den Artenzahlen verknüpft sind, ist der sehr enge Zusammenhang zwischen Artenzahlen und Diversitäten möglich, da in die Diversitätswerte rechnerisch sowohl die Artenzahl als auch die Gleichverteilung der Arten eingeht. Mit sinkenden Artenzahlen steigen die Werte des Dominanzindex an, d.h. der Anteil der häufigsten Art wird immer größer. Auch dieses ist ein Hinweis darauf, daß auf artenreicheren Flächen die Gleichverteilung der Arten größer ist. Der sehr schwache Zusammenhang zwischen Artenzahlen und Singularitätswerten bedeutet, daß nicht nur

artenreiche, sondern auch artenarme Abschnitte höhere Singularitätswerte aufweisen müssen. Hier kommen dann Arten vor, die nur auf wenigen Untersuchungsflächen angetroffen wurden, z.B. die Quelljungfer *Cordulegaster bidentata*, die oft als einzige Art bewaldete Quelloberläufe besiedelt und anderen Abschnitten in der Regel fehlt.

Individuenzahlen

Für die Darstellung in Abb. 49 wurden die im jeweiligen Untersuchungszeitraum beobachteten maximalen Zahlen gleichzeitig anwesender Individuen jeder Art aufsummiert. Für den dreijährigen Untersuchungszeitraum ergibt sich so eine Gesamtzahl von 1.074 Individuen. Die Angaben wurden zudem einheitlich auf 100 m Lauflänge bezogen. Für den gesamten Untersuchungszeitraum von drei Jahren beträgt die Schwankungsbreite der so berechneten Individuenzahlen für die einzelnen Abschnitte 0 bis 28 je 100 m Lauflänge bei einem Mittelwert von 2,8. Für 1989 liegen die entsprechenden Werte bei 0 bis 21 (Mittel 1,6), für 1990 bei 0 bis 17 (Mittel 1,5) und für 1991 bei 0 - 24 (Mittel 1,2). Die Mittelwerte aller untersuchten Abschnitte liegen für die einzelnen Jahre bei 43 bis 57 % des Mittelwertes für den gesamten Untersuchungszeitraum. Wie bei den Artenzahlen unterschätzen auch hier einjährige Untersuchungen das Potential der Flächen erheblich. Um die maximal möglichen Individuenzahlen an Imagines der einzelnen Libellenarten für die Gewässerabschnitte zu ermitteln, sind wahrscheinlich nicht nur mehr-, sondern vieljährige Untersuchungen erforderlich. Sofern die mit der verwendeten Methode gezählten Imagines mit Populationsdichten bzw. -größen statistisch verknüpft sind, reichen drei Untersuchungsjahre wahrscheinlich nicht aus, um die Schwankungsbreite der Populationsdichten der einzelnen Arten einzufangen. Andererseits bleiben auch die Untersuchungsflächen hinsichtlich wichtiger besiedlungsbestimmender Faktoren schon in einem Zeitraum von drei Jahren nicht alle statisch. Insbesondere Nutzungsänderungen wie die Aufgabe der Ufermahd und die dadurch bedingte Zunahme der Beschattung des Gewässers oder die Öffnung weitgehend zugewachsener und verschlammter Gewässer durch Wiederaufnahme der Grabenräumung können schon innerhalb eines Jahres eine starke Veränderung in der Artenzusammensetzung und in den Individuenzahlen der anzutreffenden Imagines nach sich ziehen. Wenn bei vieljährigen Untersuchungen Flächen aufgrund ihrer Faunen verglichen werden sollen, müssten statische und dynamische Flächen im Hinblick auf solche Faktoren unterschieden werden, die einerseits für Vorkommen und Dichte der Arten bedeutend sind und andererseits durch Nutzungsaufnahme, -änderung oder -aufgabe beeinflusst werden. Andernfalls vergleicht man unter Umständen wechselnde Qualitäten von Flächen, z.B. aufgrund von Sukzessionsreihen, mit gleichbleibenden Qualitäten anderer Flächen, bei denen das Nutzungsregime nicht verändert wurde.

Für viele einzelne Untersuchungsflächen liegt das Minimum der Beobachtungen von Libellenimagines im Jahr 1991. Dieses Jahr weist auch im Durchschnitt aller Gewässerabschnitte die wenigsten Beobachtungen aller Untersuchungsjahre auf. Im Vergleich zu den Vorjahren wurden etwa 25 % niedrigere Individuenzahlen ermittelt. Die Unterschiede in den Beobachtungen betreffen vor allem die beiden Prachtlibellen-Arten (*Calopteryx virgo*, *C. splendens*). So wurden bei diesen beiden Arten 1991 nur 60 % der Individuenzahl von 1989 und 77 % der Individuenzahl von 1990 ermittelt. Für alle anderen Libellenarten zusammengenommen betragen die entsprechenden Werte 111 % bzw. 91 %. Für die Blaugeflügelte und die Gebänderte Prachtlibelle könnte die Abnahme der Beobachtungen mit Witterungsunterschieden in den Untersuchungsjahren zusammenhängen (Anhang 1). 1991 war mit einer Jahresmitteltemperatur von 11,1 °C zwar wärmer als das

langjährige Temperaturmittel (10,5 °C), aber kühler als die beiden anderen untersuchten Jahre mit 11,7 °C (1989) und 12,2 °C (1990). Insbesondere die Witterung im Monat Mai unterschied sich in den Jahren 1989 bzw. 1990 und 1991 besonders deutlich. Die Monatsmitteltemperatur war im Mai 1991 im Vergleich zu den Vorjahren mit einer Differenz von 5,2 °C deutlich niedriger, die monatliche Sonnenscheindauer um ca. 30 % reduziert. Im Monat Mai des Jahres 1991 fielen gegenüber dem Vergleichsmonat des Jahres 1989 100 % mehr Niederschläge, verglichen mit dem Mai 1990 30 %. Da der Schlupf der Imagines dieser beiden Libellenarten und deren Reifefraß im Mai stattfinden, hat die vergleichsweise kühl-feuchte Witterung in diesem Monat möglicherweise dazu beigetragen, daß 1991 deutlich weniger Individuen der beiden Prachtlibellen-Arten gezählt werden konnten. Vielleicht ist die Witterung in der Zeit von Schlupf und Reifefraß ein wichtiger Faktor im Hinblick auf die Populationsdynamik dieser Arten.

Beziehungen zwischen den maximal beobachteten Individuenzahlen ausgewählter Arten in den Jahren 1989 - 1991 und standörtlich-strukturellen Merkmalen der untersuchten Fließgewässerabschnitte

Grundlage der Korrelationsrechnungen ist die maximale Anzahl gleichzeitig beobachteter Individuen im Untersuchungszeitraum von drei Jahren. Als einheitliches Bezugsmaß wurden die Ergebnisse in den einzelnen Abschnitten dabei auf 100 m Lauflänge bezogen. Bezieht man in die Korrelationsrechnungen die Mittelwerte (1989 - 1991) der je Jahr maximal beobachteten Individuenzahlen in den Gewässerabschnitten ein, unterscheiden sich die Ergebnisse nicht wesentlich von den in der Folge angeführten.

Die Korrelationsrechnungen wurden einmal für alle Untersuchungsflächen (n=89) durchgeführt. In einen zweiten Durchgang wurden nur diejenigen Gewässerstrecken einbezogen, in denen die jeweilige Art nachgewiesen wurde. Im ersten Fall sollen die Eigenschaften der Abschnitte deutlicher werden, an denen die Art überhaupt angetroffen werden konnte, im zweiten Falle vor allem die Unterschiede zwischen den besiedelten Abschnitten, die mit einer verschieden starken Präsenz der Arten verbunden sind. Für die Abschnitte mit Untersuchungen zu physikalisch-chemischen Gewässerparametern wurden auch Korrelationen der Individuenzahlen der Arten je 100 m Lauflänge mit den maximalen gemessenen Wassertemperaturen, minimalen Sauerstoffgehalten und -sättigungen sowie maximalen pH-Werten, Carbonathärten, Ammonium-, Nitrit-, Nitrat- und Orthophosphatgehalten durchgeführt. Dies erbrachte weder für alle dieser Abschnitte noch für solche mit Vorkommen der einzelnen Tierarten engere Zusammenhänge zwischen den Faktoren und den Individuenzahlen.

Jede der in der Folge dargestellten Arten wird eingangs kurz aufgrund von Literaturangaben charakterisiert. Die Gewässer des Untersuchungsgebietes reichen vom Krenal über das Epi- bis zum Metarhithral, wobei die Krenalabschnitte in der Regel bewaldet sind. Um die Schwerpunkte der Verbreitung der Arten im Untersuchungsgebiet zu beschreiben, wurden in Anhang 27 drei Klassen von Gewässern nach den Nutzungstypen auf jeweils 20 m breiter Uferstreifen wie folgt differenziert:

- Bewaldung über 90 % der Fläche
- Ufergehölzstreifen über 25 % der Fläche
- Grünland/Röhricht über 65 % der Fläche

Abschnitte mit diesen Eigenschaften nehmen dabei 44 %, 17 % bzw. 20 % der gesamten Fließgewässerstrecke des Untersuchungsgebietes ein. Für jede dieser drei Klassen wurden Mittelwerte der beobachteten Individuenzahlen je km Fließstrecke berechnet. Bezugsgrundlage ist

die Anzahl der maximal gleichzeitig beobachteten Individuen je untersuchtem Abschnitt im dreijährigen Untersuchungszeitraum. Die drei Klassen werden in der Folge als "Wald", "Ufergehölz" und "Grünland" bezeichnet. Von insgesamt 17 Arten traten in der Klasse "Wald" 3 Arten, in der Klasse "Ufergehölz" 6 Arten und in der Klasse "Grünland" 14 Arten auf. Für 8 landesweit gefährdete Arten beliefen sich die entsprechenden Vorkommen auf 2, 3 und 8 Arten. Die Klasse "Grünland" besitzt 8 exklusive Arten, die den anderen beiden Klassen fehlen, die Klasse "Ufergehölz" eine und die Klasse "Wald" keine. Bei den Arten, die in zwei oder drei dieser Klassen vorkommen, steigt die durchschnittliche Anzahl der Individuen je km Fließstrecke vom "Wald" zum "Ufergehölz" bzw. vom "Ufergehölz" zum "Grünland" an. Einzige Ausnahme ist die Quelljungfer *Cordulegaster bidentata*, die vor allem quellnahe, bewaldete Abschnitte besiedelt und im "Wald" die höchste Individuenzahl je Längeneinheit erreicht.

Zweigestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster boltoni*)

Die Art besiedelt Quellen und Bäche vom Krenal bis zum Hyporhithral mit Schwerpunkt im Meta- und Hyporhithral, wobei stellenweise von Bäumen und Büschen gesäumte, gut besonnte Wiesenbäche präferiert werden (SCHORR 1990). Die Eiablage erfolgt an schwach überströmten Stellen im Gewässerrandbereich mit spärlicher Ufervegetation und feinkörnigem Untergrund (Sand, Schlamm). Die Larven entwickeln sich eingegraben in feinkörnigem Substrat in bis zu 5 Jahren (SCHORR 1990). Die Sauerstoffsättigung im Gewässer scheint für die Art kein limitierender Faktor zu sein, sie tritt auch in Bächen der Gütestufe II - III auf (SCHORR 1990). Gefährdungen ihrer Habitate gehen u.a. vom Gewässerausbau, von einer zunehmenden Verkrautung im Gewässer sowie von einer zunehmenden Aufwaldung oder Aufforstung entlang der Wiesenbäche aus (SCHORR 1990).

Cordulegaster boltoni wurde im Untersuchungsgebiet an 26 von 89 unterschiedenen Fließgewässerabschnitten nachgewiesen. Bei mehr als der Hälfte dieser Abschnitte (54 %) wurde sie nur in einem der drei Untersuchungsjahre angetroffen, bei 15 % der Gewässer in zwei und bei 31 % in allen drei Untersuchungsjahren. Zusammen wurden im Untersuchungszeitraum demnach 69 % der Abschnitte mit Vorkommen von *Cordulegaster boltoni* zeitlich unregelmäßig besiedelt. Der hohe Anteil von Gewässerabschnitten, in denen die Art nur in einem der Untersuchungsjahre nachgewiesen wurde, könnte darauf verweisen, daß sich aus Sicht der Art wichtige Parameter in einem Teil der Gewässer relativ schnell verändern und die Abschnitte deshalb nur zeitweise befliegen werden. Eine manuelle oder mechanische Räumung an schmalen Fließgewässern drängt z.B. die randliche Vegetation am Gewässer zurück und erhöht dort die Besonnung. Im Zuge der nach der Räumung folgenden Sukzession nimmt die Beschattung am Gewässer in den Folgejahren wieder zu. Die Räumung hinterläßt eine relativ homogene Sohl- und Böschungsstruktur, die sich erst nach einiger Zeit wieder aufgrund von wechselnden Abflußverhältnissen und Strömungen stärker differenziert. Dabei entstehen auch die von der Art zur Eiablage und als Larvallebensraum benötigten flachen Bänke aus Feinsediment. Der Zweigestreiften Quelljungfer mit ihrer Präferenz für besonnte Abschnitte mit flachen Feinsedimentbänken verbleibt in einer solchen Situation nur ein schmales Zeitfenster zwischen einer nach der Räumung wieder erreichten geeigneten Sohlstruktur und einer durch die Vegetationsentwicklung bedingten zu starken Überschattung des Fließgewässers. Ein ähnliche Situation kann sich auch an hinsichtlich Sohle und Böschung nicht beeinträchtigten schmalen Fließgewässern einstellen, wenn die Mahd der Uferböschung für ein oder mehrere Jahre ausgesetzt wird bzw. entsprechend unregelmäßig erfolgt. Auch hier wird das

Gewässer mit zunehmender Übersattung durch Röhrichte und Hochstaudenfluren weniger stark bis nicht mehr befliegen und erst bei erneuter Mahd wiederbesiedelt. Die meisten Individuen je Längeneinheit wurden im Durchschnitt der Abschnitte und Jahre für diejenigen Gewässerabschnitte ermittelt, an denen die Art in zwei von drei Jahren nachgewiesen werden konnte (2,8 Individuen/100 m). Die berechneten Werte übersteigen diejenigen der Abschnitte mit Nachweisen in nur einem (1,2) oder in drei Jahren (1,2) um mehr als das Doppelte. Auch dieses ist möglicherweise ein Hinweis darauf, daß die Art ein schmales räumlich-zeitliches Fenster an einem Teil der Gewässerabschnitte besiedelt, wo sie sich nach Eingriffen etabliert, eine stärkere Population aufbaut und dann im Zuge der Sukzession bis zum nächsten Eingriff wieder verschwindet.

Die Fundorte der Art im Untersuchungsgebiet liegen im Krenal bis Metarhithral. In Abschnitten der Klasse "Wald" (Anhang 27) kommt die Art nicht vor, in solchen der Klasse "Ufergehölzstreifen" erfolgten je Längeneinheit nur 4 % der Individuennachweise von denen der Klasse "Grünland". Auch im Untersuchungsgebiet werden demnach gut besonnte Wiesenbäche präferiert. Dies zeigt sich auch in den statistischen Beziehungen zwischen den Individuenzahlen je 100 m Lauflänge und bestimmten Eigenschaften der Gewässerabschnitte. Werden alle untersuchten Abschnitte in die Korrelationsanalyse einbezogen (n=89), so zeigen sich schwach positive Zusammenhänge zum Flächenanteil von Grünland, Bachröhrichten sowie beiden zusammengefaßten Biotoptypen:

- Flächenanteil von intensiv genutztem Grünland an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (0,4)
- Flächenanteil von Bachröhrichten und nassen Hochstaudenfluren an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (0,4)
- Flächenanteil von Grünland und Röhrichten an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (0,4)

Ein deutlicherer Zusammenhang besteht zur Besonnung der Bachabschnitte. Mit dem Anteil stark besonnener bis nur mäßig beschatteter Teilflächen steigen, mit dem Anteil stark beschatteter Teilflächen fallen die Individuenzahlen je Längeneinheit:

- Längenanteil von stark besonnten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (0,6)
- Längenanteil von durch krautige Vegetation mäßig beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (0,5)
- Längenanteil von stark besonnten bis mäßig beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (0,7)
- Längenanteil von stark beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (-0,7)

Im Spektrum der von *Cordulegaster boltoni* besiedelten Abschnitte (n=26) sind steigende Individuenzahlen je Längeneinheit mit geringerer Distanz zur Quelle, mit höheren Gefällen sowie niedrigeren Gewässerbreiten und -tiefen verbunden, ihr Schwerpunkt scheint im Untersuchungsgebiet deshalb eher im Epirhithral zu liegen:

- Distanz zwischen dem Ende der untersuchten Gewässerabschnitte und ihrer entferntesten Quelle (-0,6)
- Mittleres Gefälle der Gewässerabschnitte (0,5)
- Gewässerbreite der untersuchten Gewässerabschnitte bei Niedrigwasser (-0,5)
- Gewässertiefe der untersuchten Gewässerabschnitte bei Niedrigwasser (-0,5)

Das Korngrößenspektrum der Gewässersohle ist in den höher gelegenen Bereichen breiter, grobe und feine Substrate wechseln kleinräumig miteinander ab. In den tiefer gelegenen Abschnitten ist zwar der Anteil feiner Sedimente höher, diese liegen aber in größeren Wassertiefen und nehmen größere Flächen ein, in denen sich das Substrat regelmäßig bewegt (Sandtreiben). Möglicherweise verringert sich hierdurch die Eignung der Feinsedimente als Aufenthaltsort der Larven, z.B. durch geringere Erwärmung als in flach überrieselten Bereichen oder aufgrund ständiger Übersandung und Substratverlagerung. Auch auf die Bedeutung der Besonnungssituation der Gewässer und die Nutzung in ihrem Umfeld ergeben sich weitere Hinweise. So steigen die Individuenzahlen mit

zunehmendem Anteil gemähter oder beweideter Bereiche an der Uferlänge. Durch das Entfernen des randlichen Aufwuchses erhöht sich die Besonnung des Gewässers, insbesondere im Bereich der flach überspülten Feinsedimente im Uferbereich. Mit steigenden Anteilen von Ufergehölzen an der Länge der Gewässerabschnitte sowie an der Fläche von je 20 m breiten Uferstreifen sinken die beobachteten Individuenzahlen ab, ebenso mit steigenden Waldanteilen auf den Uferstreifen. Bei wachsender Überschattung der Bäche durch Gehölze verschlechtern sich demnach die Bedingungen für *Cordulegaster boltoni*:

- Anteil gemähter oder beweideter Bereiche an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (0,5)
- Längenanteil von stark durch Ufergehölze (ohne Wald) beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (-0,6)
- Flächenanteil von dicht bestockten Ufergehölzstreifen (ohne Wald) an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (-0,6)
- Flächenanteil von Wald an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (-0,4)

Gestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster bidentata*)

Die Art besiedelt Quellen (Krenal), quellnahe Bachbereiche des Epirithral sowie Quellsümpfe und wird sowohl aus beschatteten Wald- wie auch aus sonnenbeschienenen Quellbächen beschrieben (SCHORR 1990). Die Eiablage erfolgt in nur wenige mm überflossene, sandig-schlammige Substrate. Die Larven leben eingegraben im Sediment und machen eine mehrjährige Entwicklung (bis 5 Jahre) durch (SCHORR 1990). Die Fundorte der Art sind häufig sehr dispers verteilt und umfassen nur kleine Flächen (SCHORR 1990). Die Larvallebensräume der beiden *Cordulegaster*-Arten sind im Gegensatz zu früheren Annahmen nicht strikt getrennt (SCHORR 1990).

Cordulegaster bidentata wurde im Untersuchungsgebiet an 6 der unterschiedenen 89 Gewässerabschnitte angetroffen. An zwei Abschnitten wurde sie dabei nur in einem Jahr, an drei Abschnitten in zwei Jahren und an einem Abschnitt in allen drei Untersuchungsjahren nachgewiesen. Anders als bei *Cordulegaster boltoni* können Erklärungen für die diskontinuierlichen Nachweise hier kaum in der dynamischen Entwicklung der Habitate und ihrer wechselnden Eignung gesucht werden, da sich die Abschnitte im Untersuchungszeitraum zumindest nicht offensichtlich verändert haben. Möglicherweise ist der Nachweis dieser im Vergleich selteneren Art mit niedrigeren Flugstärken schwieriger, d.h. sie wurde eventuell in einigen Jahren an einigen Stellen übersehen. Eine andere Erklärung könnte die mehrjährige Larvalentwicklung sein, die auch aufgrund der niedrigen Flugstärken vielleicht zu einem relativ synchronen Schlupf der Imagines führt, so daß in einem Jahr viele, in anderen aber unter Umständen wenige oder keine Individuen angetroffen werden. Die mittlere Anzahl der beobachteten Imagines in den Abschnitten und Jahren war an den Fließgewässerteilen mit Nachweisen in nur einem Untersuchungsjahr dreimal höher (1,0 Individuen/100 m) als an den Abschnitten mit Nachweisen in zwei Jahren (0,3) und zehnmal höher als in dem Abschnitt mit Nachweisen in allen drei Jahren (0,1). Möglicherweise schlüpfen und fliegen die Imagines dieser Art an den Abschnitten mit nur einem Nachweisjahr wirklich besonders synchron. Für nur in einem Jahr durchgeführte Untersuchungen führen die sporadischen Beobachtungen der Art dann systematisch zu einem relativ hohem Anteil übersehener Vorkommen. An 30 von 89 Gewässerabschnitten wurde im Untersuchungsgebiet mindestens eine der beiden *Cordulegaster*-Arten nachgewiesen. Dabei kam *Cordulegaster boltoni* alleine an 24 Abschnitten vor, an zwei Bachabschnitten fanden sich beide Arten und an vier Gewässerteilen wurde nur *Cordulegaster bidentata* angetroffen. *Cordulegaster bidentata* ist auch im Untersuchungsgebiet auf die Quellen und quellnahen Bachoberläufe angewiesen und nutzt diese im Waldbereich auch

exklusiv. In unmittelbar direkt an den Wald angrenzenden Bachabschnitten im Grünland können sich Beobachtungen adulter Tiere der beiden Arten stellenweise überschneiden. Weiter unterhalb und mit zunehmender sommerlicher Erwärmung des Gewässers wurde ausschließlich *Cordulegaster boltoni* angetroffen. Die Jahresspannweite monatlicher Temperaturmessungen 1989/90 lag für drei exklusive *Cordulegaster bidentata* Gewässerabschnitte im Mittel bei 12,2° C, für 5 ausschließliche Vorkommen von *Cordulegaster boltoni* bei durchschnittlich 16,9° C. Die mittleren Jahresmittelwerte für den Sauerstoffgehalt unterscheiden sich zwischen den Bachabschnitten mit *Cordulegaster boltoni* oder *Cordulegaster bidentata* mit 9,4 und 9,2 mg/l kaum, die mittleren Minima der Sauerstoffgehalte gar nicht (7,3 mg/l). Als möglicher Einfluß der gemäßigteren Spannbreiten von Temperaturwerten in quellnahen oder stark grundwasserbeeinflussten Abflüssen wird die Frostfreiheit dieser Lebensräume diskutiert (SCHORR 1990). Die Jahresminima der monatlich gemessenen Temperaturen waren an Abschnitten mit ausschließlichem *Cordulegaster bidentata*-Vorkommen durchschnittlich etwa 0,5 °C wärmer als an den Abschnitten mit exklusivem Vorkommen von *Cordulegaster boltoni*. Aufgrund der räumlichen Anordnung der Habitate der beiden Arten bestehen auch Unterschiede in der Gewässerchemie der Fundorte. Die quellnäher am Oberlauf und in bewaldeten Landschaftsteilen gelegenen Abschnitte mit *Cordulegaster bidentata* sind weniger organisch belastet als die weiter abwärts im Landwirtschafts- und Siedlungsbereich liegenden Gewässerteile mit *Cordulegaster boltoni*. So betragen die dort gemessenen maximalen Ammoniumwerte das Vierfache, die Nitritwerte sogar das Siebenfache der an den Fundorten von *Cordulegaster bidentata* gemessenen Werte. Die elektrolytische Leitfähigkeit, die Gesamt- und Carbonathärte sowie der Orthophosphatgehalt sind an den Gewässern mit *Cordulegaster boltoni* ebenfalls höher. Dieses dürfte aber eher Folge als Ursache der Verteilung der beiden Arten sein, da wald- bzw. quellfern gelegene Gewässer von *Cordulegaster bidentata* auch nicht besiedelt werden, wenn sie nicht oder nur gering verschmutzt sind.

Hinsichtlich der Nutzung von jeweils 20 m breiten Uferstreifen war *Cordulegaster bidentata* in zwei der drei unterschiedenen Gewässerklassen vertreten ("Wald", "Grünland") und fehlte in der Klasse "Ufergehölz" (Anhang 27). Sie ist die einzige Art, bei der die registrierte Individuenzahl je Längeneinheit ihren maximalen Wert nicht in der Klasse "Grünland" erreicht. Bei dieser Art fällt das Maximum in der Klasse "Wald" (Anhang 27).

Betrachtet man die Korrelationen zwischen den beobachteten Individuenzahlen je 100 m Lauflänge und Merkmalen der Gewässerabschnitte so zeigen sich für alle untersuchten Abschnitte (n=89) Zusammenhänge im Hinblick auf die Lage der besiedelten Gewässer. Sowohl geologischer Untergrund als auch Waldanteil verweisen auf Abschnitte im Oberlauf der Gewässer, da diese vor allem im Gneis des Grundgebirges liegen und hohe Waldanteile aufweisen. Gewässerabwärts nimmt sowohl der Anteil holozäner Sedimente zu als auch die Bewaldung im Umfeld des Gewässers ab:

- Längenanteil von Gneis als geologischer Untergrund der Gewässerabschnitte (0,4)
- Längenanteil von jungen Anschwemmungen, Löß-Aulehm und Auteton als geologischer Untergrund der Gewässerabschnitte (-0,4)
- Längenanteil von stark durch Wald beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (0,4)

In Bezug auf den Anteil älterer Waldbestände an der Uferlänge ist der statistische Zusammenhang geringfügig straffer als für jüngere Waldbestände.

- Flächenanteil von jüngeren Wäldern an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (0,4)

- Flächenanteil von älteren Wäldern an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (0,5)

Werden nur die von der Art besiedelten Abschnitte (n=6) in die Betrachtung einbezogen, so wurden an denjenigen Abschnitten mehr Individuen beobachtet, die sich durch höhere Anteile an Feinsediment auszeichnen. Dies zeigt sich sowohl direkt durch die Beziehungen zu den Anteilen bestimmter Substrate an der Sohlenstruktur als auch indirekt durch die Korrelation zum Gefälle der Gewässer, da sich bei niedrigerem Gefällen vermehrt Feinsediment ablagern kann. Mit zunehmendem Gefälle wurden entsprechend weniger Individuen dieser Art je Längeneinheit beobachtet:

- Längenanteil kiesig bis sandiger Bereiche an der Gewässersohle (0,8)
- Längenanteil steinig bis kiesiger Bereiche an der Gewässersohle (-0,8)
- Mittleres Gefälle der Gewässerabschnitte (-0,5)

Hieraus wird die Präferenz von *Cordulegaster bidentata* für Feinsedimentbereiche ersichtlich, in die die Eiablage erfolgt und in denen die Larven eingegraben ihre Entwicklung vollziehen. Dabei werden schwach überströmte Sedimentbänke bevorzugt. Dieses zeigt sich auch an der statistischen Beziehung zur Gewässertiefe. Mit zunehmender Gewässertiefe nimmt die Anzahl beobachteter Individuen je Längeneinheit ab:

- Gewässertiefe der Gewässerabschnitte bei Niedrigwasser (-0,5)

Trotz der Bevorzugung bewaldeter, quellnaher Oberläufe zeigt sich hinsichtlich der beobachteten Individuen je Längeneinheit für die besiedelten Abschnitte, daß durch Mahd oder Beweidung sonnigere Gewässer stärker befliegen werden als vollständig überschattete Bereiche.

- Längenanteil von stark besonnten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (0,8)
- Längenanteil von mäßig durch krautige Vegetation beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (0,8)
- Längenanteil gemähter oder beweideter Bereiche an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (0,8)
- Flächenanteil von Grünland und Röhrichten (0,8), intensiv genutztem Grünland (0,8), Feuchtgrünland (0,7), Bachröhrichten (0,8) an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte
- Längenanteil von stark durch Wald beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (-0,8)
- Flächenanteil von Wäldern und Gehölzen an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (-0,6)

Blaugeflügelte Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*)

SCHORR (1990) gibt als Lebensraum das Metarhithral bis Epipotamal an und bezeichnet die Art als typisch für kühle, sauerstoffreiche, recht schmale Wald- und Wiesenbäche mit lichtem Ufergehölz. Die Imagines finden sich häufig konzentriert an gut besonnten Bachabschnitten, da hier sowohl die Sitzwarten für die Männchen (überhängende Vegetation) als auch die Ufer- und Wasserpflanzen als Eiablageplätze der Weibchen besser entwickelt sind, als an von Gehölzen gesäumten Partien (SCHORR 1990). Die Larven leben in ausgespülten Wurzeln von Bäumen, Sträuchern und Gräsern sowie an Wasserpflanzen und meiden den Gewässerboden (SCHORR 1990). Eine Gefährdung der Lebensräume geht unter anderem von der Aufgabe der Mahd entlang der Gewässer und der nachfolgenden Sukzession zu Gebüschern sowie von Aufwaldungen und Aufforstungen aus (SCHORR 1990).

Die Art tritt häufig an den gleichen Fließgewässern wie *Calopteryx splendens* auf, soll aber die oberen Gewässerabschnitte stärker besiedeln (SCHORR 1990), weil ihre Larven im Wasser gelösten Sauerstoff schlechter verwerten können und somit an kühlere und damit sauerstoffreichere Abschnitte gebunden sind. *Calopteryx virgo* hat ihren Optimalbereich bei sommerlichen Wassertemperaturen von 13 - 18° C, *Calopteryx splendens* bei 18 - 24° C (SCHORR 1990). Im Untersuchungsgebiet liegt die höchste gemessene Wassertemperatur aber bei 18,5° C,

so daß die oben genannten Temperaturwerte hier kaum für eine unterschiedliche Besiedlung der Gewässer durch die beiden Arten ausschlaggebend sein können. Beide Arten besiedeln auch hinsichtlich der Strömungsgeschwindigkeit ähnliche Gewässer von minimal 2 - 6 cm bis maximal ca. 70 cm je Sekunde (SCHORR 1990).

Im Untersuchungsgebiet kommt eine der beiden Arten an 35 der 89 unterschiedenen Gewässerabschnitte vor. Dabei werden 17 Abschnitte von beiden Arten, 12 nur von *Calopteryx splendens* und 6 nur von *Calopteryx virgo* besiedelt. Im Gegensatz zu der oben aufgestellten Hypothese liegen die nur von *Calopteryx splendens* besiedelten Abschnitte hier über denen mit ausschließlichem Vorkommen von *Calopteryx virgo*. *Calopteryx splendens* besiedelt exklusiv einige kleinere Seitenarme, die als sehr schmale, teils grabenartig eingetieft, stark besonnte Wiesenbäche ohne Gehölzbewuchs ausgebildet sind und vergleichsweise niedrige Gewässertiefen und Abflusmengen aufweisen. Die exklusiv von *Calopteryx splendens* besiedelten Bereiche weisen aus diesem Grund mit ca. 8 % auch einen höheren Anteil feinkörnigerer, sandig-schlammiger Bereiche an der Gewässersohle auf, die den von beiden Arten bzw. von *Calopteryx virgo* besiedelten Abschnitten fehlen.

Die ausschließlichen Vorkommen von *Calopteryx virgo* liegen dagegen im unteren Bereich der Hauptarme von Schob- und Taubenbach und zeichnen sich überwiegend durch breite, tiefe Gewässer, höhere Wasserführung sowie fast vollständig geschlossene Ufergehölzstreifen aus. Dies zeigt sich auch darin, daß die Uferbereiche weder gemäht noch beweidet werden. Bei den von beiden Prachtlibellen-Arten besiedelten Abschnitten steigt der Anteil gemähter oder beweideter Flächen schon auf durchschnittlich 54 % der Uferlänge, bei den nur von *Calopteryx splendens* besiedelten Gewässerabschnitten auf 68 %. Die von beiden Arten genutzten Bereiche unterscheiden sich auch hinsichtlich der Intensität der Grünlandnutzung von den ausschließlich von *Calopteryx splendens* beflogenen Bereichen. Der Anteil zweimal je Jahr gemähter Ufer ist bei den letztgenannten Fließgewässerabschnitten doppelt so hoch, der Anteil beweideter Ufer sogar um das Vierfache erhöht. Betrachtet man die Nutzung je 20 m breiter Uferstreifen der untersuchten Fließgewässerabschnitte für drei nach der Nutzung durch die beiden *Calopteryx*-Arten unterschiedenen Klassen - *Calopteryx virgo* exklusiv, beide Arten, *Calopteryx splendens* exklusiv - so sinken in dieser Reihenfolge die Anteil dicht gehölzbestandener Flächen ohne Wälder von 32 % über 20 % auf 13 %. Da im Untersuchungsgebiet die Gewässer im Siedlungs- und ackerbaulich genutzten Bereich fast alle durch Ufergehölzstreifen begleitet werden, fallen auch die Anteile von Siedlung und Verkehr (27 %, 13 %, 7 %) sowie von Acker- und Gartenbau (25 %, 11 %, 5 %) in der oben genannten Reihenfolge. Demgegenüber erhöht sich der Anteil an Grünland- und Röhrichten auf den Uferstreifen von 13 % über 50 % bis auf 68 %. Mit zunehmender Präsenz von *Calopteryx splendens* nimmt demnach der Gehölzcharakter der Fließgewässerabschnitte ab, der Grünlandcharakter zu. Entsprechend der Ufernutzung erhöht sich der Anteil stark besonnener bis nur mäßig beschatteter Gewässerteile für die drei unterschiedenen Klassen von 4 % über 46 % auf 63 %, während der Anteil stark durch Ufergehölze beschatteter Bereiche von 96 % über 54 % auf 36 % sinkt. Parallel dazu nimmt auch die durchschnittliche Kronenbreite der Ufergehölzstreifen von 10 m über 9 m auf 4 m ab.

Für die Verteilung der Arten auf die Fließgewässer des Untersuchungsgebietes sind aber nicht - wie wegen der Unterschiede in der Ufernutzung und der Besonnung unter Umständen zu vermuten - Unterschiede in den Gewässertemperaturen ausschlaggebend. Die sommerlichen Wassertemperaturen (Juli) an den FG- oder M-Probestellen aus den Abschnitten mit Vorkommen

jeweils einer dieser Arten waren relativ einheitlich (FG: *Calopteryx virgo* 18,0 bis 18,5°, *Calopteryx splendens* 18,0 °C, M: *Calopteryx virgo* 15,0 bis 15,3°C, *Calopteryx. splendens* 14,0 bis 15,7 ° C).

Dagegen unterschieden sich die Mittelwerte der minimalen Sauerstoffsättigungen an den exklusiven Vorkommen der beiden Arten um 15 %, er beträgt für *Calopteryx splendens*-Abschnitte 67 %, für *Calopteryx virgo*-Abschnitte 82 %. An den *Calopteryx splendens*-Abschnitten ist der Abfluß, die Fließgeschwindigkeit und damit wahrscheinlich auch die Turbulenz und die Sauerstoffanreicherung des Gewässers niedriger. Gleichzeitig weisen die Ammonium- und Nitritwerte sowie der Biochemische Sauerstoffbedarf in 5 Tagen auf eine höhere organische Belastung und damit auch auf eine stärkere Sauerstoffzehrung im Gewässer hin.

Diese Unterschiede zeigen sich auch direkt bei einer Betrachtung der Gewässergüteklassen der untersuchten Abschnitte. Exklusiv von *Calopteryx virgo* besiedelte Abschnitte weisen in keinem Fall die Gewässergüteklasse II-III auf, alle Fundorte liegen im Bereich der Gewässergüteklassen I bis II. Bei den Abschnitten mit gemeinsamen Vorkommen der beiden Arten liegt der Anteil von Fundorten mit Gewässergüteklasse II-III jedoch bei 29 %, bei den exklusiven Fundorten von *Calopteryx splendens* bei 25 %.

Lokale von den Wassertemperaturen unabhängige Effekte auf die Sauerstoffbilanz des Gewässers können eine unterstellte Habitatwahl von Arten (z.B. Zuordnung zu Bachober- und unterlauf) also umkehren. Dieses zeigt beispielhaft, daß Literaturangaben zu Habitatpräferenzen nur schwierig auf örtliche Verhältnisse übertragbar sein können.

Die in den drei Untersuchungsjahren beobachtete maximale Anzahl an Individuen von *Calopteryx virgo* je Längeneinheit ist bei Einbeziehung aller untersuchten Abschnitte (n=89) negativ korreliert mit der Höhenlage und dem Gefälle der Fließgewässerabschnitte:

- Mittlere Höhenlage der Gewässerabschnitte (-0,4)
- Mittleres Gefälle der Gewässerabschnitte (-0,5)

Tieferegelegene Abschnitte mit geringerem Gefälle werden demnach stärker befliegen als höhergelegene. Dieses zeigt sich auch in der Zunahme der Individuenzahl je Längeneinheit mit wachsenden Distanzen der Abschnitte zu ihren Quellen, zu steigenden Tiefen und Breiten der Gewässer sowie zum Anteil geologischer Substrate, die sich vor allem in den tieferen Lagen des Untersuchungsgebietes finden:

- Distanz zwischen dem Ende der untersuchten Gewässerabschnitte und ihrer entferntesten Quelle (0,4)
- Gewässerbreite (0,6) und -tiefe (0,6) der untersuchten Gewässerabschnitte bei Niedrigwasser (0,6)
- Längenanteil von Löß-Auelehme über Aueton und von Aueton als geologischer Untergrund der Gewässerabschnitte (0,6)

Abschnitte mit höheren Anteilen von stark beschattenden Ufergehölzen wurden stärker befliegen als offenere Gewässer. Die entsprechenden Korrelationskoeffizienten sind aber nur relativ niedrig:

- Flächenanteil von dicht bestockten Ufergehölzstreifen (ohne Wälder) an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (0,4)
- Längenanteil von durch Ufergehölzen (ohne Wälder) stark beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (0,4)
- Kronenbreite der Ufergehölzstreifen an den Gewässerabschnitten (0,4)

Auch innerhalb der von *Calopteryx virgo* besiedelten Abschnitte (n=23) bleiben die Korrelationen zur Höhenlage und Gewässertiefe in ähnlicher Form wie oben bestehen, ebenso diejenigen zu den geologischen Substraten der niedrigen Lagen:

- Mittlere Höhenlage der Gewässerabschnitte (-0,5)
- Gewässertiefe der Gewässerabschnitte bei Niedrigwasser (0,5)
- Längenanteil von jungen Anschwemmungen (0,6), Löß-Auelehme über Aueton und Aueton (0,6) als geologischer

Untergrund der Gewässerabschnitte (0,6)

Dagegen treten bei ausschließlicher Betrachtung der besiedelten Abschnitte keine statistisch signifikanten Zusammenhänge zwischen der Ausprägung der Ufergehölze und der Flugstärke der Art auf.

Bei den insgesamt 23 von 89 Fließgewässerabschnitten mit Nachweisen von *Calopteryx virgo* fanden Nachweise der Art in nur einem Untersuchungsjahr in 35 %, in zwei Jahren in 17 % und in allen drei Jahren in 48 % der Fälle statt. Von den häufigeren Libellenarten der Fließgewässer ist *Calopteryx virgo* diejenige, die in zeitlicher Hinsicht am stetigsten nachgewiesen werden konnte. Auf den Untersuchungsflächen mit Nachweisen in allen drei Jahren war die mittlere Individuenzahl je Längeneinheit nach Abschnitten und Jahren fünfmal höher (3,7 Individuen/100 m) als an den Abschnitten mit Präsenz der Art in zwei Jahren (0,7) und sechsmal höher als an den Gewässerteilen mit nur einem Nachweisjahr (0,6). *Calopteryx virgo* war an diesen Abschnitten also nicht nur besonders regelmäßig vertreten, sondern auch besonders häufig. Zwischen beiden Aspekten bestehen Verknüpfungen, weil davon auszugehen ist, daß mit steigender Flugstärke der Art am Gewässer auch die Wahrscheinlichkeit für Nachweise bei Kartierungen wächst.

Gebänderte Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*)

Die Art besiedelt das Hyporhithral bis Epipotamal und findet sich im Rhithralbereich bevorzugt an Wiesenbächen mit reichlichem Lichtzutritt (SCHORR 1990). Hinsichtlich der Sitzwarten für die Revierbildung, der Eiablage und den Aufenthaltsorten der Larven gelten die Ausführungen zu *Calopteryx virgo*. Die Imagines bewegen sich in der Regel nicht mehr als 10 bis 200 m vom Schlupfort weg (SCHORR 1990). Die Verbreitung von *Calopteryx splendens* an den Fließgewässern des Untersuchungsgebietes wurde im Vergleich mit *Calopteryx virgo* im Rahmen der Ausführungen zu der letztgenannten Art dargestellt.

Calopteryx splendens wurde an insgesamt 29 von 89 unterschiedenen Fließgewässerabschnitten nachgewiesen. In 52 % der Fälle wurde die Art am jeweiligen Gewässerabschnitt nur in einem Jahr, in 10 % in zwei und in 38 % in allen drei Untersuchungsjahren belegt. Der Anteil der Abschnitte mit Nachweisen in nur einem Untersuchungsjahr ist um 20 % höher als bei *Calopteryx virgo*. Ähnliche Unterschiede bestehen auch zwischen *Cordulegaster boltoni* und *Cordulegaster bidentata*. In beiden Fällen ist der Anteil von Fundorten mit sporadischen Nachweisen bei der Art mit Verbreitungsschwerpunkt in offeneren, durch randliche Mahd und Beweidung bzw. Gewässerräumung und darauf aufbauenden Sukzessionen geprägten Gewässerabschnitten höher als bei der Art der gleichen Gattung, die in dieser Hinsicht weniger rasch veränderliche Habitate besiedelt. Die Unterschiede in der mittleren Flugstärke zwischen den Abschnitten mit nur einem, zwei oder drei Nachweisjahren sind bei *Calopteryx splendens* mit 1,1, 1,2 und 2,5 Individuen/100 m weniger ausgeprägt als bei *Calopteryx virgo*. Abschnitte mit Nachweisen in allen drei Jahren wiesen nur ca. die doppelte Flugstärke gegenüber solchen auf mit nur einem oder zwei Nachweisjahren. Auch dieses könnte ein Hinweis dafür sein, daß neu entstehende Habitate von *Calopteryx splendens* rasch kolonisiert werden können.

Die Korrelationskoeffizienten zwischen den beobachteten Individuenzahlen je Längeneinheit von *Calopteryx splendens* und Parametern der Gewässerabschnitte (n=89) weisen zunächst darauf hin, daß die Flugstärke der Art bachabwärts zunimmt. Hierauf deuten steigende Flugstärken mit zunehmender Distanz zur Quelle, mit zunehmenden Gewässerbreiten und -tiefen sowie mit steigenden Anteilen geologischer Substrate der Tieflagen hin:

- Distanz zwischen dem Ende der untersuchten Gewässerabschnitte und ihrer entferntesten Quelle (0,4)
- Gewässerbreite (0,4) und -tiefe (0,5) der untersuchten Gewässerabschnitte bei Niedrigwasser (0,4)
- Längenanteil von Löß-Auelehm über Aueton und von Aueton als geologischer Untergrund der Gewässerabschnitte (0,4)

Weitere, ebenfalls aber relativ schwache Korrelationskoeffizienten weisen auf eine Zunahme der Flugstärke mit zunehmenden Anteilen von Bachröhrichten und Hochstaudenfluren entlang der Ufer hin. Dieses kann einerseits als Hinweis auf eine stärkere Besonnung der Gewässer verstanden werden, andererseits aber auch auf eine randliche Nutzung, die zwar durch Mahd und Beweidung den Gehölzbewuchs fernhält, dabei aber nicht zu häufig bzw. nicht zu nah bis unmittelbar an die Wasserlinie geführt wird:

- Flächenanteil von Bachröhrichten und nassen Hochstaudenfluren an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (0,4)

Die beiden folgenden Zusammenhänge weisen direkt auf die Bedeutung von Besonnung bzw. Beschattung im Hinblick auf die Flugstärken von *Calopteryx splendens* hin:

- Längenanteil von stark besonnten bis mäßig beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (0,5)
- Längenanteil von stark beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (-0,5)

Bezieht man in die Berechnung der Korrelationskoeffizienten nur die von *Calopteryx splendens* besiedelten Gewässerabschnitte ein (n=29) ergeben sich keine neuen Zusammenhänge.

Gemeine Federlibelle (*Platycnemis pennipes*)

Die Art besiedelt Stillgewässer mit schmalen Verlandungsgürtel sowie gut besonnte, langsam fließende und pflanzenreiche Gewässer, die Eiablage erfolgt in Schwimm- und Röhrichtpflanzen, die Larven halten sich meist unter Wasserpflanzen am Ufer auf (SCHORR 1990). Die Vorkommen in der Bundesrepublik sind auf wärmere Lagen in Höhen unter 400 m ü. NN und neutrale bis leicht basische Gewässer beschränkt (SCHORR 1990). Im Untersuchungsgebiet wurden die Art an 4 Bachabschnitten mit starker Wasserführung und hohen Fließgeschwindigkeiten angetroffen, die im großflächigen Grünland von relativ geschlossenen, aber schmalen, nur stellenweise lückigen Ufergehölzstreifen gesäumt sind. 8 der insgesamt 12 besiedelten Abschnitte entsprechen dem in der Literatur genannten Schema in größerem Maße: Stark besonnte, z.T. nur schwach abfließende Wiesenbäche mit fehlenden oder vereinzelt Ufergehölzen.

Bei den 12 Fließgewässerabschnitten mit Nachweisen von *Platycnemis pennipes* wurde die Art in 75 % der Fälle in nur einem und an 25 % der Gewässer in zwei Untersuchungsjahren nachgewiesen. Für fehlende Nachweise von *Platycnemis pennipes* im ersten Untersuchungsjahr 1989 gibt es keine plausible Erklärung, zumal die Art eine einjährige Larvalentwicklungszeit und eine ausgedehnte Flugperiode von Mai bis September aufweist. Die durchschnittliche Flugstärke der Art nach Abschnitten und Jahren war an den Abschnitten mit Nachweisen aus zwei Untersuchungsjahren mehr als doppelt so hoch (1,7 Individuen/100 m) als an den Fließgewässerteilen mit nur einem Nachweisjahr (0,8).

Unter Einbeziehung aller untersuchten Abschnitte (n=89) zeigen die Korrelationsberechnungen, daß die Flugstärke der Art im Untersuchungsgebiet mit zunehmender Entfernung von der Quelle, niedrigerer Höhenlage und geringerem Gefälle sowie höheren Längenanteilen geologischer Substrate der niedrigeren Lagen zunimmt:

- Distanz zwischen dem Ende der untersuchten Gewässerabschnitte und ihrer entferntesten Quelle (0,4)
- Mittlere Höhenlage der Gewässerabschnitte (-0,4)
- Mittleres Gefälle der Gewässerabschnitte (-0,4)
- Längenanteil von Löß-Auelehm über Aueton und von Aueton als geologischer Untergrund der Gewässerabschnitte

(0,5)

Entsprechend der oben beschriebenen Präferenz der Art für Wiesenbäche nimmt die Anzahl der beobachteten Individuen auch mit dem Flächenanteil von Röhrichten auf den Ufern der Fließgewässer zu:

- Flächenanteil von Bachröhrichten und nassen Hochstaudenfluren an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (0,4)

Betrachtet man die statistischen Zusammenhänge zwischen den registrierten Flugstärken und Parametern der Gewässerabschnitte nur für die Abschnitte mit Nachweisen von *Platycnemis pennipes* (n=12), so werden die statistischen Beziehungen zu Parametern der räumlichen Lage der Untersuchungsflächen straffer. Die Flugstärke der Art nimmt zu mit wachsender Entfernung von der Quelle, niedrigerer Höhenlage, schwächeren Gefällen und damit einhergehend größeren Anteilen von Feinsedimenten an der Gewässersohle. Zu geologischen Substraten der höheren Lagen besteht eine negative, zu solchen der Tieflagen eine positive statistische Beziehung:

- Distanz zwischen dem Ende der untersuchten Gewässerabschnitte und ihrer entferntesten Quelle (0,8)
- Mittlere Höhenlage der Gewässerabschnitte (-0,9)
- Mittleres Gefälle der Gewässerabschnitte (-0,8)
- Längenanteil sandig-schlammiger und schlammiger Bereiche an der Gewässersohle (0,5)
- Längenanteil von Gneis (-0,5) und von jungen Anschwemmungen (-0,7) als geologischer Untergrund der Gewässerabschnitte
- Längenanteil von Löß-Auelehm über Aueton als geologischer Untergrund der Gewässerabschnitte (0,9)

Anders als die in der Literatur beschriebenen Präferenzen der Art möglicherweise vermuten lassen, sinken die beobachteten Flugstärken mit einer Zunahme von intensiver Grünlandnutzung auf den Uferstreifen sowie mit zunehmender Besonnung des Gewässers. Zum Flächenanteil von Wäldern und jungen Gehölzstreifen auf den Ufern besteht ebenfalls ein negativer Zusammenhang:

- Anteil zweimal jährlich gemähter Bereiche an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (-0,5)
- Anteil beweideter Bereiche an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (-0,5)
- Längenanteil von stark besonnten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (-0,6)
- Flächenanteil von Wald an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (-0,5)
- Flächenanteil jüngerer laubbaumreicher Ufergehölzstreifen (ohne Wald) an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (-0,6)

Demgegenüber steigt die Anzahl beobachteter Individuen je 100 m Gewässerlänge mit zunehmendem Anteil älterer Gehölzstreifen auf den Ufern. Im Unterschied zu jüngeren Gehölzstreifen und Wäldern sind diese häufiger weniger dicht geschlossen und lassen örtlich und zeitlich auch die Entwicklung von Röhrichten und Hochstaudenfluren sowie eine Besonnung des Gewässers und seiner Ufer zu:

- Flächenanteil älterer laubbaumreicher Ufergehölzstreifen (ohne Wald) an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (0,6)

Kleiner Blaupfeil (*Orthetrum coerulescens*)

SCHORR (1990) gibt für die Art Quellabflüsse und Quellmoore, schmale, langsam fließende Wiesenbäche sowie Hochmoorschlenken und Heidemoore mit Fließwassereinfluß an. Wichtig ist in jedem dieser Bereiche eine gantztägige Besonnung der Gewässer und das Vorhandensein kleiner, flacher Wasserbereiche, die vegetationlos oder nur niedrig bzw. lückig bewachsen sind und sich schnell erwärmen können (SCHORR 1990).

An den Gewässer des Untersuchungsgebietes trat die Art einzeln oder in wenigen Individuen an insgesamt sechs, zum Teil weit auseinanderliegenden Bachabschnitten auf, von denen fünf gantztägig besonnte Wiesenbäche mit schwachem Abfluß und fehlenden oder vereinzelt

Ufergehölzen sind. Am sechsten Fundort wurde die Art ebenfalls in einem Wiesenbach angetroffen, dort aber in einer der Lücken des sonst relativ dichten Ufergehölzstreifens. Dieser Abschnitt weicht aufgrund seiner relativ starken Wasserführung und hohen Fließgeschwindigkeiten auch sonst von dem oben genannten Schema ab. *Orthetrum coerulescens* war die einzige der hier näher behandelten Libellenarten, deren Nachweis an allen Fundorten nur in jeweils einem von insgesamt drei Untersuchungs Jahren erfolgte. Sie war in zeitlicher Hinsicht ihres Auftretens die sporadischste Libellenart.

Zwischen den beobachteten Flugstärken und Parametern der Gewässer fanden sich bei Einbeziehung aller Untersuchungsflächen (n=89) keine strafferen statistischen Zusammenhänge. Für die von der Art besiedelten Abschnitte (n=6) zeigen sich zunehmende Flugstärken in flacheren, schwächer strömenden Gewässern sowie bei steigenden Anteilen von feineren Sedimenten an der Gewässersohle:

- Länge der Gewässerabschnitte (-0,9)
- Gewässertiefe bei Niedrigwasser (-0,7)
- Fließgeschwindigkeit bei Niedrigwasser (-0,5)
- Längenanteil kiesig bis sandiger Bereiche an der Gewässersohle (-0,8)
- Längenanteil sandig-schlammiger Bereiche an der Gewässersohle (0,7)

Hinsichtlich der Nutzung der Ufer wurden steigende Flugstärken mit wachsenden Offenlandanteilen auf den Uferstreifen sowie steigenden Anteilen einmal jährlich gemähter Bereiche an der Uferlänge registriert. Eine nicht zu häufige, aber auch nicht länger aussetzende Mahd führt an diesen schmalen Gewässern zu einer mäßigen Beschattung, da sie weder vollständig überwachsen, noch zwei- oder mehrmals jährlich bis zur Wasserlinie freigeschnitten werden:

- Flächenanteil von Offenland an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (0,7)
- Anteil einmal jährlich gemähter Bereiche an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (0,5)
- Längenanteil von mäßig durch krautige Vegetation beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (0,4)

Niedrigere Flugstärken fanden sich demgegenüber mit zunehmenden Anteilen von intensiv genutztem Grünland und von mehr als einmal im Jahr gemähten Uferpartien, was zu einer starken Besonnung der freigestellten Gewässer führt:

- Flächenanteil von intensiv genutztem Grünland an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (-0,5)
- Anteil zweimal jährlich gemähter Bereiche an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (-0,7)
- Längenanteil von stark besonnten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (-0,6)

Aber auch in Richtung einer zunehmenden Beschattung durch Gehölze wiesen die von *Orthetrum coerulescens* befliegenen Gewässerteile abnehmende Flugstärken der Art auf, wie die nachfolgenden Korrelationskoeffizienten zeigen:

- Flächenanteil dicht bestockten Ufergehölzstreifen (ohne Wald) an je 20 m breiten Uferstreifen der Gewässerabschnitte (-0,7)
- Längenanteil von stark durch Ufergehölzstreifen (ohne Wald) beschatteten Bereichen an der Uferlänge der Gewässerabschnitte (-0,6)
- Kronenbreite der Ufergehölzstreifen an den Gewässerabschnitten (-0,7)

Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*)

Coenagrion mercuriale ist eine westmediterran verbreitete Art, die ihre nördliche Verbreitungsgrenze in Mitteleuropa erreicht und in der Bundesrepublik Deutschland nur wenige Fundorte aufweist (SCHORR 1990). Im Oberrheintal und in der Bodenseeregion liegt der bundesdeutsche Verbreitungsschwerpunkt der Art (SCHORR 1990). Sie besiedelt in der Oberrheinebene langsam fließende, schmale Wiesenbäche mit Quell- oder Grundwassereinfluß,

üppiger Ufervegetation und schwacher Strömung (SCHORR 1990). Drainagegewässer können in ihrem Temperaturhaushalt ähnlich einzustufen sein wie Quellgewässer (SCHORR 1990). Für die Vorkommen sollen möglicherweise Temperatursummen und die Frostfreiheit der Larvallebensräume von Bedeutung sein (SCHORR 1990).

Im Untersuchungsgebiet besiedelt *Coenagrion mercuriale* einen besonnten, gehölzfreien Wiesenbachtteil (L52 bis L55). Dieser umfaßt das untere Drittel des mit 3 km längsten Wiesenbaches im Untersuchungsgebiet. An einem Abschnitt (L52) erfolgte der Nachweis von *Coenagrion mercuriale* in zwei, an den beiden anderen Abschnitten (L54, L55) in allen drei Untersuchungsjahren. Die mittlere Flugstärke nach Abschnitten und Jahren war an den in allen drei Jahren besiedelten Abschnitten fast neunmal höher (2,6 Individuen/100 m) als an dem Abschnitt mit nur zwei Nachweisjahren (0,3). Am zwischenliegenden, kurzen Abschnitt L53 konnte die Art nicht nachgewiesen werden. In den oberhalb von L52 gelegenen Abschnitten wurde das Gewässer kurz vor dem Untersuchungszeitraum geräumt und ein Regelprofil hergestellt. Hier wurde die Art ebenfalls nicht angetroffen. Die unterhalb von L55 gelegenen Gewässerteile sind mit Ufergehölzstreifen bestockt und sind aufgrund der starken Überschattung des Baches als Lebensraum für *Coenagrion mercuriale* nicht geeignet. Aus entlang des Gewässers gelegenen Wiesen münden oberhalb und im Bereich der Vorkommen von *Coenagrion mercuriale* Entwässerungseinrichtungen in den Bach ein, ebenso auch drei größtenteils verrohrte Seitenbäche. Möglicherweise besteht dadurch ein quell- oder grundwasserähnlicher Effekt auf das Gewässer. Der nur selten mit einem Gebüsch oder einer kleinen Baumgruppe bestandene Wiesenbach unterliegt einer ungehinderten Sonneneinstrahlung, die aufgrund des Nord-Süd-Verlaufes (L54, L55) und der oft nah bis an die Böschungskante reichenden Mahd auch den Wasserkörper erreicht. Im Vergleich von 24 Fließgewässern (FG-Probestellen) des Untersuchungsgebietes gehört der von *Coenagrion mercuriale* besiedelte Bachtteil (FG2) zu den drei Probestellen mit der höchsten Summe der monatlich gemessenen Temperaturen für die Monate Juni, Juli und August (1989). Bei Aufsummierungen der Monatswerte für längere Zeiträume weisen jedoch zunehmend mehr Abschnitte ähnliche Temperatursummen auf. Bei den Minimatemperaturen im Januar 1990 war 1/3 der übrigen Abschnitte wärmer, ebenso bezüglich des Temperaturminimums der monatlich über ein Jahr erfolgenden Messungen. Dies ist möglicherweise ein Indiz dafür, daß weniger die winterliche Wassertemperatur, sondern eher die Temperaturen im Sommer ein wichtiger Faktor für die Habitateignung sind, z.B. bezogen auf die Eientwicklung oder das Larvalwachstum. Für genauere Aussagen müßte der Temperaturhaushalt der Gewässerabschnitte umfassender dokumentiert werden, als dies durch einmal monatliche Messungen möglich ist. Ebenso könnten Eier und Larven der Art in unterschiedlich temperierten Abschnitten gehalten und ihre Entwicklung dokumentiert werden.

Die Eiablage von *Coenagrion mercuriale* erfolgt in unter Wasser befindliche Pflanzenteile, z.B. von *Sium erectum* oder *Mentha aquatica*, die Larven leben zwischen Pflanzen und deren Wurzeln und überwintern möglicherweise im Schlamm (SCHORR 1990). Eine Gefährdung der Lebensräume dieser Art kann u.a. von Grabenräumung, intensiver Bewirtschaftung bis an die Wasserfläche, Umwandlung des angrenzenden Grünlandes in Ackerland sowie von Röhricht- bzw. Gehölzsukzession oder Gehölzpflanzungen im Randbereich des Gewässers ausgehen (SCHORR 1990). Dieses gilt auch für die konkreten Vorkommen im Untersuchungsgebiet. Insbesondere die Aufgabe der Mahd mit nachfolgender Röhricht und Gehölzsukzession, eine Fortsetzung des Umbruchs von Grün- in Ackerland, die Weiterführung von Bauschuttablagerungen an erodierenden

Gewässerufeln mit nachfolgenden Hochstaudensukzessionen sowie eine Veränderung des Räummodus in Richtung maschineller Räumung wie in oberhalb gelegenen Bachtteilen könnten die Eignung des Baches als Lebensraum für *Coenagrion mercuriale* deutlich herabsetzen.

Da für *Coenagrion mercuriale* nur Nachweise von drei Gewässerabschnitten vorlagen, wurden keine Korrelationsrechnungen zwischen der Flugstärke der Art und Parametern der Fließgewässer durchgeführt. Ursächlich für die vergleichsweise niedrige Flugstärke an L52 könnte die unterschiedliche Besonnung dieses Abschnittes sein. Im Gegensatz zu L54 und L55 verläuft der Bach hier in Nord-Süd- und nicht in Ost-West-Richtung, wodurch sich möglicherweise Unterschiede im kleinräumigen Temperaturhaushalt der Gewässer ergaben.

Diversitäten, Evenness- und Dominanzindex-Werte

Die Diversitäts-, Evenness- und Dominanzindex-Werte sind in Abb. 49 bzw. 50 für die Gewässerabschnitte mit Libellennachweisen (n=49) wiedergegeben. Für diese Untersuchungsflächen schwanken die Diversitätswerte zwischen 0 und 1,69 mit einem Mittelwert von 0,66, die dazugehörigen Evenness-Werte zwischen 0 und 1 mit einem Mittel von 0,58. Der Dominanzindex nimmt Werte zwischen 0,31 und 1,00 bei einem Mittelwert von 0,69 an.

Betrachtet man die Schwankungen der berechneten Werte zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren so fällt auf, daß zum Teil erhebliche Unterschiede bestehen. Diese Differenzen sind bei denjenigen Gewässerabschnitten am höchsten, bei denen sich eine niedrige Artenzahl auch noch mit einem sporadischen Auftreten der wenigen Arten verbindet. Hier bestehen - wie auch bei den Arten- und Individuenzahlen - die größten Risiken für eine Fehleinschätzung durch einjährige Bestandsaufnahmen.

Von ihrer Tendenz her fallen die Diversitätswerte mit sinkenden Artenzahlen, während die Dominanzindices ansteigen. Die Evenness-Werte fallen zunächst ebenfalls mit sinkenden Artenzahlen, steigen dann aber bei den artenärmsten Flächen wieder an.

Singularitätswerte

Die relativen Singularitätswerte für die Libellenfaunen der untersuchten Gewässerabschnitte (n=49) schwanken zwischen 68 und 94 % des maximal möglichen Singularitätswertes und liegen im Mittel bei 79 %. Wie in Abb. 50 dargestellt fallen die Werte - von Ausnahmen unterbrochen - mit den Artenzahlen, während sie im Bereich sehr niedriger Artenzahlen tendenziell wieder ansteigen. Dieses bedeutet, daß die Arten der artenärmsten Abschnitte vor allem an diesen und nicht an vielen anderen Gewässerteilen nachgewiesen wurden (z.B. *Cordulegaster bidentata* oder *Orthetrum coerulecens*). Die Singularitätswerte dieser artenarmen Abschnitte sind zum Teil sogar höher, als die der an Libellen artenreichsten Fließgewässerteile des Untersuchungsgebietes.

Landesweit gefährdete Arten

In Abb. 51 sind die Anzahl der nachgewiesenen gefährdeten Libellenarten und ihre Individuenzahlen je 100 m Lauflänge für die untersuchten Fließgewässerabschnitte nach Untersuchungsjahren und für den Gesamtzeitraum angegeben.

Im gesamten Fließgewässernetz des Untersuchungsgebietes wurden 6 landesweit als gefährdet eingestufte Arten angetroffen, was 35 % der Gesamtartenzahl entspricht. Die Anzahl der insgesamt nachgewiesenen gefährdeten Libellenarten erreichte 1989 4, 1990 6 und 1991 wiederum 4 Arten. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen schwankte die Anzahl landesweit gefährdeter Arten für den Gesamtzeitraum zwischen 0 und 4 Arten und lag im Mittel aller Abschnitte (n=89) bei 0,4.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER LIBELLENFAUNA AN FLIESSGEWÄSSERN

(bei individuenbasierten Angaben wurden im jeweiligen Zeitraum für jede Art der Untersuchungstermin mit der maximal beobachteten Individuenzahl zugrundegelegt)

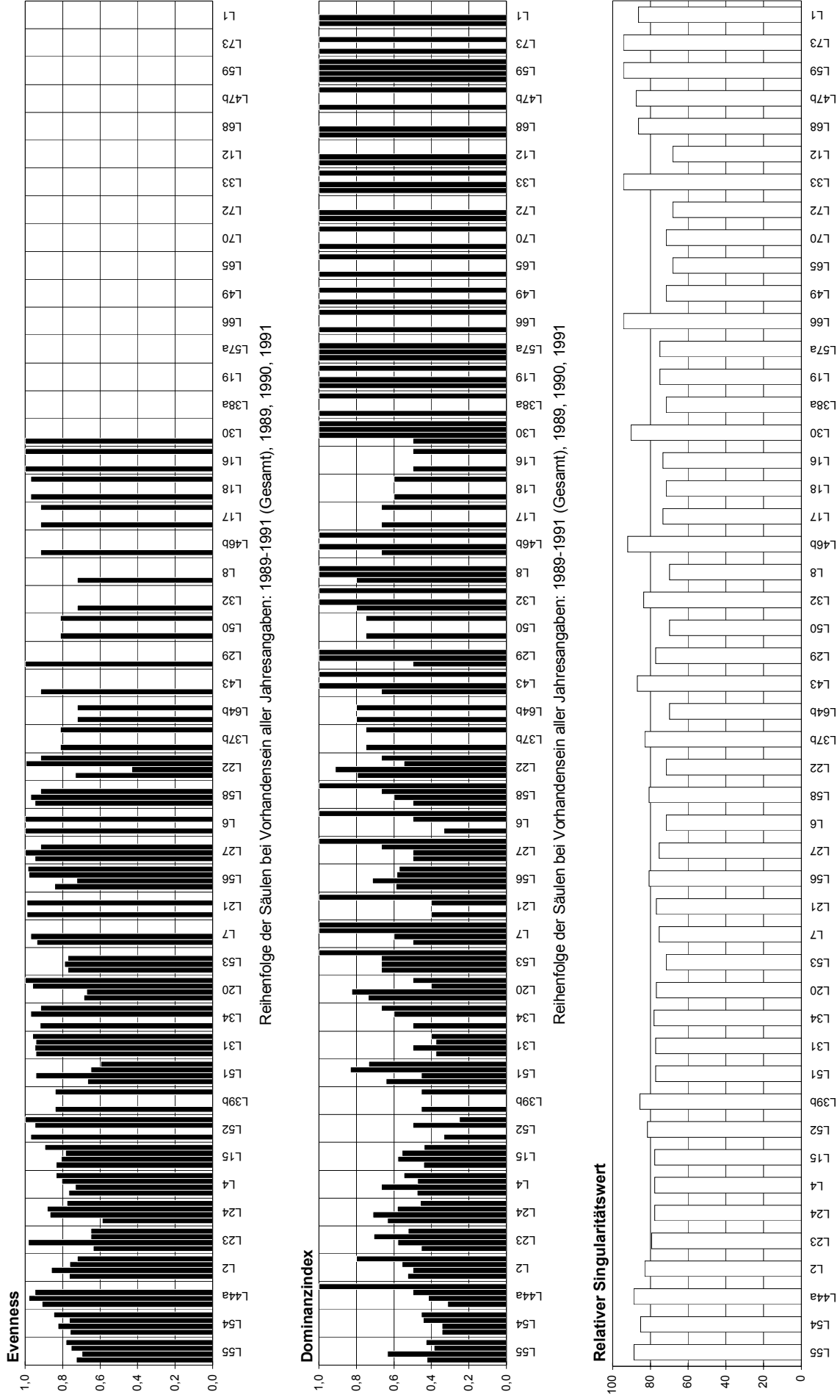


Abb. 50: Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Evenness und Dominanzindices nach Untersuchungs Jahren 1989 - 1991 und für den gesamten Zeitraum, Relative Singularitätswerte für den Gesamtzeitraum

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER LIBELLENFAUNA AN FLIESSGEWÄSSERN

(bei individuenbasierten Angaben wurden im jeweiligen Zeitraum für jede Art der Untersuchungstermin mit der maximal beobachteten Individuenzahl zugrundegelegt)

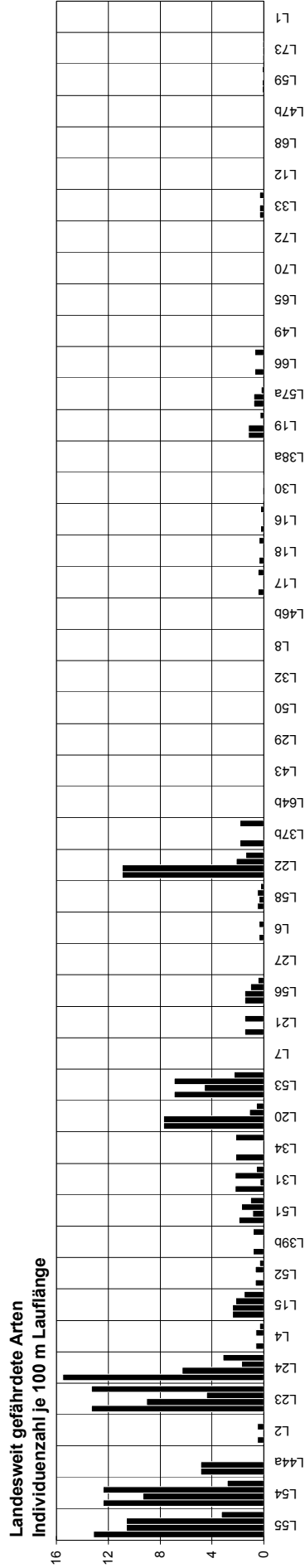
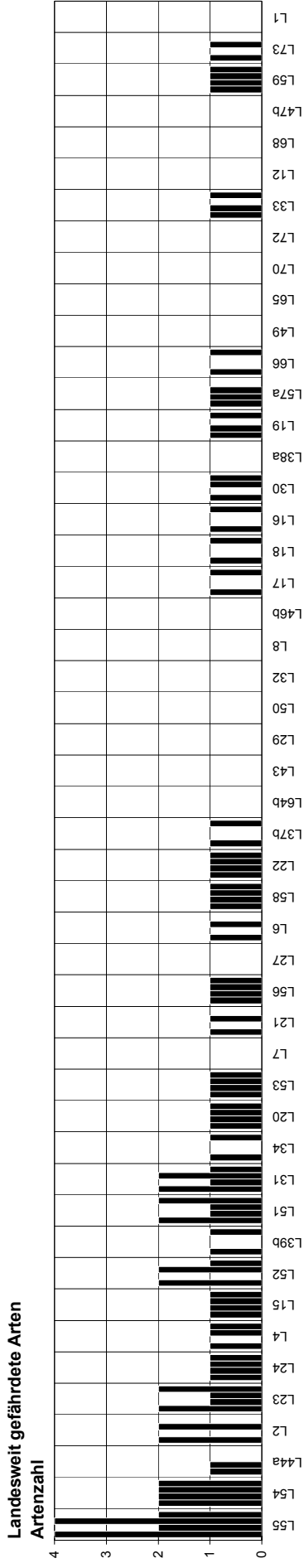


Abb. 51: Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Arten- und Individuenzahlen landesweit gefährdeter Arten nach Untersuchungs Jahren 1989 - 1991 und für den gesamten Zeitraum

Die entsprechenden Mittelwerte der einzelnen Untersuchungsjahre betragen für 1989 0,2, 1990 0,3 und 1991 0,3 Arten.

Berechnet man eine Gesamtzahl beobachteter Individuen an den Fließgewässern durch die Aufsummierung der maximalen Zahlen gleichzeitig beobachteter Individuen der Arten in den Untersuchungsjahren so gehören 42 % der Individuen gefährdeten Arten an. Die in gleicher Weise berechneten Individuenzahlen gefährdeter Arten in den einzelnen untersuchten Abschnitten schwanken zwischen 0 und 15 Individuen je 100 m Lauflänge und liegen im Mittel bei 1,2. Bildet man die Summe der gleichzeitig beobachteten Individuen aller Arten nicht über den gesamten Untersuchungszeitraum sondern nur jeweils für die einzelnen Untersuchungsjahre, so liegen die Mittelwerte über alle Abschnitte für die Jahre 1989, 1990 und 1991 bei 0,8, 0,6 und 0,4 Individuen je 100 m Lauflänge.

Der Anteil der gefährdeten Arten an den Gesamtarten- bzw. -individuenzahlen ist bei den an Fließgewässern nachgewiesenen Libellenarten im Vergleich zu anderen Tiergruppen dieser Arbeit relativ hoch: Bei 9 Tiergruppen der anderen Untersuchungen beträgt der Anteil gefährdeter Arten an der Gesamtartenzahl 9 - 37 %, im Mittel 24 %, für die Libellenfauna der Fließgewässer 35 %. Noch deutlicher wird der Unterschied bei den Anteilen von Individuen gefährdeter Arten an der Gesamtzahl nachgewiesener Individuen. Diese liegen bei 7 Tiergruppen der anderen Untersuchungen zwischen 3 und 20 % mit einem Mittelwert von 10 %. Mit 42 % liegt dieser Prozentsatz bei den Fließgewässer besiedelnden Libellenarten um das vierfache höher. Ursächlich für die Unterschiede zwischen den Artengruppen könnten neben Qualitätsunterschieden der Lebensräume im Untersuchungsgebiet auch Unterschiede in der realen Gefährdungssituation der Arten in Baden-Württemberg und auch insbesondere deren Wahrnehmung und Einschätzung durch die Bearbeiter der Roten Listen sein.

Von der Tendenz her sinken die Arten- und Individuenzahlen der landesweit gefährdeten Arten mit den Gesamtartenzahlen (Abb. 51). Der Trend wird aber besonders bei den artenärmeren Flächen häufig unterbrochen. Einige Abschnitte im mittleren Bereich der registrierten Artenzahlen weisen vergleichsweise hohe beobachtete Flugstärken von *Calopteryx virgo* auf (L20, L22, L53) und unterbrechen deutlich die ansonsten zu beobachtende Abnahme der Individuenzahl gefährdeter Arten mit der Gesamtartenzahl.

An 18 von 49 Fließgewässerabschnitten mit Nachweisen adulter Libellen wurden keine gefährdeten Arten beobachtet. An 9 der 31 verbliebenen Untersuchungsflächen wurde in allen Untersuchungsjahren und im Gesamtzeitraum das gleiche Ergebnis hinsichtlich der Artenzahl gefährdeter Libellenarten erzielt. Drei dieser Abschnitte zeigen dabei relativ kleine Schwankungen in den beobachteten Individuenzahlen (Abb. 51). 70 % der Gewässerteile mit Vorkommen landesweit gefährdeter Arten zeigten dagegen Unterschiede in der Anzahl dieser Arten zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren bzw. dem Gesamtzeitraum. An 12 dieser Fließgewässerabschnitte (39 %) wurden gefährdete Libellenarten nur in einem der drei Untersuchungsjahre angetroffen, an weiteren 5 (16 %) nur in zwei der untersuchten drei Jahre. Solche in zeitlicher Hinsicht sehr sporadischen Nachweise gefährdeter Libellenarten an einzelnen Abschnitten erfolgten in relativ regelmäßiger Verteilung über das gesamte Spektrum der beobachteten Gesamtartenzahlen. Bei den Individuenzahlen gefährdeter Arten bestehen ebenfalls für die einzelnen Fließgewässerabschnitte relativ große Schwankungen zwischen den Beobachtungsjahren. So erreichen die Minimalwerte aus drei Untersuchungsjahren im Durchschnitt aller Fließgewässerabschnitte mit Nachweisen landesweit gefährdeter Arten nur 13 % des Mittels

der Maximalwerte. Bei der größten Annäherung zwischen den beobachteten Extremen erreicht der Minimalwert 64 % des Maximalwertes, bleibt also auch noch relativ niedrig.

Einjährige Untersuchungszeiträume an Libellenimagines zeichnen demnach auch bezogen auf die Präsenz und Flugstärke gefährdeter Libellenarten ein zum Teil sehr wechselhaftes und für einen Flächenvergleich oft unzureichendes Bild der Gewässerabschnitte.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Merkmalen der untersuchten Fließgewässerabschnitte

Die Artenzahl gefährdeter Libellenarten ist bei Einbeziehung aller untersuchten Gewässerabschnitte (n=89) schwach positiv korreliert mit Parametern, die für die quellferneren Abschnitte der tieferen Lagen stehen:

- Distanz zwischen dem Ende der untersuchten Gewässerabschnitte und ihrer entferntesten Quelle (0,4)
- Gewässerbreite (0,4) und -tiefe (0,4) der untersuchten Gewässerabschnitte bei Niedrigwasser
- Längenanteil von Löß-Auelehm, Löß-Auelehm über Aueton und von Aueton als geologischer Untergrund der Gewässerabschnitte (0,4)

Merkmale landesweit gefährdeter Arten und aller Arten im Vergleich

In Anhang 98 sind absolute und relative Verteilungen der Arten- und Individuenzahlen nach Verbreitungsangaben für Baden-Württemberg, nach der Anzahl genutzter Biotoptypen, nach präferierten Lebensräumen, nach Arten und Orten der Eiablage, nach Larvalentwicklungszeiten und nach Aufenthaltsorten der Larven für die Untersuchungsflächen und insgesamt für die gefährdeten sowie für alle Arten wiedergegeben. Die Zuordnungen von Merkmalen zu den Arten wurden nach ILLIES (1978), BUCHWALD et al. (1984), ASKEW (1988), JACOBS & RENNER (1988), SCHORR (1990) und BELLMANN (1993a) vorgenommen.

Vergleicht man die relativen Verteilungen der Artenzahlen auf verschiedene Merkmale für das Kollektiv aller Arten und das Kollektiv in Baden-Württemberg gefährdeter Arten, wobei der Anteil der Merkmalsträger am Gesamtkollektiv jeweils gleich 100 gesetzt wird, ist das Spektrum der Rote-Liste-Arten wie folgt gekennzeichnet:

Bei den gefährdeten Arten sind sowohl niedrige als auch höhere Stetigkeits- und Dominanzklassen bei den gefährdeten Arten stärker repräsentiert im Gesamtkollektiv aller Arten:

- Arten mit Stetigkeit bis 10 % (kleinste Stetigkeitsklasse) (118 %)
- Arten mit Stetigkeit 20 - 30 % (zweitgrößte Stetigkeitsklasse) (142 %)
- Sporadische Arten (142 %)
- Eudominante Arten (283 %)

Hierin unterscheiden sich die Libellen von allen anderen untersuchten Artengruppen.

Je seltener die Arten hinsichtlich ihrer großräumigen Verbreitung in Baden-Württemberg eingeschätzt werden, desto relativ höhere Anteile erreichen sie bei den gefährdeten gegenüber allen Arten:

- Verbreitete Arten mit weiter auseinanderliegenden, aber individuenreichen Vorkommen (142 %)
- Zerstreute Arten, die auf weiten Strecken in Baden-Württemberg fehlen (189 %)
- Seltene, in nur wenigen Gebieten in Baden-Württemberg vorkommende Arten (282 %)

Nur auf einen Lebensraumtyp spezialisierte Arten sind bei den gefährdeten Arten des Untersuchungsgebietes ebenfalls deutlich überrepräsentiert:

- Arten mit nur einem genutztem Lebensraumtyp (nach ILLIES 1978) (282 %)

Die in der Literatur gezeichneten Präferenzen der Arten hinsichtlich bestimmter Lebensraumtypen sind sowohl bezogen auf die unterschiedenen Lebensraumtypen als auch in Bezug auf die Zuordnung der Arten zu diesen teilweise uneinheitlich. Insgesamt zeigt sich aber, daß vor allem

Arten mit Präferenzen für Quellen, quellbeeinflusste Bäche sowie Bäche unter den gefährdeten Arten stärker vertreten sind als im Kollektiv aller Arten. Damit sind solche Arten überproportional unter den gefährdeten Arten zu finden, die auf die im Untersuchungsgebiet vorhandenen Fließgewässertypen mehr oder weniger beschränkt und auch gewissermaßen typisch für diese sind:

- Arten mit Präferenzen für folgende Lebensräume (Zuordnung nach ILLIES 1978): Quellen, Bäche und kleine Flüsse (141 %), Bäche und kleine Flüsse (282 %), Fließgewässer, Stillgewässer und Moore (141 %)
- Arten mit Präferenzen für folgende Lebensräume (Zuordnung nach BELLMANN 1993a): Quellbeeinflusste kleine Fließgewässer (284 %), Bäche (141 %)
- Arten mit Präferenzen für folgende Lebensräume (Zuordnung nach ASKEW 1988): Schmale Fließgewässer (141 %), rasch fließende Bäche und Flüsse (141 %), Fließgewässer (283 %)
- Arten mit Präferenzen für folgende Lebensräume (Zuordnung nach SCHORR (1990): Waldquellen und quellbeeinflusste Bachoberläufe (283 %), besonnte Quellen und quellbeeinflusste Bäche (283 %), besonnte, quell- oder grundwasserbeeinflusste Bäche (283 %), Wald- und Wiesenbäche mit lichtem Unterholz (141 %)
- Arten mit Präferenzen für folgende Lebensräume (Zuordnung nach BUCHWALD et al. 1984): Waldquellen und ihre Abflüsse (283 %), Quellrinnsale und Wiesenbäche (189 %), Wald- und Wiesenbäche (283 %)

Hinsichtlich der Eiablage und dem bevorzugten Aufenthaltsort der Larven sind unter den gefährdeten gegenüber allen Arten vor allem solche überrepräsentiert, die Pflanzenteile im Gewässer bzw. flach überspülte Feinsedimente nutzen:

- Eiablage in Wasserpflanzen (141 %), im Wasser-Land-Grenzbereich (189 %), Eiablage in seichtem Feinsediment (282 %), in untergetauchten Pflanzenstengeln (283 %)
- Aufenthaltsort der Larven in Pflanzen und Wurzeln im Uferbereich (141 %), eingegraben im Feinsediment (189 %)

Beide Aspekte stehen in engem Zusammenhang mit der Intensität von Gewässerausbau und Gewässerunterhaltung, die die Strömungs-, morphologische und Substratvielfalt der Bäche reduzieren und durch die Zurückdrängung der Röhrichte und Gehölze aus dem Hochwasserprofil auch deren unter- bzw. ausgespülten Wurzelgeflechte im Uferbereich dezimieren.

Hinsichtlich der Dauer ihrer Larvalentwicklung sind unter den gefährdeten Arten solche stärker vertreten, die längere Zeiträume benötigen:

- Larvalentwicklungszeit 2 Jahre (121 %), 3 - 5 Jahre (141 %)

Möglicherweise unterliegen die sich mehr- oder vieljährig entwickelnden Arten mit Ansprüchen an eine gewisse Konstanz bzw. Neuentstehung ihrer Habitate besonderen Überlebensrisiken durch die anthropogen überprägte Dynamik, Morphologie und Chemie fast aller Gewässer.

Die landesweit gefährdeten Arten weisen darüber hinaus folgende Unterschiede zum Kollektiv aller und der nicht gefährdeten Arten auf (Anhang 107):

- Mittlere Stetigkeit 13 : 9 : 5
- Mittlere Dominanz 10,82 : 5,88 : 1,50
- Mittlere Flächendiversität für die Arten 0,66 : 0,57 : 0,49
- Mittlere Flächenevenness für die Arten 0,34 : 0,36 : 0,39

Hier zeigt sich ein von den Ergebnissen aller anderen bearbeiteten Artengruppen und Untersuchungsflächen abweichendes Bild. Die gefährdeten Arten sind sowohl auf mehr Flächen vertreten, als auch auf den Flächen selbst dominanter als andere Arten. Viele für Quellen und Bäche typische Arten sind als gefährdet klassifiziert und an den Fließgewässern des Untersuchungsgebietes häufig vertreten. Die nicht gefährdeten und weniger steten Arten an den Bächen sind dagegen oft solche, für die stehende oder nur langsam fließende Gewässer als präferierte Lebensräume angegeben werden und die in diesen Lebensräumen auch häufig anzutreffen sind. Die Flächenevenness-Werte weisen leicht darauf hin, daß die quantitative Verteilung der Individuen der gefährdeten Arten auf die Untersuchungsflächen im Mittel stärker

variiert als die aller und die der nicht gefährdeten Arten.

Beziehungen zwischen der Artenzahl und den Anteilen von Arten mit bestimmten Merkmalen am Artenbestand

Bei den Gewässern mit Libellennachweisen (n=49) nimmt statistisch mit der Anzahl landesweit gefährdeter Arten auch der Anteil von Arten mit folgenden Eigenschaften am Artenbestand der untersuchten Abschnitte zu:

- Nutzung von nur einem Biotoptyp (0,6)
- Nutzung von Bächen und kleinen Flüssen als präferiertem Lebensraum (0,6)
- Nutzung von quellbeeinflussten kleinen Fließgewässern als präferiertem Lebensraum (0,5)
- Nutzung von quell- und grundwasserbeeinflussten Fließgewässern (u.a. Wald- und besonnte Quellen sowie quellbeeinflusste Bäche) als präferierter Lebensraum (0,5)

Höhere Anteile von Arten mit diesen Eigenschaften stehen somit auch tendenziell für eine größere Anzahl gefährdeter Arten auf den Untersuchungsflächen. Für die Anzahl aller Arten ergaben sich keine strafferen Zusammenhänge zu den Anteilen von Arten mit bestimmten Merkmalen am Artenbestand.

Bundesweit gefährdete Arten

In Abb. 52 sind die Anzahl der bundesweit gefährdeten Arten sowie deren Flugstärken je 100 m Lauflänge nach Gewässerabschnitten und Untersuchungszeiträumen abgetragen.

Insgesamt wurden an den Fließgewässern des Untersuchungsgebietes 7 bundesweit als gefährdet eingestufte Libellenarten angetroffen, was 41 % der insgesamt nachgewiesenen Arten entspricht. Aus den einzelnen Untersuchungsjahren liegen Nachweise von 6 (1989, 1991) bzw. 7 (1990) dieser Arten vor. An den einzelnen untersuchten Abschnitten der Fließgewässer konnten 0 bis 6 Arten mit einem Mittelwert von 1 Art über den dreijährigen Untersuchungszeitraum nachgewiesen werden. Für die einzelnen Untersuchungsjahre liegt die mittlere Artenzahl bundesweit gefährdeter Libellenarten bei 0,5 (1989) bzw. 0,7 (1990, 1991).

Bildet man eine Gesamtzahl beobachteter Individuen an den Fließgewässern durch die Aufsummierung der maximalen Anzahl gleichzeitig beobachteter Individuen der Arten in den Untersuchungsjahren so gehören 80 % der Individuen bundesweit gefährdeten Arten an. Die entsprechenden Flugstärken der Imagines je 100 m Lauflänge schwanken für die einzelnen Abschnitten zwischen 0 bis 26 mit einem Mittelwert von 2,3 Individuen. In den einzelnen Untersuchungsjahren wurden entsprechend mittlere Flugstärken über alle Abschnitte von 1,4 (1989), 1,3 (1990) und 1,0 (1991) berechnet.

Auch der Anteil der bundesweit gefährdeten Libellenarten am Gesamtbestand ist im Vergleich zu anderen Tiergruppen weit überdurchschnittlich. Dies gilt wie bei den landesweit gefährdeten Arten vor allem hinsichtlich der Individuenzahlen. Bei 10 Tiergruppen aus anderen Untersuchungen dieser Arbeit schwankt der Anteil bundesweit gefährdeter Arten zwischen 4 und 34 % und erreicht ein Mittel von 17 %. Mit 41 % liegt der Anteil bei den Libellen der Fließgewässer deutlich darüber. Bei den Individuenzahlen lagen die Anteile bundesweit gefährdeter Tierarten für 8 Tiergruppen aus anderen Untersuchungen der Arbeit zwischen 0,5 und 13 %. Deren Mittelwert von 4 % wird von den 80 % bei den Fließgewässerlibellen um das zwanzigfache überschritten. Mögliche Ursachen für diese Differenzen zu anderen Tiergruppen wurden bereits bei den landesweit gefährdeten Arten diskutiert.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER LIBELLENFAUNA AN FLIESSGEWÄSSERN

(bei individuenbasierten Angaben wurden im jeweiligen Zeitraum für jede Art der Untersuchungstermin mit der maximal beobachteten Individuenzahl zugrundegelegt)

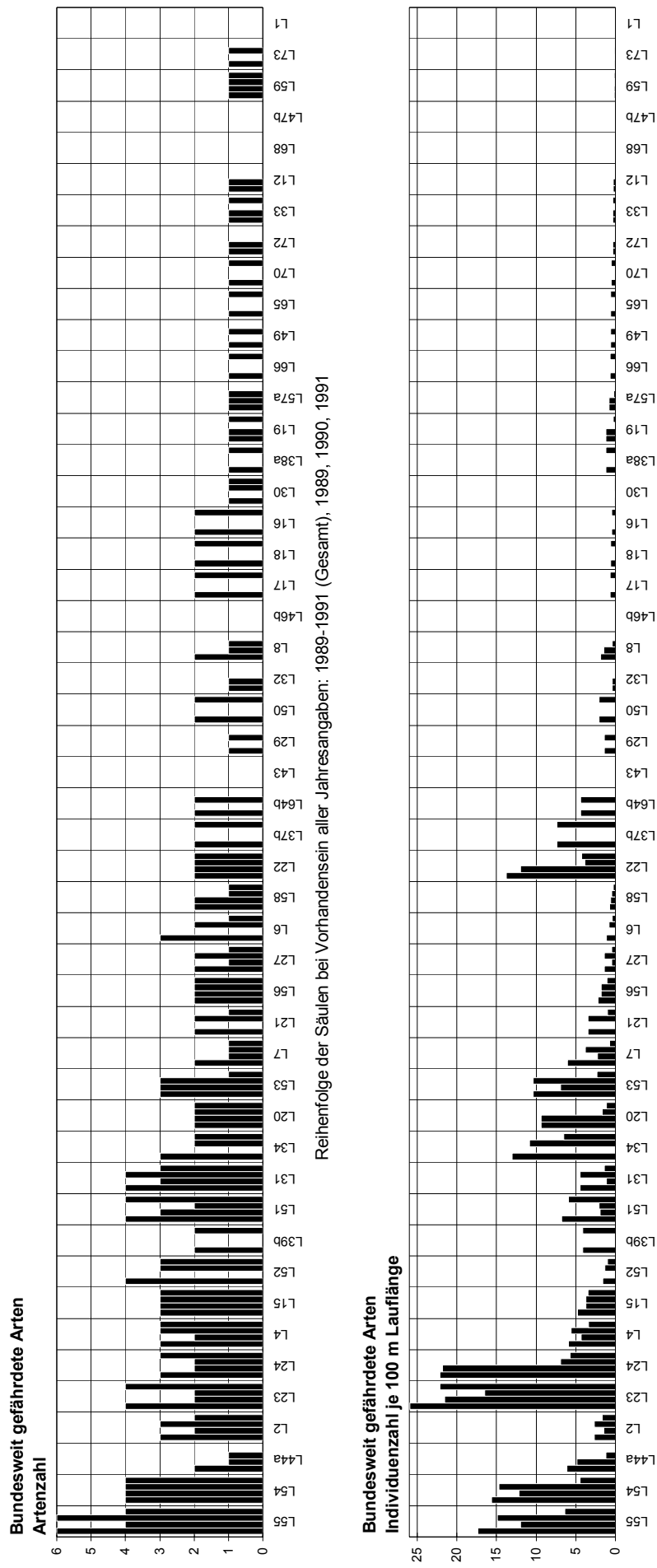


Abb. 52: Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Arten- und Individuenzahlen bundesweit gefährdeter Arten nach Untersuchungs Jahren 1989 - 1991 und für den gesamten Zeitraum

Vom groben Trend her sinken die Artenzahlen und Flugstärken der bundesweit gefährdeten Libellenarten mit abnehmender Artenzahl der untersuchten Gewässerabschnitte (Abb. 52). Vor allem bei den Individuenzahlen weichen jedoch immer wieder einzelne Flächen von dieser generellen Tendenz ab. Meist handelt es sich hierbei um mehr oder weniger stark gehölzbestandene Wiesenbäche mit hohen Flugstärken der Prachtlibellen (z.B. L20, L22, L23, L24), deren Beschattung das Vorkommen weiterer gefährdeter Arten eher einschränkt.

5 von 49 Gewässerabschnitten mit Nachweisen adulter Libellen wiesen keine bundesweit gefährdeten Arten auf. Nur an 6 der verbleibenden 44 Abschnitte wurde in Bezug auf die Artenzahl der bundesweit gefährdeten Arten in den drei Untersuchungsjahren und für den Gesamtzeitraum ein gleiches Ergebnis erzielt (Abb. 52). Nur einer dieser Abschnitte weist dabei eine relativ kleine Schwankung in den Individuenzahlen der verschiedenen Zeiträume auf. 86 % der Untersuchungsflächen mit Nachweisen bundesweit gefährdeter Arten zeigen dagegen Unterschiede in der Anzahl dieser Arten zwischen den Untersuchungsjahren bzw. dem Gesamtzeitraum. Bei 17 (38 %) von diesen Gewässerteilen wurden sogar nur in einem der Untersuchungsjahre, bei weiteren 10 (23 %) nur in zwei Jahren bundesweit gefährdete Arten nachgewiesen.

In zeitlicher Hinsicht sporadische Nachweise bundesweit gefährdeter Arten traten im gesamten Spektrum der Gesamtartenzahlen auf, vor allem aber bei dem artenärmeren Flügel der untersuchten Gewässer. Bei den Individuenzahlen bundesweit gefährdeter Arten treten ebenfalls große Schwankungen zwischen den Untersuchungsjahren auf. Für die Gewässerabschnitte mit Nachweisen bundesweit gefährdeter Arten liegt das mittlere Minimum der Individuenzahlen bei nur 16 % des durchschnittlichen Maximalwertes. Auch hier geben einjährige Untersuchungen demnach zum Teil ein sehr fragmentarisches Bild der Libellenfauna wieder.

Verteilung der Libellenarten und ihrer Flugstärken (Individuen/100 m) nach Gefährdungskategorien auf die untersuchten Gewässerabschnitte

In den Abb. 53 und 54 werden die Arten- und Individuenzahlen der landes- bzw. bundesweit gefährdeten Libellenarten für die einzelnen Fließgewässerabschnitte noch einmal nach Gefährdungskategorien dargestellt. Der Darstellung liegt dabei eine Auswertung für den gesamten dreijährigen Untersuchungszeitraum zugrunde.

Von den 6 für das Land Baden-Württemberg in der Roten Liste geführten Arten entfallen 1 Art auf die Kategorie stark gefährdet, 4 Arten auf die Kategorie gefährdet und 1 Art ist als potentiell gefährdet klassifiziert. Von einer Ausnahme abgesehen tritt die Art der höchsten Gefährdungskategorie (*Coenagrion mercuriale*) nur im artenreicheren Drittel der Untersuchungsflächen auf (Abb. 53).

Für die Bundesrepublik Deutschland sind jeweils 3 Arten als gefährdet bzw. stark gefährdet eingestuft, 1 Art gilt als vom Aussterben bedroht. Die Art der höchsten Gefährdungsstufe (*Coenagrion mercuriale*) kommt nur im artenreicheren Drittel der untersuchten Abschnitte vor und erreicht in den beiden Gewässerteilen mit der größten Artenzahl ihre höchsten Flugstärken (Abb. 54).

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER LIBELLENFAUNA AN FLIESSGEWÄSSERN

(bei individuenbasierten Angaben wurden im jeweiligen Zeitraum für jede Art der Untersuchungstermin mit der maximal beobachteten Individuenzahl zugrundegelegt)

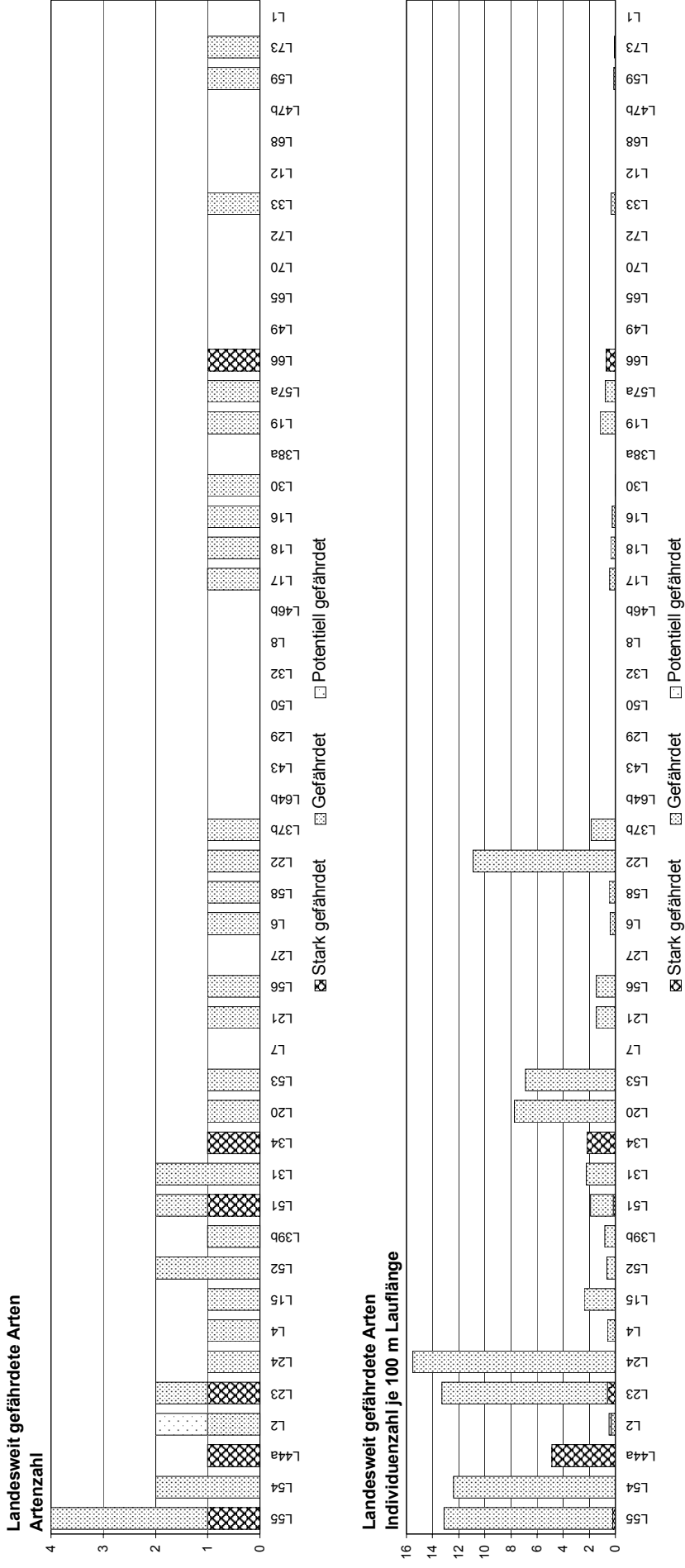


Abb. 53: Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Arten- und Individuenzahlen landesweit gefährdeter Arten nach Gefährdungskategorien für den Gesamtzeitraum

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER LIBELLENFAUNA AN FLIESSGEWÄSSERN

(bei individuenbasierten Angaben wurden im jeweiligen Zeitraum für jede Art der Untersuchungstermin mit der maximal beobachteten Individuenzahl zugrundegelegt)

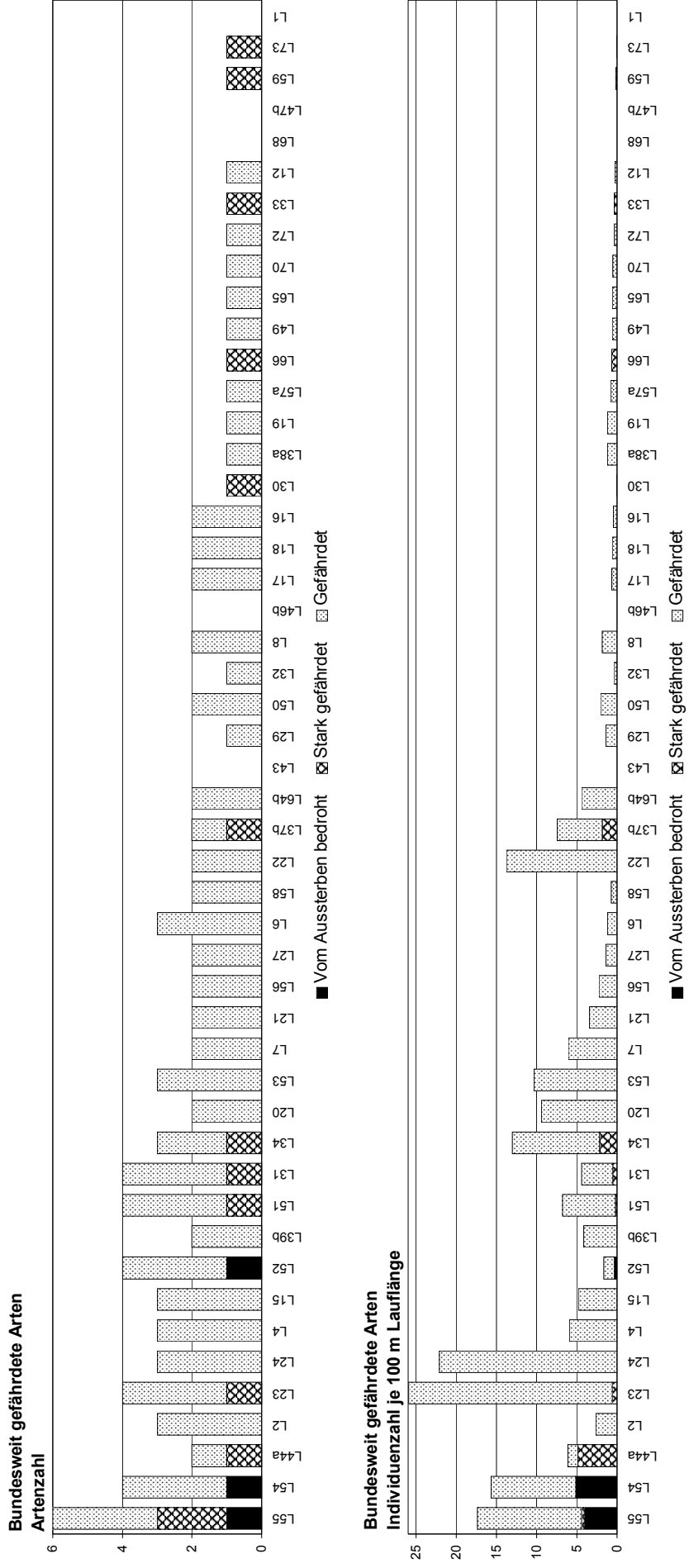


Abb. 54: Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Arten- und Individuenzahlen bundesweit gefährdeter Arten nach Gefährdungskategorien für den Gesamtzeitraum

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Libellenbestände

Solche Merkmale sollen zum einen problembezogen sein und zum anderen so regelmäßig und häufig auftreten, daß mit ihnen ein Vergleich der Untersuchungsflächen erfolgen kann. Ein Problembezug könnte aus Naturschutzsicht z.B. durch Verwendung von Merkmalen hergestellt werden, die bei gefährdeten Arten häufiger auftreten, die Standorte oder Strukturen charakterisieren, die ein Auftreten gefährdeter Arten begünstigen, oder die den Artenbestand der Untersuchungsflächen als besonders typisch für diesen Lebensraum qualifizieren. Bei der Libellenfauna der Fließgewässer des Untersuchungsgebietes sind diese Aspekte der Gefährdung und der Repräsentanz gleichgerichtet. Die für die vorhandenen Lebensräume typischen und zum Teil auf diese beschränkten Arten werden zumeist auch in den Roten Listen geführt.

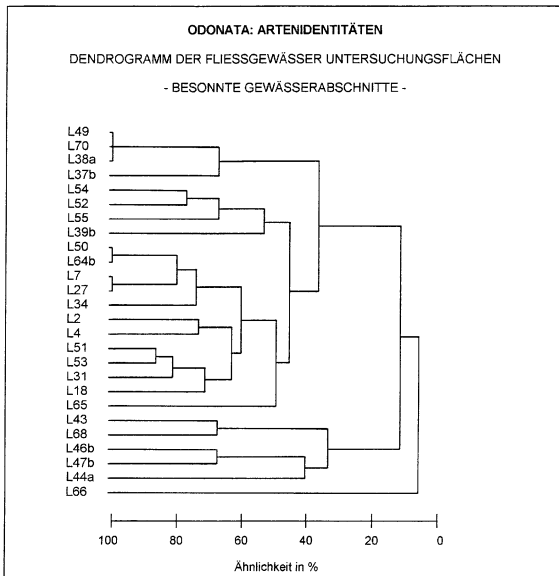
Bei den folgenden Merkmalen werden jeweils die Spannweite der Artenzahlen und der Mittelwert über alle 89 untersuchten Fließgewässerabschnitte angegeben. Den Werten liegt der dreijährige Untersuchungszeitraum und der entsprechende Berechnungsmodus zugrunde. Die Gesamtartenzahl gibt die Anzahl der merkmalsstragenden Arten für das gesamte Untersuchungsgebiet wieder.

Hinsichtlich der Präferenz für bestimmte Lebensräume ergeben sich je nach verwendeter Literatur etwas unterschiedliche Gliederungen der Lebensräume und verschiedene Zuordnungen der Arten. Die folgenden Merkmale von Arten könnten beispielsweise für einen Flächenvergleich im oben angeführten Sinne herangezogen werden. Die Merkmale Quell- und Grundwasserbeeinflussung sowie Aufenthaltsorte der Larven in Pflanzen und Wurzeln des Uferbereichs bzw. eingegraben im Feinsediment heben dabei auf Eigenschaften der Fließgewässer ab, die ein Auftreten gefährdeter Arten begünstigen:

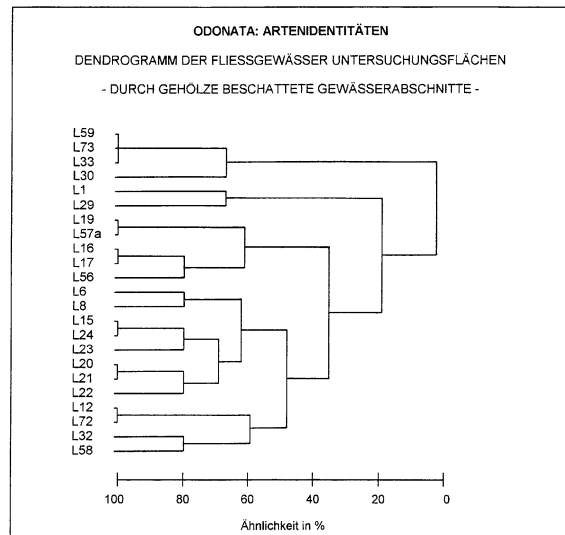
- Quell- und Fließgewässerarten (Zuordnung nach ILLIES 1978): Gesamtartenzahl 5, Artenzahlen in den Abschnitten 0 - 4, im Mittel 1,0; Flugstärke (Individuen je 100 m Lauflänge) in den Abschnitten 0 - 25, im Mittel 2,2
- Bäche und kleine Flüsse als präferierter Lebensraum (Zuordnung nach ILLIES 1978): Gesamtartenzahl 2, Artenzahlen in den Abschnitten 0 - 2, im Mittel 0,3; Flugstärken (Individuen je 100 m Lauflänge) 0 - 16, im Mittel 1,1
- Quell- und grundwasserbeeinflusste Fließgewässer als präferierter Lebensraum (Zuordnung nach SCHORR 1980): Gesamtartenzahl 3, Artenzahl in den Abschnitten 0 - 2, im Mittel 0,2; Flugstärke (Individuen je 100 m Lauflänge) 0 - 5, im Mittel 0,2
- Aufenthaltsort der Larven zwischen Pflanzen und Wurzeln im Uferbereich: Gesamtartenzahl 2, Artenzahl in den Abschnitten 0 - 2, im Mittel 0,6; Flugstärke (Individuenzahl je 100 m Lauflänge) 0 - 25, im Mittel 1,5
- Aufenthaltsort der Larven eingegraben im Feinsediment: Gesamtartenzahl 3, Artenzahl in den Abschnitten 0 - 2, im Mittel 0,4; Flugstärke (Individuen je 100 m Lauflänge): 0 - 9, im Mittel 0,7

Ähnlichkeitsvergleich der Fließ- und Stillgewässer-Untersuchungsflächen der Libellenfauna

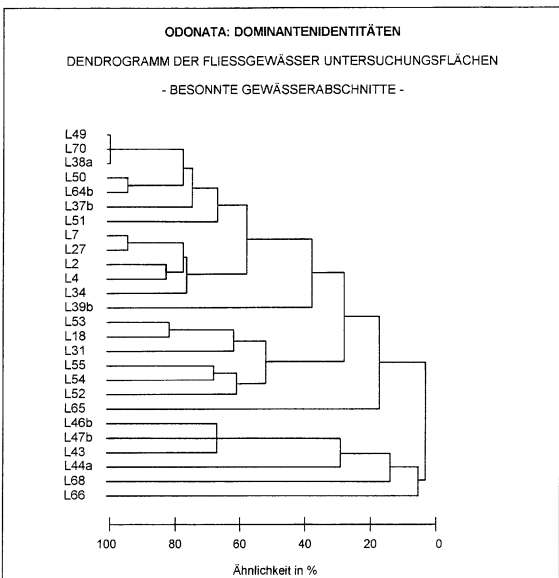
In Abb. 55 sind Dendrogramme abgebildet, in denen die Fließgewässer-Untersuchungsflächen nach der Ähnlichkeit ihrer Libellenfaunen (a, b, c, d) sowie nach der Ähnlichkeit der Nutzung ihrer Uferstreifen (e, f) zusammengefaßt werden. Dabei wurden nur Bachabschnitte mit Nachweisen adulter Libellen berücksichtigt. Weiter wurden die Gewässer aufgeteilt in weniger gehölzbestandene und damit zumeist stärker besonnte Gewässerabschnitte (a, c, e) und solchen, die stärker durch randliche Ufergehölze oder Waldflächen beschattet waren (b, d, f).



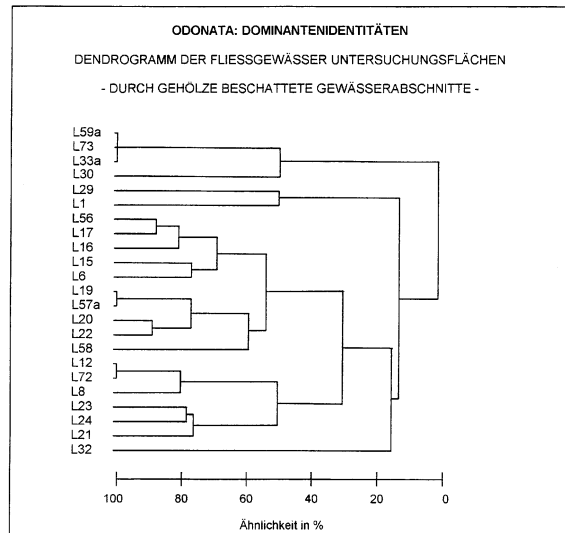
a)



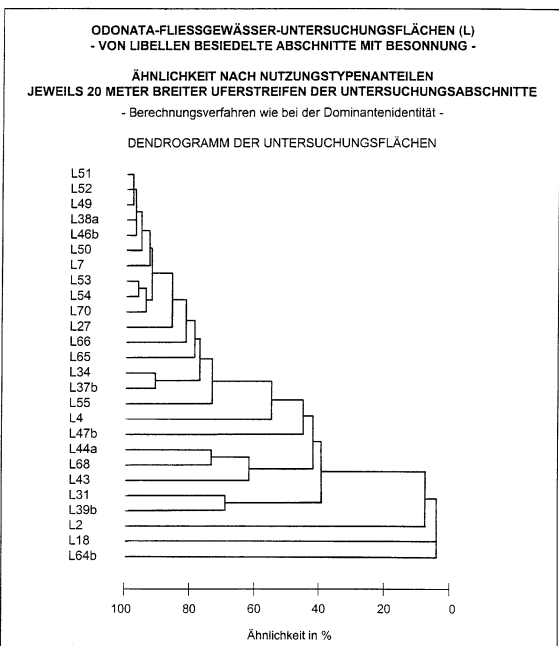
b)



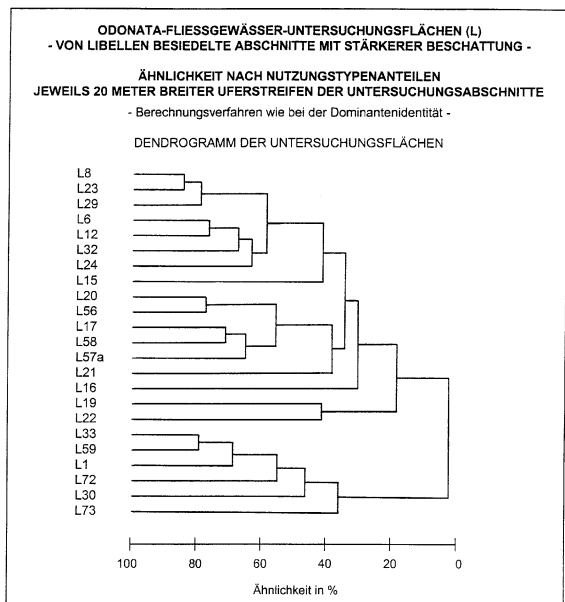
c)



d)



e)



f)

Abb. 55: Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Ähnlichkeiten der Libellenbestände und der Nutzungstypen auf jeweils 20 Meter breiten Uferstreifen getrennt nach besonnten und stärker beschatteten Abschnitten

Abb. 55a stellt die stärker besonnten Untersuchungsflächen nach der Artenähnlichkeit ihrer Libellenfaunen dar: Der große Block der Abschnitte L49 - L65 zeichnet sich bis auf L18 und L65 durch die Präsenz von *Cordulegaster boltoni* aus. Bei den Flächen L54 - L18 tritt bis auf L39b *Calopteryx splendens* hinzu, bei L2 - L18 außerdem *Calopteryx virgo* und bei L54 - L39b *Pyrrhosoma nymphula* und *Coenagrion mercuriale* (nicht in L39b).

Dem zweiten großen Block an Gewässerabschnitten L43 bis L66 fehlen diese Arten bis auf *Calopteryx splendens* in L44a. Ähnlichkeiten zwischen diesen Gewässerabschnitten basieren auf den Arten *Aeshna cyanea* (L43, L68) und *Platycnemis pennipes* (L43, L46b - L44).

Die Gruppe der Bachabschnitte von L43 - L44a und der Abschnitt L66 gehören zu den schmalsten und abflußschwächsten Fließgewässern des Untersuchungsgebietes, einige trocknen sogar zeitweilig aus (L43, L44a). Die Mahd der Uferstreifen erfolgt nur unregelmäßig (nicht jährlich), an einigen wird die Sukzession nur durch periodische Räumung zurückgeworfen. Wasserkörper und Ufer sind bei diesen Gewässern deshalb zeitweise stark durch Röhrichte und Hochstaudenfluren überschattet.

Auch die Gruppe der Gewässer L49 - L37b, an denen zwar *Cordulegaster boltoni* aber keine Prachtlibellen vorkamen, sind nur etwas abflußstärker als die zuvor genannten, fallen aber nicht trocken. Zusammen mit dem angrenzenden Grünland wird die Ufervegetation regelmäßig gemäht bzw. beweidet.

Der große Block der Gewässer an denen *Calopteryx*-Arten nachgewiesen wurden (L54 - L65) weist dagegen im Vergleich größere Gewässerbreiten und -tiefen sowie stärkere Abflüsse auf. Hierbei sind diejenigen Gewässer, denen *Calopteryx virgo* fehlt (L50 - L34, L65), wiederum die Abschnitte, die abflußschwächer sind (mit Ausnahme von L7). Die Gewässer L52, L54, L55, an denen *Coenagrion mercuriale* und *Pyrrhosoma nymphula* nachgewiesen wurden, weisen gegenüber den anderen möglicherweise einen abweichenden Temperaturhaushalt durch zufließendes Grundwasser aus Drainagen und verdolten Teilgewässern auf.

Neben anderen Faktoren hängt von der Stärke des Abflusses in den Bächen die Turbulenz mit ihren Wechselwirkungen zur Sauerstoffsättigung sowie die Transportkraft mit ihren Auswirkungen auf Erosion und Sedimentation ab. Abflußschwächere Gewässer weisen im Untersuchungsgebiet eher größere Sauerstoffdefizite und höhere Anteil von Sand und Schlamm an der Gewässersohle auf.

Bei dem Vergleich der stärker besonnten Fließgewässerabschnitte nach ihren Dominantenidentitäten bleibt die Gliederung in zwei große Blöcke erhalten (Abb. 55c). Die Gruppe L46b - L66 differenziert sich von den anderen wiederum durch das Fehlen der Quelljungfer und der Prachtlibellen sowie durch die Dominanz der schon oben erwähnten Arten *Platycnemis pennipes* bzw. *Aeshna cyanea*.

Die große Gruppe der Gewässer mit Vorkommen von *Cordulegaster boltoni* (alle übrigen bis auf L18 und L65) zerfällt in vier Teilblöcke: Gewässer mit sehr hohen Dominanzen von *Cordulegaster boltoni* (L49 - L51), Gewässer mit hohen Dominanzen von *Cordulegaster boltoni* und *Calopteryx splendens* (L7 - L34), Gewässer mit hoher Dominanz der beiden Prachtlibellen-Arten (L53 - L52) sowie Gewässer wie vorstehend aber mit zusätzlichem Anteil von *Coenagrion mercuriale* und *Pyrrhosoma nymphula* am Gesamtbestand. Die beiden Abschnitte L36b mit hoher Dominanz von *Libellula depressa* und L65 mit ausschließlichem Vorkommen von *Calopteryx splendens* fügen sich nach ihrer Ähnlichkeit dem Block L49 - L34 bzw. L49 - L52 hinzu.

Auch hier nimmt die Breite, die Tiefe und die Höhe des Abflusses der Gewässer tendenziell von

den Gruppen L46b - L66, L65 über L49 - L51 bis zu L7 - L52 zu. Innerhalb der Gruppe L7 - L52 haben die Flächen L7 - L39b stärkere Gefälle gegenüber L53 - L52.

Für den Vergleich der Fließgewässer-Untersuchungsflächen nach der Nutzung ihrer Uferstreifen wurden die Prozentanteile der unterschiedenen Nutzungstypen berechnet und dann analog zur Berechnung der Dominantenidentitäten bei Faunenvergleichen vorgegangen. Das Ergebnis für die stärker besonnten Gewässerabschnitte mit Libellennachweisen zeigt Abb. 55e. Bei der Gruppe L51 - L70 erreicht Intensivgrünland sehr hohe Anteile an der Nutzung der angrenzenden Uferstreifen. Von L27 bis L39b sinkt der Anteil des Intensivgrünlandes langsam ab und andere Nutzungstypen treten in unterschiedlicher Kombination stärker hinzu, z.B. extensiv genutztes Grünland (L47b), Feuchtgrünland (L27, L34, L37b, L47b), Hausgärten (L66) oder Äcker (L22, L44a, L68, L43). Die sich mit den niedrigsten Ähnlichkeiten zuordnenden Flächen zeichnen sich durch fehlendes Intensivgrünland sowie hohe Anteile von extensiv genutztem Grünland (L2), Hausgärten (L18) und Feuchtgrünland (L64b) aus.

Abgesehen von einzelnen Flächenkombinationen wie L44a, L43, L68 finden sich die Gewässerabschnitte eher in anderen Ähnlichkeitsgruppierungen als nach den Vergleichen ihrer Libellenfaunen. Da die Uferstreifen der hier verglichenen Gewässer fast alle hohe Grünlandanteile (Nutzungstypen: Intensivgrünland, extensiv genutztes Grünland, Feuchtgrünland, Bachröhrichte, Hochstaudenfluren) aufweisen, sind die konkreten Anteile dieser Typen anscheinend für die Ausprägung der Libellenfaunen nicht von entscheidender Bedeutung. Maßgeblicher erscheinen hier Eigenschaften des Gewässers selbst, wie oben schon durch die Betonung von Breite, Tiefe und Abflußstärke der Bäche in Zusammenhang mit der Ähnlichkeit ihrer Libellenfaunen angedeutet.

Gehölzbestandene Bachläufe finden sich im Untersuchungsgebiet im Bereich der bewaldeten Quellbäche sowie vor allem entlang der breiteren und tieferen Gewässer mit höheren Abflüssen, wo der randliche Gehölzbewuchs schon seit langem toleriert wurde, um das Erosionsrisiko zu reduzieren. In den Abb. 55b ist die Ähnlichkeit gehölzbestandener Bachabschnitte des Untersuchungsgebietes nach den Artenidentitäten ihrer Libellenbestände dargestellt. Zwei Flächengruppierungen heben sich dabei besonders ab. Die Gruppe L59 - L30 ist durch *Cordulegaster bidentata* gekennzeichnet, die diese quellnahen, bewaldeten oder waldnahen Bachabschnitte exklusiv besiedelt. An dem langen, bewaldeten und aus zahlreichen Quellen gespeisten Reinwasserabschnitt L1 und dem kurzen Abschnitt L29 unterhalb eines aufgefüllten Tales wurde *Aeshna cynea* als einzige Libellenart nachgewiesen. Außer dem als zufällig eingeschätzten Antreffen von jeweils einem Individuum dieser Art weisen diese beiden Bachabschnitte kaum Gemeinsamkeiten auf. Der große Block der anderen Untersuchungsflächen (L19 - L58) läßt sich in drei Gruppierungen einteilen: L19 - L56 mit Präsenz von *Calopteryx virgo*, L6 - L22 mit Präsenz beider *Calopteryx*-Arten (außer L8) und L12 bis L58 mit Präsenz von *Calopteryx splendens*. *Cordulegaster boltoni* tritt zu diesen Arten bei den Flächen L16 - L56 sowie L6 bis L23 hinzu, *Platycnemis pennipes* bei den Abschnitten L15 - L21. Die von *Calopteryx splendens* bei Fehlen von *Calopteryx virgo* besiedelten Abschnitte teilen sich nochmals auf in solche ohne (L12, L72) und mit Präsenz (L32, L58) von *Lestes viridis*.

Die Bachabschnitte, die hinsichtlich der beiden Prachtlibellen-Arten nur von *Calopteryx virgo* besiedelt werden (L19 - L56) finden sich im Bereich der Unterläufe der untersuchten Gewässer und zeichnen sich durch dicht geschlossene Ufergehölzstreifen aus. Demgegenüber lagen die Abschnitte mit exklusivem Nachweis von *Calopteryx splendens* an höher gelegenen Abschnitten (außer L58), die ebenfalls alte, dicht geschlossene Ufergehölze (L12, L32, L58) bzw. Wald (L72)

trugen. *Calopteryx splendens* wurde dabei oft nur mit wenigen Individuen und nur in einzelnen Untersuchungsjahren möglicherweise mehr oder weniger zufällig angetroffen. Gewässerabschnitte, in denen beide Prachtlibellen-Arten präsent waren (L6 - L22, außer L8), reichen von den Ober- bis zu den Unterläufen der untersuchten Gewässer. Sie umfassen relativ abflußstarke Gewässerteile der offenen Landschaft, deren randliche Gehölzstreifen stellenweise größere Lücken oder lichtere Bereiche aufweisen, die eine Besonnung des Gewässers erlauben.

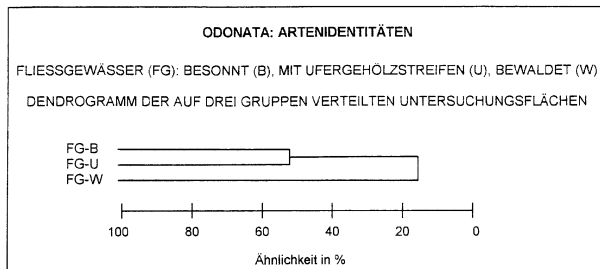
Werden die Flächen nach den Dominantenidentitäten ihrer Libellenfaunen gruppiert (Abb. 55d), so schließen sich die durch hohe Dominanzen von *Cordulegaster bidentata* (L59 - L30) bzw. *Aeshna cyanea* (L29 - L1) charakterisierten Gruppen wie oben auf den niedrigsten Ähnlichkeitsniveaus an die anderen Untersuchungsflächen an. Die Gruppe der übrigen Flächen mit Präsenz von immer mindestens einer der beiden Prachtlibellen-Arten läßt sich in sieben Ähnlichkeitsgruppierungen aufteilen: L56 - L16 mit hohen Dominanzen von *Calopteryx virgo* und *Cordulegaster boltoni*, L15 - L6 mit höheren Dominanzen der beiden vorgenannten Arten sowie von *Calopteryx splendens*, L19 - L57a mit ausschließlichem Vorkommen von *Calopteryx virgo*, L20 - L58 mit hohen Dominanzen von *Calopteryx virgo* und mäßigen von *Calopteryx splendens*, L12 - L8 mit sehr hohen Dominanzen von *Calopteryx splendens*, L23 - L21 mit hohen Dominanzen beider *Calopteryx*-Arten und mäßigen Dominanzwerten von *Platycnemis pennipes* sowie L32 mit hoher Dominanz von *Lestes viridis*. Die Abschnitte an denen *Cordulegaster boltoni* zusammen mit einer oder beiden Prachtlibellen höhere Dominanzwerte erreicht (L56 - L6, L8) liegen im Mittellauf der untersuchten Gewässer, während die Unterläufe (L19 - L58, L23 - L21) fast vollständig durch eine bzw. beide *Calopteryx*-Arten dominiert werden. Möglicherweise schließt die im Unterlauf unterschiedliche Sohlstruktur mit höheren Anteilen sandiger, sich stark umlagernder Sedimente *Cordulegaster boltoni* aus. Die im Feinsediment eingegrabenen Larven werden unter Umständen zu häufig überdeckt bzw. freigespült. Auch die Abschnitte mit ausschließlichem Vorkommen bzw. sehr hoher Dominanz von *Calopteryx splendens* liegen eher im Mittellauf (L12 - L8). Hier wurden aber nur wenige Individuen in einzelnen Untersuchungsjahren möglicherweise mehr oder weniger zufällig angetroffen.

Vergleicht man die gehölzbestandenen Fließgewässer mit Libellenvorkommen hinsichtlich der Ähnlichkeit der Nutzung ihrer Uferstreifen, so erhält man die in Abb. 55f dargestellte Gruppierung der Abschnitte. Deutlich trennt sich die Gruppe der bewaldeten (L33 - L73) von den im Offenland gelegenen Gewässern (L8 - L22). Bei den Waldflächen trennen sich die Gewässer mit größeren Anteilen von Altbeständen und Schlagfluren (L33 - L1) von denjenigen mit überwiegend jungen angrenzenden Wäldern (L72 - L73). Bei im Offenland gelegenen Fließgewässern mit Ufergehölzstreifen lassen sich zwei Gruppen unterscheiden: L8 - L24 mit einem hohen Anteilen von Intensivgrünland und L20 - L57a mit hohen Anteilen von Äckern. Beiden Gruppen gemeinsam ist ein gleichzeitig hoher Anteil von älteren, laubbaumreichen Ufergehölzstreifen. Der ersten Gruppe schließt sich L15 mit hohen Anteilen von Intensivgrünland und Äckern an, der zweiten Gruppe L21 mit hohem Anteil einer gehölzbepflanzten Deponieabdeckung. Zu der Gesamtgruppe der bisher genannten im Offenland gelegenen Bäche kommen dann L16, L19 und L22 mit hohen Anteilen von Hausgärten, Gartenflächen bzw. Straßen.

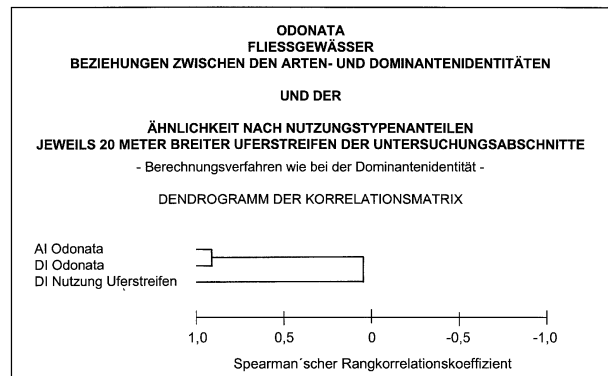
Wie bei den besonnten Fließgewässerabschnitten zeigen sich auch hier wenig übereinstimmende Gruppierungen bei den Ähnlichkeitsvergleichen nach den Libellenfaunen bzw. der angrenzenden Nutzung. Am ehesten ist dieses noch bei den Waldbächen der Fall, aber auch dort ordnen sich zwei Drittel der Abschnitte nach ihren Libellenfaunen den im Offenland gelegenen Gewässern zu. Auch hier könnte von Ähnlichkeiten der Nutzungstypen am Ufer kaum auf Ähnlichkeiten der

Libellenbestände geschlossen werden, ohne Merkmale direkt am und im Gewässer zu berücksichtigen.

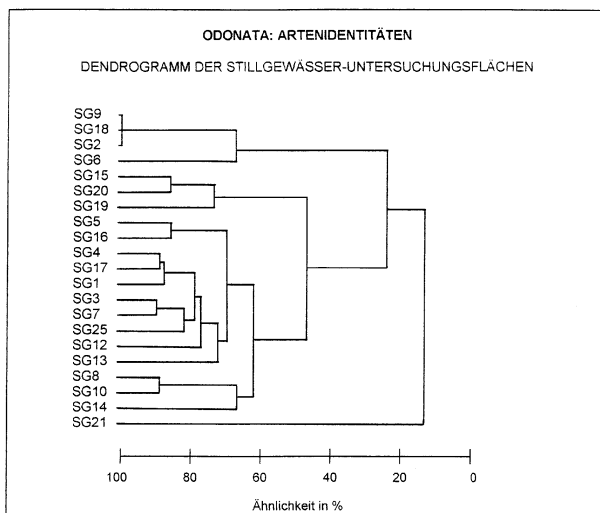
Für die Darstellung in Abb. 56a wurden die untersuchten Fließgewässer mit Libellennachweisen in drei Gruppen eingeteilt: Abschnitte ohne Ufergehölze und starker Besonnung (FG-B), im Offenland gelegene Abschnitte mit Ufergehölzen (FG-U) und bewaldete Fließgewässerabschnitte (FG-W). Für die Libellenfaunen dieser Gruppen wurden Artenidentitäten berechnet und nach einer Clusteranalyse im Dendrogramm dargestellt.



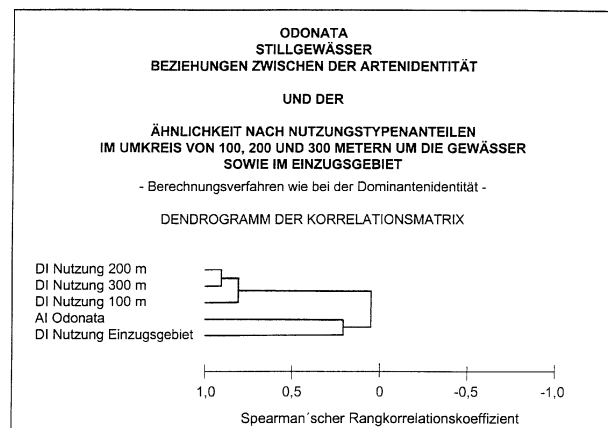
a)



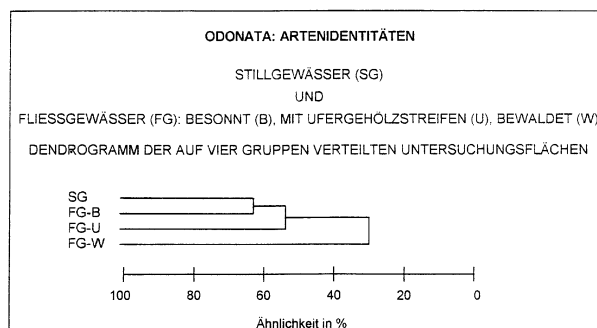
b)



c)



d)



e)

Abb. 56: Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Still- und Fließgewässern: Ähnlichkeiten zwischen den zusammengefaßten Libellenbeständen besonnerter, mit Ufergehölzstreifen bestandener und bewaldeter Fließgewässerabschnitte (a), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Libellenbestände der Fließgewässer und der Nutzungstypen ihrer Uferstreifen (b), Ähnlichkeiten der Libellenbestände der Stillgewässer (c), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Libellenbestände der Stillgewässer und den Ähnlichkeiten ihrer Nutzung im 100, 200, 300 Meter und im Einzugsgebiet (d), Ähnlichkeiten zwischen den zusammengefaßten Libellenbeständen der besonnerter, mit Ufergehölzen bestandenen Fließgewässerabschnitten sowie der Stillgewässer (e)

Wie im Diagramm zu erkennen, sind die Ähnlichkeiten zwischen diesen drei Gruppen relativ niedrig, wobei die bewaldeten Fließgewässer die größte Eigenständigkeit aufweisen.

In Abb. 56b wurden zwischen den Ähnlichkeitswerten aus den Paarvergleichen der Untersuchungsflächen nach statistischen Beziehungen gesucht. Dabei wurden die Arten- und Dominantenidentitäten der Libellenfaunen und die Ähnlichkeit der Uferstreifennutzung berücksichtigt. Bei den Libellenbeständen der Fließgewässer besteht mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,9 ein relativ straffer Zusammenhang zwischen den Arten- und Dominantenidentitäten der Libellenfaunen der untersuchten Abschnitte (Anhang 99). Zwischen diesen beiden Parametern und den Ähnlichkeiten der Nutzung auf je 20 m breiten Uferstreifen bestehen jedoch keine strafferen Zusammenhänge (Anhang 99). Dieses bestätigt den Eindruck aus dem Vergleich der Ähnlichkeitsdendrogramme in Abb. 55, die kaum ähnliche Gruppierungen bei den Libellenfaunen bzw. der Ufernutzung aufwiesen. Ein ähnlich genutztes Ufer, Umfeld und Einzugsgebiet der Gewässer geht demnach nicht mit der Ähnlichkeit der Libellenbestände der Untersuchungsflächen einher.

Die Stillgewässer-Untersuchungsflächen wurden in Abb. 56c nach den Artenidentitäten ihrer Libellenfaunen gruppiert. Die niedrigste Ähnlichkeit zu den anderen Untersuchungsflächen weist der Tümpel (SG21) auf einem besonnten Waldweg auf, an dem ausschließlich *Libellula depressa* angetroffen wurde. Ebenfalls auf niedrigem Ähnlichkeitsniveau schließt sich den anderen Gewässern die Gruppe SG9 - SG2 an. Es handelt sich dabei um stark durch Gehölze beschattete Gewässer, an denen ausschließlich *Aeshna cyanea* angetroffen wurde. Zu dieser Gruppe gehört auch der ebenfalls vollständig überschattete Teich SG6, an dem außer der oben genannten Art auch noch *Lestes viridis* nachgewiesen wurde.

Der große Block aus den übrigen Untersuchungsflächen (SG15 - SG21) weist bessere Besonnungsverhältnisse am Gewässer auf als die oben genannten Flächen. Drei Gruppierungen lassen sich dort unterscheiden: SG15 - SG19 ist mit zwei bis vier Arten die artenärmste Gruppe. Hier finden sich zwei nicht ständig wasserführende Gewässer (SG19, SG20) sowie eines, das noch einer relativ starken Überschattung durch Ufergehölze unterliegt (SG15). Eine mäßig artenreiche Gruppe mit vier bis fünf Arten umfaßt die Gewässer SG8 - SG14. Hier liegen zwei der Gewässer am Waldrand und genießen nur eine zeitweise Besonnung (SG10, SG14), eines ist stark abwasserbelastet und ohne Röhrichtgürtel (SG8). Die artenreichste Gruppe mit sechs bis zehn Arten (SG5 - SG13) umfaßt permanent wasserführende Gewässer, zumeist Stauteiche, bei denen eine ganztägige Besonnung der Wasseroberfläche aufgrund fehlender oder niedriger randlicher Gehölze möglich ist. Die Gruppierung der Flächen nach der Ähnlichkeit ihrer Libellenfaunen läßt sich demnach recht gut mit Unterschieden in der Besonnungssituation, der Wasserführung und der Abwasserbelastung der Gewässer erklären.

In Abb. 57 wurde der Frage nachgegangen, wie sich die Gewässer nach der Ähnlichkeit ihrer Nutzung im Einzugsgebiet (a) oder in der Umgebung von 100 m (b), 200 m (c) und 300 m (d) um das Gewässer gruppieren.

Bezogen auf die Ähnlichkeit in der Nutzung ihrer Einzugsgebiete (Abb. 56a) weisen drei Gruppen eine sehr niedrige Ähnlichkeit zu den anderen Untersuchungsflächen auf: SG20 - SG8 mit hohen Acker-, Wein-, Gartenbauanteilen, SG19 - 21 als Wegeseitengräben und SG13, eine Mulde in einer Deponieabdeckung. Die Gruppe der übrigen Stillgewässer (SG3 - SG12) läßt sich nach dem Verhältnis von Grünland und Wald in den Einzugsgebieten differenzieren: SG3 - SG4 mit ähnlichen Anteilen von Grünland und Wald, SG2 - SG17 mit sehr hohen Waldanteilen sowie SG14 - SG6,

deren Einzugsgebiet nahezu vollständig aus Wald besteht. Bei den Flächen SG7 und SG12 kommen zum hohen Waldanteil Acker- bzw. Siedlungsflächen hinzu.

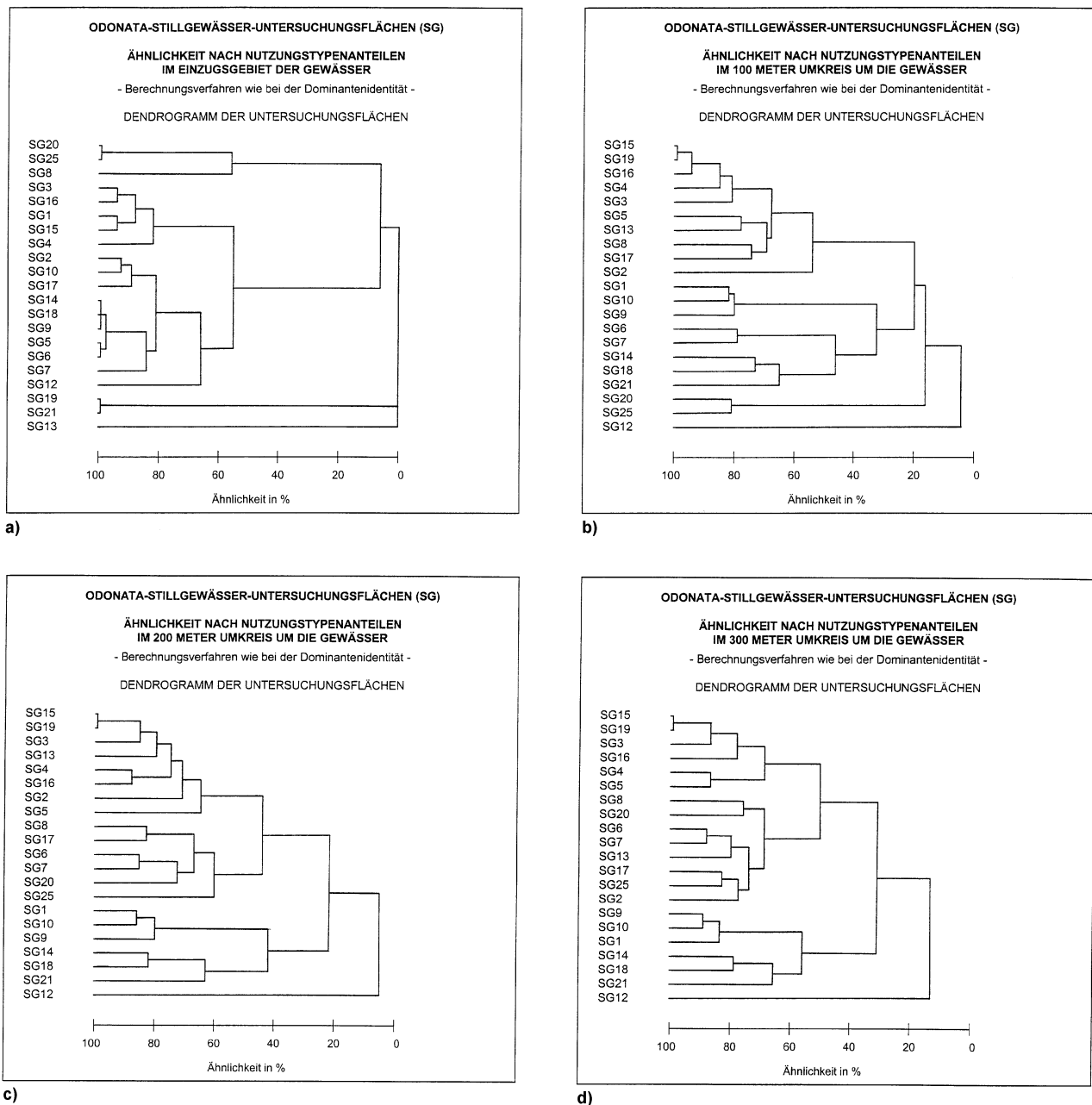


Abb. 57: Ergebnisse der Stillgewässer-Untersuchungen: Ähnlichkeiten nach Nutzungstypen im 100, 200 und 300 Meter Umkreis sowie im Einzugsgebiet

Bei den Ähnlichkeiten in der Nutzung der Gewässerumgebung kommt es für die drei verwendeten Radien von 100, 200 und 300 m zu relativ einheitlichen Gruppierungen der Flächen (Abb. 55b, c, d). Die im Siedlungsbereich liegende Fläche SG12 weist zu allen anderen Flächen immer die niedrigste Ähnlichkeit auf. Bei den Flächen SG1, SG9, SG10, SG14, SG18 und SG21 wird das Gewässerumfeld stark durch laubbaumreiche Waldbestände geprägt. Bei einem Radius von 100 m fallen auch noch die beiden Gewässer SG6 und SG7 in diese Gruppe. SG1, SG9 und SG10 zeichnen sich durch einen hohen Anteil von extensiv genutztem Grünland in ihrem Umfeld aus. Hohe Anteile von Intensivgrünland kennzeichnen die Umgebung von SG3, SG4, SG5, SG15, SG16 und SG19 in allen Radien, sie finden sich deshalb oft gemeinsam in einer Ähnlichkeitsgruppe, der

bei einzelnen Radien aber durchaus auch andere Flächen angehören können. Intensivgrünland ist auch der gemeinsame Nenner der Gruppe SG8 - SG2 in Abb. 57d. Hier gruppieren sich - beginnend schon in Abb. 57c - Flächen zusammen, bei denen mit zunehmendem Radius die Anteile von Acker-, Wein- und Gartenbau, teilweise auch von laubbaumreichen Waldbeständen zunehmen.

Vergleicht man die Ähnlichkeitsgruppierungen der Stillgewässer nach ihren Libellenfaunen mit denen nach der Nutzung von Einzugsgebieten und Gewässerumgebung so finden sich kaum Gemeinsamkeiten. Für Abb. 56d wurden statistische Beziehungen zwischen den paarweisen Ähnlichkeitswerten der Untersuchungsflächen nach Libellenfaunen, Nutzung der Einzugsgebiete und Nutzung der Gewässerumgebung im Radius von 100, 200 und 300 m berechnet. Die Matrix der Korrelationskoeffizienten (Anhang 97) wurde einer Clusteranalyse unterzogen und der Zusammenhang zwischen den Parametern als Dendrogramm abgebildet. Zwischen den Artenidentitäten der Libellenbestände der Stillgewässer und den Ähnlichkeiten der Nutzung im Umkreis von 100, 200 und 300 m um das Gewässer sowie der Nutzung des Einzugsgebietes bestehen keine strafferen Zusammenhänge. Die Ähnlichkeiten der Nutzung in den verschiedenen Radien um das Gewässer weisen untereinander dagegen engere Zusammenhänge auf (Korrelationskoeffizienten 0,8 - 0,9), jedoch nur geringe zu den Ähnlichkeiten der Nutzung der Einzugsgebiete.

In Abb. 56e werden abschließend die Ähnlichkeiten der Libellenfaunen der Stillgewässer (SG), der besonnten Fließgewässer ohne Ufergehölzstreifen (FG-B), der im Offenland liegenden Fließgewässer mit Ufergehölzstreifen (FG-U) sowie der Waldbäche (FG-W) mit Hilfe ihrer Artenidentitäten verglichen. Die Identitätswerte zwischen diesen Gruppen bleiben insgesamt relativ niedrig. Die größte Ähnlichkeit weisen dabei die Stillgewässer und besonnten Bachabschnitte auf, denen sich dann die Fließgewässer mit Ufergehölzen anschließen. Die Libellenfauna der Waldbäche ist denen der anderen Gewässergruppen am wenigsten ähnlich.

Zeitliches Turnover der Libellenbestände der Fließgewässer

Für die Libellenfaunen der einzelnen Fließgewässerabschnitte wurden Arten- und Dominantenidentitäten sowie Turnover-Werte zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren 1989 - 1990, 1990 - 1991 und 1989 - 1991 berechnet. Dann erfolgte über die Untersuchungsjahre eine Mittelwertbildung der Arten- bzw. Dominantenidentitäten bzw. des Turnovers. Für die in der Folge diskutierten Flächenkollektive wurden aus diesen Mittelwerten wiederum Durchschnittswerte gebildet. Einbezogen sind nur die Gewässerabschnitte mit Libellennachweisen (n=49). Die 40 untersuchten Abschnitte, in denen im dreijährigen Untersuchungszeitraum keine Libellen-Imagines angetroffen wurden, blieben unberücksichtigt.

Die so berechnete mittlere Artenidentität zwischen den Untersuchungsjahren beträgt über alle Abschnitte mit Libellennachweisen nur 30 %. Mit 12 % ist sie niedriger auf artenärmeren Untersuchungsflächen mit 1 - 2 Libellenarten (n=28). Für artenreichere Abschnitte mit 3 - 10 Libellenarten (n=20) wird mit 54 % ein höherer Durchschnittswert erreicht. Für die Dominantenidentität belaufen sich die entsprechenden Werte auf 28 % (n=40), 11 % (n=28) und 50 % (n=20). Die Turnover-Werte sind nur das rechnerische Pendant zu den Artenidentitäten. Hier liegen die Werte bei 0,70 (n=40), 0,88 (n=28) und 0,46 (n=20).

Zwischen den erhobenen Libellenfaunen in den einzelnen Untersuchungsjahren bestehen demnach im Mittel nur relativ niedrige Ähnlichkeiten, der zeitliche Wechsel in der nachgewiesenen

Artenzusammensetzung der Untersuchungsflächen ist relativ hoch. Dieses gilt für artenärmere Untersuchungsflächen in wesentlich stärkerem Umfang als für artenreiche. Untersuchungsflächen mit wenigen Arten unterliegen deshalb einem höheren Risiko der Fehlbeurteilung, wenn hierfür nur Daten aus einem oder wenigen Jahren vorliegen.

Zusammenhänge zwischen den in den einzelnen Jahren ermittelten Befunden und ihrer Auswertung für die Libellenbestände der Fließgewässer

In der Folge wird geprüft, inwieweit bei der Verwendung unterschiedlicher Auswertungsmodi bzw. bei Einbeziehung verschiedener Untersuchungszeiträume gleichgerichtete Ergebnisse erzielt werden können. Hierzu wurden Korrelationen zwischen den Ergebnissen nach den beiden verwendeten Auswertungsmodi, zwischen den Ergebnissen der einzelnen Untersuchungsjahre untereinander sowie zwischen den Ergebnissen der einzelnen Untersuchungsjahre und dem Gesamtergebnis berechnet.

Die Ergebnisse der beiden Auswertungsmodi sind eng miteinander korreliert. Für alle Untersuchungsflächen (n=89) betragen die Korrelationskoeffizienten für die Arten- und Individuenzahlen insgesamt sowie für die der landesweit gefährdeten Arten 1,0. Berücksichtigt man nur die Gewässerabschnitte mit Libellennachweisen (n=49) liegen die Koeffizienten für die Artenzahlen bei 0,9, für die Individuenzahlen immer noch bei 1,0.

In der Folge werden nur die Ergebnisse nach dem Auswertungsmodus "Gesamtartenzahlen/Zusammenführung der maximal in den einzelnen Jahren erreichten Individuenzahlen der einzelnen Arten" dargestellt.

Die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungsjahre (1989 - 1990, 1990 - 1991, 1989 - 1991) weisen die folgenden Spannweiten an Korrelationskoeffizienten für die Abschnitte mit Libellennachweisen (n=49) / alle Untersuchungsflächen (n=89) auf:

- Artenzahlen 0,3 - 0,6 / 0,6 - 0,7
- Individuenzahlen 0,4 - 0,6 / 0,6 - 0,7
- Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten 0,5 - 0,6 / 0,6 - 0,7
- Individuenzahlen landesweit gefährdeter Arten 0,6 - 0,7 / 0,6 - 0,7

Durch die Entfernung des ergebnisgleichen Blocks von 40 Untersuchungsabschnitten ohne Libellennachweise werden die statistischen Beziehungen zwischen den Ergebnisse der einzelnen Jahre weniger straff. Die Zusammenhänge zwischen den Ergebnissen der einzelnen Untersuchungsjahre sind vor allem bei den Arten- und Individuenzahlen aller Arten nicht sehr eng. Ergebnisse einzelner Jahre können für einen großen Teil der Untersuchungsflächen stark voneinander abweichen, wie auch schon bei der Diskussion der Arten- und Individuenzahlen erörtert. Bei einjährigen Untersuchungen sind dementsprechende Fehleinschätzungen der Gewässer möglich. Dieses gilt für die artenärmeren Flächen in größerem Umfang als für die artenreichen Gewässer.

Für die Arten- und Individuenzahlen aller bzw. der gefährdeten Arten sind die statistischen Beziehungen der einzelnen Jahresergebnisse 1989, 1990 und 1991 zum Gesamtergebnis 1989 - 1991 erwartungsgemäß enger als die der einzelnen Jahre zueinander (Abschnitte mit Libellennachweisen: n=49 / alle Abschnitte: n=89):

- Artenzahlen 0,6 - 0,8 / 0,7 - 0,9
- Individuenzahlen 0,6 - 0,8 / 0,7 - 0,9
- Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten 0,6 - 0,8 / 0,7 - 0,9
- Individuenzahlen landesweit gefährdeter Arten 0,7 - 0,8 / 0,8 - 0,9

3.4.6 Untersuchungen zur makroskopisch sichtbaren Tierwelt des Gewässerbodens und zur Gewässergüte der Fließgewässer des Untersuchungsgebietes

Die Erfassung und Determination der makroskopisch sichtbaren Tierwelt der Gewässerböden und die gewässerphysikalischen und –chemischen Untersuchungen der M-Probestellen wurden von CLAUSNER (1990) für M1 bis M9 und von STOLPER (1992) für M10 bis M16 durchgeführt. Für 24 mittels Feldlabor beprobte Gewässerteile (FG) sind die Ergebnisse der Beprobung sowie die Beschreibung der Untersuchungsflächen in Anhang 100 zusammengestellt. Die Ergebnisse der 16 Makrozoobenthon-Untersuchungen (M) ausgewählter Bachabschnitte finden sich einschließlich der Charakterisierung der Untersuchungsflächen und den Meßwerten der Gewässerbeprobung in Anhang 101. Anhang 102 gibt eine Korrelationsmatrix zwischen den Artenähnlichkeiten der Tierbestände der Fließgewässer und den Ähnlichkeiten der Nutzung in der Gewässerumgebung und im Einzugsgebiet wieder. Kennwerte für den Faunenwechsel entlang der Bäche sowie zwischen den beiden untersuchten Bachsystemen sind in Anhang 103 dokumentiert. Eine Übersicht über die minimalen und maximalen Arten- und Dominantenidentitäten sowie den Zusammenhang zwischen den beiden Vergleichsmaßen bietet Anhang 104, wobei nach Lebensräumen, Artengruppen und Methoden unterschieden wird. Mittelwerte für Stetigkeiten, Dominanzen, Flächendiversitäten und Flächenevenness-Werte wurden nach Artengruppen und Gefährdungsstatuskollektiven in Anhang 107 zusammengefaßt, die Beziehungen zwischen diesen Parametern in Anhang 108 und die Singularitätswerte von Untersuchungsflächen nach Artengruppen in Anhang 112. Anhang 109 gibt veränderte Rote-Liste-Einstufungen von Arten wieder, die sich aufgrund von Neuauflagen nach Beginn der Auswertungen ergeben haben. In Anhang 112 sind alle verwendeten und später erschienenen Roten Listen für die Bundesrepublik Deutschland und Baden-Württemberg nach Artengruppen dokumentiert. Außer durch den Saprobienindex wurde die Gewässergütestufe der Probestellen auch nach den Meßwerten der erhobenen physikalisch-chemischen Wasserparameter (Anhang 100 FG-Untersuchungsflächen, Anhang 101 M-Probestellen) im Anhalt an die Zuordnungen in Anhang 115 vorgenommen.

Untersuchungsflächen

Die Lage der mittels Feldlabor gewässerchemisch untersuchten Punkte (FG) sowie die Probestellen der Makrozoobenthon-Untersuchungen und der gewässerchemischen Laborbeprobung (M) sind Abb. 58 zu entnehmen. Die Auswahl der Untersuchungsflächen erfolgte nach Reinwassergebieten (bewaldete Einzugsgebiete ohne landwirtschaftliche Nutzung und Besiedlung), die als Referenz dienen und den natürlichen Hintergrund der Gewässer widerspiegeln, und dann weiter bachabwärts nach erwarteten Belastungssituationen (Änderung der Nutzung, Abwasseranfall). Neben den Hauptgewässern Alt- (FG 23, 24), Schob- (FG 8, 9, 19 - 22, M 1, 2, 6 - 9) und Taubenbach FG 3, 2, 7, M 10 - 16) wurden die größeren Seitenbäche Michel- (FG 12, 13, M 3 - 5), Waldbrunner- (FG 14, 15) und Hagelbach (FG 16, 17) sowie Froschbächle (FG 1, 2) und Elzdobel (FG 5, 6) jeweils oben im Tal und am Talausgang vor dem Zufluß in das Hauptgewässer beprobt. Bei einigen kleineren Seitenarmen an Schobbach (FG 10, 11, 18) und Taubenbach (FG4) erfolgte die Beprobung nur an einer Stelle. Die Probestellen verteilen sich hinsichtlich der Nutzung ihrer Einzugsgebiete und der Gewässerbelastung wie folgt:

- Einzugsgebiet Wald, keine Abwasserbelastung: M 1, 3, 10, FG 1, 3, 5, 8, 12, 14, 24
- Einzugsgebiet Wald und Grünland, keine Abwasserbelastung: M 2
- Einzugsgebiet Wald, Landwirtschaft mit überwiegend Grünland, Einzelhöfe, Abwasserbelastung

aus Hofkläranlagen: M 4 - 6, FG 4, 6, 9 - 11, 13, 15, 16, 24

- Einzugsgebiet Wald, Landwirtschaft, geschlossene Siedlungsbereiche, Abwasserbelastung aus Hofkläranlagen und Mischkanalisation (Überlauf): M 7 - 9, 11 - 16, FG 2, 7, 17 - 22

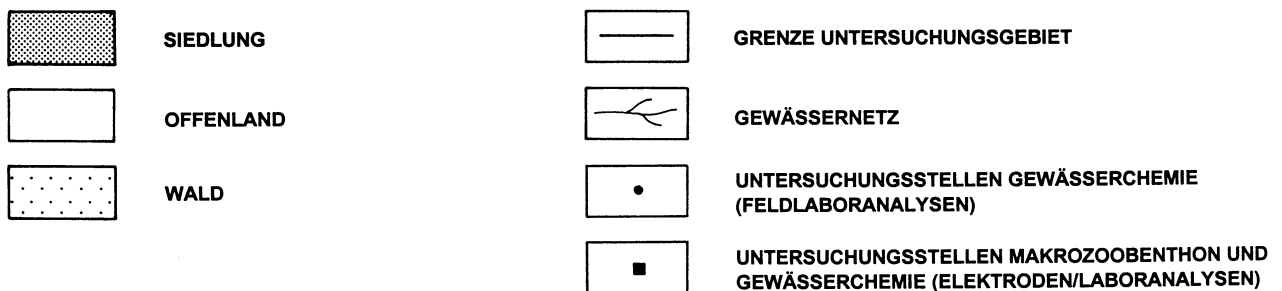
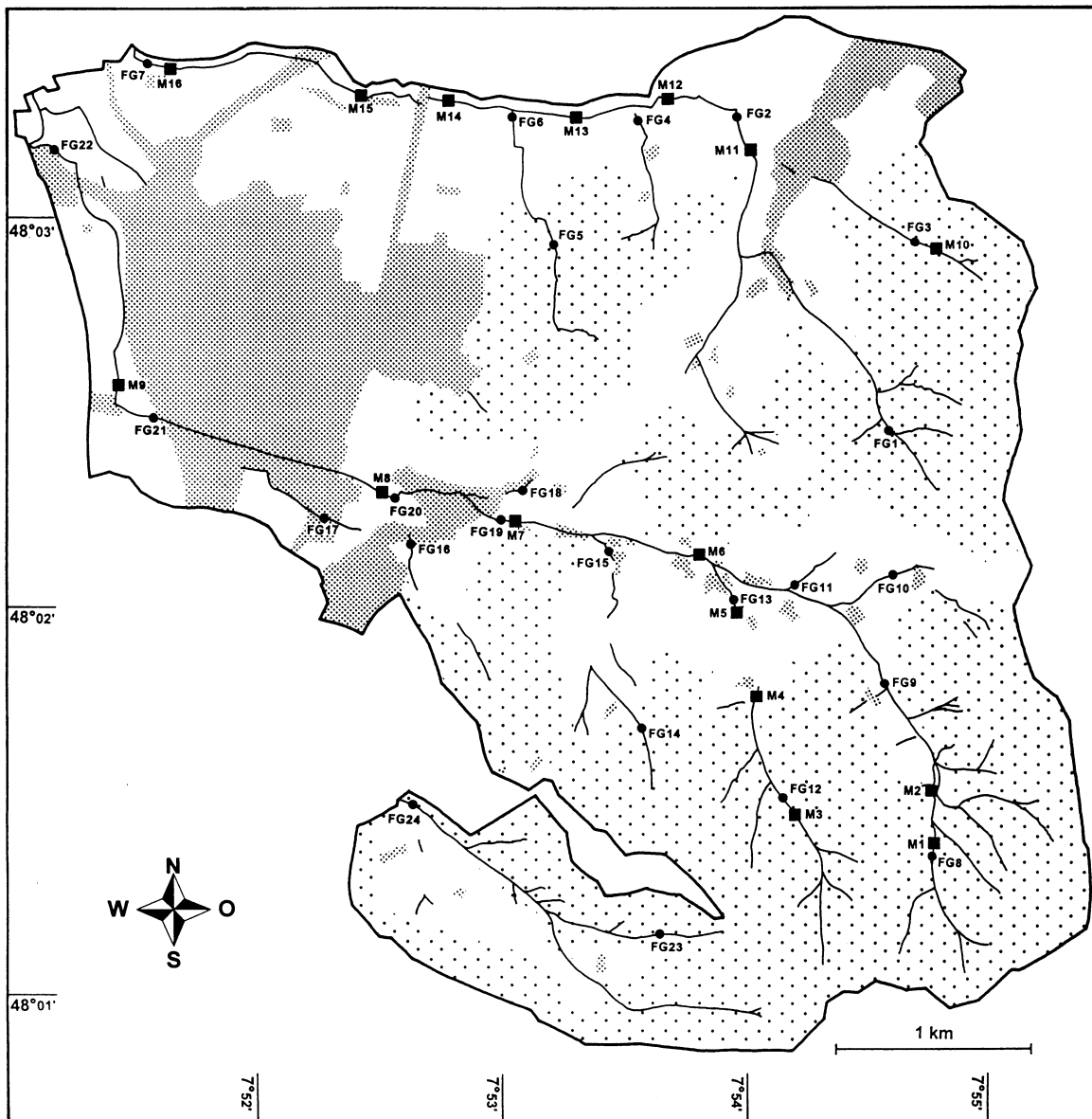


Abb. 58: Lage der Fließgewässeruntersuchungsstellen für die makroskopisch sichtbare Fauna des Gewässerbodens sowie der laboranalytischen und feldlaboranalytischen Beprobung

Die beprobten Gewässerabschnitte, der gesamte Oberlauf und das Einzugsgebiet der verschiedenen Probepunkte wurden hinsichtlich ihrer Struktur, ihrem Ausbau und ihrer Nutzung charakterisiert (Anhang 100, 101). In der Folge wird zunächst der Frage nachgegangen, inwieweit Beziehungen bestehen zwischen gewässerchemischen Parametern und der randlichen Nutzung an den Probestellen, der randlichen Nutzung an den gesamten Oberläufen sowie der Nutzung in den Einzugsgebieten der Probestellen. Bei der randlichen Nutzung wurde ein Streifen von jeweils 20 m Breite links und rechts der Gewässer in die Auswertung einbezogen.

Betrachtet man diesbezüglich die 24 FG-Probestellen so bestehen die engsten Korrelationen der Jahresmittelwerte der gemessenen chemischen Parameter an den Probestellen zur Nutzung der jeweiligen Einzugsgebiete und deren Geologie. Da die Wälder im Untersuchungsgebiet weit überwiegend auf Gneis stocken, gehen Gneis- und Waldanteil im Einzugsgebiet meistens einher. Steigende Waldanteile sind deshalb negativ mit der Gesamt- bzw. Carbonathärte des Wassers korreliert (-0,7, -0,8). Da die Belastungen der Fließgewässer durch organische Einträge und Düngung im Wald niedriger sind als in landwirtschaftlich genutzten Flächen und im besiedelten Bereich bestehen im Untersuchungsgebiet auch negative Korrelationen zwischen dem Waldanteil im Einzugsgebiet der Probestellen und dem Ammonium- (-0,7), Nitrit- (-0,8), Nitrat- (-0,6) und Orthophosphatgehalt (-0,5) des Wassers. Die besseren Standorte des Untersuchungsgebietes (lößvergütete Gneise, Löß, Schwemmlöß, Aueton) werden von den Nutzungen Grünland, Acker-/Wein-/Gartenbau sowie Siedlung/Verkehr eingenommen. Mit höheren Anteilen dieser Nutzungen und geologischen Substrate am Einzugsgebiet der Gewässerprobestellen gehen damit auch steigende Gesamt- und Carbonathärten einher (Grünland 0,5, 0,5; Acker-/Wein-/Gartenbau 0,8, 0,7; Siedlung/Verkehr 0,6, 0,6). Aufgrund von Düngung und organischer Belastung nehmen dabei auch die Konzentrationen von Ammonium, Nitrit, Nitrat und Orthophosphat in den Fließgewässern zu (Grünland 0,5, 0,6, 0,4, 0,3; Acker-/Wein- und Gartenbau 0,6, 0,7, 0,5, 0,5; Siedlung/Verkehr 0,6, 0,7, 0,7, 0,7). Leitet man aus den Meßwerten der physikalischen und chemischen Parameter der Probestellen Gewässergütestufen ab, so ist eine abnehmende Gewässergüte ebenfalls mit sinkenden Waldanteilen im Einzugsgebiet (-0,6) bzw. mit einer Zunahme des Grünlandanteiles (0,5), von Acker-/Wein-/Gartenbau (0,6) sowie von Siedlung und Verkehrsflächen (0,7) verknüpft.

Betrachtet man nicht die Flächennutzung der Einzugsgebiete, sondern Nutzungsanteile von auf jeder Seite 20 m breiten Uferstreifen für den gesamten Oberlauf bzw. für den beprobten Gewässerabschnitt sind die Beziehungen zu den gemessenen Parametern bei den Kategorien Acker-/Wein-/Gartenbau sowie Siedlung/Verkehr weniger straff. Bei den Siedlungs- und Verkehrsflächen nimmt der Mittelwert der Korrelationskoeffizienten aller oben genannten chemischen Parameter von 0,7 bei der Nutzungstypenverteilung in den Einzugsgebieten auf 0,4 bei der Betrachtung der Uferstreifen an Oberlauf oder Probestelle ab. Bezogen auf die Nutzungen Acker-/Wein-/Gartenbau verringert sich der Durchschnitt der Koeffizienten von 0,6 auf 0,3. Eine nur auf den unmittelbaren Uferbereich konzentrierte Betrachtungsweise unterschätzt damit den Effekt von Belastungen aus dem gesamten Einzugsgebiet. Im Umkehrschluß sind auch Maßnahmen, die sich auf den Uferbereich konzentrieren, ohne Veränderungen der Landnutzung im Einzugsgebiet möglicherweise nur wenig wirksam.

Die Korrelationsrechnungen für die 16 M-Probestellen zeigen ein in den Grundzügen ähnliches Bild. Die Quellbäche und Bachoberläufe im nährstoffärmeren, vorwiegend bewaldeten Gneis sind nicht oder gering belastet und durch größere Höhenlagen, mehr Reliefenergie, stärkere Gefälle und grobere Sohlsubstrate gekennzeichnet. Entsprechend gehen alle diese Faktoren mit niedrigeren

Calcium- und Magnesium-, Ammonium- und Orthophosphatgehalten sowie mit höheren Gewässergüteklassen und niedrigeren Saprobienindices einher.

Calcium-, Magnesium-, Ammonium-, Nitrit-, Nitrat- und Orthophosphatgehalt sowie die Carbonathärte und der biochemische Sauerstoffbedarf in fünf Tagen sinken mit steigendem Anteil des Waldes im Einzugsgebiet (mittlerer Korrelationskoeffizient -0,7) und der Bewaldungsrate auf jeweils 20 m breiten Uferstreifen des Oberlaufes (-0,7) sowie des beprobten Gewässerabschnittes (-0,6). Die entsprechenden Parameter steigen, wenn die Einzugsgebiete zunehmend durch Grünland (mittlerer Korrelationskoeffizient 0,5), Acker-/Wein-/Gartenbau (0,6) oder Siedlungs- und Verkehrsflächen (0,7) geprägt sind. Bei Betrachtung der Uferstreifen an den Oberläufen der Probestellen ist dieser Zusammenhang für das Grünland noch deutlicher (0,7), für die Nutzungskategorien Acker-/Wein-/Gartenbau (0,4) sowie Siedlung und Verkehr (0,2) bereits abgeschwächt. Die Ufernutzung im Bereich des beprobten Abschnittes weist wiederum den am wenigsten engen Zusammenhang zu den Gewässerparametern auf (mittlerer Korrelationskoeffizient Grünland 0,2, Acker-/Wein-/Gartenbau 0,4, Siedlung/Verkehr 0,2).

Makroskopisch sichtbare Tierwelt des Gewässerbodens (Makrozoobenthon)

Die Darstellung der Ergebnisse wurde einerseits unter Einbeziehung aller Tiergruppen (Abb. 59) vorgenommen, andererseits nur unter Berücksichtigung der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (Abb. 60). Erfassung und Determination erfolgten durch CLAUSNER (1990) für M1 bis M9 und STOLPER (1992) für M10 bis M16.

Anzahl differenzierter Taxa und Arten

Bei der Erfassung der makroskopisch sichtbaren Tierwelt des Gewässerbodens wurden insgesamt 145 Taxa unterschiedlichen systematischen Ranges unterschieden (Anhang 102). Dabei wurden an den einzelnen Probestellen zwischen 11 und 77, im Mittel 44 Taxa, nachgewiesen. 108 Taxa konnten bis zur Art determiniert werden. Die Artenzahl der Untersuchungsflächen schwankt zwischen 3 und 51 Arten. Im Mittel wurden 27 Arten je Probestelle bestimmt.

Die Anzahl der Taxa bzw. der Arten ist zusammen mit weiteren Ergebnissen in Abb. 59 graphisch dargestellt. Die Probestellen wurden dabei nach abnehmender Anzahl der unterschiedenen Taxa angeordnet. Die Artenzahlen fallen fast völlig gleichgerichtet mit den Zahlen unterschiedener Taxa. Die höchsten Artenzahlen finden sich in Probestellen des Schob- (M6, M7) und Michelbaches (M4, M5) mit geringen organischen Belastungen und relativ hohen Abflussmengen. Die bachaufwärts liegenden Probestellen M1 (Schobbach) und M3 (Michelbach) sind zwar unbelastet, weisen aufgrund ihrer kleineren Einzugsgebiete aber auch eine geringere Wasserführung auf. Ihre Artenzahlen bewegen sich im mittleren Bereich des Spektrums aller Probestellen. Bei den unterhalb der Untersuchungsflächen mit den höchsten Artenzahlen liegenden Schobbachabschnitten (M9, M8) nimmt zwar die Abflussmenge aufgrund weiterer Zuflüsse und des größeren Einzugsgebietes zu, ebenso aber auch die organische Belastung des Gewässers aufgrund von Abwässern aus den Überläufen der Mischkanalisation. Die dort liegenden Probestellen weisen die niedrigsten Artenzahlen des Schobbachsystems auf.

Alle Probestellen am Taubenbach wiesen weniger Arten als die artenärmste Probestelle des Schobbaches auf. Die artenreichste Untersuchungsfläche im Taubenbachsystem ist der Quelloberlauf ohne Abwasserbelastung (M10). Bereits die im Verlauf nächstgelegenen Probestellen an gehölzfreien, im Grünland gelegenen Abschnitten (M11, M12) unterliegen einer Abwasserbelastung aus dem Siedlungsbereich und weisen niedrigere Artenzahlen auf.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER MAKROSKOPISCH SICHTBAREN FAUNA DES GEWÄSSERBODENS

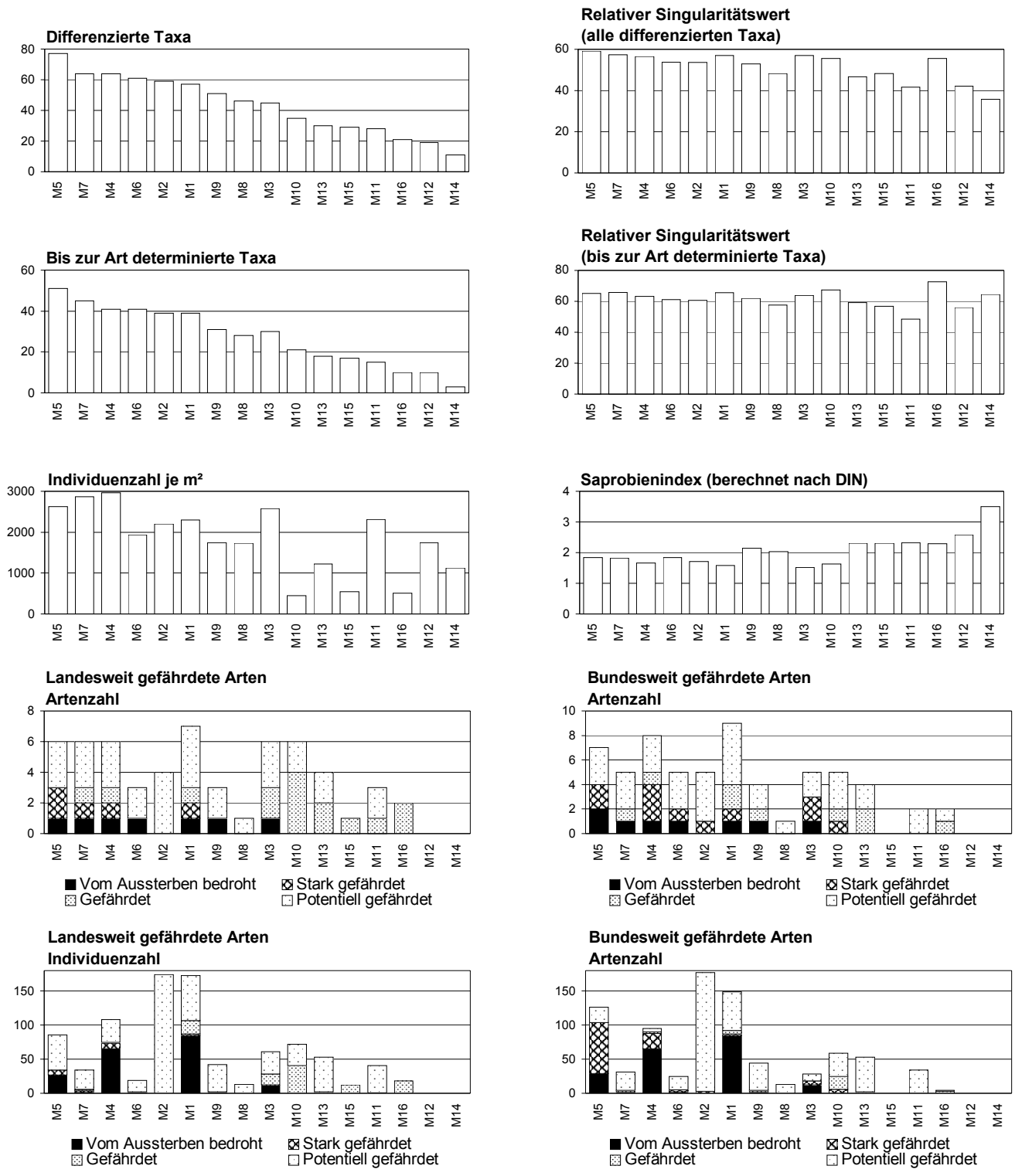


Abb. 59: Ergebnisse der Untersuchungen der makroskopisch sichtbaren Fauna des Gewässerbodens der Fließgewässer: Anzahlen differenzierter und bis zur Art determinierter Taxa, Individuenzahlen, Relative Singularitätswerte nach der Anzahl differenzierter und bis zur Art determinierter Taxa, Arten- und Individuenzahlen landes- und bundesweit gefährdeter Arten sowie nach DIN berechnete Saprobienindices (Erfassung und Determination durch CLAUSNER M1 – M9 und STOLPER M10 – M16)

Mit zunehmender Distanz von diesen Belastungsquellen und einer stärkeren Beschattung durch Ufergehölzstreifen nehmen die Artenzahlen wieder leicht zu (M13, M15). Im weiteren Verlauf des Baches (M16) erfolgen erneut Abwasserzuflüsse aus der Mischkanalisation. Die Probestelle M16 fällt darüber hinaus aufgrund eines Rückhaltebeckens im Oberlauf periodisch trocken. Beide

Einflüsse führen im Ergebnis zu einer niedrigen Anzahl nachgewiesener Arten. Bei der artenärmsten Probestelle M14 lag möglicherweise eine toxische Belastung vor.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern der makroskopisch sichtbaren Tierbestände des Gewässerbodens

Zur Reduktion des Untersuchungsaufwandes für einen Vergleich der Biodiversität der Gewässer könnten z.B. nur diejenigen Artengruppen bearbeitet werden, deren Artenzahlen eine enge statistische Beziehung zu ermittelten Gesamtartenzahlen von Gewässerprobestellen aufweisen. Für die untersuchten Bachabschnitte des Untersuchungsgebietes sind die Gesamtartenzahlen am engsten mit den Artenzahlen der folgenden Tiergruppen korreliert: Eintagsfliegen (0,9), Käfer (0,9), Steinfliegen (0,8) und Köcherfliegen (0,8). Zwischen den Artenzahlen der untersuchten Tiergruppen bestehen enge Beziehungen zwischen den Eintags- und Steinfliegen (0,9), Eintags- und Köcherfliegen (0,9), Eintagsfliegen und Käfern (0,9), Stein- und Köcherfliegen (0,8) sowie den Käfern und Milben (0,7). Eine Bearbeitung z.B. der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen könnte in diesem Fall ausreichen, um die Gesamtartenzahlen der untersuchten Gewässerabschnitte abzuschätzen. Der statistische Zusammenhang zwischen der Anzahl von Arten dieser Taxa und der Gesamtartenzahl aller Tiergruppen ist mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,94 sehr straff.

Die statistische Beziehung zwischen den Artenzahlen über alle Artengruppen und der Anzahl differenzierter Taxa der Probestellen ist mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,99 ebenfalls sehr eng. Zwischen den Artenzahlen der untersuchten Gewässerabschnitte und den anderen in Abb. 59 dargestellten Auswertungsparametern bestehen ebenfalls positive statistische Beziehungen. Diese Zusammenhänge sind für die relativen Singularitätswerte nach allen unterschiedenen Taxa (0,8), die Artenzahlen der in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Arten (0,8) sowie die Arten- (0,9) und Individuenzahlen (0,8) der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen straffer als für die Individuenzahlen insgesamt (0,7), die Arten- (0,7) und Individuenzahlen (0,6) der landesweit gefährdeten Arten und die Individuenzahlen der bundesweit gefährdeten Arten (0,6). Der schwächste Zusammenhang (0,3) besteht zu den Singularitätswerten, wenn zur Berechnung derselben nicht alle differenzierten Taxa, sondern nur die unterschiedenen Arten herangezogen werden.

Die Artenzahlen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen sind straffer mit den Arten- und Individuenzahlen gefährdeter Arten korreliert als die Gesamtartenzahlen. Zu den Arten- und Individuenzahlen bundesweit gefährdeter Arten betragen die Korrelationskoeffizienten 0,9 bzw. 0,7, zu den in Baden-Württemberg gefährdeten Arten jeweils 0,8.

Mit der Anzahl unterschiedener Taxa bzw. Arten an den Probestellen finden auch gerichtete Veränderungen der Individuenanteile bestimmter Tiergruppen statt. Die nachfolgenden Korrelationskoeffizienten geben statistisch signifikante Zu- bzw. Abnahmen dieser Prozentanteile bestimmter Tiergruppen am Gesamtfang mit steigender Anzahl unterschiedener Taxa / Arten wieder: Coleoptera (Käfer) 0,9 / 0,9, Amphipoda (Flohkrebse) 0,7 / 0,8, Plecoptera (Steinfliegen) 0,7 / 0,8, Trichoptera (Köcherfliegen) 0,6 / 0,6, Ephemeroptera (Eintagsfliegen) 0,6 / 0,6, Plathelminthes (Plattwürmer) 0,4 / 0,4, Diptera (Zweiflügler) -0,5 / -0,6, Oligochaeta (Wenigborster) -0,8 / -0,8, Summe der Anteile von Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera (Steinfliegen) und Trichoptera (Köcherfliegen) 0,8 / 0,8. Für die Probestellen des Untersuchungsgebietes ließe sich damit schon durch einen groben Überblick über die Zusammensetzung des Fanges nach diesen Tiergruppen ein recht gutes Bild über die Verteilung der Biodiversität entlang der Gewässer

zeichnen. Für die Artenzahlen der bundes- bzw. landesweit gefährdeten Arten der Untersuchungsflächen erhält man ähnliche statistische Zusammenhänge zu den Individuenanteilen dieser Tiergruppen, einige Zusammenhänge sind etwas straffer (Trichoptera, Plathelminthes), einzelne weniger eng (Ephemeroptera). Auch im Hinblick auf die Verteilung gefährdeter Arten an den Probestellen erhält man somit bereits recht gute Hinweise aus den Anteilen bestimmter Tiergruppen am Fangergebnis.

Individuenzahlen

An allen Probestellen zusammen wurden 18.667 Individuen makroskopisch sichtbarer wirbelloser Tierarten erfaßt. Die Mittelwerte der Individuendichten aller Fangtermine lagen für die einzelnen Probestellen zwischen 450 und 2.964, im Mittel bei 1.803 Individuen je m². Insgesamt fallen die Individuenzahlen mit den Artenzahlen, die Abnahme erfolgt aber nicht völlig gleichgerichtet, insbesondere bei dem artenärmeren Flügel der Untersuchungsflächen (Abb. 59). Hier weichen insbesondere die Flächen M11, M12 und M14 mit hohen Fangzahlen von Tubificiden (Oligochaeta, Wenigborster) und Dipteren (Zweiflügler) vom allgemeinen Trend ab. Die beiden Tiergruppen stellen dort zwischen 93 und über 99 % der gefangenen Individuen, während ihr niedrigster Anteil sich bei einer der anderen Untersuchungsflächen auf nur 8 % beläuft. Eine sehr niedrige Individuenzahl weist der Gewässerabschnitt M10 auf. Obschon der unbelastete Quelloberlauf die artenreichste Probestelle des Taubenbaches ist, wurden dort die wenigsten Individuen gefangen. Ursächlich hierfür könnte die geringe Gewässerbreite und -tiefe sowie der schwache Abfluß an dieser Probestelle sein. Die beiden anderen Probestellen mit sehr niedrigen Individuenzahlen (M15, M16) fallen episodisch trocken und unterscheiden sich in dieser Hinsicht von den aufwärts gelegenen Untersuchungsflächen am Taubenbach.

Wie schon bei den Artenzahlen diskutiert, erreichen die einzelnen Tiergruppen an den Probestellen sehr unterschiedliche Anteile an der Individuensumme. Mit abnehmenden Artenzahlen auf den Untersuchungsflächen nehmen auch die Individuenanteile der Eintags- (Ephemeroptera), Stein- (Plecoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera), der Käfer (Coleoptera), der Flohkrebse (Amphipoda) und der Plattwürmer (Plathelminthes) drastisch ab, während die Anteile der Wenigborster (Tubificidae) und der Zweiflügler (Diptera) stark ansteigen. Entsprechend sind an den Individuenzahlen in Abb. 59 die einzelnen Tiergruppen in sehr unterschiedlichem Ausmaß beteiligt. So fallen z.B. an den unterhalb des Quelloberlaufes (M10) gelegenen Probestellen des Taubenbaches (M11 - M16) die Steinfliegen (Plecoptera) und die Käfer (Coleoptera) ganz aus, Köcherfliegen (Trichoptera), Flohkrebse (Amphipoda) und Plathelminthes (Plattwürmer) erreichen im Mittel nur noch marginale Anteile. Dagegen gehören bei diesen Probestellen durchschnittlich 50 % der Individuen den Tubificiden (Wenigborstern) und 30 % den Dipteren (Zweiflüglern) an. Bei den beiden am tiefsten gelegenen und stärker belasteten Schobbach-Probestellen (M8, M9) betragen die Anteile dieser Tiergruppen im Mittel 30 % bzw. 25 %, bei allen anderen Untersuchungsflächen (M1 - M7 Schobbach, M10 Taubenbach) mit besseren Gewässergüten dagegen nur 3 % bzw. 15 %. Mehr als 80 % der Individuen gehören hier Tiergruppen an, die den unteren Taubenbachabschnitten weitgehend fehlen.

Bei den Veränderungen der Artenzusammensetzung und der quantitativen Anteile von Arten bzw. ganzer Tiergruppen entlang der Gewässer müßten anthropogene verursachte Effekte vom natürlichen Faunenwechsel getrennt werden. Letzterer bedingt sich aufgrund des natürlichen Wechsels von Gefälle, Einzugsgebiet, Abfluß, Sohl- und Böschungsstruktur sowie

Gewässerchemie mit dem Gewässerverlauf. Da im Untersuchungsgebiet jedoch keine natürlichen Referenzflächen für die tiefer gelegenen Gewässerteile vorliegen, können natürlicher Faunenwechsel und seine Überprägung durch anthropogene Einflüsse nicht völlig scharf getrennt werden. Für einen derart rapiden Wechsel in der Faunenzusammensetzung, wie er oben für die Untersuchungsflächen beschrieben wurde, dürften jedoch anthropogen bedingte Einflüsse maßgeblich sein, insbesondere organische und zum Teil auch toxische Gewässerbelastungen aus den Siedlungen.

Singularitätswerte

Die Singularitätswerte wurden einmal nach allen differenzierten Taxa und einmal nach den unterschiedenen Arten berechnet. Die relativen Singularitätswerte schwanken bei dem Berechnungsmodus nach allen differenzierten Taxa zwischen 36 bis 59 % und liegen im Mittel der Probestellen bei 51 % des maximal möglichen Singularitätswertes. Für die Berechnung nach den bis zur Art determinierten Taxa betragen die entsprechenden Werte 48 bis 73 % und für den Durchschnitt der Untersuchungsflächen 62 %. Unterschiede zwischen den beiden Berechnungsmodi zeigen sich nicht nur in der Höhe und der Spannweite der Prozentwerte, sondern auch in der Reihenfolge der Untersuchungsflächen. Die Singularitätswerte der einzelnen Probestellen sind für beide Berechnungsmodi in Abb. 59 dargestellt. Bei den Singularitäten nach allen differenzierten Taxa finden sich die höchsten Werte auch bei den an Taxa bzw. Arten reichsten Flächen. Die Singularitäten fallen relativ gleichgerichtet mit der Anzahl der Taxa bzw. den Artenzahlen. Demgegenüber stellt bei den Singularitäten nach den unterschiedenen Arten eine der artenärmsten Flächen den höchsten Wert, die Singularitäten fallen weniger stark und weniger gleichgerichtet mit den Artenzahlen. Wie auch schon bei anderen Artengruppen diskutiert, können hohe Singularitätswerte über das gesamte Spektrum der nachgewiesenen Artenzahlen der Untersuchungsflächen auftreten, wenn artenarme Flächen solche Arten aufweisen, die den anderen Untersuchungsflächen ganz oder weitgehend fehlen. Dieses ist bei der makroskopisch sichtbaren Tierwelt beispielsweise bei der Untersuchungsfläche M16 der Fall, die aufgrund ihres periodischen Trockenfallens auch starke standörtliche Unterschiede zu allen anderen Untersuchungsflächen aufwies.

Saprobienindex

Der Saprobienindex als Maß für die organische Belastung der Gewässer wurde nach DIN (NAGEL 1989) und nach dem bayerischen Verfahren (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1990) berechnet. Zwischen den für die Probestellen ermittelten Saprobienindices nach den beiden Verfahren besteht mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,97 ein sehr enger positiver Zusammenhang. Aus diesem Grund sind in Abb. 59 nur die Saprobienindices nach DIN für die einzelnen Untersuchungsflächen dargestellt. Mit abnehmender Zahl an Taxa oder Arten der Probestellen steigen die Saprobienindices von der Tendenz her an. Die Korrelationskoeffizienten der Saprobienindices zu der Anzahl an Taxa, der Zahl aller Arten und der Artenzahl der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten sind nach DIN bzw. bayerischem Verfahren nahezu identisch und liegen bei -0,7, -0,7 und -0,8, es bestehen also statistisch signifikante negative Zusammenhänge zwischen Biodiversität und Saprobienindex (Gewässergüte) der untersuchten Abschnitte. Dabei fällt auf, daß die Reinwasserprobestellen M1, M2, M3 und M10 im mittleren Bereich der Artenzahlen erwartungsgemäß die niedrigsten Saprobienwerte aufweisen. Diese im Vergleich zu ihren Unterläufen abflußschwächeren Abschnitte weichen damit von der

allgemeinen Tendenz der Zunahme des Saprobienindex mit der Abnahme der Artenzahlen ab. Da an diesen Abschnitten aber im Verhältnis zu ihren Gesamtartenzahlen relativ viele gefährdete Tierarten nachgewiesen wurden, weisen die Korrelationskoeffizienten zwischen den Saprobienindices und der Anzahl landes- (-0,8) bzw. bundesweit (-0,9) gefährdeter Arten der Untersuchungsflächen auf einen strafferen Zusammenhang zwischen diesen beiden Größen hin als bei den Gesamtartenzahlen.

Landesweit gefährdete Arten

Von 18 landesweit gefährdeten Arten entfallen 1 Art auf die Kategorie vom Aussterben bedroht, 3 Arten auf die Kategorie stark gefährdet und 8 Arten auf die Kategorie gefährdet. 6 Arten sind als potentiell gefährdet klassifiziert. 12 % aller unterschiedenen Taxa bzw. 30 % der differenzierten Taxa aus Artengruppen, für die eine Rote Liste vorlag, sind damit als gefährdet eingestuft. Für die Individuenzahlen belaufen sich die entsprechenden Prozentsätze auf 3 % bzw. 19 %. Die Artenzahlen der landesweit gefährdeten Arten an den Probestellen sind eng korreliert mit den Artenzahlen der gefährdeten Eintags- (0,8) und Köcherfliegen (0,6), für die Steinfliegen lag keine Rote Liste vor.

Die Anzahl gefährdeter Arten schwankte an den Probestellen zwischen 0 und 7 und lag im Mittel bei 3,6 Arten. Ihre mittlere Individuendichte über alle Probetermine variierte dabei auf den Untersuchungsflächen von 0 bis 174 Individuen je m². Der entsprechende durchschnittliche Wert aller Probestellen betrug 36 Individuen je m².

Die Anzahl der gefährdeten Arten sinkt vom Gesamttrend her mit den Artenzahlen der Probeflächen (Abb. 59). Die quellnahen Oberläufe (M1, M2, M3, M10) weisen bei nur mittleren Gesamtartenzahlen eine relativ hohe Anzahl gefährdeter Arten auf. Demgegenüber wurden an den schon stärker belasteten Schobbachabschnitten M8 und M9 in Relation zur Artenzahl vergleichsweise wenige gefährdete Spezies nachgewiesen. Bei den Individuendichten landesweit gefährdeter Arten (Abb. 59) tritt dieser Trend noch deutlicher zu Tage. Hier weisen auch die noch weniger stark belasteten Schobbach-Abschnitte M6 und M7 in Relation zu ihrer Rangfolge nach den Artenzahlen sehr niedrige Dichten gefährdeter Tierarten auf. Sehr hohe Dichten fanden sich vor allem an den beiden Reinwasser-Schobbachabschnitten M1 und M2, in deren Einzugsgebiet zum Erhebungszeitpunkt auch noch keine Beeinträchtigung der Wasserführung durch Quelfassungen vorlagen wie bei M3 oder M10. Inzwischen wurde jedoch ein Teil der schüttungsstarken Quellen zur kommunalen Wasserversorgung gefaßt.

Der Schobbach (M1 - M9) weist im Vergleich zum Taubenbach (M10 - M16) eine größere Anzahl an gefährdeten Arten auf sowie an seinem Oberlauf auch deutlich höhere Individuendichten dieser Arten. An zwei von sieben Probestellen am Taubenbach fehlen landesweit gefährdete Arten völlig. Arten mit höherem Gefährdungsgrad in Baden-Württemberg (vom Aussterben bedroht, stark gefährdet) sind auf den Schobbach beschränkt.

Merkmale landesweit gefährdeter Arten und aller Arten im Vergleich

In Anhang 101 sind absolute und relative Verteilungen der Arten- und Individuenzahlen nach Anzahl und Art besiedelter Lebensraumtypen sowie nach Ernährungstypen für die Untersuchungsflächen und insgesamt für die gefährdeten sowie für alle Arten wiedergegeben. Die Einteilung und Zuordnung der Merkmale erfolgte nach Angaben in WESENBERG-LUND (1943), ILLIES (1978), BREHM & MEIJERING (1982), KLAUSNITZER (1984), SCHWOERBEL (1984) und ENGELHARDT (1985).

Vergleicht man die relativen Verteilungen der Artenzahlen auf verschiedene Merkmale für das Kollektiv aller Arten und das Kollektiv in Baden-Württemberg gefährdeter Arten, wobei der Anteil der Merkmalsträger am Gesamtkollektiv jeweils gleich 100 gesetzt wird, ist das Spektrum der Rote-Liste-Arten wie folgt gekennzeichnet: Unter den gefährdeten Arten ist der Anteil solcher Arten höher, die nur in einem (109 %) oder zwei (142 %) Lebensraumtypen vorkommen. In diesem Sinne spezialisiertere Arten scheinen demnach auch eher gefährdet zu sein als solche mit einem breiten Spektrum unterschiedlicher Lebensräume. Hinsichtlich der präferierten Lebensraumtypen sind im Kollektiv gefährdeter Arten diejenigen relativ häufiger, die Quellen, Bäche und kleine Flüsse besiedeln können (214 %). Neben diesen erreichen auch die Arten großer Flüsse (300 %), großer Flüsse und Stillgewässer (300 %) und allgemein des Süßwassers (151 %) unter den gefährdeten Arten einen höheren Prozentanteil als unter allen Arten. Diesen Lebensraumgruppen sind aber nur wenige Arten mit niedrigen Individuenanteilen zugerechnet, manche Lebensraumtypen treten im Untersuchungsgebiet gar nicht auf (große Flüsse) oder die Lebensraumangabe ist sehr undifferenziert (Süßwasser). Hinsichtlich der Ernährungstypen sind unter den gefährdeten Arten gegenüber allen Taxa die folgenden stärker vertreten: Detritusfresser (165 %), Pflanzen-/Detritusfresser (179 %), Weidegänger/Detritusfresser (212 %) sowie Filtrierer/Weidegänger (165 %). Unter den Ernährungstypen Detritus-/Sedimentfresser, Pflanzenfresser, Filtrierer, Zerkleinerer und Zooparasiten sind überhaupt keine gefährdeten Spezies vertreten, es liegen aber auch nur für einen Teil der untersuchten Gruppen Rote Listen vor.

Die landesweit gefährdeten Arten weisen darüber hinaus folgende Unterschiede zum Kollektiv aller und der nicht gefährdeten Arten auf (Anhang 107):

- Mittlere Stetigkeit 19 : 30 : 32
- Mittlere Dominanz 0,15 : 0,69 : 0,79
- Mittlere Flächendiversität für die Arten 0,63 : 0,96 : 1,01
- Mittlere Flächenevenness für die Arten 0,84 : 0,81 : 0,80

Die gefährdeten Arten sind sowohl auf weniger Flächen vertreten, als auch auf den Flächen selbst weniger dominant als andere Arten. Die Flächenevenness-Werte weisen leicht darauf hin, daß die Individuenverteilungen der gefährdeten Arten auf die Untersuchungsflächen im Mittel etwas weniger variieren als die aller und die der nicht gefährdeten Arten.

Beziehungen zwischen der Artenzahl und den Anteilen von Arten mit bestimmten Merkmalen am Artenbestand

Mit zunehmenden Artenzahlen des Makrozoobenthon an den Probestellen vergrößert sich der prozentuale Anteil der Arten, die Quellen, Bäche und kleine Flüsse besiedeln können. Der Rangkorrelationskoeffizient zwischen diesen beiden Parametern beträgt 0,7. Bei den Ernährungstypen erhöht sich mit steigenden Artenzahlen der relative Anteil der Detritusfresser (0,7). Mit einer Zunahme der Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten steigert sich ebenfalls der Anteil der Besiedler von Quellen, Bächen und kleinen Flüssen (0,8), der Detritusfresser (0,6), aber auch der Pflanzen-/Detritusfresser (0,6).

Sowohl mit den Gesamtartenzahlen als auch mit der Anzahl der gefährdeten Spezies an den Probestellen erhöht sich somit der Prozentsatz von Arten, die hinsichtlich ihrer Zuordnung zu den Lebensraumtypen als typisch für die Gewässer des Untersuchungsgebietes anzusehen sind.

Bundesweit gefährdete Arten

Die 22 in bundesweiten Roten Listen geführten Arten verteilen sich auf die Gefährdungskategorien wie folgt: 2 Arten gelten als vom Aussterben bedroht, 4 Arten als stark gefährdet, 6 Arten als

gefährdet und 10 Arten als potentiell gefährdet. Mit 22 Arten sind 15 % der unterschiedenen Taxa bzw. 26 % der Taxa aus Artengruppen, für die eine Rote Liste vorlag, als bundesweit gefährdet eingestuft. Für die Individuenzahlen belaufen sich die entsprechenden Anteile auf 3 % bzw. 10 %. Die Artenzahl der bundesweit gefährdeten Arten ist eng korreliert mit den Artenzahlen der gefährdeten Eintags- (0,9), Stein- (0,8) und Köcherfliegen (0,8). An den einzelnen Probestellen kamen zwischen 0 und 9, im Mittel 4 bundesweit gefährdete Arten mit mittleren Dichten über alle Beprobungstermine von 0 - 177, im Durchschnitt 52 Individuen je m² vor. Ähnlich wie bei den landesweiten Arten sind auch hier die quellnahen Oberläufe (M1, M2, M3, M10) in Relation zu ihren Artenzahlen relativ reich an gefährdeten Arten (Abb. 59) und weisen auch hohe Individuendichten dieser Arten auf (M1, M2), wenn sie nicht durch Quellfassungen im Oberlauf beeinträchtigt sind. Weiter bachabwärts gelegene Abschnitte weisen trotz relativ hoher bis mittlerer Artenzahlen nur niedrige Dichten gefährdeter Arten auf (M6, M7, M8, M9).

Weitere Merkmale zur Charakterisierung der Tierbestände des Gewässerbodens

Entsprechende Merkmale sollten zwei Voraussetzungen erfüllen. Sie bedürfen einerseits eines Problembezuges, d.h. sie sollten in diesem Fall z.B. Bezüge zur Artenzahl und insbesondere zur Anzahl gefährdeter Arten aufweisen oder zu solchen Lebensraumausprägungen, die ein Vorkommen gefährdeter Arten in besonderer Weise begünstigen. Andererseits sollten die Merkmale für solche Vergleiche hinreichend häufig erfaßbar sein. Ein zusätzliches drittes Kriterium für die Suche nach solchen Parametern könnte die Aufwandsersparnis sein, d.h. die Parameter sollten in diesem Fall einfacher oder kostengünstiger erhebbar sein als z.B. Artenzahl oder die Anzahl gefährdeter Arten.

An den untersuchten Probestellen wurden insgesamt 45 Arten den beiden Lebensraumgruppen Quellen, Bäche und kleine Flüsse bzw. Bäche und kleine Flüsse zugeordnet. Sie wurden auf den Untersuchungsflächen mit Artenzahlen von 1 bis 20 (im Mittel 10,2) sowie Dichten (Durchschnitt der Probetermine) von 1 bis 536 (Mittel 141) Individuen je m² angetroffen. Die Anzahl von Arten dieser Lebensraumgruppe weisen straffe Korrelationen zur Gesamtartenzahl und zur Anzahl gefährdeter Arten der Probestellen auf. Dieses gilt auch für die Anzahl der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten auf den Untersuchungsflächen. 62 Arten aus diesen Tiergruppen kamen mit Artenzahlen von 2 bis 32 (Mittel 15,4) und Dichten (Durchschnitt der Probetermine) von 7 bis 770 (Mittel 296) Individuen je m² an den Probestellen vor. Der Saprobienindex nach DIN als Maß für die Belastung des Sauerstoffhaushaltes der Gewässer durch fäulnisfähige Substanzen weist negative statistische Zusammenhänge zur Zahl aller Arten (-0,7) bzw. zur Anzahl landesweit gefährdeter Arten (-0,8) der Untersuchungsflächen auf. Die Saprobienindices schwankten auf den Untersuchungsflächen zwischen 1,52 und 3,50 bei einem Mittelwert von 2,07.

Eintags-, Stein- und Köcherfliegen

Die Daten aus diesen Tiergruppen wurden einer eigenen Auswertung unterzogen, deren Ergebnisse in Abb. 60 graphisch veranschaulicht sind. Die Probestellen sind in den Diagrammen nach abnehmenden Artenzahlen ihrer Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen angeordnet.

Artenzahlen Eintags-, Stein- und Köcherfliegen

Insgesamt wurden bei den Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen der Probestellen 62 Taxa unterschieden und 58 davon bis zur Art bestimmt. Die Anzahl der differenzierten Taxa schwankt auf den Untersuchungsflächen zwischen 1 und 32 mit einem Mittelwert von 15,4, die der bis zur Art bestimmten Taxa zwischen 1 und 30 mit einem Mittelwert von 13,9.

UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN DER EINTAGS-, STEIN- UND KÖCHERFLIEGENFAUNA

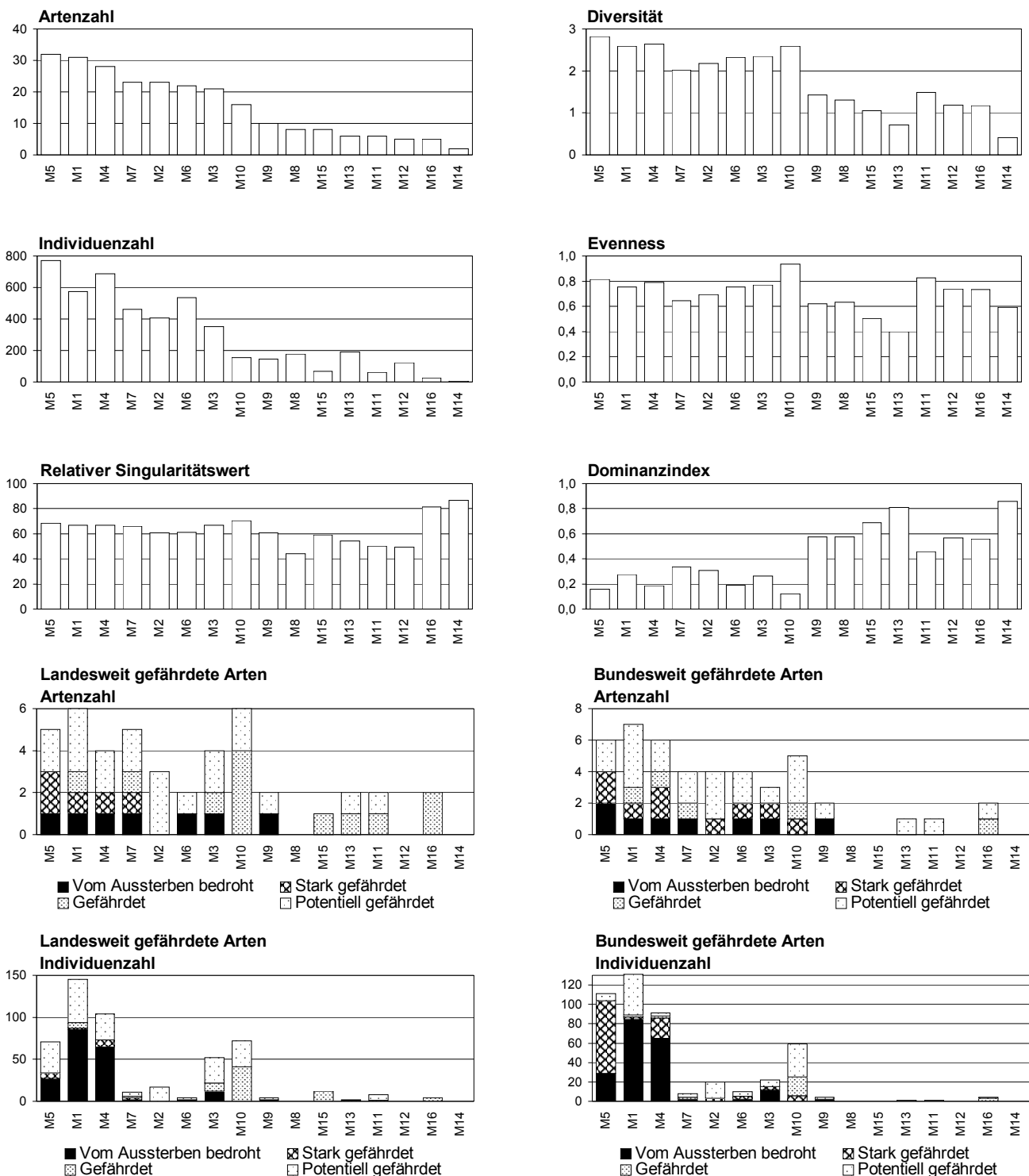


Abb. 60: Ergebnisse der Untersuchungen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfauna der Fließgewässer: Arten- und Individuenzahlen gesamt und für landes- oder bundesweit gefährdete Arten, Diversitäten, Evenness, Dominanzindices und Relative Singularitätswerte (Erfassung und Determination durch CLAUSNER M1 – M9, und STOLPER M10 – M16)

Die Rangfolge der Flächen nach ihren Artenzahlen in Abb. 60 unterscheidet sich von der Rangfolge nach der Anzahl aller Taxa bzw. aller Arten in Abb. 59. Bei alleiniger Betrachtung der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen rücken die hochgelegenen quellnahen Reinwasserabschnitte M1,

M3, M10 in der Rangfolge der Flächen nach oben, d. h. sind im Vergleich artenreicher. Tiefer gelegene Abschnitte (M6, M7, M8, M9, M13, M16) sind verglichen zur Rangfolge nach den Gesamtartenzahlen dagegen in Richtung artenärmerer Plätze verschoben. Die Probeflächen mit niedrigerer (M1 - M7, M10) bzw. stärkerer Abwasserbelastung (M8 - M9, M11 - M16) unterscheiden sich mit durchschnittlichen Artenzahlen von 25 bzw. 6 deutlich voneinander. Die Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen der Probestellen reagieren in ihrer Artenzahl und Artenzusammensetzung damit möglicherweise empfindlicher auf die talabwärts zunehmenden anthropogenen Belastungen der Gewässer als die über alle Taxa ermittelten Artenzahlen in Abb. 59.

Beziehungen zwischen den Artenzahlen und anderen Parametern der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenbestände

Die Artenzahlen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen weisen mit Korrelationskoeffizienten von 0,97, 0,91 und 0,89 eine sehr straffe statistische Beziehung zu den Gesamtartenzahlen aller drei Tiergruppen auf. Entsprechend finden sich auch zwischen den Artenzahlen der einzelnen Tiergruppen enge Korrelationen: Eintags- und Steinfliegen 0,84, Köcher- und Steinfliegen 0,84 sowie Eintags- und Köcherfliegen 0,82. Die Artenzahlen der drei Tiergruppen verhalten sich demnach auf den untersuchten Flächen relativ einheitlich.

Die statistischen Beziehungen zwischen den Artenzahlen der Probestellen und den anderen in Abb. 60 dargestellten Parametern sind für die Individuendichten (0,9), die Diversitätswerte (0,9), die Arten- (0,9) und Individuenzahlen (0,9) der bundesweit gefährdeten Arten sowie die Arten- (0,8) und Individuenzahlen (0,8) der landesweit gefährdeten Arten relativ eng. Für die Evenness- (0,4) und die Singularitätswerte (0,2) weisen die Korrelationskoeffizienten auf weitaus weniger straffe Beziehungen zur den Artenzahlen hin, d.h. auch auf artenärmeren Untersuchungsflächen treten zum Teil hohe Evenness- bzw. Singularitätswerte auf. Die Dominanzindices (-0,7) steigen mit sinkenden Artenzahlen, d.h. artenärmere Flächen werden in zunehmendem Maße durch eine einzige Art dominiert.

Individuenzahlen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen

Die Dichten der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten schwankten im Durchschnitt der Probetermine an den verschiedenen Probestellen zwischen 7 und 770 Individuen je m² mit einem Mittelwert von 296 Individuen je m². Etwas anders als in Abb. 59 für die Gesamtfaua nehmen die Individuendichten der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen regelmäßiger mit den Artenzahlen dieser Tiergruppen ab (Abb. 60). Die niedrigsten Dichten werden auch auf den artenärmsten Untersuchungsflächen erreicht.

Singularitätswerte für die Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen

Die Singularitätswerte wurden für das Diagramm in Abb. 60 in relativen Singularitätswerten, d.h. als Prozentsätze des maximal möglichen Singularitätswertes ausgedrückt. Diese schwanken auf den Untersuchungsflächen zwischen 44 % und 87 % bei einem Mittelwert von 63 %. Die Singularitätswerte nehmen nicht gleichmäßig mit den Artenzahlen ab. Die quellenahen Oberläufe M3 und M10 sowie die mehr oder weniger häufig trocken fallenden Abschnitte M14, M15 und M16 weichen mit erhöhten Singularitätswerten von ihren benachbarten Flächen ab. An diesen Probestellen mit speziellen standörtlichen Bedingungen treten offensichtlich vor allem Arten auf, die anderen Untersuchungsflächen entweder ganz fehlen oder die nur an wenigen Probestellen nachgewiesen werden konnten.

Diversitäten, Evenness- und Dominanzindex-Werte für die Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen

Die Diversitätswerte für die Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen der Probestellen schwanken zwischen 0,41 und 2,82 bei einem Mittelwert von 1,77. Die zugehörigen Evenness-Werte reichen von 0,40 bis 0,94 bei einem Durchschnitt von 0,70. In die Diversitätswerte fließen rechnerisch sowohl die Artenzahlen als auch das Ausmaß der Gleichverteilung dieser Arten ein, wobei letzteres mit den Evenness-Werten ausgedrückt werden kann. Da einige Probeflächen im mittleren und ärmeren Bereich der Artenzahlen eine hohe Gleichverteilung der Individuen und damit auch höhere Evenness-Werte aufweisen, erreichen diese in Relation zu artenreicheren Flächen auch hohe Diversitätswerte (z.B. M3, M10, M11, M12, M16, Abb. 60). Entsprechend fallen die Diversitätswerte nicht völlig regelmäßig mit sinkenden Artenzahlen. Die jeweils häufigste Art stellt auf den Untersuchungsflächen zwischen 12 und 86 % der Individuen, was sich in Dominanzindices von 0,12 bis 0,86 bei einem Mittelwert von 0,43 ausdrückt. Mit sinkender Artenvielfalt der Untersuchungsflächen wird die Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfauna in steigendem Maß durch eine einzelne Art dominiert. Die Probeflächen mit niedrigerer (M1 - M7, M10) bzw. stärkerer Abwasserbelastung (M8 - M9, M11 - M16) unterscheiden sich mit durchschnittlichen Dominanzindices von 0,23 und 0,63 deutlich voneinander.

Landesweit gefährdete Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten

24 % der nachgewiesenen Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten sowie 11 % der gefangenen Individuen aus diesen Tiergruppen gehören in Baden-Württemberg als gefährdet deklarierten Arten an. Von diesen 15 Arten entfallen 1 Art auf die Kategorie vom Aussterben bedroht, 3 Arten auf die Kategorie stark gefährdet und 6 auf die Kategorie gefährdet. Weitere 5 Arten sind als potentiell gefährdet klassifiziert. An den einzelnen Probestellen wurden zwischen 0 und 6 landesweit gefährdete Arten nachgewiesen mit einem Mittelwert von 2,8 Arten. Die Dichten als Durchschnitt der Beprobungstermine lagen dabei je nach Untersuchungsfläche zwischen 0 und 145 Individuen je m². Die entsprechende mittlere Individuendichte über alle Probestellen betrug 32 Individuen je m². Tendenziell fallen Artenzahl und Individuendichte der landesweit gefährdeten Arten mit sinkender Gesamtartenzahl an Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (Abb. 60). Quellnahe Oberläufe mit mittleren Gesamtartenzahlen (M3, M10) weisen jedoch vergleichsweise viele gefährdete Arten auf. Noch deutlicher wird dieses bei den Individuendichten. Höhere Dichten werden ausschließlich von den Oberlauf-Probestellen (M1, M3, M4, M5, M10) erreicht. Die tiefer gelegenen Probestellen M6 und M7 weisen dagegen gemessen an ihrer Artenzahl eine sehr niedrige Individuendichte gefährdeter Arten auf. Eine niedrige Dichte findet sich zwar auch bei der höher gelegene Reinwasser-Probestelle M2, diese liegt jedoch an einem längeren, gehölzfreien und stark besonnten Wiesenbachabschnitt. Die niedrige Dichte und das Fehlen von ansonsten für die Oberläufe typischen Arten höherer Gefährdungskategorien liegt hier möglicherweise am veränderten Lichtklima am und im Gewässer. Im Vergleich von Schob- (M1 - M9) und Taubenbach (M10 - M16) entfallen auf den Schobbach mehr gefährdete Arten, die auch höhere Dichten erreichen. Arten der beiden höchsten Gefährdungskategorien (vom Aussterben bedroht, stark gefährdet) sind auf die Probestellen am Schobbach beschränkt.

Merkmale landesweit gefährdeter Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten und aller Arten aus diesen Tiergruppen im Vergleich

In Anhang 101 wurden auch die Verteilungen aller Arten sowie der gefährdeten Arten auf

Dominanz- und Stetigkeitsklassen berechnet. Bei den gefährdeten Arten ist der Anteil von Arten in der niedrigsten Dominanzklasse (sporadisch) und der kleinsten Stetigkeitsklasse (Stetigkeiten < 20 %) höher als bei allen Arten. Gefährdete Arten sind demnach auf weniger Untersuchungsflächen zu finden und dort auch weniger häufig als nicht gefährdete Arten.

Bundesweit gefährdete Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten

Mit 17 Arten sind 27 % aller Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten bundesweit als gefährdet klassifiziert. 10 % aller gefangenen Individuen dieser Tiergruppen gehören gefährdeten Arten an. Von den 17 Arten werden 2 als vom Aussterben bedroht, 3 als stark gefährdet, 3 als gefährdet und 9 als potentiell gefährdet in den verwendeten Roten Listen geführt. Die Anzahl der bundesweit gefährdeten Arten schwankt auf den einzelnen Untersuchungsflächen zwischen 0 bis 7 und erreicht im Mittel 2,8 Arten. Dabei werden im Durchschnitt der Beprobungstermine Dichten von 0 bis 131 Individuen je m² mit einem Mittelwert von 29 erreicht. Hinsichtlich der Verteilung bundesweit gefährdeter Arten auf die Probestellen und ihrer dort erreichten Dichten sind ähnliche Verhältnisse wie bei den landesweit gefährdeten Arten zu beobachten (Abb. 60). Die unterhalb des Quelloberlaufes M10 gelegenen Taubenbachabschnitte M11 - M16 weisen hier aber noch niedrigere Artenzahlen und Dichten auf als in den Diagrammen zu den landesweit gefährdeten Arten.

Beziehungen zwischen den Gesamtartenzahlen bzw. den Artenzahlen landesweit gefährdeter Arten des Makrozoobenthon bzw. der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen

Die Korrelationsberechnungen zu Parametern der Untersuchungsflächen wurden für die Artenzahlen insgesamt und für die Artenzahlen gefährdeter Arten durchgeführt. Dabei wurden einmal das gesamte Makrozoobenthon und einmal nur die Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen der Untersuchungsflächen berücksichtigt. Da sich für die Artenzahlen der unterschiedenen Gruppen sehr viele gleichgerichtete Korrelationen in Bezug auf die Parameter der Gewässer ergaben, werden diese hier zusammengefaßt abgehandelt. Viele der aufgeführten Faktoren der Gewässer sind voneinander nicht unabhängig, sondern treten in bestimmten räumlichen Lagen der Gewässerabschnitte in spezifischen Kombinationen auf, z.B. an den Ober- oder an den Unterläufen der Gewässer des Untersuchungsgebietes.

Sofern bei den einzelnen Korrelationen vier Korrelationskoeffizienten angegeben sind, werden diese in der nachstehenden Reihenfolge genannt. Werden weniger als vier Koeffizienten wiedergegeben, sind die in Klammern stehenden Kürzel hinzugefügt:

- Artenzahlen aller unterschiedenen Arten (A)
- Artenzahlen aller landesweit gefährdeten Arten (ARL)
- Artenzahlen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (ESK)
- Artenzahlen der landesweit gefährdeten Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (ESKRL)

Die Artenzahlen sind zunächst positiv mit permanenter und negativ mit temporärer Wasserführung im Oberlauf der untersuchten Abschnitte korreliert.

- Streckenanteil permanent wasserführender Abschnitte am Oberlauf (0,6, 0,7, 0,7, 0,6)
- Streckenanteil temporär wasserführender Abschnitte am Oberlauf (-0,6, -0,7, -0,7, -0,6)

Der insgesamt abflußschwächere Taubenbach weist dabei auch den höheren Anteil an gelegentlich trockenfallenden Streckenabschnitten. Diese betreffen vor allem seinen Unterlauf und sind deshalb auch mit anderen Faktoren wie z.B. räumlicher Lage, Geologie und Nutzung des Einzugsgebietes oder der Gewässerbelastung verknüpft.

Hinsichtlich der Gewässerbelastung bzw. Gewässergüte nehmen die Artenzahlen mit zunehmenden Anteilen abwasserbelasteter Strecken am Oberlauf der Probestellen ab. Dieses gilt auch schon für Gewässerstrecken, die nur durch Abwässer aus Kläranlagen der Einzelhöfe belastet sind:

- Streckenanteil durch Abwässer aus Einzelhofkläranlagen (-0,7, -0,7, -0,8, -0,7) und/oder aus der Mischwasserkanalisation des besiedelten Bereiches belasteter Abschnitte am Oberlauf (-0,7, -0,8, -0,8, -0,8)

Der Einfluß der Gewässerbelastung auf die Artenzahlen an den Probestellen zeigt sich auch direkt an den statistischen Beziehungen zu chemischen und physikalischen Parametern der Gewässer. Je besser die Sauerstoffversorgung im Gewässer ist, desto höher sind die Artenzahlen. Umgekehrt sind mit zunehmenden biochemischen Sauerstoffbedarfswerten als Maß für die Belastung des Gewässers mit fäulnisfähigen Stoffen sinkende Artenzahlen verbunden. Die Artenzahlen sinken auch mit steigenden Ammonium- und Orthophosphatkonzentrationen im Gewässer, die ebenfalls eine Abwasserbelastung indizieren können. Direkt zeigt sich die Bedeutung der organischen Gewässerbelastung im Hinblick auf die Artenvielfalt der Bäche auch an den negativen Korrelationen zwischen Artenzahlen und Saprobienindices bzw. den daraus abgeleiteten Gewässergüten:

- Mittelwert (0,6, 0,8, 0,6, 0,7) oder Minimum Sauerstoffgehalt (0,5, 0,6, 0,6, 0,5) am beprobten Abschnitt
- Mittelwert (A -0,7, ARL -0,5, ESK -0,6) und Maximum (-0,7, -0,6, -0,7, -0,5) des biochemischen Sauerstoffbedarfs in 5 Tagen am beprobten Abschnitt
- Mittelwert Ammonium am beprobten Abschnitt (A -0,6, ESK -0,5, ESKRL -0,5)
- Mittelwert (A -0,6, ESK -0,5, ESKRL -0,5) oder Maximum Orthophosphat (ESK -0,5) am beprobten Abschnitt
- Saprobienindex berechnet nach DIN (-0,7, -0,8, -0,8, -0,8) bzw. nach bayerischem Verfahren (-0,7, -0,8, -0,8, -0,8) des beprobten Abschnittes
- Gewässergüte nach Saprobienindex DIN (-0,6, -0,7, -0,7, -0,7) bzw. nach Saprobienindex Bayerisches Verfahren (-0,6, -0,8, -0,8, -0,8) des beprobten Abschnittes

Da die gefährdeten Arten ihre höchsten Artenzahlen an den quellnahen Oberläufen erreichen nimmt die Anzahl dieser Arten mit der Gesamtlänge der Bachläufe oberhalb der Probestellen ab. Für die Gesamtartenzahlen besteht dieser Zusammenhang weniger, da hier auch im Mittellauf liegende Abschnitte des Schobbaches teilweise höhere Artenzahlen aufwiesen als die quellnächsten Probestellen:

- Gesamtlänge des Oberlaufes (ARL -0,6, ESKRL -0,6)

Bei den untersuchten Gewässern nimmt bachabwärts die Belastung des Gewässers mit Abwässern aus Hofkläranlagen und der Mischkanalisation des besiedelten Bereiches zu. Entsprechend sind viele Parameter, die für größere Höhenlagen und die quellnahen Oberläufe der Gewässer typisch sind, mit steigenden Artenzahlen, solche der niedrigen Höhenlagen und der Unterläufe mit sinkenden Artenzahlen verknüpft. Zusammenhänge können hier bestehen zur Nutzung der Einzugsgebiete der Gewässer und ihrer Abwasserbelastung, zur Größe der Einzugsgebiete und damit der Abflußmenge, zum Gefälle der Gewässer und damit ihrer Turbulenz sowie zum Temperaturhaushalt der Bäche. Abflußmenge, Gewässerbelastung, Turbulenz und Temperatur sind wichtige Determinanten für den Sauerstoffhaushalt eines Gewässers.

Zunächst sind die Artenzahlen um so höher, je größer die Höhenlage der betreffenden Probestelle ist. Damit verbunden sind auch die positiven Korrelationen zu höheren Anteilen von geologischen Substraten der Hochlagen sowie die negativen Beziehungen zu zunehmenden Anteilen geologischer Substrate der Tieflagen und steigenden Wassertemperaturen:

- Höhenlage des beprobten Abschnittes (0,6, 0,8, 0,7, 0,7)
- Streckenanteil von Gneis als geologischer Untergrund des Oberlaufes (0,7, 0,8, 0,8, 0,7)
- Streckenanteil von Löß-Auelehm (-0,7, -0,8, -0,8, -0,7), von Aueton (-0,8, -0,7, -0,8, -0,6) oder von jungen

Anschwemmungen (A -0,5, ESK -0,6, ESKRL -0,5) als geologischer Untergrund des Oberlaufes

- Mittelwert Wassertemperatur am beprobten Abschnitt (-0,7, -0,6, -0,7, -0,5)

Die Gewässer der höheren Lagen weisen entsprechend der Morphologie dieser Gebiete größere Gefälle als solche der Tieflagen auf, womit eine entsprechende Sortierung der Korngrößen am Gewässerboden einhergeht. Dementsprechend bestehen positive Korrelationen zwischen der Artenzahl und steigenden Gefällen sowie zunehmenden Anteilen gröberer Sedimente an der Gewässersohle, dagegen negative Zusammenhänge zu steigenden Anteilen feinerer Sedimente:

- Mittleres Gefälle des beprobten Abschnittes (0,5, 0,8, 0,6, 0,8)
- Anteil steinig-kiesig-sandiger Sedimente am beprobten Abschnitt (ARL 0,6, ESKRL 0,6)
- Streckenanteil steinig-kiesig-sandiger Sedimente am Oberlauf (0,6, 0,8, 0,8, 0,8)
- Anteil kiesig-sandig-schlammiger Sedimente am beprobten Abschnitt (A -0,6, ARL -0,5, ESK -0,6)
- Streckenanteil kiesig-sandiger (-0,6, -0,7, -0,7, -0,7), kiesig-sandig-schlammiger (-0,8, -0,8, -0,9, -0,8) oder sandig-schlammiger Sedimente (A -0,6, ESK -0,6, ESKRL -0,6) am Oberlauf

Da die Höhenlagen des Gebietes und die quellenahen Reinwasser-Oberläufe der Gewässer bewaldet sind, bestehen positive Korrelationen zwischen den Artenzahlen und steigenden Flächenanteilen der Wälder im Einzugsgebiet der Gewässer. Nimmt dagegen der Anteil des Offenlandes am Einzugsgebiet zu, so sind damit abnehmende Artenzahlen verbunden. Dieser Zusammenhang ist für den Anteil des Grünlandes etwas weniger deutlich und straffer für die Anteile ackerbaulich genutzter bzw. besiedelter Gebiete. Aufgrund der Zusammenhänge zwischen Gewässergüte und Nutzung der Einzugsgebiete wird auch hier der Einfluß der Gewässerbelastung auf die Artenvielfalt der Gewässer deutlich:

- Flächenanteil des Waldes am Einzugsgebiet (0,7, 0,8, 0,8, 0,7)
- Flächenanteil des Grünlandes (-0,2, -0,6, -0,5, -0,6), von Acker-, Wein-, Garten- und Niederstammobstbau (-0,8, -0,8, -0,9, -0,7) oder von Siedlungs- und Verkehrsflächen (-0,6, -0,8, -0,8, -0,7) am Einzugsgebiet

Vergleichbare Befunde erhält man auch, wenn man die Anteile unterschiedlicher Nutzungstypen an Uferstreifen entlang der Gewässer in die Analyse einbezieht:

- Flächenanteil des Waldes an je 20 m breiten Uferstreifen des Oberlaufes (0,7, 0,8, 0,8, 0,8)
- Flächenanteil von Wegen mit Hartbauweisen (-0,5, -0,7, -0,6, -0,7), von Gebäuden (-0,5, -0,7, -0,7, -0,7), von Hausgärten (-0,5, -0,7, -0,7, -0,7), von Äckern (A -0,6, ESK -0,5, ESKRL -0,5), von Niederstammplantagen (A -0,6, ARL -0,5, ESK -0,5), von intensiv genutztem Grünland (-0,7, -0,8, -0,8, -0,8), von weniger intensiv genutztem Grünland (-0,6, -0,7, -0,7, -0,7), von Feuchtgrünland und Großseggenbeständen (-0,7, -0,7, -0,8, -0,7), von Bachröhrichten und nassen Hochstaudenfluren (-0,6, -0,8, -0,8, -0,8), von gehölzbestandenen Deponieflächen (-0,6, -0,5, -0,6, -0,5), von jüngeren laubbaumreichen Ufergehölzstreifen (-0,7, -0,7, -0,8, -0,7), von älteren laubbaumreichen Ufergehölzstreifen an (ARL -0,5, ESKRL -0,5) oder von nadelbaumreichen Ufergehölzstreifen (-0,7, -0,7, -0,8, -0,8) an je 20 m breiten Uferstreifen des Oberlaufes

Auch hinsichtlich der Besonnungs- bzw. Beschattungssituation am Oberlauf des Gewässers zeigt sich der Anstieg der Artenzahlen mit zunehmender Bewaldung sowie die Abnahme derselben mit zunehmenden Anteilen des Offenlandes.

- Streckenanteil mit starker Beschattung durch Wald am Oberlauf (0,7, 0,8, 0,8, 0,8)
- Streckenanteil mit starker Beschattung durch Ufergehölzstreifen (A -0,7, ESK -0,6, ESKRL -0,7), mit starker Beschattung durch krautige Vegetation (-0,7, -0,8, -0,8, -0,8), mit mäßiger Beschattung durch krautige Vegetation (-0,7, -0,8, -0,8, -0,8) oder mit starker Besonnung (-0,6, -0,7, -0,7, -0,8) am Oberlauf

Da gewässerabwärts auch die morphologische Veränderung der Gewässer durch Verdolung, Begradigung, Räumung, Ausbau von Sohle und Böschung oder Einbau von Wehren und Sohlschwellen zunimmt, sind die Artenzahlen mit entsprechenden Parametern ebenfalls negativ korreliert. Entsprechendes gilt auch für Neo- und Nitrophytenbestände, die sich an den Ufern der Fließgewässer im Offenland vor allem bei fehlenden Ufergehölzstreifen in Verbindung mit eutrophen, oft auch mechanisch gestörten Standorten stark ausdehnen:

- Streckenanteil veränderter Ufer (Anfüllung, Räumung, Verbau) am Oberlauf (-0,7, -0,7, -0,8, -0,7)
- Streckenanteil von Dolen (ohne Wegedurchlässe) (A -0,5, ESK -0,5, ESKRL -0,6) und von durch holz-/blockverbaute Schwellen veränderten Gewässersohlen (ARL -0,5, ESKRL -0,5) am Oberlauf
- Streckenanteil durch hohe Neophytenanteile (-0,7, -0,8, -0,8, -0,8) bzw. durch hohe Nitrophytenanteile gekennzeichneter Ufer am Oberlauf (-0,6, -0,7, -0,7, -0,7)

Ähnlichkeitsvergleich der Untersuchungsflächen der makroskopisch sichtbaren Tierwelt des Gewässerbodens

Zum Vergleich der Tierbestände der untersuchten Probestellen der Fließgewässer wurden Arten- und Dominantenidentitäten auf der Basis aller unterschiedenen Taxa, der bis zur Art differenzierten Taxa und der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten berechnet. Die Ähnlichkeitsmatrices aus dem paarweisen Vergleich der Untersuchungsflächen wurden Clusteranalysen unterzogen. Als Ergebnis liegen in Abb. 61 Diagramme vor, in denen die Probestellen jeweils nach ihren Arten- (a, c, e) bzw. Dominantenähnlichkeiten (b, d, f) gruppiert wurden.

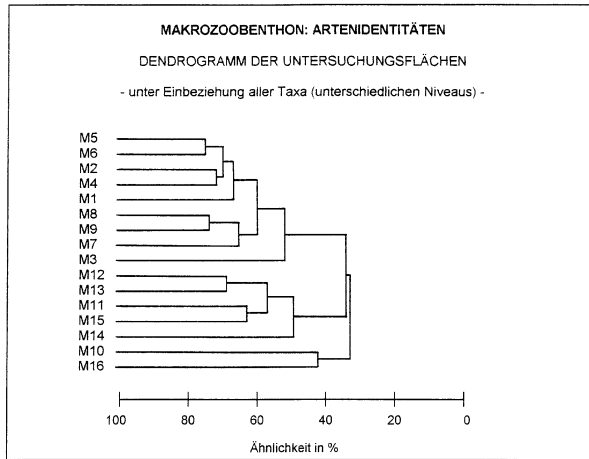
Bei den Dendrogrammen nach den Artenidentitäten der Untersuchungsflächen bilden die Probestellen am Schobbach (M1 - M9) immer eine geschlossene Gruppe, denen sich dann kleinere Gruppen der Taubenbach-Probestellen (M10 - M16) nach und nach zuordnen. Diese Gruppierungen bestehen in allen drei Dendrogrammen (Abb. 61 a, c, e) unabhängig davon, welche Taxa in den Ähnlichkeitsvergleich einbezogen wurden.

Bei der Gruppe der Schobbachflächen kann ebenfalls in allen drei Diagrammen eine Aufteilung in drei Teilgruppen beobachtet werden: Probestellen oberhalb geschlossener Siedlungsgebiete (M1, M2, M4, M5, M6, M7), Probestellen unterhalb geschlossener Siedlungsgebiete (M8, M9) und die Probestelle M3, ein quellnaher Oberlauf. Die letztgenannte Probestelle ist gekennzeichnet durch eine sehr hohe Dominanz an Bachflohkrebsen und das Fehlen eines Teils an anderen quellnahen Untersuchungsstellen vorkommender Arten aus Taxa wie z.B. den Eintags-, Stein- und Köcherfliegen. Im Dendrogramm nach den Artenidentitäten aller unterschiedenen Taxa (Abb. 61a) zeigt diese Probestelle die geringste Ähnlichkeit zu anderen Untersuchungsflächen, gleichzeitig findet sich die Probestelle M7 hier in der Gruppe der tiefgelegenen Probestellen. Bei den Dendrogrammen nach allen unterschiedenen Arten (Abb. 61c) bzw. nach den Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten (Abb. 61e) sind die tiefgelegenen Probestellen M8 und M9 den anderen Schobbach-Untersuchungsflächen am wenigsten ähnlich.

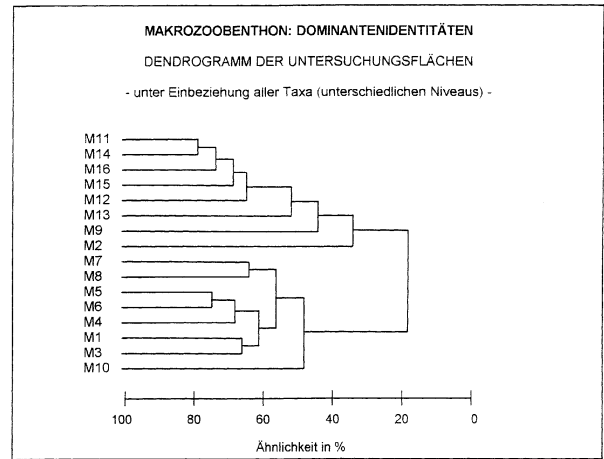
Bei den Taubenbach-Untersuchungsflächen M10 - M16 finden sich in zwei Fällen (Abb. 61a, e) zunächst die mittleren Probestellen M11 - M15 zusammen und schließen sich der Gruppe der Schobbach-Untersuchungsflächen an. Der relativ abflußschwache quellnahe Oberlauf des Taubenbaches M10 und die häufiger trockenfallende tiefstgelegene Probestelle M16 bilden mit relativ niedriger Ähnlichkeit eine eigene Gruppe, die sich allen anderen Untersuchungsflächen als letzte anschließt. Bei dem Dendrogramm der Artenähnlichkeiten nach allen unterschiedenen Arten (Abb. 61c) fällt die Untersuchungsfläche M14 aus der größeren Gruppe der Taubenbach-Probestellen heraus und ordnet sich mit der niedrigsten Ähnlichkeit allen anderen untersuchten Gewässerabschnitten zu. Da hier nur wenige Taxa bis zur Art bestimmt werden konnten, ist diese Zuordnung verständlich.

Bei den Dendrogrammen nach den Dominantenidentitäten (Abb. 61b, d, f) besteht diese Trennung der Probestellen nach Schob- bzw. Taubenbachsystem nicht fort. Bei der Ähnlichkeitsgruppierung der Untersuchungsflächen unter Einbeziehung aller unterschiedenen Taxa (Abb. 61b) schließen sich die Schobbach-Probestellen M2 und M9 dem Taubenbach, die Quelloberlauf-Probestelle M10

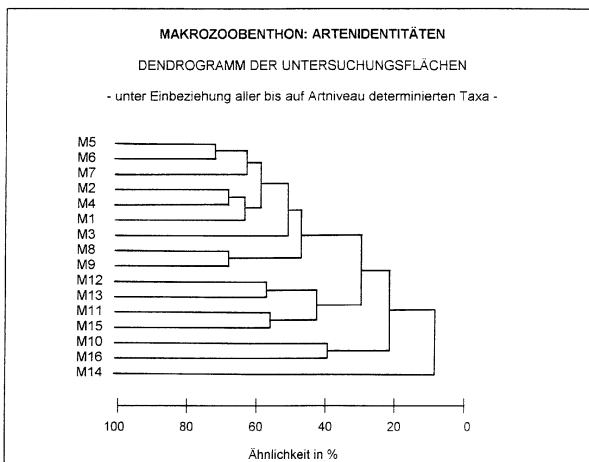
des Taubenbachs dagegen dem Schobbach an. Eine Gruppe von Probestellen (M2, M9, M11 - M16) ist durch hohe Dominanzen von Tubificiden (*Oligochaeta*, Wenigborster) und Dipteren (Zweiflügler) charakterisiert und umfaßt vor allem die Probestellen am Taubenbach mit Ausnahme des Quelloberlaufs. Die stärker belastete tiefstgelegene Schobbach-Probestelle M9 fällt ebenfalls in diese Gruppe wie auch die Reinwasser-Probestelle M2, ein gehölzfreier Wiesenbachabschnitt.



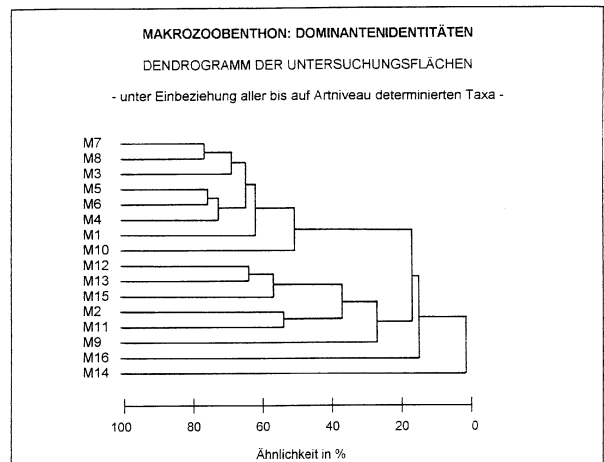
a)



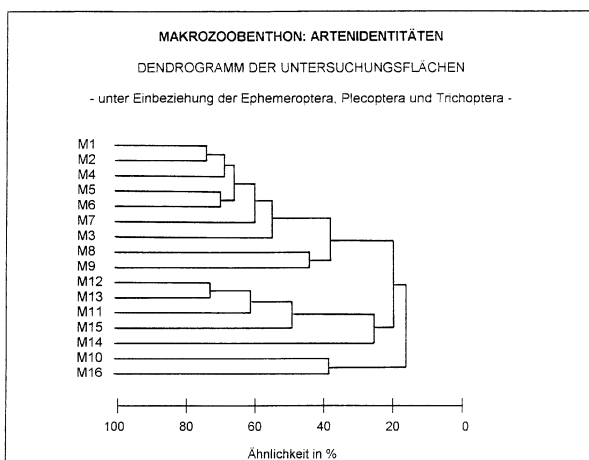
b)



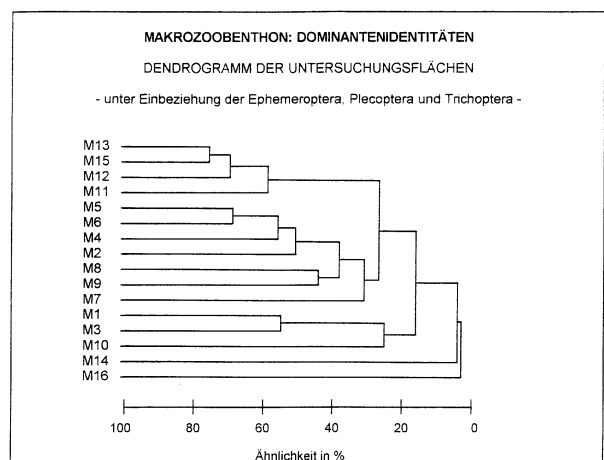
c)



d)



e)



f)

Abb. 61: Ergebnisse der Untersuchungen der makroskopisch sichtbaren Fauna des Gewässerbodens der Fließgewässer: Ähnlichkeiten der Artenbestände unter Einbeziehung aller differenzierten Taxa, nur der bis zur Art determinierten Taxa oder nur der Stein-, Eintags- und Köcherfliegenarten

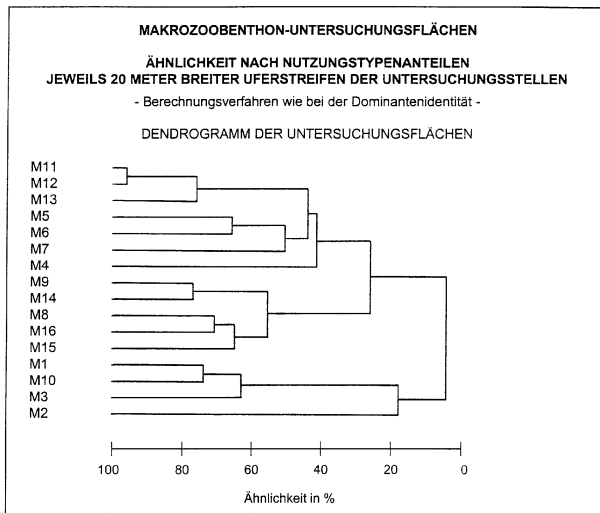
Die übrigen Schobbach-Probestellen (M1, M3 - M8) finden sich zusammen mit der Reinwasser-Probestelle des Taubenbaches M10 in der zweiten Gruppe. Hier erreichen die oben genannten Tiergruppen weitaus geringere Anteile, während Gammarus-Arten (Bachflohkrebse) hohe Dominanzwerte aufweisen. Daneben sind an diesen Probestellen auch Arten der Gruppen Plathelminthes (Plattwürmer), Coleoptera (Käfer), Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera (Steinfliegen) und Trichoptera (Köcherfliegen) häufiger als auf den Untersuchungsflächen der erstgenannten Gewässergruppe.

In Abb. 61d sind in den Ähnlichkeitsvergleich nur alle bis zur Art determinierten Taxa einbezogen worden. Vor allem bei Untersuchungsflächen mit wenigen bis zur Art bestimmten Taxa fällt damit ein großer Teil der Tierwelt für den Flächenvergleich aus, z.B. die zum Teil hohe Dominanz der Tubificidae oder Diptera. Da auf den Probeflächen M14 und M16 nur wenige bis zur Art bestimmbare Taxa nachgewiesen wurden, weisen diese hier die niedrigste Ähnlichkeit zu allen anderen Untersuchungsflächen auf. Bei M14 lag möglicherweise eine toxische Belastung im Untersuchungszeitraum vor, M16 fiel zeitweise trocken. Ansonsten bleibt die schon für Abb. 61b beschriebene Verteilung der Probeflächen auf zwei Gruppen in ähnlicher Form bestehen.

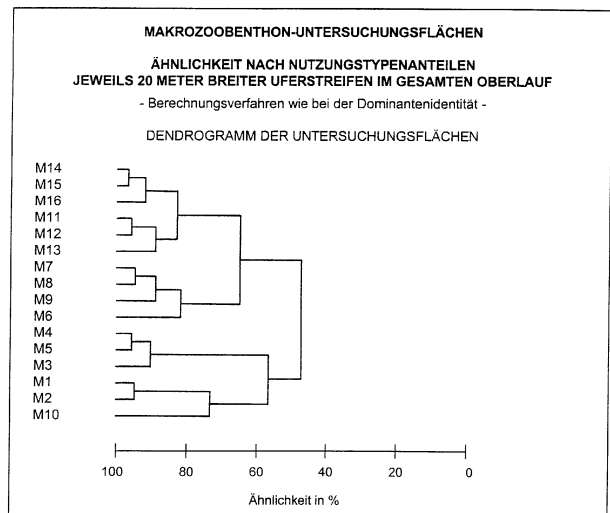
Abb. 62f stellt die Ähnlichkeitsgruppierung der Untersuchungsflächen nach den Dominantenidentitäten ihrer Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen dar. Da an den Taubenbach-Probestellen M14 und M16 nur wenige Arten aus diesen Gruppen nachgewiesen werden konnten, sind sie den anderen Untersuchungsflächen wieder am wenigsten ähnlich. Die anderen Gewässerabschnitte verteilen sich auf zwei Gruppen: Die bewaldeten quellnahen Reinwasser-Probestellen M1, M3 (Schobbach) und M10 (Taubenbach) bilden dabei eine eigenständige Gruppierung, die sich vor M14 und M16 den anderen Untersuchungsflächen anschließt. Die zweite Gruppe läßt sich weiter aufteilen in Schobbach-Probeflächen (M2, M4 - M9) und die am stärksten belasteten verbleibenden Taubenbachabschnitte (M11 - M13, M15). Für den Schobbach lassen sich dann noch einmal die höher gelegenen, weniger belasteten (M2, M4 - M6) von den tiefer gelegenen und stärker belasteten Probestellen (M7 - M9) trennen.

Die Gruppierung der Untersuchungsflächen nach den Dominantenidentitäten der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen hat eine Entsprechung in den Spektren der Saprobienindices als Maß für die organische Belastung und den Sauerstoffhaushalt des Gewässers. Diese bewegen sich bei den quellnächsten, bewaldeten Reinwasser-Probestellen (M1, M3, M10) zwischen 1,52 und 1,62, bei den folgenden Probestellen am Schobbach (M2, M4 - M6) zwischen 1,66 und 1,84, bei den noch weiter bachabwärts liegenden Schobbach-Untersuchungsflächen mit Abwasseranfall aus der Mischkanalisation (M7 - M9) zwischen 1,83 und 2,15 und bei den am stark belasteten Abschnitten am Taubenbach (M11 - M13, M15) zwischen 2,31 und 2,58. Für die Probestellen mit den oben angesprochenen speziellen Problemen hinsichtlich Wasserführung und Gewässerchemie (M14, M16) liegen die Saprobienindices bei 3,50 (M14) bzw. 2,29 (M16).

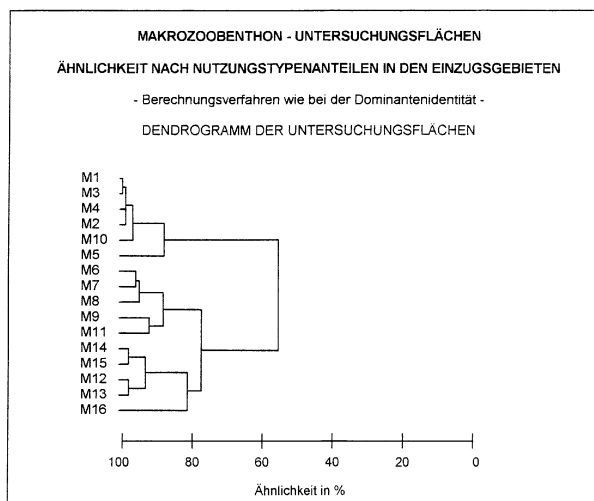
Nach der gleichen Vorgehensweise wie bei der Berechnung der Dominantenidentitäten wurden auch Ähnlichkeiten der untersuchten Gewässerabschnitte nach den Anteilen definierter Nutzungstypen an jeweils 20 m breiten Uferstreifen der Probestellen, an jeweils 20 m breiten Uferstreifen des Oberlaufes sowie an den Einzugsgebieten der Probestellen berechnet. Auch hier wurden die Probestellen nach ihren Ähnlichkeiten mit Hilfe von Clusteranalysen gruppiert und in Dendrogrammen abgebildet (Abb. 62a, b, c). Eine getrennte Gruppierung der Probestellen nach den beiden Bachsystemen - auch mit dem Austausch einzelner Probeflächen in der Zuordnung - wie in den Dendrogrammen in Abb. 61a - e ist hier nicht zu beobachten.



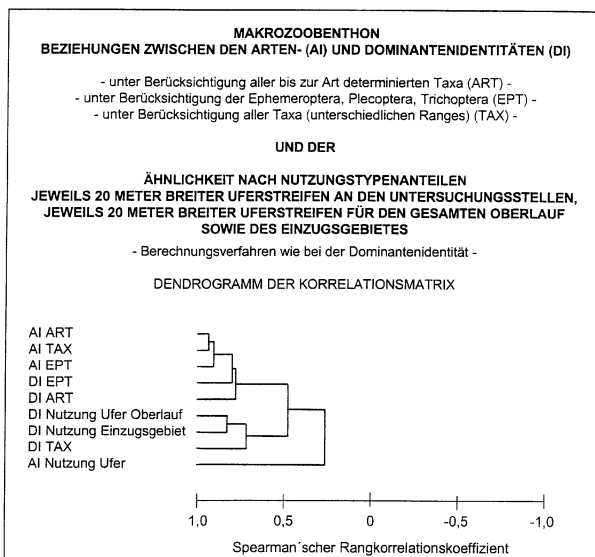
a)



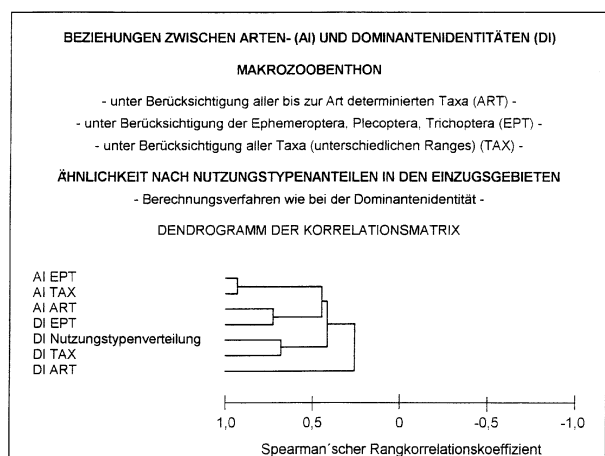
b)



c)



d)



e)

Abb. 62: Ergebnisse der Untersuchungen der makroskopisch sichtbaren Fauna des Gewässerbodens der Fließgewässer: Ähnlichkeit der Untersuchungsflächen nach Nutzungstypen auf 20 Meter breiten Uferstreifen an den Probestellen (a), auf 20 Meter breiten Uferstreifen des Oberlaufes (b) sowie nach Nutzungstypen des gesamten Einzugsgebietes (c), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Artenbestände und denen der Nutzung an der Probestelle, am Oberlauf und im Einzugsgebiet (d), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Artenbestände und denen der Nutzung im Einzugsgebiet (e)

Nach der Nutzung der Uferstreifen an den Probestellen finden sich in drei großen unterscheidbaren Gruppen jeweils Untersuchungsflächen aus beiden Bachsystemen (Abb. 62a). Die niedrigste Ähnlichkeit zu anderen Flächen zeigen hierbei die quellnächsten Probestellen der Oberläufe mit sehr hohem Waldanteil am Ufer (M1, M3, M10) bzw. hohem Anteil extensiv genutzten Grünlandes (M2). Die waldferner gelegenen Probestellen an den Mittelläufen zeichnen sich durch sehr hohe (M11, M12, M13) oder hohe (M4, M5, M6, M7) Anteile von Intensivgrünland aus. An den Unterläufen der beiden Bäche (M8, M9, M14, M15, M16) werden die Uferstreifen an den Probestellen in höherem Maße durch Äcker genutzt, wobei die Ufer selbst meist mit Ufergehölzstreifen bestockt sind. Die Gruppierung der Probestellen nach den Nutzungstypen auf ihren Ufern entspricht nur in geringerem Umfang denjenigen nach den Faunenähnlichkeiten. Hohe und niedrige Saprobienindices finden sich in unterschiedlichen Teilgruppen.

Berücksichtigt man für den Ähnlichkeitsvergleich nicht nur die Nutzung unmittelbar auf den Uferstreifen der beprobten Gewässerabschnitte, sondern bezieht die gesamten Oberläufe bzw. die Einzugsgebiete jeweils in den Vergleich mit ein, entstehen andere Bilder (Abb. 62b, c), die sich in den Grundzügen ähneln. Probestellen mit hohen Waldanteilen an den Oberläufen bzw. im Einzugsgebiet (Schobbach M1 - M5, Taubenbach M10) separieren sich von den anderen Untersuchungsflächen. Die Gruppe der weiter bachabwärts gelegenen Probestellen mit höheren Anteilen von Intensivgrünland zerfällt in die Teilgruppen des Schob- und des Taubenbaches, wobei sich bei den Einzugsgebieten die zweithöchst gelegene Probestelle am Taubenbach (M11) der Gruppe der Schobbach-Untersuchungsflächen zuordnet. Hinsichtlich der Ufernutzung an ihren Oberläufen sind die Schobbach-Probestellen (M6 - M9) walddreicher als die Taubenbachstellen (M11 - M16), bei denen das Intensivgrünland höhere Anteile erreicht. Bei der Gruppe aus Probestellen des Taubenbaches weisen die Oberläufe von M14 - M16 auch Ackeranteile von ca. 10 % auf den Uferstreifen auf, die den übrigen Probestellen M11 - M13 fehlen.

Bei den Einzugsgebieten wurden die Nutzungstypen weniger fein differenziert als bei den Uferstreifen. Aus diesem Grund weisen die Flächen innerhalb der Gruppen auch methodisch bedingt etwas größere Ähnlichkeiten auf. Zwischen den großen Gruppen bleiben die Ähnlichkeitswerte aber auf einem vergleichbaren Niveau, da sich hier Unterschiede in der Ausstattung mit Wald, Grünland, Acker sowie Siedlung und Verkehr widerspiegeln. Die Gruppe der hochgelegenen bewaldeten Oberläufe (M1 - M5, M10) weist Waldanteile von 87 bis 100 % im Einzugsgebiet auf. Bei der Gruppe der übrigen Untersuchungsflächen bewegen sich diese zwischen 34 und 69 %. Die Waldanteile sind mit 54 - 69 % höher bei der Schobbachgruppe (M6 - M9) mit der zugeordneten Taubenbach-Probestelle (M11) und mit 34 - 45 % niedriger bei den übrigen Taubenbach-Untersuchungsflächen (M12 - M16). Die Grünlandanteile in den Einzugsgebieten schwanken bei der gesamten offenlandbetonten Gruppe zwischen 20 und 32 %. Der Anteil der Ackernutzung sowie von Siedlungs- und Verkehrsflächen steigt von der Schobbach-Teilgruppe M6, M7, M8 (2 - 8 %) über die Teilgruppe M9, M11 (16 - 17 %) bis zur Taubenbach-Teilgruppe M12, M13, M14, M15 (24 - 30 %). Den höchsten Anteil dieser Nutzungstypen weist mit 46 % das Einzugsgebiet der untersten Taubenbach-Probestelle M16 auf.

Bezogen auf die drei Hauptgruppen in den Abb. 62b und c weisen die Saprobienindices einen gerichteten Trend auf. Für die Flächen mit walddreichen Oberläufen bzw. Einzugsgebieten liegen die mittleren Saprobienindices bei 1,7, für die übrigen Schobbachflächen bei 1,9, unter Hinzunahme von M11 in Abb. 62 b bei 2,0 und für die sonstigen Taubenbach-Probeflächen bei 2,6. Entsprechend den Bezügen zur Gewässergüte ist hier auch die Ähnlichkeit zu den Gruppierungen

nach den Tierbeständen in Abb. 61 deutlicher als beim Ähnlichkeitsvergleich der Ufernutzung an der Probestelle.

Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Identitätsmaßen zum Vergleich der Untersuchungsflächen

In Anhang 102 sind die statistischen Beziehungen zwischen den verschiedenen berechneten Ähnlichkeiten zum Vergleich der Untersuchungsflächen dargestellt. Zwischen den unterschiedlich ermittelten Artenidentitäten (alle Taxa, bis zur Art determinierte Taxa, Eintags-/Stein-/Köcherfliegenarten) bestehen mit Korrelationskoeffizienten über 0,9 enge Zusammenhänge. Zwischen den entsprechenden Dominantenidentitäten sind die Zusammenhänge mit Korrelationskoeffizienten von 0,4 - 0,7 weniger eng. Die aufgrund aller differenzierten Taxa berechneten Dominantenähnlichkeiten weisen dabei die schwächste Korrelation zu den anderen Dominantenidentitäten auf. Bei den statistischen Beziehungen zwischen den Arten- und Dominantenidentitäten bestehen für die Dominantenidentitäten nach allen differenzierten Taxa ebenfalls schwächere Zusammenhänge zu den unterschiedlich berechneten Artenidentitäten. Die Korrelationskoeffizienten bewegen sich hier zwischen 0,5 und 0,6, während sie für die Dominantenidentitäten nach allen bis zur Art bestimmten Taxa bzw. nach den Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten immer bei 0,8 liegen.

Die für alle differenzierten Taxa berechneten Arten- und Dominantenidentitäten der Probestellen weisen die engsten Korrelationen zu den Ähnlichkeiten der Nutzung in den Einzugsgebieten der Gewässer auf (0,6, 0,7). Für die Ähnlichkeiten nach den bis zur Art determinierten Taxa (0,5, 0,4) bzw. nach den Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten (0,5, 0,5) sind die Zusammenhänge schwächer. Die Beziehungen der Arten- und Dominantenidentitäten sind im Mittel am engsten zu den Ähnlichkeiten der Nutzung in den Einzugsgebieten (0,54), dann zur Nutzung je 20 m breiter Uferstreifen des Oberlaufes (0,45) und am schwächsten zu den Ähnlichkeiten der Nutzung der Uferstreifen am beprobten Abschnitt (0,18). Die Zusammensetzung der Artenbestände integriert bezogen auf die Nutzung damit eher ein großes Umfeld, als daß sie Spiegel der Nutzungssituation unmittelbar am untersuchten Gewässerufer ist. Nicht nur bei hydrologischen, sondern auch bei naturschutzfachlichen Bearbeitungen von Gewässern sollten deshalb über die einzelnen Abschnitte hinaus auch die Gesamtsituation entlang des Gewässers und vor allem die Einzugsgebiete Berücksichtigung finden.

Die Abbildungen 62d, e veranschaulichen einen Teil dieser Ergebnisse. Die Korrelationsmatrix der Ähnlichkeitsmerkmale wurde dabei einer Clusteranalyse unterzogen, die die Merkmale nach ihren statistischen Zusammenhängen gruppiert und im Dendrogramm darstellt. Werden die Ufernutzung an der Probestelle, am Oberlauf und im Einzugsgebiet in den Vergleich mit den Ähnlichkeiten der Tierbestände einbezogen (Abb. 64 d) zeigt sich zunächst ein engerer Zusammenhang zwischen den biologischen Merkmalen mit Ausnahme der Dominantenidentitäten, die unter Einbeziehung aller unterschiedenen Taxa berechnet wurden. Dabei schließen sich zuerst die Artenidentitäten nach allen unterschiedenen Arten, nach allen unterschiedenen Taxa sowie nach den Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten zusammen, denen sich die Dominantenidentitäten nach den Eintags-, Stein- und Köcherfliegen sowie nach allen unterschiedenen Arten zuordnen. Die nach allen differenzierten Taxa berechneten Dominantenidentitäten weisen dagegen engere statistische Zusammenhänge zu den Ähnlichkeiten auf, die für die Nutzung der Oberläufe und der Einzugsgebiete berechnet wurden. Zwischen der Ufernutzung am Oberlauf und der Nutzung der

Einzugsgebiete besteht ebenfalls eine relativ straffe Beziehung. Den schwächsten Zusammenhang zu allen anderen Ähnlichkeitsmerkmalen weisen die Ähnlichkeiten in der Ufernutzung direkt am beprobten Abschnitt auf.

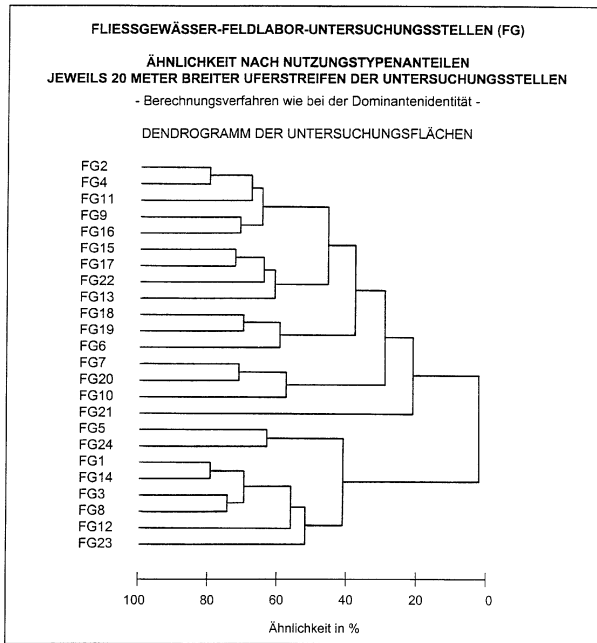
Wird von den Nutzungsmerkmalen nur die Nutzung der Einzugsgebiete in die Clusteranalyse einbezogen (Abb. 62 e), zeigt sich zunächst ein enger Zusammenhang zwischen den Artenidentitäten, die für die Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen und bei Einbeziehung aller unterschiedenen Taxa berechnet wurden. Dann fallen die nach allen differenzierten Arten berechneten Artenidentitäten und die Dominantenidentitäten nach den Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten zusammen. Dominantenidentitäten nach allen unterschiedenen Taxa zeigen wieder eine enge Beziehung zur Ähnlichkeit der Nutzungstypenanteile im Einzugsgebiet. Die Dominantenidentitäten nach allen unterschieden Arten weisen hier den schwächsten Zusammenhang zu den anderen Ähnlichkeitsmerkmalen auf.

Die Dendrogramme machen deutlich, daß mit biologischen Befunden an Gewässern vor allem die Nutzungssituation des gesamten Einzugsgebietes korrespondiert und nicht die an der Probestelle. Inventuren sowie Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen, die sich auf das Gewässer und sein näheres Umfeld oder sogar nur auf einzelne Abschnitte konzentrieren, greifen deshalb möglicherweise erheblich zu kurz.

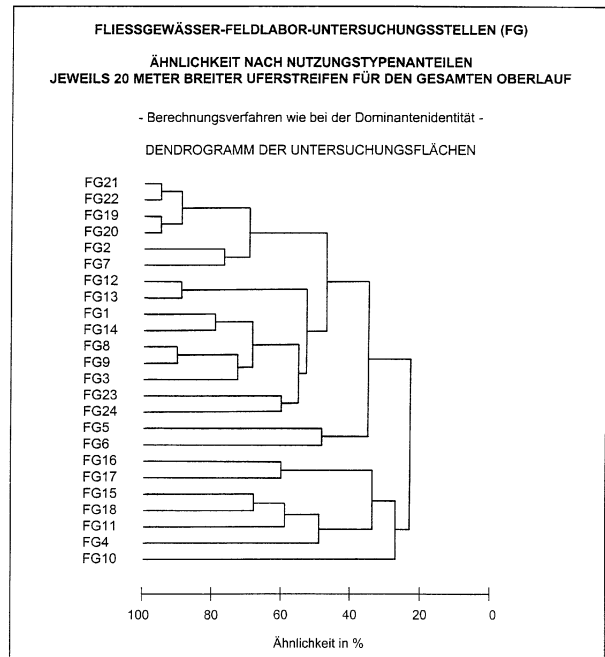
Ähnlichkeitsvergleich der FG-Probestellen nach den Ähnlichkeiten der Nutzung von Uferstreifen an Probestelle, von Uferstreifen am Oberlauf und im Einzugsgebiet des beprobten Abschnittes

An den Fließgewässern des Untersuchungsgebietes wurden 24 weitere Probestellen über ein Jahr monatlich im Hinblick auf ihre Gewässerchemie mittels eines Feldlabors untersucht. In Abb. 63 sind diese Untersuchungsflächen nach den Ähnlichkeiten ihrer Nutzung auf den Uferstreifen an der Probestelle (a), auf den Uferstreifen ihrer Oberläufe (b) und in den Einzugsgebieten (c) gruppiert.

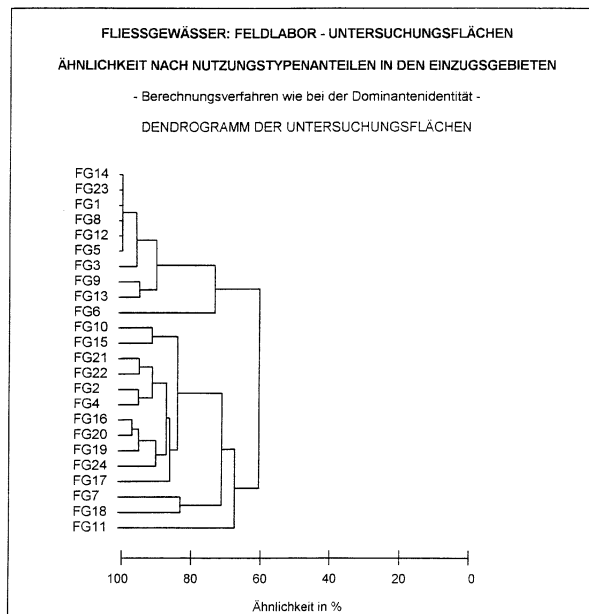
Im Dendrogramm nach den Ähnlichkeiten in der Ufernutzung direkt an den untersuchten Abschnitten (Abb. 63a) trennen sich zwei große Gruppen, zwischen denen kaum Ähnlichkeiten in der Nutzungssituation am Gewässerufer bestehen. Die Gruppe FG2 - FG21 umfaßt dabei im Offenland gelegene Probestellen, in der Gruppe FG5 - FG23 finden sich bewaldete Gewässerabschnitte. Ähnlichkeitsunterschiede in der Waldgruppe bedingen sich durch nach Baumartenzusammensetzung und Alter unterschiedliche Waldbestände im Randbereich des Gewässers. Im Offenland umfaßt die Teilgruppe FG2 - FG6 Probestellen mit hohem Anteil von Intensivgrünland in der Ufernutzung. Bei FG2 - FG16 dominiert dieses absolut, bei FG15 - FG13 treten ältere laubbaumreiche Ufergehölzstreifen stärker hinzu, bei FG18 - FG6 die Ackernutzung. Die übrigen in Offenland gelegenen Flächen FG7 - FG21 weisen nur vergleichsweise wenig Grünland, dafür aber vermehrt Äcker an ihren Ufern auf, zu dem teilweise auch wieder Ufergehölzstreifen hinzutreten. Die Gruppe der Waldgewässer sind gegenüber den im Offenland gelegenen Abschnitten besser sauerstoffversorgt und deutlich niedriger belastet. Zwischen den oben unterschiedenen Teilgruppen im Offenland sind die Unterschiede dagegen nur gering. Die ungünstigste Situation besteht bei der durch Intensivgrünland dominierten Teilgruppe FG2 bis FG16, da diese oft abflußschwachen Wiesenbäche im Verhältnis zu ihrer Wassermenge relativ stark durch oberhalb liegende Einzelhöfe, in einem Fall auch aus einem geschlossenen dörflichen Siedlungsgebiet belastet sind.



a)



b)



c)

Abb. 63: Ergebnisse der Untersuchungen der Feldlabor-Probestellen an Fließgewässern: Ähnlichkeiten der Untersuchungsflächen nach Nutzungstypen auf 20 Meter breiten Uferstreifen an den Probestellen (a), auf 20 Meter breiten Uferstreifen des Oberlaufes (b) sowie nach Nutzungstypen des gesamten Einzugsgebietes (c)

Bei dem Dendrogramm nach den Ähnlichkeiten der Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer Ufernutzung entlang des gesamten Oberlaufes (Abb. 63b) ist eine große Gruppe FG21 - FG16 stärker waldbetont, die zweite Gruppe FG16 - FG10 weniger waldbetont. Die letztgenannte Gruppe umfaßt vor allem kleinere Nebenbäche mit vergleichsweise geringer Bewaldung und höherem Grünlandanteil. Die große Gruppe mit walddreicheren Oberläufen teilt sich auf in Probestellen an den Mittel- und Unterläufen der Hauptbäche (FG21 - FG7) sowie Probestellen an deren fast völlig bewaldeten Oberläufen (FG12 - FG24). Bei der erstgenannten Gruppe treten zu einem höheren Waldanteil vor allem noch Intensivgrünland und ältere laubbaumreiche Ufergehölzstreifen hinzu, während bei der zweiten fast ausschließlich Wald die Nutzung der Uferstreifen an den Oberläufen

bestimmt. Ähnlichkeitsunterschiede bei den stark bewaldeten Flächen resultieren aus Unterschieden in der Baumartenzusammensetzung und dem Alter der an die Gewässer angrenzenden Waldbestände. Aufgrund solcher Unterschiede ordnen sich auch die beiden Probestellen FG5 und FG6 erst zuletzt der Gesamtgruppe zu. Die mittleren Sauerstoffgehalte sind bei der Gruppe FG21 - FG6 mit höheren bis sehr hohen Waldanteilen entlang der Oberläufe größer als bei den Nebengewässern mit geringerer Bewaldung (FG16 - FG10). Die Gewässerbelastung nimmt jedoch bereits innerhalb der Gruppe der Gewässer mit walddreicheren Oberläufen von der weitgehend unbelasteten Gruppe der Waldgewässer FG12 - FG24 zur Gruppe FG21 - FG7 mit höheren Grünlandanteilen hin zu und ist bei den anderen Offenland-Gruppen nicht wesentlich anders.

Bei dem Ähnlichkeitsvergleich der Nutzung in den Einzugsgebieten der Probestellen (Abb. 63c) wurden nur wenige Hauptnutzungsarten differenziert. Aus diesem Grund weisen die Probestellen wesentlich höhere Ähnlichkeitswerte auf als bei den Ähnlichkeitsvergleichen nach der Ufernutzung, bei der mehr Nutzungstypen unterschieden wurden. Die beiden Hauptgruppen differenzieren Probestellen mit sehr hohen Waldanteilen im Einzugsgebiet (FG14 - FG6) von solchen mit niedrigerer Bewaldung (FG10 - FG11). Bei der ersten Gruppe lassen sich Untersuchungsflächen mit vollständig bewaldetem Einzugsgebiet (FG14 - FG5) von solchen trennen, an denen auch Grünland und Äcker bereits einen kleinen Anteil haben (FG3 - FG6). Bei der Gruppe der Untersuchungsflächen mit weniger walddreichen Einzugsgebieten nimmt der Waldanteil von der Teilgruppe FG16 - FG24 über FG17, FG10 - FG15, FG21 - FG24 nach FG7 - FG11 ab, der Offenlandanteil zu. Das Offenland von FG16 - FG24 und von FG10 - FG15 besteht vor allem aus Grünland. Beginnend mit FG16 - FG24 erhöhen sich über FG21 - FG4 und FG17 die Anteile von Äckern sowie Siedlungs- und Verkehrsflächen. FG7 und FG18 weisen nochmals erhöhte Ackeranteile gegenüber den übrigen Flächen auf. Die Unterschiede in der Nutzung der Einzugsgebiete gehen gut mit Veränderungen in der Belastungssituation der Gewässer einher. Bei den Gewässern mit vollständig bewaldetem Einzugsgebiet liegen Reinwasserverhältnisse vor (FG14 - FG5). Beginnend schon mit niedrigen Offenland- und vor allem Siedlungsanteilen im Einzugsgebiet macht sich bereits eine Gewässerbelastung aufgrund erhöhter Ammonium-Werte bemerkbar (FG3 - FG6). Erhöht sich der Grünlandanteil ohne eine stärkere Zunahme der Acker-, Siedlungs- und Verkehrsflächen (FG10, FG15) verändert sich die Belastungssituation nur wenig. Nehmen aber die Acker- und vor allem die Siedlungs- und Verkehrsflächen im Einzugsgebiet wie oben geschildert zu, erhöht sich auch die Gewässerbelastung. Dieses zeigt sich neben einer abnehmenden mittleren Sauerstoffsättigung auch in ansteigenden Ammonium-, Nitrit- und Nitratwerten in den Gewässern. Die Nutzung der Einzugsgebiete korrespondiert vergleichsweise gut mit der Belastungssituation der Gewässer. Für die Nutzung auf den Ufern entlang der Oberläufe gilt dies nur eingeschränkt, da die Hauptbelastungsquelle Siedlung in Relation zu ihren Anteilen in den Einzugsgebieten auf der gewählten Uferstreifenbreite (20 m zu jeder Seite) stark unterrepräsentiert ist. Ähnliches gilt auch für Acker- und Verkehrsflächen. Der Zusammenhang zwischen der Nutzung der Einzugsgebiete und der Gewässerbelastung ist für die Nutzung der Uferstreifen an den Oberläufen aber noch wesentlich enger als der der Ufernutzung direkt an den Probestellen. Hier treten neben einer systematischen Unterrepräsentanz wichtiger Belastungsquellen zusätzliche Probleme durch die Auswahl der Probeabschnitte auf, deren randliche Nutzung nur geringe Bezüge zur Nutzungssituation entlang des gesamten Gewässers oder des Einzugsgebietes aufweisen kann.

Faunenwechsel entlang der Gewässer

Die Veränderung der Faunenzusammensetzung entlang der Gewässer wird für jedes Bachsystem durch die Berechnung des Turnovers sowie der Arten- und Dominantenidentitäten zwischen jeweils benachbarten Probestellen sowie zwischen den beiden entferntesten Probestellen dargestellt (Anhang 103).

Der Schobbach zeigt entlang seines Laufes einen relativ gleichbleibenden Faunenwechsel von Probestelle zu Probestelle (Anhang 103, M1 - M9, M3 - M9). Dieses gilt insbesondere für die Turnover-Raten und Artenidentitäten zwischen den untersuchten Abschnitten. Die Turnover-Raten betragen von Punkt zu Punkt ca. die Hälfte des gesamten Turnovers zwischen den beiden entferntesten Probestellen (M1/M9, M3/M9), die Artenidentitäten sind analog dazu von Probestelle zu Probestelle etwa doppelt so hoch. Der Verlauf der Dominantenidentitäten zeigt einen weniger einheitlichen Verlauf. Die im Grünland gelegene Offenland-Probestelle M2 führt zu einer Absenkung der Dominantenähnlichkeit mit den benachbarten bewaldeten bzw. in Ufergehölzen gelegenen Abschnitten. Der zweite Einbruch der Dominantenähnlichkeiten von M8 zu M9 resultiert wahrscheinlich aus Einträgen aus dem Siedlungsbereich Gundelfingen (Überläufe Mischkanalisation, Öleinleitung). Betrachtet man nur die Eintags-, Stein- und Köcherfliegen, so ist ein Anstieg des Turnovers bzw. eine niedrigere Artenidentität zwischen den Probestellen bereits vom Wechsel von M7 zu M8 festzustellen, bei dem der Ortsteil Wildtal durchflossen wird und Einträge aus Überläufen der Mischwasserkanalisation zunehmen. Parallel dazu steigt aber auch der Ausbau des Gewässers mit Sohlschwellen und Blocksatz entlang der Ufer an bzw. ändert sich die Nutzung der Umgebung zu einem städtisch geprägten Umfeld. Insbesondere die Dominantenidentitäten zwischen den entferntesten Probestellen des Schobbaches (M1/M9, M3/M9) liegen für die Eintags-, Stein- und Köcherfliegen nur bei 1/3 der Werte, die unter Einbeziehung aller differenzierten Arten in den Vergleich erreicht werden. Die Arten dieser Gruppen zeichnen einen Wechsel der Bedingungen demnach schärfer als andere.

Der Taubenbach zeigt im Vergleich dazu wesentlich extremere Schwankungen in der Faunenzusammensetzung entlang seines Verlaufes (Anhang 103, M10 - M16). Hier überschreiten einzelne Turnover-Raten bzw. unterschreiten Ähnlichkeiten zwischen benachbarten Probestellen die Werte zwischen den entferntesten Abschnitten. Dieses gilt sowohl bei Einbeziehung aller unterschiedenen Arten als auch für die Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfauna. Ursächlich hierfür ist u.a. das zeitweise Versiegen des Gewässers oberhalb der Probestelle M14, das sich auch auf die bachabwärts liegenden Abschnitte erstreckt.

Vergleich der beiden benachbarten Bachsysteme Schobbach (M1 - M9) und Taubenbach (M10 - M16)

Im Schobbach wurden mit 93 bis zur Art determinierten Taxa fast doppelt so viele Arten gefunden wie im Taubenbach (49). Bei den Eintags-, Stein- und Köcherfliegen gilt dieses Zahlenverhältnis mit 54 zu 27 Arten exakt (Anhang 103). Die Turnover-Raten (0,52, 0,53), die Artenidentitäten (48, 47) und Dominantenidentitäten (34, 36) zeigen einen relativ niedrigen Grad an Übereinstimmung der Makroinvertebratenfauna sowohl unter Einbeziehung aller Arten als auch nur für die Eintags-, Stein- und Köcherfliegen an. Der Faunenwechsel zwischen den beiden Bächen ist aber weniger ausgeprägt als derjenige zwischen den entferntesten Probestellen im jeweiligen Bachsystem (Anhang 104, M1/M9, M3/M9, M10/M16).

Von insgesamt 22 in bundesweiten Roten Listen geführten Tierarten wurden 17 (77 %) am

Schobbach und 8 Arten (36 %) am Taubenbach gefangen. Trotz räumlicher Nachbarschaft der Gewässer wurden 14 dieser Arten nur am Schobbach und 5 Arten nur am Taubenbach nachgewiesen. Lediglich 3 gefährdete Arten wurden an beiden Bachsystemen angetroffen. Die Individuendichte bundesweit gefährdeter Arten ist im Schobbach im Durchschnitt fast viermal höher als im Taubenbach.

Bei den in Baden-Württemberg gefährdeten Arten ist dieser Unterschied nicht so deutlich, u.a. weil hier für einige Tiergruppen, z.B. die Plecopteren (Steinfliegen), keine Roten Listen vorlagen. Von insgesamt 18 gefährdeten Arten traten 13 (72 %) an Probestellen des Schobbaches und 10 (56 %) an solchen des Taubenbaches auf. Dabei wurden 8 Arten nur am Schobbach und jeweils 5 Arten nur am Taubenbach bzw. in beiden Bachsystemen nachgewiesen. Die durchschnittliche Individuendichte landesweit gefährdeter Arten ist aber am Schobbach wiederum mehr als dreimal höher als am Taubenbach.

Ergebnisse der Libellen- und Makrozoobenthonuntersuchungen im Vergleich

Auf der Grundlage der 16 im Hinblick auf das Makrozoobenthon untersuchten Bachabschnitte wurde verglichen, inwieweit an gefährdeten Arten reiche bzw. arme Untersuchungsflächen auch entsprechende Einschätzungen aufgrund der Erfassung ihrer Libellenfaunen erhielten. Dabei zeigt sich, daß eine hohe Zahl an Arten und gefährdeten Spezies aus den Makrozoobenthonuntersuchungen mit einer hohen oder niedrigen Artenzahl aus den Libellenuntersuchungen einhergehen kann und umgekehrt.

Von den 16 Probestellen weisen die acht Abschnitte mit den höheren Zahlen landesweit gefährdeter Libellenarten im Mittel 1,8 Arten (100 %) auf, die acht Abschnitte mit den niedrigeren Artenzahlen 0,5 (28 %). Für die beiden Gruppen von Abschnitten liegt die mittlere Anzahl gefährdeter Arten des Makrozoobenthon bei 4,0 (100 %) bzw. 3,3 (81 %), die beiden Kollektive unterscheiden sich hier also weitaus weniger. Umgekehrt weist das Makrozoobenthon der acht an landesweit gefährdeten Arten reichsten Abschnitte im Mittel 5,6 Arten (100 %) auf, die acht anderen Abschnitte dagegen nur 1,6 Arten (21 %). Die mittlere Anzahl in Baden-Württemberg gefährdeter Libellenarten beträgt entsprechend 1,6 (100 %) bzw. 1,1 (69 %). Auch hier sind die Unterschiede zwischen den beiden Flächenkollektiven bei der zweiten Artengruppe weitaus weniger deutlich. Auch Korrelationsberechnungen zwischen den Artenzahlen des Makrozoobenthon und der Libellenfaunen der Gewässerabschnitte weisen darauf hin, daß zwischen diesen Größen kein positiver statistischer Zusammenhang besteht. Dieses gilt sowohl für die Artenzahlen aller Arten als auch für die der landesweit gefährdeten Arten.

Je nach Untersuchungsansatz und bearbeiteter Tiergruppe könnten sich demnach zumindest für einen Teil der Untersuchungsflächen voneinander abweichende, zum Teil sogar entgegengesetzte Wertzuweisungen, Prioritätensetzungen und Handlungsempfehlungen ergeben. Potentielle Zielkonflikte lägen nicht im Bereich der Gewässerreinigung, sondern in der Aufwaldung von besonnten Wiesenbachabschnitten, die hierdurch zwar im Hinblick auf das Makrozoobenthon verbessert, bezogen auf ihre Lebensraumeignung für einige dort vorhandene gefährdete Libellenarten jedoch verschlechtert würden. Sofern solche Konflikte aufgrund einer entsprechenden Inventur überhaupt erkannt werden, lassen sich widersprüchliche Ziele nur räumlich separiert verfolgen. So würde es sich für das Untersuchungsgebiet beispielsweise anbieten - entsprechend der Schwerpunkte in der räumlichen Verteilung der Arten - das Schobbachsystem vorrangig zugunsten des Makrozoobenthon und das Taubenbachsystem in erster Linie zugunsten seiner

Libellenfauna zu entwickeln.

3.4.7 Schlußbetrachtungen zu den floristischen und faunistischen Untersuchungen

3.4.7.1 Verwendete Parameter zum Vergleich der Untersuchungsflächen

Artenzahl, Individuenzahl, Diversität, Evenness, Dominanzindex, Singularität

Im Rahmen der Auswertung der floristischen und faunistischen Untersuchungen wurden die Artenbestände der Untersuchungsflächen in der Regel auf der Basis der folgenden Parameter verglichen: Artenzahl, Anzahl der registrierten bzw. gefangenen Individuen, Diversität, Evenness, Dominanzindex, Singularität, Verteilung von Arten und Individuen auf Gefährdungskategorien, Verteilung auf Stetigkeits- und Dominanzklassen sowie auf Klassen nach biologischen und ökologischen Eigenschaften der Arten.

Die Ähnlichkeit der Artenbestände wurde als Arten- bzw. Dominantenidentität jeweils paarweise für die Untersuchungsflächen berechnet und nach einer Clusteranalyse der so erhaltenen Matrices in Ähnlichkeitsdendrogrammen aller Untersuchungsflächen dargestellt.

Bei vielen untersuchten Artengruppen bestehen relativ straffe Beziehungen zwischen der Artenzahl und einem Teil der anderen verwendeten Parameter. So steigen mit wachsenden Artenzahlen häufig auch die Individuenzahlen, die Diversitäts- und Singularitätswerte sowie die Arten- und Individuenzahlen der gefährdeten Arten an. Dabei bestehen die folgenden Zusammenhänge:

Mit einer steigenden Beobachtungs- oder Fangzahl wächst auch die Wahrscheinlichkeit, mehr Arten und damit höhere Artenzahlen zu registrieren. In die Diversitätswerte fließen die Artenzahlen direkt rechnerisch ein (Anhang 113). Flächen mit hohen Artenzahlen weisen mehr seltene Arten mit niedrigen Stetigkeiten auf, die vielen anderen Untersuchungsflächen fehlen. Dieses schlägt sich in einer Erhöhung der Singularitätswerte nieder. Da seltenere Arten tendenziell auch häufiger in den Roten Listen als gefährdet klassifiziert werden, steigt mit den Artenzahlen auch die Zahl als gefährdet geltender Arten an. Zwischen Artenzahlen und Dominanzindices besteht dagegen oft eine negative Korrelation, d.h. mit sinkender Artenzahl wird der Artenbestand immer stärker durch eine einzelne Art dominiert. Die einzelnen Parameter führen dabei zwar nicht unbedingt zu einer völlig identischen Rangfolge der Flächen, dennoch bestehen aber die aufgeführten grundlegenden Zusammenhänge. Aufgrund dieser Beziehungen könnte man die Artenzahl als den zentralen Parameter für derartige Vergleiche ansehen. Die Einbeziehung weiterer Parameter führt nicht zu wesentlichen Informationsgewinnen, da sich diese über weite Strecken synchron zu den Artenzahlen verhalten. Gegen die Einbeziehung eines Teils der anderen Parameter sprechen zudem weitere Argumente.

So prüfen einige Parameter die Anpassung der erhobenen Daten an theoretische Verteilungen, die real nicht beobachtet werden können: Die Evenness unterstellt in der verwendeten Form (Anhang 113) eine völlige Gleichverteilung der Individuen aller beteiligten Arten als rechnerisches Ideal. Das durch die Evenness berechnete Ausmaß der Gleichverteilung der Individuen geht neben der Artenzahl auch in die Diversitätswerte nach dem verwendeten Rechenmodus (Anhang 113) ein.

Für die Singularitätswerte ist entscheidend, auf wievielen Untersuchungsflächen die einzelnen Arten nachgewiesen wurden. Die Ergebnisse hängen damit sehr stark von den Stetigkeiten der Arten auf den Untersuchungsflächen ab. Hierauf nimmt die Auswahl der Untersuchungsflächen entscheidenden Einfluß. Wird ein Lebensraum mit abweichender Artenzusammensetzung (z.B. ein Acker) in ein großes Kollektiv aus relativ ähnlicheren Lebensräumen (z.B. Wälder) einbezogen, so erhält er auch bei niedrigen Artenzahlen unter Umständen sehr hohe Singularitätswerte, weil seine

Arten auf den anderen Untersuchungsflächen selten sind oder fehlen. Die Singularitätswerte können damit erst dann zu einem aussagekräftigen Parameter eines naturschutzbezogenen Flächenvergleichs werden, wenn die Auswahl und Anzahl von Untersuchungsflächen flächenrepräsentativ für bestimmte Biotoptypen oder anders gewählte Einheiten erfolgt. Erst dann würden sie beispielsweise die Verteilung der im Gebiet seltenen Arten auf bestimmte Biotoptypen richtig widerspiegeln und Informationen zum Gebiet liefern, die über die aus Artenzahlen erhältlichen hinausgehen.

Viele Parameter erfordern nicht nur Präsenz-/Absenzbefunde sondern eine Quantifizierung des Vorkommens der Arten: Anzahl registrierter oder gefangener Individuen, Individuendichte, Dominanz, Dominanzindex, Diversität. Um summarische Parameter zum Vergleich der Artenbestände von Untersuchungsflächen verwenden zu können, müßten die quantitativen Angaben zu allen Arten vergleichbar sein, z.B. als Dichteangaben (Individuenzahl/Flächeneinheit) vorliegen. Viele Erhebungsmethoden weisen keinen solchen Flächenbezug auf, z.B. Bodenfallen oder Farbschalen. Weitere Probleme bestehen, wenn Entdeckungs- oder Fangwahrscheinlichkeiten von wechselnden Aktivitäten und Auffälligkeiten der zu registrierenden Individuen und/oder durch unterschiedliche Eigenschaften der Untersuchungsflächen (z.B. Vegetationsdichten) unkontrolliert variiert werden. Die so gewonnenen Daten sind streng genommen zwischen verschiedenen Arten, zum Teil auch zwischen unterschiedlichen Objekten nicht oder nur schwierig vergleichbar. Teilweise gelten die Vorbehalte hinsichtlich der Vergleichbarkeit der quantitativen Befunde sogar unterhalb der Art, z.B. durch geschlechts-, alters- oder erfahrungsbedingt unterschiedliche Beobachtungs- bzw. Fangwahrscheinlichkeiten von Individuen. Es existieren zwar durchaus Methoden, die es erlauben, mit diesen Problemen angemessen umzugehen, z.B. das "distance sampling" (BUCKLAND et al. 1993) oder auch Fang-Wiederfang-Methoden (z.B. in KREBS 1989), diese erfordern jedoch einen wesentlich höheren Aufwand und werden deshalb bevorzugt zur Erfassung von Populationsdichten oder -größen einer oder weniger Arten eingesetzt, nicht für die Erfassung ganzer Artengruppen. Angesichts der methodischen Schwierigkeiten erscheint ein vorsichtiger Einsatz von auf quantitativen Daten basierenden Parametern für viele Erfassungsmethoden angebracht. Hinzu kommt, daß durch die zumeist kurzen Untersuchungszeiträume nur ein sehr kleiner Ausschnitt aus der oft großen und raschen zeitlichen Variabilität der Abundanzen vieler Arten abgebildet wird. Präsenz-/Absenzbefunde sind verglichen mit den bei vielen Arten sehr stark wechselnden Abundanzwerten relativ robust, da die Arten für eine Änderung des Befundes vollständig verschwinden bzw. so selten werden müssen, daß für sie die Erfassungswahrscheinlichkeit gegen Null tendiert.

Neben der Artenzahl könnte als ergänzender Parameter die Anzahl gefährdeter Arten verwendet werden, um Arten von besonderem Naturschutzinteresse stärker zu fokussieren. Die Verwendung der Artenzahlen und der Anzahl gefährdeter Arten als zentrale Parameter für artengruppenbezogene Flächenvergleiche im Naturschutz erfordert in der Anwendung wie jeder Parameter einen sorgfältigen und kritischen Umgang. Es sind immer auch Fälle möglich, wo ihre Anwendung wenig sinnvoll erscheint, z.B. bei einem Ansteigen der Artenzahlen durch Störungen in einem artenärmeren Lebensraum von hohem Naturschutzinteresse wie einem Hochmoor. Entsprechende Beispiele für eine wenig sinnvolle Anwendung sind aber für jeden Parameter konstruierbar.

Stetigkeit, Dominanz, Flächendiversität, Flächenevenness

Seltene Arten werden in Roten Listen häufig auch als gefährdet klassifiziert. Zudem wird oft unterstellt, daß diese speziellere ökologische Ansprüche haben als häufigere Arten. Auch bei den im Rahmen der Fallstudie durchgeführten Untersuchungen waren gefährdete Arten in der Regel auf weniger Untersuchungsflächen vertreten und auf diesen auch weniger häufig als die nicht in Roten Listen geführten Arten. Die Seltenheit von Arten kann in unterschiedlicher Art und Weise dargestellt und quantifiziert werden. Bei den Artenerhebungsprogrammen geschieht dieses durch entsprechende Auswertungen der Verbreitungskarten der Arten. Im Rahmen der Fallstudie wurden solche Auswertungen nicht durchgeführt. Für flächendeckend untersuchte Artengruppen wie die Orchideen oder Libellen wäre dieses durch eine Erstellung entsprechender Rasterkarten ohne weiteres möglich gewesen, für andere Gruppen aufgrund der räumlich sehr beschränkten Untersuchungsflächen nicht. Für die untersuchten Flächen lassen sich jedoch über andere Auswertungsschritte Seltenheitsaspekte darstellen. Mit der Stetigkeit oder Konstanz wird ausgedrückt, wieviel Prozent aller Untersuchungsflächen von einer Art besiedelt werden. Seltenheit würde sich hier auf die Präsenz der Art auf den Untersuchungsflächen beziehen. Die Dominanz gibt den Prozentanteil einer Art an den Gesamtbeobachtungen bzw. -fängen einer Untersuchungsfläche wieder. Hier würde sich Seltenheit auf die relative Häufigkeit einer Art auf einer Untersuchungsfläche beziehen. Mit den gleichen Formeln wie bei der Berechnung von Artendiversitäten für die Untersuchungsflächen lassen sich auch Flächendiversitätswerte für die Arten berechnen. Diese sind für eine Art um so höher, je mehr Untersuchungsflächen diese besiedelt und je gleichmäßiger sie quantitativ auf diese Flächen verteilt ist. Ähnlich analog lassen sich auch die entsprechenden Evenness-Werte zu diesen Flächendiversitäten ermitteln. Diese geben dann das Ausmaß der Gleichverteilung einer Art über die Untersuchungsflächen wieder. Auch bei diesen Möglichkeiten, die Seltenheit oder Häufigkeit der Arten rechnerisch abzubilden, wurde getestet, inwieweit zwischen den einzelnen Parametern statistische Zusammenhänge bestehen.

In Anhang 108 sind diese statistischen Beziehungen zwischen den Stetigkeits-, Dominanz-, Flächendiversitäts- und Flächenevenness-Werten der Arten für die verschiedenen untersuchten Gruppen dargestellt. Die Stetigkeiten, Dominanzen und Flächendiversitätswerte sind straff positiv miteinander korreliert, dagegen bestehen kaum engere oder einheitliche Zusammenhänge dieser Parameter zu den Flächenevenness-Werten. Nur die Flächendiversitäts- und Flächenevenness-Werte der floristischen Aufnahmen zeigen einen engeren positiven Zusammenhang. Hier sind die häufigeren Arten hinsichtlich ihrer Dominanzen also einheitlicher auf ihren Untersuchungsflächen vertreten als die selteneren. Für die Libellen der Fließgewässer gilt dieser Zusammenhang umgekehrt. Aufgrund der engen und einheitlichen Korrelationen zur Stetigkeit ist der zusätzliche Informationsgehalt von Flächendiversitätsberechnungen für die einzelnen Arten gering. Die sich in den Flächenevenness-Werten ausdrückenden Zusammenhänge sind auch aus der absoluten oder relativen Verteilung einer Art über die jeweiligen Untersuchungsflächen direkt ersichtlich, wenn auch nicht in einer Kennzahl ausgedrückt.

Angesichts der straffen statistischen Zusammenhänge könnte hier die Stetigkeit als zentraler Parameter verwendet werden. Die auf wenigen Untersuchungsflächen anzutreffenden Arten sind auch auf den Untersuchungsflächen in den meisten Fällen wenig dominant und umgekehrt. Ein weiterer Vorteil liegt darin, daß der Stetigkeit nur Präsenz-/Absenzbefunde zugrunde liegen, während für Dominanzen, Flächendiversitäts- und Flächenevenness-Werte quantitative Befunde zu

den Arten vorliegen müssen. Die bereits diskutierten Probleme bezüglich der Erhebung quantitativer Daten gelten damit auch hier.

Jeder der diskutierten Parameter drückt lediglich die Häufigkeit einer Art bezogen auf die untersuchten Flächen aus. Ob und wie solche Befunde darüber hinaus für bestimmte Bezugsräume gelten, hängt von der Auswahl der Untersuchungsflächen ab. Wenn diese bezogen auf die Anzahl der Untersuchungsflächen flächenrepräsentativ für definierte Bezugseinheiten (z.B. Biotoptypen, Biotoptypengruppen, Quadranten) erfolgt, kann über die Stetigkeit der Arten auch deren Seltenheit für bestimmte Bezugsräume quantifiziert werden.

Biologische Eigenschaften und ökologische Ansprüche von Arten

Bei der Auswertung der faunistischen Untersuchungen wurden auch Kategorien nach bestimmten biologischen und ökologischen Eigenschaften der Arten gebildet und die Verteilung der Arten und Individuen auf diese Klassen dargestellt. Auch hierbei stieg häufig die Anzahl an Arten mit bestimmten Eigenschaften mehr oder weniger synchron mit der Anzahl aller Arten an. Sofern ein Naturschutzinteresse an Arten mit bestimmten Eigenschaften besteht, wird deren absolute Anzahl in vielen Fällen deshalb bereits schon mit der Gesamtartenzahl auf den Untersuchungsflächen ausgedrückt. Werden dagegen die prozentualen Anteile dieser Arten am Gesamtartenbestand betrachtet, gilt dieser Zusammenhang nicht zwangsläufig. Damit diese Prozentanteile ebenfalls mit den Gesamtartenzahlen ansteigen, muß die Anzahl der Arten mit bestimmten Eigenschaften überproportional zur Gesamtartenzahl anwachsen. Aus diesem Grund kann eine Betrachtung der relativen Anteile von Arten mit bestimmten Eigenschaften teilweise eine sinnvolle Ergänzung zur Diskussion der Artenzahlen sein. Bezüglich der quantitativen Verteilung von registrierten oder gefangenen Individuen auf die nach ökologischen Eigenschaften der Arten gebildeten Klassen gelten die schon weiter oben diskutierten Vorbehalte gegenüber vielen Erfassungsmethoden.

Arten- und Dominantenidentität

Ein Ähnlichkeitsvergleich der Artenbestände der Untersuchungsflächen erfolgte durch die Berechnung von Arten- (Soerensen-Index) und Dominantenidentitäten (Renkonen'sche Zahl) nach den Formeln in Anhang 113. Anhang 104 faßt für die einzelnen Artengruppen und Methoden die Mittelwerte und Spannweiten dieser Arten- und Dominantenidentitäten zusammen und gibt die Korrelationskoeffizienten für die Beziehung zwischen diesen beiden Größen wieder. In 33 von 36 unterschiedenen Fällen liegt der Mittelwert für die Dominantenidentitäten unter dem der Artenidentitäten, in einem Fall ist er gleich und in zwei Fällen geringfügig höher. Im Mittel der Artengruppenmittelwerte liegt die Differenz zwischen diesen beiden Identitätsmaßnahmen bei 9 %. Die Spannweiten der Werte zeigen im Vergleich ein weniger einheitliches Bild: In 11 Fällen sind die Spannweiten der Artenidentitäten höher, in 5 Fällen gleich und in 20 Fällen kleiner als die der Dominantenidentitäten. In über der Hälfte der betrachteten Fälle differenzieren Dominantenidentitäten das Spektrum der Untersuchungsflächen bezogen auf ihre Ähnlichkeit also breiter als die Artenidentitäten. Zwischen beiden Identitätsmaßen besteht bei den meisten Artengruppen, Untersuchungsflächen und -methoden ein engerer positiver Zusammenhang: 16 von 36 Korrelationskoeffizienten liegen über 0,7, weitere 11 über 0,6 und nochmals 4 um 0,5. Den geringsten Zusammenhang zwischen den Arten- und Dominantenidentitätswerten weisen die Bockkäfer und Laufkäfer auf. Für die meisten Artengruppen ist der durch den zusätzlichen, relativ aufwendigen Vergleich nach Dominantenidentitäten erhaltene Informationsgewinn demnach nicht sehr hoch. Im Gegensatz zu den Artenidentitäten erfordern die Dominantenidentitäten nicht nur

eine Liste der präsenten Arten, sondern auch Informationen zu deren relativen Anteilen an den Artenbeständen bzw. Beobachtungen oder Fängen. Die Erhebung entsprechender Daten ist nicht nur kostenaufwendig, sondern auch methodisch schwierig, wie schon weiter oben diskutiert.

Die Artenidentitäten bilden Veränderungen im Artenspektrum der Untersuchungsflächen sensibler ab, da hier jede Art unabhängig von ihrer Häufigkeit mit gleichem Gewicht berücksichtigt wird. Die Dominantenidentitäten reagieren dagegen vor allem auf Veränderungen der relativen Anteile der einzelnen Arten am Artenbestand. Je gravierender sich Untersuchungsflächen im Hinblick auf die relativen Anteile ihrer häufigen Arten unterscheiden, desto niedriger bleiben die Dominantenidentitäten. Umgekehrt wirkt sich die Präsenz oder Absenz seltenerer Arten nur vergleichsweise geringfügig auf die Dominantenähnlichkeit aus. Da aus Naturschutzsicht häufig aber ein spezielles Interesse an den selteneren Arten besteht, erscheinen die Artenidentitäten aus diesem Blickwinkel als die geeignetere Methode für den Ähnlichkeitsvergleich von Untersuchungsflächen.

Arten- und Dominantenidentitäten können sowohl zum Vergleich der Artenbestände verschiedener Untersuchungsflächen eingesetzt werden als auch für den Vergleich von Artenbeständen der gleichen Untersuchungsfläche zu unterschiedlichen Zeitpunkten. Wechsel in der Artenzusammensetzung von Untersuchungsflächen werden auch durch Berechnungen des räumlichen oder zeitlichen Turnovers dargestellt (Anhang 113). Das sich die Artenidentitätswerte nach Soerensen und die Turnoverwerte komplementär verhalten, wird durch die Berechnung des Turnovers kein Informationsgewinn gegenüber den Artenidentitäten erzielt. Weitere Ähnlichkeitsindices, wie z.B. der Wainstein-Index (MÜHLENBERG 1993), verschneiden lediglich die berechneten Arten- und Dominantenidentitäten. Auch hierin ist kein Informationsvorteil zu erkennen.

3.4.7.2 Unsicherheiten bei einem Vergleich von Untersuchungsflächen

Unsicherheiten durch die Auswahl von zu erfassenden Artengruppen oder Arten

Eine Quelle von Unsicherheiten bei dem Vergleich von Untersuchungsflächen aufgrund ihrer Artenbestände liegt in der Auswahl der zu erfassenden Artengruppen oder Arten. Aufgrund der spezifischen ökologischen Ansprüche von Arten an ihre Umwelt entspricht die Vielzahl möglicher Befunde auch der Anzahl der vorhandenen Arten. Ob die erarbeiteten Befunde dieses auch wiedergeben hängt in erster Linie vom Detaillierungsgrad der Untersuchung ab. Je gröber deren Auflösung ist, desto mehr Arten zeigen scheinbar auch ähnliche Reaktionen auf die in der Untersuchung unterschiedenen Umweltbedingungen. Jede Auswahl von Artengruppen oder Arten, die in einen Flächenvergleich einbezogen werden sollen, nimmt also Informationsverluste in Kauf. Zwischen der Auswahl von Artengruppen oder der Auswahl von einzelnen Arten zum Vergleich von Untersuchungsflächen besteht dabei vom Prinzip her kein Unterschied. Je nach den bearbeiteten Arten oder Artengruppen wird man unterschiedliche Ergebnisse im Vergleich der Untersuchungsflächen erhalten.

In der Fallstudie haben die Untersuchungen an Waldrändern und Fließgewässern mit vielen einbezogenen Artengruppen gezeigt, daß sich die Ergebnisse im Flächenvergleich von Artengruppe zu Artengruppe in der Regel unterscheiden. Dabei treten nicht nur graduelle Unterschiede auf, sondern es finden sich auch entgegengesetzte Befunde. Bei den vielen untersuchten Gruppen an Waldrändern und Hecken wurde in keinem Fall eine identische Rangfolge der Flächen bei den Artenzahlen oder der Anzahl gefährdeter Arten gefunden. Bei den Korrelationen dieser Parameter

zu standörtlich-strukturellen Eigenschaften der Untersuchungsflächen wurden ebenfalls keine völlig übereinstimmenden Befunde erzielt. Auch bei den Ähnlichkeitsvergleichen der Untersuchungsflächen nach den Arten- und Dominantenidentitäten unterschieden sich die nach Clusteranalysen erhaltenen Dendrogramme bei allen untersuchten Gruppen zumindest im Detail. Auch von ihrer Gefäßpflanzenflora her relativ ähnliche Untersuchungsflächen unterschieden sich z.B. bei den untersuchten Tiergruppen sehr stark, d.h. es bestanden keine übereinstimmenden Ähnlichkeitsgruppierungen der Untersuchungsflächen nach ihrer Vegetation bzw. ihrer Tierwelt. Die Gruppierung der Untersuchungsflächen nach ihrer Krautschicht folgte vor allem den Feuchtigkeits-, Nährstoff- und Lichtverhältnissen, die Baumschichten waren stark durch die forstliche Nutzung geprägt. Bei den Vögeln hatte die Baumartenzusammensetzung und Struktur der Waldbestände eine große Bedeutung. Viele wirbellose Gruppen reagierten in ihrer Artzusammensetzung stärker auf das durch Sonneneinstrahlung und Vegetationsdichte bestimmte Mikroklima, wobei die Befunde zwischen verschiedenen Gruppen nicht alle gleichgerichtet waren. Auch für die Fließgewässer wurden bei den Untersuchungen des Makrozoobenthon bzw. der Libellenimagines keine gleichgerichteten Befunde im Hinblick auf die Artenzahl oder die Anzahl gefährdeter Arten erzielt. Die für eine Artengruppe ermittelten Befunde lassen sich demnach nicht oder nicht vollständig auf andere Artengruppen übertragen. Die Auswahl von Artengruppen ist in diesem Sinne nie repräsentativ für andere Artengruppen oder objektiv für die Situation einer Untersuchungsfläche. Sie kann aus naturschutzfachlicher Sicht nur mehr oder weniger zweckmäßig sein. Als Bestimmungsgründe für die Zweckmäßigkeit könnten beispielsweise die Problemorientierung der Auswahl, der Kenntnisstand zur Systematik, Verbreitung und Ökologie der Arten, die Verfügbarkeit qualifizierter Bearbeiter und Methoden oder die materielle Ausstattung einer Inventur angesehen werden. Ob erhobene Informationen problemorientiert sind oder nicht, hängt in erster Linie von den definierten Zielen einer Inventur ab. Eine problemorientierte Auswahl von Arten oder Artengruppen könnte sich zum Beispiel danach richten, viele Vertreter von solchen (Teil-) Lebensräumen einzubeziehen, die hohen Flächen- und Qualitätsverlusten aufgrund von Nutzungsaufnahme, -änderung oder -aufgabe unterlagen. Ein anderer Aspekt wäre, insbesondere Arten mit hohen Flächenbedürfnissen ihrer Populationen einzubeziehen, da die an ihnen erarbeiteten Befunde und Argumente auch Impulse für die Unterschätzung oder das Management großer Gebiete liefern könnten. Im Verhältnis zu den eingesetzten Mittel hätte die Bearbeitung dieser Arten eine große Flächeneffizienz.

Unsicherheiten aufgrund der Selektivität von Erfassungsmethoden und der Wahl des räumlichen und zeitlichen Untersuchungsfensters

Wenn Flächenvergleiche auf Befunde wie die Anzahl der Arten in einer untersuchten Gruppe, die Anzahl von Arten mit speziellen Eigenschaften in einer untersuchten Gruppe oder die Präsenz von Arten für Ähnlichkeitsvergleiche bzw. Seltenheitsbeurteilungen ausgerichtet sind, bestehen Unsicherheiten im Hinblick auf die Vollständigkeit des erfaßten gegenüber dem tatsächlich vorhandenen Artenspektrum. Quellen für diese Unsicherheiten sind die für Arten, Individuen und Lebensräume unterschiedlichen Fang- und Entdeckungswahrscheinlichkeiten vieler Erfassungsmethoden sowie die zeitliche und räumliche Festlegung des Untersuchungsumfangs. Methoden mit stark differierenden Erhebungswahrscheinlichkeiten für die zu erfassenden Individuen, Arten oder Lebensräume sowie enge zeitliche und räumliche Untersuchungsfenster führen tendenziell zu größeren Unsicherheiten. Das Ausmaß an Unsicherheit bezüglich der

Artnachweise könnte reduziert werden, indem die Erfassung bezüglich aller drei Aspekte an einzelne Arten angepaßt wird. Eine solche methodische Spezialisierung ist im Hinblick auf die Erfassung einer oder mehrerer Artengruppen durch den hohen Aufwand aber weder praktikabel noch finanzierbar. Strebt man dennoch Vergleiche dieser Art an, muß häufig in Kauf genommen werden, daß nur ein methodischer, räumlicher und zeitlicher Ausschnitt des vorhandenen Artenspektrums zur Erfassung kommt. Da die Vollständigkeit der Erfassung des vorhandenen Artenspektrums als Maßstab damit in den Hintergrund tritt, könnte ein akzeptabler Umfang an Unsicherheit dahingehend formuliert werden, daß sich die Ergebnisse des Vergleiches, z.B. hinsichtlich einer Reihung der Untersuchungsflächen nach der Anzahl gefährdeter Arten, durch eine verbesserte Methodik sowie einen räumlich oder zeitlich erhöhten Erfassungsaufwand nicht umkehren.

Steht nicht nur die Präsenz von Arten im Mittelpunkt des Interesses, sondern sollen auch Informationen zur Populationsdichte oder -größe von Arten erhoben werden, muß nicht nur wie bei Präsenz-/Absenz-Befunden mit dem zeitlichen und räumlichen Turnover von Arten methodisch umgegangen werden, sondern auch mit der oft sehr hohen Variabilität der Abundanzen. Neben dem Zwang zu einer engeren methodischen Fokussierung auf die zu bearbeitenden Arten ist davon auszugehen, daß hierfür oft sehr lange Untersuchungszeiträume erforderlich sein werden.

Unsicherheiten über die Bedeutung der Untersuchungsflächen für die nachgewiesenen Arten

Weitere Unsicherheiten resultieren daraus, daß mit dem Nachweis von Arten auf einer Untersuchungsfläche noch kein Befund darüber vorliegt, welche Funktion die Untersuchungsfläche für die Individuen bzw. die Populationen der vorgefundenen Arten hat. Dabei sind z.B. folgende Fragen bedeutsam: In welchem Umfang und mit welcher Regelmäßigkeit wird eine Art auf der Untersuchungsfläche angetroffen? Stimmen die Voraussetzungen der Untersuchungsflächen mit den aus der Literatur bekannten ökologischen Ansprüchen einer Art überein? Wie nutzen die Individuen die Untersuchungsfläche? Ist die Untersuchungsfläche im Hinblick auf die Reproduktion der Individuen bzw. der Population ein effektiver Lebensraum oder Teillebensraum? Welche anderen Teillebensräume sind involviert, welche Bedeutung haben diese in Bezug auf die Effektivität des Gesamtlebensraumes der Individuen bzw. der Populationen? Wie ist die raumzeitliche Dynamik der Lebensräume und der (Teil-) Populationen? Viele dieser Fragen lassen sich - wenn überhaupt - nur über umfangreiche, artspezifische und längerfristige Untersuchungsansätze abklären.

Um das Ausmaß der Unsicherheit über die Bedeutung des Lebensraumes für die nachgewiesenen Arten zu reduzieren, werden Arten mit sehr wenigen Fängen oder Registrierungen in der Auswertung oft nicht berücksichtigt und pauschal als zufällige Fänge verworfen. Da seltene Arten häufig auch als gefährdet klassifiziert sind, betrifft diese Vorgehensweise im überproportionalen Maße Arten von besonderem Naturschutzinteresse und erscheint von daher wenig zielführend.

Unsicherheiten durch die Übernahme von Angaben zu biologischen Eigenschaften und ökologischen Ansprüchen von Arten aus Literaturdaten

Häufig werden biologische Eigenschaften und ökologische Ansprüche von Arten aus der Literatur zusammengetragen. Zum Teil wird dann geprüft, ob die Untersuchungsflächen die entsprechenden Voraussetzungen bieten. Eine derartige Zusammenstellung von Literaturdaten ist mit großen Unsicherheiten behaftet. Viele Arten verhalten sich in Abhängigkeit vom räumlichen oder zeitlichen

Wechsel von Umweltbedingungen plastisch in ihrer Biologie, z.B. bezogen auf die Phänologie oder die Generationsdauer. Viele Arten realisieren ihre Ansprüche in verschiedenen Regionen auch bei unterschiedlichen Konstellationen von Umweltfaktoren (relative Standortkonstanz, regionale Stenökologie). In einer Region definierte Eigenschaften und Ansprüche müssen deshalb nicht auf andere Regionen übertragbar sein. In der Literatur werden dagegen oft sehr viele Beobachtungen aus zahlreichen unterschiedlichen Regionen vereint. Die Aussagen umschließen damit bereits ein sehr breites Spektrum unterschiedlicher Bedingungen. Dazu kommen weitere Probleme, da viele zitierte Daten auf einer großen Zahl unterschiedlicher Bearbeiter beruhen, durch methodische differierende Vorgehensweisen ermittelt wurden, zum Teil aus Tierhaltungen stammen und oft keiner Überprüfung unterlagen.

Summarisch äußern sich Reaktionen der Arten auf ihre Umwelt zum Beispiel in der Fläche, die Individuen für sich nutzen. Als Beispiel für die extrem hohen Schwankungen solcher Dichteangaben bei Wirbeltieren können die in Anhang 65 aus der Literatur wiedergegebenen Siedlungsdichten für die in der Fallstudie nachgewiesenen Vogelarten gelten. Dabei wurde zwischen kleinräumigen und großräumigen Siedlungsdichten unterschieden. Bei den in der Literatur angegebenen großräumigen Dichten liegt das Maximum im Mittel der Vogelarten bei dem 1.349-fachen des Minimums. Die aus kleinräumigen Untersuchungen beschriebenen maximalen Dichten liegen im Durchschnitt der Vogelarten beim 84-fachen der Maximalwerte, die großräumig ermittelt wurden. Vergleicht man die in der Literatur angegebenen Maxima für kleine Räume mit den minimalen Siedlungsdichteangaben für große Räume, so liegen die erstgenannten im Mittel der Vogelarten beim 49.479-fachen. Angesichts dieser Spannbreiten an Dichteangaben aus der Literatur, die ja neben vielen methodischen Problemen auch zu einem Teil Unterschiede in der Habitatqualität der Lebensräume ausdrücken können, erscheint es kaum möglich, aus Literaturdaten Sollwerte als Zielvorgaben für Lebensräume zu formulieren. Bei den Dichten vieler wirbellosen Tierarten dürften zudem noch wesentlich größere Schwankungsbreiten zu erwarten sein.

Unsicherheiten bei der Extrapolation von Punkt- zu Flächendaten

In den meisten Fällen ist es nicht möglich, Befunde zu Artengruppen oder zu Arten für größere Bezugsräume flächendeckend zu erheben. Werden aber entsprechende Aussagen angestrebt, stellt sich das Problem, wie die punktuell erhobenen Daten in die Fläche extrapoliert werden können. Für Befunde zum durchschnittlichen Artenreichtum oder zur mittleren Anzahl gefährdeter Arten in Biotopkomplexen, Biotoptypen oder bestimmten Ausprägungen derselben läßt sich dieses über die Stratifizierung des Gebietes und eine darauf aufbauende Stichprobeninventur lösen.

Die Situation stellt sich weitaus schwieriger dar, wenn eine Landschaft in Befundeinheiten bezüglich der Eignung und Effektivität für eine ausgewählte Art differenziert werden soll. Hier müssen Faktoren in die Gebietsstratifizierung einfließen, die beispielsweise ausschlaggebend für die Präsenz, Dichte oder Reproduktion dieser Art sind. Mit den Möglichkeiten geographischer Informationssysteme zur Flächenverschneidung unterschiedlicher Datenbestände bestehen heute gute technische Voraussetzungen für die Stratifizierung eines Gebietes in Anpassung an unterschiedliche Fragestellungen und die räumliche Festlegung entsprechender Befundeinheiten. Problematisch ist jedoch in vielen Fällen die Datenverfügbarkeit für solche Gebietsgliederungen hinsichtlich der notwendigen Inhalte, der räumlichen Auflösung und der Aktualität.

3.4.7.3 Bestätigung des Erfahrungswissens zu Naturschutzqualitäten von Biotoptypen und ihrer Ausprägungen

Viele Inventuren und Handlungsanleitungen des Naturschutzes stützen sich auf vorhandene Erfahrungen hinsichtlich der Biodiversität und des Vorkommens gefährdeter Arten in bestimmten Biotoptypen oder deren Ausprägungen. BLAB (1993) hat das vorhandene Erfahrungswissen aus der Sicht des Tierartenschutzes zusammengefaßt und für die einzelnen Lebensräume Qualitätsmerkmale in Form von zu vermeidenden Gefährdungen und anzustrebenden Entwicklungszielen definiert. In der Folge wird überprüft, inwieweit die auf die untersuchten Objekte anwendbaren Qualitätsmerkmale durch Befunde der Fallstudie bestätigt wurden.

Fließgewässer

Für Fließgewässer führt BLAB (1993) als wichtige Gefährdungsfaktoren unter anderem gewässerbauliche Veränderungen, Verrohrung, Stauhaltung sowie die Gewässerverschmutzung und -vergiftung an. Als Entwicklungsziele formuliert er die Erhaltung des Fließgewässercharakters und der natürlichen Fließgewässerdynamik, die Rückführung verrohrter und begradigter Wasserläufe, die Erhaltung guter und die Verbesserung schlechter Wasserqualitäten sowie die Erhaltung bzw. Wiederherstellung einer möglichst vielgestaltigen Gewässermorphologie.

Die Artenzahlen und die Anzahl gefährdeter Arten des Makrozoobenthon an den 16 untersuchten Probestellen wiesen positive Korrelationen zu einer permanenten Wasserführung sowie negative zur organischen Gewässerbelastung und zum Ausmaß morphologischer und baulicher Veränderungen an Böschung und Sohle auf. Da die organische Belastung und die morphologische Umgestaltung sowie der Gewässerausbau bachabwärts beide zunehmen, können die Effekte jedoch nicht voneinander getrennt werden. Für das Makrozoobenthon der Fließgewässer lassen sich die Qualitätsmerkmale nach BLAB (1993) demnach bestätigen. Zieht man die für das gesamte Gewässernetz untersuchte Präsenz adulter Libellen an den Fließgewässerabschnitten für die Beurteilung heran, ist die Übereinstimmung mit den von BLAB (1993) angeführten Qualitätsmerkmalen weniger groß. Die höheren Artenzahlen und die meisten gefährdeten Arten finden sich hier vor allem an stärker besonnten Bachabschnitten. Hinter den bedeutenden Faktor der Einstrahlung treten andere wie die Gewässerbelastung und die morphologische Veränderung teilweise zurück.

Stillgewässer

In Bezug auf Stillgewässer führt BLAB (1993) als zentrale Gefährdungsfaktoren neben anderen die Gewässerverschmutzung und Eutrophierung, die Verkürzung der Wasser-Land-Kontaktbiotope und eine intensive fischereiwirtschaftliche Bewirtschaftung an. Wichtige Entwicklungsziele sind die Erhaltung guter und die Verbesserung schlechter Wasserqualitäten, die Erhaltung bzw. Wiederherstellung einer möglichst langen und vielgestaltigen Ufertrandlinie, das Erhalten bzw. nachträgliche Einbringen von Mangelhabitaten wie Schwimmblatt- und Laichkrautgürtel, Röhrichte und Riede, keine oder nur sehr schonende Nutzung durch Fischerei und das Vermeiden einer zu intensiven Beschattung. Günstig sind zudem hohe Flächengrößen sowie Lage mehrerer Teilgewässer in räumlicher Nachbarschaft.

Die Artenzahl der Libellen an den im Rahmen der Fallstudie untersuchten Stillgewässern war positiv korreliert mit der Anzahl der direkt benachbarten Gewässer, der Gewässergröße, der Uferlänge und der Fläche der Wasser- und Verlandungsvegetation sowie mit Faktoren, die für eine höhere

Sonneneinstrahlung am Gewässer stehen. Gewässer mit Vorkommen gefährdeter Arten unterschieden sich von denjenigen ohne gefährdete Arten durch eine häufigere Lage in Gewässerkomplexen, höhere Flächengrößen und längere Uferlinien, größere Flächen von Wasser- und Verlandungsvegetation, höhere Einstrahlung und größere Sauerstoffgehalte. Auch die Anzahl der Froschlurche und Reptilien war positiv mit der Anzahl direkt benachbarter Gewässer und mit der Fläche an Wasser- und Verlandungsvegetation korreliert. Einige der von BLAB (1993) genannten Qualitätsmerkmale (Gewässerkomplexe, Flächengröße, Wasser- und Verlandungsvegetation, Besonnung) werden durch die Befunde also tendenziell bestätigt. Die größeren und besonnten Stillgewässer des Untersuchungsgebietes liegen allerdings im Offenland, zum Teil auch unterhalb landwirtschaftlicher Hofstellen und werden häufig als Fischeiche genutzt. Ihre Gewässerbelastung ist deshalb oft größer als die der kleineren und stärker beschatteten im und am Wald liegenden Gewässer. Bedingt durch diese Faktorenkonstellationen an den Gewässern des Untersuchungsgebietes weisen die artenreicheren Gewässer und diejenigen mit einer größeren Anzahl gefährdeter Arten oft auch einen höheren Fischbesatz und eine schlechtere Wasserqualität auf als die artenärmeren. Erst an sehr stark abwasserbelasteten oder fischgenutzten Gewässern finden sich dann wieder wenige oder keine Arten der untersuchten Gruppen. Die Anzahl der Laichballen je Flächeneinheit war beim Grasfrosch (*Rana temporaria*) in Gewässern mit Fischbesatz oder mit Abwasserbelastung jedoch deutlich niedriger als in solchen ohne. Bezogen auf die Qualitätsmerkmale Fischbesatz und Gewässerbelastung bestätigen sich die bestehenden Erfahrungen aufgrund der gebietspezifischen Merkmalskonstellationen an den Gewässern also nicht in vollem Umfang.

Grünland

Für das Grünland nennt BLAB (1993) unter anderem starke Düngung, Umbruch mit Neueinsaat, Entwässerung, Bodenauftrag, Erhöhung der Mahdfrequenz über eine Zahl von ein bis zwei Schnitten, die Umwandlung von Wiesen in Mähweiden oder Weiden, die Umwandlung von Triftweiden in Umtriebsweiden, Herbizidbehandlung und Nutzungsaufgabe als wichtige Gefährdungsfaktoren. Entwicklungsziele liegen vor allem in der Erhaltung eines unruhigen Bodenreliefs und hoher standörtlicher Vielfalt, keiner oder niedriger Düngung sowie der Erhaltung des Wasserhaushaltes.

Die Orchideen-Standorte im Grünland des Untersuchungsgebietes waren auf genutzte Bereiche mit fehlender oder niedriger Düngung, vergleichsweise geringer Anzahl an Nutzungen, auf feuchtere bzw. trockenere Standorte und auf Grünlandflächen mit älterer Grasnarbe beschränkt. Die oben genannten Merkmale Düngung, Umbruch, Entwässerung, Bodenauftrag, hohe Nutzungsfrequenz und Nutzungsaufgabe bestätigen sich damit. Der Schwerpunkt der Nutzung lag auf der Mahd, es sind aber auch Standorte mit einer mäßigen Beweidung vertreten. Eine starke Umtriebsbeweidung führt zum Ausfall der Arten, wie an einigen Untersuchungsflächen auch während des Untersuchungszeitraumes beobachtet wurde. Auch hierin bestätigen sich tendenziell die von BLAB (1993) allerdings aus Sicht des Tierartenschutzes angeführten Merkmale

Bei den Untersuchungen der Heuschrecken in Grünland-Untersuchungsflächen zeigt sich, daß die Artenzahl und die Anzahl gefährdeter Arten mit zunehmender Nährstoffarmut und Trockenheit des Bodens zunahm, ebenso mit höherer Sonneneinstrahlung aufgrund der Exposition. Positive Zusammenhänge fanden sich auch mit steigender Hangneigung sowie einer zunehmenden Anzahl der Nutzungen im Jahr, insbesondere der Weidegänge. Die untersuchten Wiesen und die

Grünlandbrache wiesen nur teilweise gefährdete Arten mit wenigen gefangenen Individuen auf. Die von BLAB (1993) betonte Wichtigkeit standörtlicher Vielfalt zeigt sich hinsichtlich des nährstoffarmen und trockenen Flügels im Grünland auch hier. Die die Geschlossenheit der Grasnarbe zerstörenden Weidegänge wirken sich offensichtlich positiv auf deren Heuschreckenbestände aus, da hierdurch im Gegensatz zu den Wiesen offene Bodenstellen und schütterere Vegetationspartien mit höherer Einstrahlung in Bodennähe verfügbar werden. Mit Zunahme der Hangneigung nimmt die Nährstoffarmut und Trockenheit der Standorte und vermutlich auch das Ausmaß der weidebedingten Trittschäden an der Grasnarbe zu. Die Bedeutung bodenoffener Bereiche wird auch von BLAB (1993) für Trocken- und Halbtrockenrasen sowie Waldsäume betont, für das Grünland mittlerer Standorte könnte man sie auch unter standörtlicher Vielfalt subsummieren.

Streuobstbestände

Wichtige Gefährdungsfaktoren für Streuobstbestände sind nach BLAB (1993) bezogen auf den Obstbestand neben der Totalbeseitigung vor allem die fehlende Verjüngung, der Ersatz durch Intensiv-Obstplantagen, die Überalterung der Bestände und die Aufgabe der Pflege. Entwicklungsziele sind ein hoher Anteil von Altbäumen sowie von dickstämmigem kränkelnden Holz sowie eine insgesamt extensive Nutzung der Obstbäume.

Im Untersuchungsgebiet wurden die höchsten Vogelartenzahlen im Offenland im Bereich der vergleichsweise großflächigen und alten Streuobstbestände beobachtet. Ein positiver Zusammenhang bestand zwischen den Artenzahlen bzw. der Zahl der gefährdeten Arten und der relativen Kronendeckung von Obsthochstämmen, der Stammzahl von Obstbäumen je Hektar ohne junge nachgepflanzte Bäume, der Stammzahl an tot-/faulholzreichen Obstbäumen und der maximal erreichten Durchmesserklasse im Obstbestand. Die Bedeutung des Alters der Streuobstbestände und die Verfügbarkeit der damit verbundenen Strukturen wie tot-, faulholzreiche und stark dimensionierte Bäume bestätigen diese auch von BLAB (1993) genannten Qualitätsmerkmale.

Waldränder

Als wichtige Gefährdungsfaktoren für Waldränder werden von BLAB (1993) die Verkürzung der Grenzlinien, Flächenverluste durch Bebauung, zu nah herangeführte land- und forstwirtschaftliche Nutzung mit der Konsequenz zu schmaler, nutzungsfreier oder nutzungsintensiver Zonen, die Anlage neuer und das Asphaltieren bestehender Wirtschaftswege an der Offenland-Wald-Grenze, der Herbizideinsatz und die Beseitigung von Weichhölzern aufgeführt. Als Entwicklungsziele formuliert er die Erhaltung bzw. Entwicklung eines Waldmantels mit einer Tiefe von wenigstens 20 - 30 m zu angrenzenden Nutzungen vor allem in Südost-, Süd- und Südwestexposition, das Vermeiden neuer Wegführungen auf der Wald-Feld-Grenze, einen fließenden mehrstufigen Aufbau, breite nutzungsfreie Wildkrautzonen, unregelmäßige Boden- und Vegetationsprofile in kleinflächigem Wechsel, eine artenreiche standorttypische Flora, insbesondere unter Beteiligung von Weiden, Espen, Himbeeren, Brombeeren, Körbchen- und Doldenblütlern sowie die Erhaltung bzw. Entwicklung von Sonderstrukturen wie sonnenexponiertes dickstämmiges Totholz, Steinhaufen, vegetationsfreie Bodenrisse, Pfützen und feuchte Stellen.

Die Artenzahlen und die Anzahl gefährdeter Arten bei den vielen im Rahmen der Fallstudie untersuchten Artengruppen waren positiv korreliert mit der Ausdehnung der Untersuchungsflächen, insbesondere mit der Breite von vegetationsfreien Bodenstellen, Säumen, dornstrauchreichen Gebüsch und Mänteln. Viele unterschiedene Faktoren bestätigen auch die Bedeutung der

Sonneneinstrahlung und damit der Wärmebegünstigung der untersuchten Flächen. Waldränder mit vielen unterschiedenen Struktureinheiten an der Bodenoberfläche waren von der Tendenz her ebenfalls artenreicher. Ausdehnung, Besonnung und abwechslungsreiches Boden- und Vegetationsprofil sind als Qualitätsmerkmale auch von BLAB (1993) angeführt.

In nährstoffärmeren Säumen, in denen Arten der Heiden, Magerrasen und der Säume ihre relativ höchsten Anteile erreichten fanden sich mehr gefährdete Arten als in solchen die stärker durch Arten nitrophytischer Staudenfluren oder des Waldes und eine bessere Nährstoffversorgung geprägt waren. Hinsichtlich der beteiligten Pflanzenfamilien bestanden positive Korrelationen zu den Deckungsanteilen der Ericaceae (Heidekrautes), der Fabaceae (verschiedene Ginsterarten), der Sauergräser (Seggen, Simsen) und der Scrophulariaceae (Wiesen-Wachtelweizen). Auch diese Arten verweisen auf die relative Nährstoffarmut, Trockenheit und Aushagerung der an gefährdeten Arten reicheren Waldränder. Solche mageren, oft schütterten und von vegetationsfreien Bodenstellen durchsetzten Säume fanden sich an den untersuchten Waldrändern nur, wenn eine intensive landwirtschaftliche Nutzung nicht bis unmittelbar an den Waldrand geführt wurde. Entweder wurde der dem Wald vorgelagerte Bereich nur mit geringer Viehdichte oder sporadisch beweidet oder dem Wald war ein unbefestigter Weg vorgelagert, dessen bergseitige Böschungen für eine solche Vegetationsentwicklung zur Verfügung standen. Hier bestätigt sich einerseits die Bedeutung der von BLAB (1993) angeführten Breite der nicht oder extensiv genutzten Zone. An der Feld-Wald-Grenze geführte Wege erwiesen sich andererseits jedoch nicht als Hindernis für die Entwicklung artenreicher Waldränder mit einer hohen Anzahl gefährdeter Arten. Diese schützen den Saum- und Mantelbereich gewissermaßen vor einem zu nahen Heranführen der landwirtschaftlichen Nutzung, besonders auch der Düngung. Voraussetzung ist aber, daß zwischen Weg und Wald hinreichend Fläche für die Entwicklung von Säumen, Gebüsch und Mänteln zur Verfügung steht.

Hinsichtlich der Beteiligung von Gehölzarten am Waldrand erwiesen sich laubholz-, insbesondere dornstrauch-, eichen- und weichholzreiche Waldränder als artenreich, aus Nadelschatthölzern aufgebaute Bestände dagegen als artenarm. Die Forderung von BLAB (1993) nach einer standorttypischen, artenreichen Flora an Waldrändern und der Beteiligung von Himbeere, Brombeere, Salweide und Aspe wird hierdurch bekräftigt. Bezogen auf die von ihm geforderten Sonderstrukturen konnten vor allem die Bedeutung von offenen Bodenstellen sowie Bodenarissen und daneben auch des stärkeren Totholzes bestätigt werden.

Wälder

Bezogen auf Wälder gibt BLAB (1993) unter anderem die forstliche Nutzung als Gefährdungsfaktor an. Wichtige Aspekte dabei sind die Nutzung der Bäume weit vor ihrem natürlichen Lebensalter und das hierdurch bedingte Fehlen von alt- und totholzreichen Alters- und Zerfallsphasen, die Steuerung der Baumartenzusammensetzung der Waldbestände mit einer häufigen Begünstigung nicht standortheimischer Baumarten sowie die Steuerung des strukturellen Aufbaus der Waldbestände und dabei insbesondere die Förderung relativ strukturhomogener Altersklassenbestände. Als Entwicklungsziele werden neben anderen die Erhaltung und Neubegründung naturnaher Laubmischwälder, die langfristige Sicherung bzw. Entwicklung ausreichender Alt- und Totholzanteile in Wirtschaftswäldern, die enge räumliche Verzahnung verschiedener Altersstufen sowie die Ausweisung von Altholzbeständen angeführt. Alte, reife Wälder und Fragmente derselben gelten als besonders schutzwürdig.

Bei der Fallstudie wiesen Wälder mit folgenden Eigenschaften besonders hohe Vogelartenzahlen sowie die meisten gefährdeten Vogelarten auf: Hohes Alter, hohe Anteile der Entwicklungsphasen mittleres und starkes Baumholz, große Oberhöhe, hohe im Bestand vertretene Maximaldurchmesser, hohe Grundflächenanteile von Laubbäumen, von Bäumen in hohen Durchmesserklassen und von Totholz, heterogene horizontale und vertikale Struktur. Jüngere Waldbestände waren im Vergleich zu diesen deutlich artenärmer, desgleichen solche mit hohen Nadelholzanteilen. Auch hier lassen sich demnach die von BLAB (1993) angeführten Qualitätsmerkmale bestätigen.

Zusammenfassend weisen die in der Literatur genannten Qualitätsmerkmale für Biotoptypen in vielen Fällen in die richtige Richtung. In einigen Fällen abweichende Befunde zeigen aber, daß nicht alle Merkmale unkritisch und ohne lokale Überprüfung angewendet werden können. Durch Großrauminventuren mit hohen Stichprobenzahlen vertiefender Untersuchungen zur Flora und Fauna könnten die entsprechenden Merkmalskataloge intensiver überprüft und weiterentwickelt werden.

3.5 Fallstudie und Naturschutzpraxis im Ergebnisvergleich

Hierzu werden die Untersuchungsergebnisse dieser Fallstudie dem Informationsstand aus Inventuren der Naturschutzpraxis gegenübergestellt. Als solche liegen für das Untersuchungsgebiet Ergebnisse aus mehreren Durchgängen der selektiven Biotopkartierung Baden-Württemberg sowie für einige Artengruppen aus den vor allem ehrenamtlich getragenen Artenerhebungsprogrammen vor. Dabei wurden nur diejenigen Ergebnisse aus amtlichen Inventuren berücksichtigt, die vor dem Beginn eines Informationsflusses aus den Untersuchungen dieser Arbeit bereits vorlagen.

Hinsichtlich der Ausstattung des Untersuchungsgebietes mit Biotoptypen ist ein lückenloser Vergleich möglich, da im Rahmen der Fallstudie eine flächendeckende Kartierung derselben erfolgte. Für die auf Arten bezogenen Erhebungen gilt dieses nicht, da hier auch im Rahmen der Fallstudie nur kleinere Flächenanteile des 1.830 ha großen Untersuchungsgebietes untersucht werden konnten: Vögel (9,31 %), Amphibien, Reptilien, Libellenimagines entlang der Fließgewässer (0,8 %), Orchideenstandorte im Grünland (0,6 %), Amphibien, Reptilien, Libellenimagines an Stillgewässern (0,02 %), verschiedene Insektengruppen an Waldrändern und Hecken (0,01 %), verschiedene Wirbellosengruppen der Fließgewässersohle (0,0005 %).

Hier ist nur ein relativer Vergleich zwischen den Ergebnissen der Fallstudie und den amtlichen Erhebungen möglich, da mit den vertiefenden Untersuchungen sicher nur ein Teil der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten aus den bearbeiteten Artengruppen nachgewiesen wurde. Bei vielen durch die Fallstudie für das Gebiet belegten Arten ist zudem nur ein mehr oder weniger großer Teil der Vorkommen oder Lebensräume erfaßt. Der Erfassungsgrad ist für die Orchideen, Vögel, Reptilien, Amphibien und Libellen sicherlich weitaus höher als für die übrigen wirbellosen Tiergruppen. Bei einer Vertiefung der Untersuchungen durch Einbeziehung weiterer Flächen zur Erfassung der bisher bearbeiteten Artengruppen oder auch durch eine Ausweitung der Untersuchungen auf andere Artengruppen ist zu erwarten, daß sich die Unterschiede zwischen Fallstudie und amtlichen Erhebungen weiter vergrößern würden.

Der Ergebnisvergleich zwischen Fallstudie und amtlichen Inventuren erfolgt auf der Basis von Kriterien, die in der Gebietsbewertung in der Naturschutzpraxis in der Regel im Zentrum des Interesses stehen:

- Entdeckungsgrad der Vorkommen gefährdeter Biotoptypen (Zuordnung nach RIECKEN et al.

1994)

- Entdeckungsgrad der Vorkommen von Biotoptypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (Zuordnung nach RIECKEN et al. 1994)
- Entdeckungsgrad der Vorkommen gesetzlich pauschal geschützter Biotoptypen (Zuordnung nach RIECKEN et al. 1994, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ 1997a, b)
- Entdeckungsgrad der Vorkommen von gefährdeten Arten (Zuordnung nach den in Anhang 111 zitierten Roten Listen des Bundes und Baden-Württembergs) oder zumindest ihrer Lebensräume
- Entdeckungsgrad der Vorkommen von zielorientierten Indikatorarten, Landes- oder Naturraumarten des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg (Zuordnung nach INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPLANUNG UND ÖKOLOGIE DER UNIVERSITÄT STUTTGART 1998) oder zumindest ihrer Lebensräume
- Entdeckungsgrad der Vorkommen von Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie (Zuordnung nach RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992) bzw. nach Anhang I der Vogelschutzrichtlinie (Zuordnung nach RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1979) oder zumindest ihrer Lebensräume
- Entdeckungsgrad der Vorkommen von geschützten Arten nach Bundesartenschutzverordnung (Zuordnung nach BECK-VERLAG 1993) oder zumindest ihrer Lebensräume

Die nach RIECKEN et al. 1994 vorgenommene Zuordnung von Biotoptypen zu Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie stimmt nicht völlig mit der Definition dieser Lebensraumtypen nach SSYMANK et al. (1998) überein, da in den ersten Jahren nach der Verabschiedung der FFH-Richtlinie erhebliche Unsicherheiten bei der Zuordnung nationaler Biotoptypen zu den in der FFH-Richtlinie gelisteten Lebensraumtypen bestanden (SPILLING 1999). Für das Untersuchungsgebiet sind solche Zuordnungsprobleme für die Fließgewässer relevant, da die entsprechenden Einheiten nach jüngeren Auffassungen (SSYMANK et al. 1998) nicht unter die in der FFH-Richtlinie gelisteten Typen zu subsummieren sind. In der Auswertung wurden trotzdem die Zuordnungen nach RIECKEN (1994) verwendet, da eine Überarbeitung der FFH-Richtlinie unter Einbeziehung u.a. der makrophytenarmen Fließgewässeroberläufe nachdrücklich gefordert wird (SSYMANK et al. 1998, BALZER 2000).

3.5.1 Ergebnisvergleich der behördlichen selektiven Biotopkartierung Baden-Württemberg mit den Ergebnissen der flächendeckenden Biotopkartierung und der vertiefenden Untersuchungen

Ergebnisse der selektiven Biotopkartierung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg für das Untersuchungsgebiet

Schutzgebietsfestsetzungen bestanden für das Untersuchungsgebiet Gundelfingen-Reutebachtal-Wildtal-Heuweiler zu Beginn der Fallstudie nur in Form von Naturdenkmalen (Landratsamt Breisgau-Hochschwarzwald 1987). Als Naturdenkmale waren zu diesem Zeitpunkt ein geologischer Aufschluß und einige ältere Bäume oder Gehölzbestände geschützt: 20 Einzelbäume, 1 Feldgehölz, 3 Hecken, eine im Wald gelegene Baumgruppe und ein parkartiger Baumbestand im Siedlungsbereich. Daneben waren Eingriffe in die gewässerbegleitenden Gehölzbestände durch eine kommunale Satzung im Bereich der Gemeinde Gundelfingen untersagt.

Das Untersuchungsgebiet wurde 1980 und 1984 im Rahmen der selektiven Biotopkartierung in Baden-Württemberg bearbeitet, für einige kartierte Objekte lagen bereits Informationen aus einem früheren Durchgang ohne Jahresangabe vor. Die Ergebnisse dieser Erhebungen wurden der

Gemeinde Gundelfingen 1987 auf Anfrage einschließlich der ausgefüllten Erhebungsbögen mitgeteilt (SCHWANDER 1987). Bei den Durchgängen der selektiven Biotopkartierung wurden die folgenden 9 Objekte erfaßt:

- Biotop Nr. 5, Biotoptyp: Weiher, Anzahl der Begänge: 3 (ohne Jahresangabe, 1981, 1984), Anzahl erhobener Arten: 1 Gefäßpflanzenart, 1 Amphibienart, Gefährdete Arten: *Dactylorhiza majalis* (Breitblättriges Knabenkraut), *Bufo bufo* (Erdkröte)
- Biotop Nr. 6, Biotoptypen: Weiher, Hochwald/Auen- und Uferwälder, Hochwald/Bodensaure Laub- und Nadelwälder, Gehölzstreifen/Mesophytische Gebüsche, Streuobstbestand/mit Bewirtschaftung, Anzahl der Begänge: 3 (ohne Jahresangabe, 1980, 1984), Anzahl erhobener Arten: 25 Gefäßpflanzenarten, 4 Amphibienarten, Gefährdete Arten: *Bufo bufo* (Erdkröte), *Rana temporaria* (Grasfrosch)
- Biotop Nr. 7, Biotoptypen: Weiher/Großseggenbestände, Hochwald/Auen- und Uferwälder, Anzahl der Begänge: 3 (ohne Jahresangabe, 1980, 1984), Anzahl erhobener Arten: 7 Gefäßpflanzenarten, 3 Amphibienarten, Gefährdete Arten: *Bufo bufo* (Erdkröte)
- Biotop Nr. 28, Biotoptypen: Fettwiese/feucht, Gräben/feucht, Anzahl der Begänge: 2 (1980, 1984), Anzahl erhobener Arten: 6 Gefäßpflanzenarten, Tiere keine, Gefährdete Arten: keine
- Biotop Nr. 58, Biotoptypen: Bachlauf/mit Gehölzen, Naßwiese/mit Bewirtschaftung, Anzahl der Begänge: 1 (1984), Anzahl erhobener Arten: 17 Gefäßpflanzenarten, Tiere keine, Gefährdete Arten: keine
- Biotop Nr. 59, Biotoptypen: Brache/feucht, Naßwiese/Gewässerbegleitende Hochstauden-/Ruderalgesellschaft, Anzahl der Begänge: 1 (1984), Anzahl erhobener Arten: 7 Gefäßpflanzenarten, Tiere keine, Gefährdete Arten: keine
- Biotop Nr. 60, Biotoptypen: Streuobstbestand, Gehölzstreifen/Mesophytische Gebüsche, Anzahl der Begänge: 1 (1984), Anzahl erhobener Arten: 5 Gefäßpflanzenarten, Tiere keine, Gefährdete Arten: keine
- Biotop Nr. 61, Biotoptypen: Feldgehölz/mesophytische Gebüsche, Anzahl der Begänge: 1 (1984), Anzahl erhobener Arten: 9 Gefäßpflanzenarten, Tiere keine, Gefährdete Arten: keine
- Biotop Nr. 62, Biotoptypen: Naßwiese/feucht, Fettwiese/feucht, Graben feucht, Anzahl der Begänge: 1 (1984), Anzahl erhobener Arten: 8 Gefäßpflanzenarten, Tiere keine, Gefährdete Arten: keine

Im Rahmen der selektiven Biotopkartierung des Untersuchungsgebietes wurden ausschließlich Gefäßpflanzen- und Amphibienarten erfaßt. Von den aufgeführten Arten gilt eine in Baden-Württemberg als gefährdet (*Dactylorhiza majalis*, Breitblättriges Knabenkraut), zwei weitere als potentiell gefährdet (*Bufo bufo*, Erdkröte, *Rana temporaria*, Grasfrosch). Bei zwei Dritteln der kartierten Objekte wurden keine gefährdeten Arten nachgewiesen.

Die im Rahmen der selektiven Biotopkartierung erfaßten Biotope setzten sich nach den Kartierungen der Fallstudie aus den nachfolgend genannten Teilflächen zusammen. Dabei wurde zugleich angegeben, welche Teilflächen gefährdeten Biotopen (RL), Biotoptypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (FFH) und gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen (§24) zugeordnet werden konnten. Für die Zuordnung galten die gleichen Maßstäbe wie bei der Auswertung der flächendeckenden Biotopkartierung im Rahmen der Fallstudie.

- Biotop Nr. 5: 1 Teich (0,02 ha, §24)
- Biotop Nr. 6: 4 Teiche (0,08 ha, §24), Buchenbestand (0,66 ha, RL, FFH), intensive Mähmtriebsweide in Tallage mit Streuobst (3,19 ha, RL), Bachlauf im Grünland ohne Gehölzstreifen (0,02 ha), Bachlauf mit Gehölzstreifen 80 m (0,08 ha, RL, §24)
- Biotop Nr. 7: 1 Teich (0,06 ha, §24), 1 Pappelbestand (0,28 ha)
- Biotop Nr. 8: Intensive Mähmtriebsweide (2,64 ha), 1987 bereits in Acker umgewandelt, randlicher Graben (0,01 ha)
- Biotop Nr. 58: Bachlauf mit Gehölzstreifen (0,70 ha, RL, FFH, §24), intensive Mähmtriebsweide (1,09 ha), Feucht-/Naßwiese (0,17 ha, RL, FFH, §24), Bachlauf im Grünland ohne Gehölzstreifen (0,02 ha), die Stillgewässer auf dieser Fläche wurden von der selektiven Biotopkartierung nicht erfaßt
- Biotop Nr. 59: Großseggen-/Waldsimsenbestände (0,82 ha, RL, FFH, §24)
- Biotop Nr. 60: Streuobstbestand mit intensiver Mähmtriebsweide als Unternutzung (1,37 ha, RL), Gehölzstreifen (0,25 ha, RL, §24)

- Biotop Nr. 61: 3 Feldgehölze von (0,98 ha, RL, §24)
- Biotop Nr. 62: Intensive Mähumtriebsweide (0,76 ha), Feucht-/Naßwiese 0,07 ha (RL, FFH, §24), Bachlauf im Grünland ohne Gehölzstreifen (0,01 ha)

Mit 13,3 ha wurden insgesamt 0,7 % der Fläche des Untersuchungsgebietes von der selektiven Biotopkartierung erfaßt. Auf gefährdete Biotoptypen entfallen dabei 8,3 ha Fläche (0,4 %), auf Biotopen nach Anhang I der FFH-Richtlinie 2,7 ha (0,1 %) und auf gesetzlich pauschal geschützte Biotoptypen nach §24a Landesnaturschutzgesetz bzw. §30a Landeswaldgesetz 3,2 ha (0,2 %). An der selektiv kartierten Biotopfläche von 13,3 ha haben diese Einheiten in der vorstehend genannten Reihenfolge Anteile von 62 %, 18 % und 24 %. Mehr als ein Drittel (36 %) der kartierten Fläche wies Biotoptypen auf, die nicht gefährdet, nicht gesetzlich geschützt und auch nicht Anhang I der FFH-Richtlinie zuzuordnen sind.

Regional bedeutsame Biotope werden aus der selektiven Biotopkartierung in die Landschaftsrahmenpläne übernommen (REGIONALVERBAND SÜDLICHER OBERRHEIN 1988). Dabei findet eine Auswahl der Flächen im Anhalt an zwei Kriterien statt: Die Biotope müssen vom Bearbeiter mehr als eine lokale Bedeutung zuerkannt bekommen und eine Mindestgröße von 5 Hektar aufweisen. Die im Untersuchungsgebiet kartierten Biotope unterschreiten diese Flächengröße und waren bis auf Biotop Nr. 6 nur mit der Stufe D (lokale Bedeutung) klassifiziert. Aufgrund der Ergebnisse der selektiven Biotopkartierung für das Untersuchungsgebiet wurden deshalb keine Biotope in den Entwurf zum Landschaftsrahmenplan übernommen. Umfang und Inhalt von Inventuren zeigen nach diesem Beispiel direkte Konsequenzen für die nachgelagerten Planungen. Im regionalen Kontext ist das Untersuchungsgebiet aus Naturschutzsicht damit nicht mehr präsent.

Im Naturraum Mittlerer Schwarzwald, dem das Untersuchungsgebiet zum Großteil zuzuordnen ist, wurden durch die selektive Biotopkartierung 94 Biotope (Hauptnennungen) je 100 km² und insgesamt 7,7 % der Fläche erfaßt (HÖLL & BREUNIG 1995b). Entsprechend umgerechnete Zahlen für das Untersuchungsgebiet belaufen sich auf 49 Biotope (Hauptnennungen) je 100 km² und 0,7 % der Fläche. Im Vergleich zum Untersuchungsgebiet wurden im Mittleren Schwarzwald damit durchschnittlich fast die doppelte Anzahl an Biotopen je Flächeneinheit und mehr als das Zehnfache an Fläche kartiert.

Eine Ursache hierfür könnte eine unterdurchschnittliche naturschutzfachliche Qualität des Untersuchungsgebiets sein. Diese könnte sich zum Beispiel auf die Präsenz, die Qualität oder die Flächengröße der durch die Kartieranleitung festgelegten, zu erfassenden Biotoptypen beziehen. Ein Grund für die niedrige Anzahl und vor allem Fläche selektiv erfaßter Biotope im Untersuchungsgebiet mag in der geringen Flächenausdehnung vieler Lebensräume liegen. Dieses bedeutet jedoch nicht zwangsläufig, daß das Gebiet hierdurch weniger reich an - insbesondere gefährdeten - Arten ist. So finden sich im Untersuchungsgebiet Gundelfingen-Reutebachtal-Wildtal-Heuweiler Reste der ehemals ausgedehnteren Weidfelder fast nur noch entlang der sonnenexponierten Waldränder. Auch Niederwälder sind dort weitgehend verschwunden. Demgegenüber zeichnet sich das Untersuchungsgebiet Yach durch noch verhältnismäßig ausgedehnte Weidfeld-Niederwald-Komplexe aus, die auch großräumig durch die selektive Biotopkartierung der Landesanstalt für Umweltschutz erfaßt wurden. Andererseits sind die klimatischen Bedingungen aufgrund der unterschiedlichen Höhenlagen der Gebiete unterschiedlich, das tiefergelegene Gundelfingen-Reutebachtal-Wildtal-Heuweiler mit seiner Nähe zur Oberrheinebene ist stark wärmebegünstigt. Dieses ist zwar im Hinblick auf das Vorkommen vieler

Arten von erheblicher Bedeutung, findet in Kartieranleitungen zu Biotopkartierungen aber keinen Niederschlag, obschon beispielsweise auch PLACHTER (1989) in einem einfachen Bewertungsmodell den wärmsten Standorten im Naturraum a priori eine überregionale Bedeutung beimißt.

Bei den Untersuchungen zur Vogelfauna des Offenlandes lagen 16 Untersuchungsflächen im Untersuchungsgebiet Gundelfingen-Reutebachtal-Wildtal-Heuweiler und 2 in Weidfeld-Niederwaldkomplexen in Yach. Jeweils 3 Untersuchungsflächen aus Gundelfingen-Wildtal-Heuweiler wiesen insgesamt und im Hinblick auf landesweit gefährdete Spezies mehr Arten auf als die artenreichste Fläche in Yach. Bei den Waldflächen verteilten sich insgesamt 49 Flächen auf 43 Waldbestände und 1 Feldgehölz in Gundelfingen-Wildtal-Heuweiler, 5 Untersuchungsflächen lagen im Untersuchungsgebiet Yach, davon vier in Niederwäldern. Hier wurden in 16 Waldbeständen des Gebietes Gundelfingen-Wildtal-Heuweiler mehr Arten als in der artenreichsten Fläche in Yach nachgewiesen. Bezogen auf die Anzahl gefährdeter Arten wiesen 6 Flächen in Gundelfingen-Wildtal-Heuweiler die gleiche und weitere 8 Waldbestände eine höhere Anzahl auf als die in dieser Hinsicht artenreichste Fläche in Yach. Dehnt man die Fragestellung auf weitere Artengruppen aus, bietet sich ein Vergleich der Untersuchungsgebiete aufgrund der Waldranduntersuchungen an, die neben den Vögeln auch Gefäßpflanzen und mehrere Insektengruppen umfaßte. Von insgesamt 10 Waldrändern lagen 2 im Untersuchungsgebiet Yach im Bereich der Weidfeld-Niederwaldkomplexe. Bei den Gesamtartenzahlen über alle untersuchten Gruppen wiesen zwei Waldränder in Gundelfingen-Wildtal-Heuweiler deutlich höhere Werte auf als die Untersuchungsflächen in Yach, drei weitere lagen in etwa der gleichen Größenordnung. Bezogen auf die Anzahl gefährdeter Arten wies eine Fläche in Gundelfingen-Wildtal-Heuweiler fast die doppelte Artenzahl der beiden Wald-Offenland-Übergänge in Yach auf. Zwei weitere Waldränder des Wildtals waren in dieser Hinsicht ebenfalls artenreicher. Offensichtlich geht die visuelle Attraktivität des höhergelegenen Untersuchungsgebietes Yach mit seinen ausgedehnten Besenginsterheiden sowie hasel- und birkenreichen Niederwäldern nicht zwangsläufig mit einer höheren Biodiversität oder höheren Artenzahlen gefährdeter Arten einher.

Ein weiterer Grund für die Unterschiede in der Erfassungsintensität des Naturraumes und des Untersuchungsgebietes bei der selektiven Biotopkartierung kann auch in einer mangelhaften Durchdringung des Gebietes durch die ausführenden Kartierer liegen. Die von der selektiven Kartierung erfaßten Biotope des Untersuchungsgebietes liegen entweder in Sichtnähe der asphaltierten Wege in den Haupttälern (Biotope Nr. 28, 58, 59, 60, 61, 62) oder relativ siedlungsnah (Biotope Nr. 5, 6, 7, 28). Selbst hinsichtlich mancher von der selektiven Biotopkartierung erfaßten Biotoptypen finden sich besser ausgeprägte Flächen in schlechter einsehbaren oder schwerer zugänglichen Lagen, z.B. im oberen Schobbachtal oder im Reutebachtal. Dieses legt nahe, daß eine mangelnde räumliche Durchdringung zumindest eine Teilursache für die oben genannten Unterschiede der Erhebungsintensität der selektiven Biotopkartierung zwischen dem Untersuchungsgebiet und dem Naturraum Mittlerer Schwarzwald ist. Niedrige Flächengrößen zu kartierender Objekte zeichnen sich zudem - neben ihrer häufig geringeren fachlichen Wertschätzung - auch durch eine weniger große Auffälligkeit und einen niedrigeren Bekanntheitsgrad aus, was nicht ohne Folge für die Entdeckungs- und Kartierwahrscheinlichkeiten bleibt.

Auswertung der flächendeckenden Biotopkartierung der Fallstudie im Hinblick auf gefährdete Biotoptypen, auf Lebensräume des Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie sowie auf gesetzlich pauschal geschützte Biotoptypen und Vergleich mit den Ergebnissen der selektiven Biotopkartierungen der Landesanstalt für Umweltschutz

Den bei der flächendeckenden Biotopkartierung im Rahmen der Fallstudie verwendeten Biotoptypen (Anhang 3) wurden Gefährdungsstufen nach der Roten Liste der Biotoptypen für die Bundesrepublik Deutschland (RIECKEN et al. 1994) zugeordnet. Weiter wurde geprüft, inwieweit die Biotoptypen den in Anhang I der FFH-Richtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992) genannten Lebensräumen zuzuordnen sind und ob sie dem gesetzlichen Pauschalschutz nach Naturschutzrecht unterliegen. Anhang I der FFH-Richtlinie nennt natürliche Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Die Zuordnung der Biotoptypen zu den Lebensräumen nach Anhang I erfolgte nach RIECKEN et al. (1994). Die gesetzliche Grundlage für den Pauschalschutz bestimmter Biotoptypen liefert in Baden-Württemberg §24a des Landesnaturschutz- sowie §30a des Landeswaldgesetzes. Die im Untersuchungsgebiet vorhandenen Biotoptypen wurden den dort gelisteten Lebensräumen im Anhalt an RIECKEN et al. (1994) und LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (1997a, b) zugeordnet.

Die Gefährdungsabschätzung für die Biotoptypen erfolgt in der Roten Liste der Biotoptypen für die Bundesrepublik Deutschland (RIECKEN et al. 1994) einerseits regional für acht Großnaturräume (rG) sowie andererseits zusammenfassend für die Bundesrepublik Deutschland (BRD). Als Kriterien zur Einschätzung der Bedrohungssituation der einzelnen Biotoptypen werden die Gefährdung durch Flächenverlust (FL) und die Gefährdung durch qualitative Veränderungen (QU) unterschieden. Beide zusammen fließen in die Beurteilung der regionalen Gefährdung (rG) ein. Dabei entspricht die regionale Gefährdung mindestens dem am höchsten eingestuftem Teilkriterium, kann aber auch höher liegen. Die Kategorien für die regionale Gefährdung entsprechen denen der Teilkriterien. Aus der Synopse der Gefährdungseinschätzungen für alle Naturräume ergibt sich die Beurteilung der Gefährdung in der Bundesrepublik Deutschland. Die Gefährdungskriterien sind wie folgt kategorisiert (RIECKEN et al. 1994):

- FL: Gefährdung durch direkte Vernichtung (Flächenverlust)
 - 0 vollständig vernichtet: Biotoptypen bzw. -komplexe, die früher im Betrachtungsraum vorhanden waren und heute nicht mehr nachgewiesen werden können
 - 1 von vollständiger Vernichtung bedroht: Biotoptypen bzw. -komplexe, von denen nurmehr ein geringer Teil der Ausgangsfläche vorhanden ist und mit deren vollständiger Vernichtung in absehbarer Zeit gerechnet werden muß, wenn die Gefährdungsursachen weiterhin einwirken oder bestandserhaltende Sicherungs- und Entwicklungsmaßnahmen nicht unternommen werden bzw. wegfallen.
 - 2 stark gefährdet: Biotoptypen bzw. -komplexe, deren Flächenentwicklung in annähernd dem gesamten Betrachtungsraum stark rückläufig ist oder die bereits in mehreren Teilregionen weitgehend ausgelöscht wurden.
 - 3 gefährdet: Biotoptypen bzw. -komplexe, deren Flächenentwicklung in weiten Bereichen des Betrachtungsraumes negativ ist oder die bereits vielerorts lokal vernichtet wurden.
 - p potentiell gefährdet: Biotoptypen bzw. -komplexe, die im Betrachtungsraum nur sehr regional verbreitet sind oder natürlicherweise nur in geringer Gesamtfläche bzw. Bestandszahl vorkommen und somit durch Flächenverlust potentiell gefährdet sind, sofern keine aktuelle Gefährdung gemäß der Kategorien 1 bis 3 besteht.
- QU: Gefährdung durch qualitative Veränderungen (schleichende Degradierung/Vernichtung bestimmter Ausprägungen)
 - 0 vernichtet: Biotoptypen bzw. -komplexe, deren Qualität so stark beeinträchtigt wurde, daß Bestände mit typischer Ausprägung vollständig vernichtet sind
 - 1 von vollständiger Vernichtung bedroht: Biotoptypen bzw. -komplexe, deren Qualität in annähernd ihrem gesamten Verbreitungsgebiet so stark negativ verändert wurde, daß Bestände mit typischer Ausprägung kurzfristig von

Vernichtung bedroht sind.

- 2 stark gefährdet: Biotoptypen oder -komplexe, deren Qualität so stark negativ verändert wurde, daß in annähernd dem gesamten Betrachtungsraum ein starker Rückgang von Beständen mit typischer Ausprägung feststellbar ist oder solche Bestände, die in mehreren Teilregionen bereits vernichtet wurden.
- 3 gefährdet: Biotoptypen bzw. -komplexe, deren Qualität so stark negativ verändert wurde, daß in weiten Bereichen des Betrachtungsraumes ein Rückgang von Beständen mit typischer Ausprägung feststellbar ist oder Bestände mit typischer Ausprägung vielerorts lokal bereits ausgelöscht wurden.

Als zusätzliches Merkmal wird in der Roten Liste die Regenerierbarkeit (RE) der einzelnen Biotoptypen abgeschätzt, wobei folgende Kategorien verwendet werden (RIECKEN et al. 1994):

- N nicht regenerierbar: Biotoptypen bzw. -komplexe, deren Regeneration in historischen Zeiträumen nicht möglich ist.
- K kaum regenerierbar: Biotoptypen bzw. -komplexe, deren Regeneration nur in historischen Zeiträumen (> 150 Jahre) möglich ist und dann aufgrund der geringen Zahl und hohen Isolation der Einzelbestände (mögliche Ausbreitungszentren für eine (Wieder-)Besiedlung durch typische Arten) nur in unvollständiger Form zu erwarten ist.
- S schwer regenerierbar: Biotoptypen bzw. -komplexe, deren Regeneration in langen Zeiträumen (15 - 150 Jahre) wahrscheinlich ist; für die (Wieder-)besiedlung durch bestimmte typische Pflanzen- und Tierarten sind fallweise deutlich längere Zeiträume zu veranschlagen.
- B bedingt regenerierbar: Biotoptypen bzw. -komplexe, deren Regeneration in kurzen bis mittleren Zeiträumen (etwa bis 15 Jahre) wahrscheinlich ist; für die (Wieder-)besiedlung durch bestimmte typische Pflanzen- und Tierarten sind fallweise deutlich längere Zeiträume zu veranschlagen.
- X keine Einstufung sinnvoll: Biotoptypen bzw. -komplexe, bei denen die Beurteilung der Regenerationsfähigkeit nicht sinnvoll ist. Hierzu gehören vor allem: aus naturschutzfachlicher Sicht unerwünschte Typen und Typen, die belastungsbedingte stark überformte Varianten schützenswerter Lebensraumtypen darstellen, sowie nur kurzzeitig existierende Sukzessionsstadien und Lebensraumtypen, die aus naturschutzfachlicher Sicht in Abhängigkeit von regionalen bzw. lokalen Zielsetzungen und Leitbildern sowohl als Ergebnis einer Gefährdung als auch als Ziel einer Entwicklung angesehen werden können.

In Tabelle 34 sind alle Biotoptypen des Untersuchungsgebietes aufgeführt, denen mindestens eines der oben genannten Merkmal zugeordnet werden konnte. Die nicht in der Tabelle aufgelisteten Biotoptypen des Untersuchungsgebietes wurden hinsichtlich ihrer Regenerierbarkeit als bedingt regenerierbar klassifiziert (Rubus-Gestrüppe und Vormäntel, Vorwälder) oder ihre Einstufung war nicht sinnvoll (alle anderen Biotoptypen).

Bei fast allen Biotoptypen des in der Fallstudie verwendeten Kartierschlüssels war die Zuordnung der Merkmale unproblematisch, einige erforderten jedoch besondere Vorgehensweisen:

Fließgewässerabschnitten wurde der Biotoptyp "Naturnahes kalkarmes Epi-/Metarhithral" zugewiesen, wenn für die jeweiligen Abschnitte folgende Bedingungen erfüllt waren: Permanente Wasserführung, Gewässergütestufe im Jahresmittel mindestens I-II, Sohlverbau bis maximal 5 % der Lauflänge, Böschungsverbau bis maximal 5 % der Uferlänge.

Gräben, Teiche und unbefestigte Wege wurden - entgegen ihrer Einstufung in der Roten Liste - nicht in die Auswertung gefährdeter Biotoptypen einbezogen. Die ehemaligen Wiesenwässerungsgräben sind heute trockengefallen, führen nur episodisch oder periodisch Wasser oder wurden verfüllt. Heute noch wasserführende Gräben sind zumeist Entwässerungsgräben im Bereich von Quellsümpfen und gefährden eher deren Wasserhaushalt. Die Teiche wurden aufgrund ihrer Entstehung und Bewirtschaftung als "Stehende Gewässer technischer Art" kodiert, für die keine Gefährdung angegeben wird. Sie liegen zudem fast alle im Haupt- oder Seitenschluß von Fließgewässern im Bereich früherer Feucht-/Naßwiesen oder Auwälder. Öffentliche unbefestigte oder gering befestigte Wege im Siedlungsbereich bestehen nicht. Außerhalb des Siedlungsbereichs hat sich auch die Anzahl und Länge nicht oder wenig befestigter Wege im Laufe der Zeit eher weiter erhöht, eine Gefährdung ist nicht erkennbar.

Tab. 34: Gefährdete, in Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie aufgeführte und gesetzlich pauschal geschützte Biotoptypen des Untersuchungsgebietes (nach Angaben in RIECKEN et al. 1994, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ 1997a,b)

FL Gefährdung durch direkte Vernichtung (Flächenverlust)
 QU Gefährdung durch qualitative Veränderung (schleichende Degradierung)
 rG Regionale Gefährdung (hier für Südwestdeutsches Mittelgebirgs-/Stufenland)
 BRD Gefährdung in der Bundesrepublik Deutschland
 R Einschätzung der "Regenerationsfähigkeit"
 FFH In Anhang I der FFH-Richtlinie aufgeführte Biotoptypen

§ Nach § 24a Landesnaturschutzgesetz bzw. § 30a Landeswaldgesetz gesetzlich pauschal geschützte Biotoptypen

Gefährdungskategorien: 1 Von vollständiger Vernichtung bedroht, 2 Stark gefährdet, 3 Gefährdet

Einstufung der Regenerationsfähigkeit: K Kaum regenerierbar, S Schwer regenerierbar, B Bedingt regenerierbar, X Keine Einstufung

* gefährdet nur wenn alt und nur noch teilweise verfügt

** nur entlang naturnaher Fließgewässer, in Verlandungsbereichen von Stillgewässern und quelligen und sumpfigen Bereichen

*** nur angrenzend an naturnahe Wälder oder Gebüsche trockenwarmer Standorte

Biotoptyp	Code	FL	QU	rG	BRD	R	FFH	§
Kalkarme Sicker- und Sumpfsquellen	22.01.01	3	3	3	2	K		§ 24a
Künstlich gefaßte kalkarme Quelle (mit naturnaher, quellbeeinflusster Umgebung)	22.07.01					X		§ 24a
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhitthal	23.01.02.01	3	1	1	1-2	K	x	§ 24a
Zeitweilig trockenfallende Kiesfläche an fließenden Gewässern	23.06.03	2	1	1	2	S	x	§ 24a
Zeitweilig trockenfallende Sandfläche an fließenden Gewässern	23.06.04	2	1	1	2	S	x	§ 24a
Zeitweilig trockenfallende Schlammfläche an fließenden Gewässern	23.06.05	3	3	3	2	S	x	§ 24a
Tümpel	24.05.01	2	2	2	2-3	B		§ 24a
Stehende Gewässer technischer Art (hier nur Teiche)	24.07					X		§ 24a
Sich selbst überlassender Stollen oder Schacht	31.02.01	3	3	3	3	X		§ 24a
Natürlicher Silikatfels	32.01.02	3	2	2	3	S	x	§ 24a
Natürliche Blockhalde aus Silikatgestein	32.03.02	3	3	3	3	K		§ 24a
Natürliche Schutthalde aus Silikatgestein	32.04.02	3	3	3	3	K	x	§ 24a
Steinriegel aus Silikatgestein	32.05.01.02	2	-	2	2	B		§ 24a
Trockenmauer aus Silikatgestein	32.05.02.02	2	3	2	2	B		§ 24a
Verfugte Natursteinmauern (auch von Ruinen)	32.05.03.02	2*	3*	2*	2*	B		
Sandwand	32.06	3	3	3	2-3	B		
Lehm- und Lößwände	32.07	2	2	2	1-2	B-S		
Vegetationsarme Kies- und Schotterfläche	32.08	1	1	1	2	B		
Vegetationsarme Sandfläche	32.09	1	2	1	2	B		
Vegetationsarme Fläche mit bindigem Substrat	32.10	3	3	3	3	B		
Acker auf Lehmboden (nur extensiv bewirtschaftet)	33.01.05	2	3	2	2-3	B		
Artenreiche, frische Mähwiese	34.07.01.01	2	2	2	1	S	x	
Artenreiche, frische (Mäh)Weide	34.07.01.02	2	2	2	1-2	S	x	
Artenreiche, frische Grünlandbrache	34.07.01.03	3	3	3	3	X		
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßwiese	35.02.02.01	1	2	1	1-2	S	x	§ 24a
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naß(mäh)weide	35.02.02.02	3	2	2	2	S	x	§ 24a
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßgrünlandbrache	35.02.02.03	3	3	3	3	X	x	§ 24a
Nährstoffreiches Seggenried	37.01.02, 37.02.02	3	3	3	3	S	x	§ 24a
Schilfröhricht	38.02	3	2	2	2-3	S	x	§ 24a
Rohrkolbenröhricht	38.03					B		§ 24a
Rohrglanzgrasröhricht	38.06					B		§ 24a
Sonstige Röhrichte	38.07					B		§ 24a
Krautiger Ufersaum an besonnten Gewässern	39.01.01					B	x	§ 24a**
Krautiger Ufersaum an beschatteten Gewässern	39.01.02					S	x	§ 24a**
Innensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, trocken-warmer Standorte	39.02.02.01		3	3	3	B		§ 24a***
Außensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, trocken-warmer Standorte	39.03.01.01	3	3	3	2	B		§ 24a***
Außensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, feuchter bis frischer Standorte	39.03.02.01	2	2	2	2	B-S		
Feuchter Staudensaum der planaren bis submontanen Stufe	39.05.01.01	3	3	3	2-3	B	x	
Frischer Staudensaum der planaren bis submontanen Stufe	39.05.01.02	3	3	3	3	B		
Trocken-warmer Staudensaum der planaren bis submontanen Stufe	39.05.01.03	3	3	3	2-3	B		
Trocken-warmer Ruderalstandort auf Sand, Kies, Schotter mit lückiger Vegetation	39.07.01.01	3	3	3		B		
Trocken-warmer Ruderalstandort auf Sand, Kies und Schotter mit dichter Vegetation	39.07.01.02	3	3	3		B		
Heide auf sandigem Boden	40.03	1	1	1	1-2	S	x	§ 24a
Gebüsch nasser bis feuchter Standorte	41.01.01	3	3	3	3	S		§ 24a
Gebüsch frischer Standorte	41.01.02				3	S		
Feldgehölz frischer Standorte	41.02.02	3	3	3	3	S		§ 24a
Hecke auf ebenerdige Rainen oder Böschung nasser bis feuchter Standorte	41.03.03.01	3	3	3	3	S		§ 24a
Hecke auf ebenerdige Rainen oder Böschung frischer Standorte	41.03.03.02	3	3	3	3	S		§ 24a
Einzelner Laubbaum der offenen Landschaft (ohne Obst-/Nußbaum, nur totholzreich)	41.05.01	3	3	3	3	S		
Einzelner Laubbaum der offenen Landschaft (Obst- oder Nußbaum, nur totholzreich)	41.05.05	3	3	3	3	S		
Streuobstbestand	41.06	3	2	2	2	S		
Waldmantel frischer Standorte	42.02	3	2	2	2	S		
Eschenwald (an Fließgewässern)	43.04.02	3	3	3	3	K	x	§ 24a
Bodensaurer Buchenwald der kollinen bis submontanen Stufe	43.07.05.03	3	3	3	2-3	K	x	
<i>Heidelbeer-Buchenwald</i>	43.07.05.03.01.01	3	3	3	2-3	K	x	§ 30a
Buchenwald basenreicher Böden der kollinen bis submontanen Stufe	43.07.06.02	3	3	3	3	K	x	
Eichen-Trockenwald kalkarmer Standorte	43.08.05.01	3	2	2	2	K	x	§ 30a
<i>Hainsimsen-Traubeneichen-Wald</i>	43.08.05.01	3	2	2	2	K	x	§ 30a
<i>Hainsimsen-Traubeneichen-Wald mit Leimkraut</i>	43.08.05.01	3	2	2	2	K	x	§ 24a
Einzel-/Reihenhaus, ein- bis zweistöckig, alt bzw. traditionelle Bauweise (genutzt)	53.01.03.02	3	3	3	3	B		
Stall, alt bzw. traditionelle Bauweise (genutzt)	53.01.07.02	3	3	3	3	B		
Scheune oder Speichergebäude, alt bzw. traditionelle Bauweise (genutzt)	53.01.08.02	3	3	3	3	B		

Bei der Flächenauswertung wurden in weiteren Stufen strengere Maßstäbe an die aufzunehmenden Flächen angelegt, indem bestimmte Biotoptypen oder Ausprägungen derselben sukzessive ausgeschlossen wurden. Bei der Auswertung nach gefährdeten Biotoptypen wurde

dieses in zwei weiteren Auswertungsschritten, bei den Lebensräumen nach FFH-Richtlinie in einem weiteren Schritt durchgeführt. Dabei wurden die nachfolgenden Biotoptypen und ihre Ausprägungen nicht mehr berücksichtigt:

- Gefährdete Biotoptypen
 - 2. Auswertungsstufe
 - Streuobstbestände mit folgenden Unternutzungen: Acker, Intensivgrünland, Grünlandbestände im Übergang zwischen extensiver und intensiver Nutzung
 - Wälder, die sich nicht in der Entwicklungsphase mittleres und starkes Baumholz befanden
 - 3. Auswertungsstufe
 - Biotoptypen an Bahnstrecken und auf Gebäude bezogene Biotoptypen
- Biotoptypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie
 - 2. Auswertungsstufe
 - Grünlandbestände im Übergang zwischen extensiver und intensiver Nutzung
 - Wälder, die sich nicht in der Entwicklungsphase mittleres und starkes Baumholz befanden

In die Flächenauswertung nach den gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen wurden nur Waldflächen einbezogen, die sich in der Entwicklungsphase schwaches, mittleres oder starkes Baumholz befanden.

Bei der flächendeckenden Biotopkartierung im Rahmen der Fallstudie wurden nach Anhang 6 insgesamt 205 Biotoptypen im Untersuchungsgebiet unterschieden. Von diesen sind in Tabelle 34 51 Biotoptypen als regional und 50 Biotoptypen als bundesweit gefährdet klassifiziert. Dieses entspricht jeweils einem Viertel der im Gebiet vorhandenen Biotoptypen. Von den regional gefährdeten Biotoptypen entfallen 7 auf die Kategorie 1 (von vollständiger Vernichtung bedroht), 15 auf die Kategorie 2 (stark gefährdet) und 29 auf die Kategorie 3 (gefährdet). Die entsprechenden Anteile an der Anzahl aller gefährdeten Biotoptypen betragen 14 %, 29 % und 57 %. Bei den Gefährdungskategorien für die Bundesrepublik Deutschland werden auch Zwischenstufen unterschieden (RIECKEN et al. 1994). Von den 50 bundesweit gefährdeten Biotoptypen entfallen 1 auf die Kategorie 1 (von vollständiger Vernichtung bedroht), 5 auf die Kategorie 1 - 2, 15 auf die Kategorie 2 (stark gefährdet), 7 auf die Kategorie 2 - 3 und 22 auf die Kategorie 3 (gefährdet). Hier belaufen sich die Anteile der Kategorien an der Gesamtzahl der gefährdeten Biotoptypen auf 2 %, 10 %, 30 %, 14 % und 44 %.

Den Lebensräumen des Anhang I der FFH-Richtlinie wurden 21 von 205 Biotoptypen des Gebietes zugeordnet (10 %), den gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen nach Landesnaturschutz- bzw. Landeswaldgesetz 34 (17 %).

Gefährdete Biotoptypen im Untersuchungsgebiet

Tabelle 35 gibt einen Überblick über die gefährdeten Biotoptypen und ihre Flächen im Untersuchungsgebiet. Außerdem werden die Flächenanteile der einzelnen Biotoptypen an der Gesamtfläche aller gefährdeten Biotoptypen des Untersuchungsgebietes sowie die regionalen und bundesweiten Gefährdungskategorien angegeben. Die Anordnung erfolgte dabei nach abnehmender Flächengröße. Bei Biotopkomplexen aus mehreren Biotoptypen wurde die Gefährdungskategorie des am stärksten gefährdeten Biotoptypen übernommen.

Mit 510 ha sind 28 % der Fläche des Untersuchungsgebietes gefährdeten Biotoptypen zuzuordnen. Hierbei ist allerdings zu bemerken, daß bei den Waldbiotoptypen auf dieser Stufe der Auswertung noch alle Entwicklungsphasen beinhaltet sind, d.h. die Einbeziehung der Flächen erfolgte aufgrund der Vegetationszusammensetzung. Die Waldstruktur und das Alter der Bestände wurden noch nicht berücksichtigt.

Tab. 35: Flächen gefährdeter Biotoptypen(-komplexe) und ihre Anteile an der Gesamtfläche gefährdeter Biotoptypen im Untersuchungsgebiet sowie ihre regionale (rG) und bundesweite Gefährdung (BRD) (bei der Gefährdung ist die Gefährdungseinstufung des höchsteingestuftes Biotoptyps übernommen)

Biotoptypen(-komplexe)	Fläche	Flächen-	rG	BRD
	(ha)	anteil (%)		
Gefährdete Biotoptypen gesamt	510	100		
Bodensaurer Buchenwald	167,740	32,883	3	2-3
Streuobstbestand mit Unternutzung Acker oder Intensivgrünland	99,639	19,532	2	2
Bodensaurer Buchenwald/Buchenwald basenreicher Böden	79,980	15,679	3	2-3
Artenreiche, frische Mähwiese	27,345	5,360	2	1
Buchenwald basenreicher Böden	24,328	4,769	3	3
Artenreiche, frische (Mäh)weide	21,742	4,262	2	1-2
Besiedelter Bereich mit Wirtschaftsgebäude alt bzw. traditionelle Bauweise (genutzt)	21,130	4,142	3	3
Hecke auf ebenerdige Rainen oder Böschung nasser bis feuchter Standorte	11,048	2,166	3	3
Streuobstbestand/Artenreiche, frische Mähwiese	9,431	1,849	2	1
Gleisanlagen: Frischer Staudensaum der planaren bis submontanen Stufe/Trocken-warmer Ruderalstandort auf Sand-, Kies- und Schotterboden mit lückiger o. mit dichter Vegetation/Gebüsch/Hecke frischer Standorte	8,751	1,715	3	3
Bodensaurer Buchenwald/Eichen-Trockenwald kalkarmer Standorte	6,183	1,212	2	2
Hecke auf ebenerdige Rainen oder Böschung frischer Standorte	5,977	1,172	3	3
Streuobstbestand/Artenreiche, frische (Mäh)Weide	5,065	0,993	2	1-2
Eschenwald (an Fließgewässern)	3,471	0,680	3	3
Artenreiche, frische Grünlandbrache	2,413	0,473	3	3
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhitthal	2,346	0,460	1	1-2
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhitthal/Hecke nasser bis feuchter Standorte	2,008	0,394	1	1-2
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßwiese	1,202	0,236	1	1-2
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naß(mäh)weide/Nährstoffreiches Seggenried	0,841	0,165	2	2
Gebüsch nasser bis feuchter Standorte	0,817	0,160	3	3
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naß(mäh)weide	0,745	0,146	2	2
Feldgehölz frischer Standorte	0,742	0,145	3	3
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßwiese/Nährstoffreiches Seggenried	0,634	0,124	1	1-2
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßgrünlandbrache	0,585	0,115	3	3
Kalkarme Sicker- und Sumpfsquellen/Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßwiese	0,561	0,110	1	1-2
Kalkarme Sicker- und Sumpfsquellen/Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naß(mäh)weide/Nährstoffreiches Seggenried	0,517	0,101	2	2
Kalkarme Sicker- und Sumpfsquellen	0,450	0,088	3	2
Kalkarme Sicker- und Sumpfsquellen/Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naß(mäh)weide	0,435	0,085	2	2
Feuchter Staudensaum	0,391	0,077	3	2-3
Besiedelter Bereich mit Wohngebäude, alt bzw. traditionelle Bauweise (genutzt)	0,368	0,072	3	3
Sandwand/Außensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, trocken-warmer Standorte	0,279	0,055	3	2
Sandwand	0,273	0,054	3	2-3
Vegetationsarme Fläche mit bindigem Substrat	0,252	0,049	3	3
Innensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, trocken-warmer Standorte/Heide auf sandigem Boden	0,241	0,047	3	3
Eichen-Trockenwald kalkarmer Standorte, natürlicher Silikatfels, Außensaum kalkarmer, oligotropher, trocken-warmer Standorte	0,232	0,045	2	2
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhitthal/Gebüsch nasser bis feuchter Standorte	0,217	0,043	1	1-2
Acker auf Lehmboden (nur extensiv bewirtschaftet)	0,192	0,038	2	2-3
Vegetationsarme Kies-, Schotter- und Sandfläche	0,182	0,036	1	2
Natürlicher Fels, Block- und Schutthalde aus Silikatgestein	0,150	0,029	2	3
Trocken-warmer Staudensaum der planaren bis submontanen Stufe	0,149	0,029	3	2-3
Sandwand/Außensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, trocken-warmer Standorte/Heide auf sandigem Boden/Waldmantel frischer Standorte	0,131	0,026	1	1-2
Außensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, feuchter bis frischer Standorte/Waldmantel frischer Standorte	0,120	0,024	2	2
Sandwand/Außensaum kalkarmer, oligo-/mesotropher, trocken-warmer Standorte/Heide auf sandigem Boden	0,117	0,023	1	1-2
Einzelner Laubbaum der offenen Landschaft (außer Obst- und Nußbäume, nur alt-/totholzreich)	0,101	0,020	3	3
Lehm- und Lößwände	0,096	0,019	2	1-2
Einzelner Laubbaum der offenen Landschaft (Obst- oder Nußbaum, nur alt-/totholzreich)	0,096	0,019	3	3
Schilfröhricht	0,087	0,017	2	2-3
Gebüsch frischer Standorte	0,068	0,013		3
Verfugte Natursteinmauern (auch von Ruinen)	0,061	0,012	2	2
Außensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, trocken-warmer Standorte	0,047	0,009	3	2
Tümpel	0,034	0,007	2	2-3
Steinriegel aus Silikatgestein/Außensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, trocken-warmer Standorte	0,028	0,006	2	2
Zeitweilig trockenfallende Kies-/Sand-/Schlammfläche an fließenden Gewässern	0,020	0,004	1	2
Außensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, trocken-warmer Standorte/Waldmantel frischer Standorte	0,019	0,004	3	2
Zeitweilig trockenfallende Sand-/Schlammfläche an fließenden Gewässern	0,010	0,002	1	2
Außensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, trocken-warmer Standorte/Heide auf sandigem Boden	0,009	0,002	1	1-2
Außensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, trocken-warmer Standorte/Heide auf sandigem Boden/Waldmantel frischer Standorte	0,007	0,001	1	1-2
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhitthal/Tümpel	0,007	0,001	1	1-2
Sich selbst überlassender Stollen oder Schacht	0,007	0,001	3	3
Trockenmauer aus Silikatgestein	0,007	0,001	2	2

Höhere Anteile an der Gesamtfläche gefährdeter Biotoptypen erreichen Wälder (55 %), Streuobstbestände mit unterschiedlicher Unternutzung (22 %), extensives Grünland nasser bis frischer Standorte (11 %), Gebüsche, Hecken und Feldgehölze (4 %) sowie Siedlungsbereiche mit Wirtschafts- oder Wohngebäuden in alter bzw. traditioneller Bauweise (4 %).

Tabelle 36 zeigt eine Flächenbilanz der gefährdeten Biotoptypen nach den regionalen bzw. bundesweiten Gefährdungskategorien. Etwa ein Drittel der Gesamtfläche der gefährdeten Biotoptypen entfällt dabei jeweils auf die Kategorie stark gefährdet. Tabelle 37 bilanziert die Fläche gefährdeter Biotoptypen nach den Kategorien der Regenerierbarkeit. Fast 95 % der Fläche gefährdeter Biotoptypen besteht aus Lebensräumen, die als kaum oder schwer regenerierbar eingeschätzt werden. Wie oben erläutert wurden bei den gefährdeten Biotoptypen in zwei weiteren Auswertungsstufen jeweils bestimmte Biotoptypen oder deren Ausprägungen nicht mehr in die Flächenbilanzen einbezogen (Tabelle 38).

Tab. 36: Flächen und Flächenanteile gefährdeter Biotoptypen(-komplexe) an den Gefährdungskategorien

Gefährdungskategorien	Fläche (ha)	Flächen- anteil (%)
Gefährdete Biotoptypen gesamt	510	100
Regionale Gefährdung (Südwestdeutsches Mittelgebirgs-/Stufenland)		
Von vollständiger Vernichtung bedroht (1)	7	1
Stark gefährdet (2)	173	34
Gefährdet (3)	330	65
Gefährdung in der Bundesrepublik Deutschland		
Von vollständiger Vernichtung bedroht (1)	37	7
Zwischenstufe (1-2)	34	7
Stark gefährdet (2)	110	22
Zwischenstufe (2-3)	249	49
Gefährdet (3)	81	16

Tab. 37: Flächen und Flächenanteile gefährdeter Biotoptypen(-komplexe) nach ihrer Regenerationsfähigkeit

	Fläche (ha)	Flächen- anteil (%)
Gesamt	510	100
Kaum regenerierbar (K)	288,6	56,6
Schwer regenerierbar (S)	195,1	38,2
Bedingt regenerierbar (B)	23,4	4,6
Keine Einstufung sinnvoll (X)	3,0	0,6

Tab. 38: Flächen und Flächenanteile von in der zweiten (*) und dritten (**) Auswertungsstufe ausgeklammerten gefährdeten Biotoptypen

Gefährdete Biotoptypen	Fläche (ha)	Flächen- anteil (%)
Gefährdete Biotoptypen gesamt	510	100
Bodensaurer Buchenwald	167,740	32,883
davon mittleres und starkes Baumholz	86,768	17,009
davon jüngere Entwicklungsphasen als mittleres bis starkes Baumholz*	80,973	15,873
Streuobstbestand mit Unternutzung Acker oder Intensivgrünland*	99,639	19,532
Bodensaurer Buchenwald/Buchenwald basenreicher Böden	79,980	15,679
davon mittleres und starkes Baumholz	41,558	8,147
davon jüngere Entwicklungsphasen*	38,422	7,532
Artenreiche, frische Mähwiese	27,345	5,360
davon ohne regelmäßig auftretende Eutrophierungszeiger	10,807	2,119
davon bereits regelmäßig mit Eutrophierungszeigern (P048h2c, P048h4)*	16,538	3,242
Buchenwald basenreicher Böden	24,328	4,769
davon mittleres und starkes Baumholz	3,932	0,771
davon jüngere Entwicklungsphasen*	20,395	3,998
Artenreiche, frische (Mäh)weide	21,742	4,262
davon ohne regelmäßig auftretende Eutrophierungszeiger	3,777	0,740
davon bereits regelmäßig mit Eutrophierungszeigern (P048h2c, P048h4)*	17,965	3,522
Streuobstbestand/Artenreiche, frische Mähwiese	9,431	1,849
davon ohne regelmäßig auftretende Eutrophierungszeiger	3,626	0,711
davon bereits regelmäßig mit Eutrophierungszeigern (P048h2c, P048h4)*	5,804	1,138
Bodensaurer Buchenwald/Eichen-Trockenwald kalkarmer Standorte	6,183	1,212
davon mittleres und starkes Baumholz	0	0
davon jüngere Entwicklungsphasen*	6,183	1,212
Streuobstbestand/Artenreiche, frische (Mäh)Weide	5,065	0,993
davon ohne regelmäßig auftretende Eutrophierungszeiger	1,727	0,339
davon bereits regelmäßig mit Eutrophierungszeigern (P048h2c, P048h4)*	3,338	0,654
Eschenwald (an Fließgewässern)	3,471	0,680
davon mittleres und starkes Baumholz	0,875	0,172
davon jüngere Entwicklungsphasen*	2,595	0,509
Artenreiche, frische Grünlandbrache	2,413	0,473
davon ohne regelmäßig auftretende Eutrophierungszeiger	0,930	0,182
davon bereits regelmäßig mit Eutrophierungszeigern (P048h2c, P048h4)*	1,483	0,291
Eichen-Trockenwald kalkarmer Standorte, Fels, Saum	0,232	0,045
davon mittleres und starkes Baumholz	0	0
davon jüngere Entwicklungsphasen*	0,232	0,045
Besiedelter Bereich mit Wirtschaftsgebäude alt bzw. traditionelle Bauweise (genutzt)**	21,130	4,142
Gleisanlagen: Frischer Staudensaum der planaren bis submontanen Stufe/Trocken-warmer Ruderalstandort auf Sand-, Kies- und Schotterboden mit lückiger bzw. mit dichter Vegetation/Gebüsch/Hecke frischer Standorte**	8,751	1,715
Besiedelter Bereich mit Wohngebäude, alt bzw. traditionelle Bauweise (genutzt)**	0,368	0,072

Hierdurch wurden die Anforderungen an Art und Qualität der zu selektierenden Flächen erhöht. In Tabelle 38 wird wiedergegeben, welche Flächen und welche Flächenanteile bezogen auf die Gesamtfläche dabei sukzessive aus der Flächenbilanz entfernt wurden. Die im zweiten Auswertungsschritt entfernten Typen sind in der Tabelle mit *, die zusätzlich im dritten Schritt nicht mehr einbezogenen mit ** markiert. Durch die Verschärfung der Anforderungen an die einzubeziehenden Biotoptypen sinkt die Fläche gefährdeter Biotoptypen von 510 ha über 214 ha nach der zweiten bis auf 184 ha nach der dritten Auswertungsstufe. Damit reduziert sich die ursprünglich Fläche um 58 % bzw. 64 %.

Wie in Tabelle 38 zu erkennen, gehen die Flächenverluste dabei vor allem das Ausscheiden jüngerer Entwicklungsphasen der Wälder zurück, die fast 30 % des Ausgangsbestandes gefährdeter Biotoptypen von 510 ha einnehmen. 21 % der ursprünglichen Fläche scheiden aus, weil Streuobstbestände mit den Unternutzungen Acker, Intensivgrünland oder Extensivgrünland mit Eutrophierungszeigern nicht mehr berücksichtigt wurden.

Tabelle 39 bezieht die Flächen gefährdeter Biotoptypen aller drei Auswertungsstufen prozentual auf die Gemarkungen, Höhenlagen, räumlichen Lagen, geologischen Substrate und historischen Nutzungstypen des Untersuchungsgebietes. Zum Vergleich sind den Flächenanteilen gefährdeter Biotoptypen (RL, RL*, RL**) die Flächenanteile der jeweiligen Einheiten an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes vorangestellt. In den letzten drei Spalten der Tabelle wurden die Flächenanteile der Einheiten an der Gesamtfläche jeweils von den Flächenanteilen der Einheiten an der Fläche gefährdeter Biotoptypen (RL, RL*, RL**) subtrahiert. Hierdurch wird erkennbar, ob die entsprechenden Einheiten einen über- (positive Vorzeichen) oder unterproportionalen Anteil (negative Vorzeichen) an der Fläche gefährdeter Biotoptypen haben. Maßstab hierfür ist der jeweilige Anteil der Einheiten an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes.

Bei den Flächenanteilen der Gemarkungen weisen das Reutebachtal und Heuweiler einen überproportionalen Anteil gefährdeter Biotoptypen auf. Mit zunehmender Schärfe der Anforderungen an die einzubeziehenden Biotoptypen der drei Auswertungsschritte steigt die proportionale Überausstattung beim Reutebachtal noch an, bei der Gemarkung Heuweiler sinkt sie ab. Die hauptsächlich in der Ebene der Freiburger Bucht liegende Gemarkung Gundelfingen mit ihrer hohen Siedlungsexpansion in den letzten 50 Jahren weist dagegen einen stark unterproportionalen Anteil gefährdeter Biotoptypen auf. Bei zunehmenden Ansprüchen an die einzubeziehenden gefährdeten Biotoptypen verstärkt sich diese Tendenz immer weiter. Bei einem Anteil von 31 % an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes entfallen auf Gundelfingen je nach Auswertungsstufe nur 16 - 23 % der Fläche gefährdeter Biotoptypen. Die Gemarkung Wildtal weist in der ersten Auswertungsstufe noch einen leicht unterproportionalen Anteil gefährdeter Biotoptypen auf, der sich in den folgenden Stufen zu einer leichten Überausstattung wandelt. Bei der dritten Auswertungsstufe mit den höchsten Anforderungen an die einzubeziehenden Biotoptypen bzw. ihre Ausprägungen entfallen 41 % der Fläche gefährdeter Typen auf die Gemarkung Wildtal, 24 % auf die Gemarkung Heuweiler, 19 % auf das Reutebachtal und 16 % auf die Gemarkung Gundelfingen.

Bei den beiden Naturräumen weist der Kammschwarzwald eine deutlich überproportionale Ausstattung mit gefährdeten Biotoptypen auf, die Freiburger Bucht eine entsprechende Unterausstattung. Der Unterschied ist bei der dritten Auswertungsstufe, d.h. den höchsten Ansprüchen an die einzubeziehenden Flächen am größten. Je nach Auswertungsstufe entfallen 90 bis 95 % der Fläche gefährdeter Biotoptypen auf den Kammschwarzwald.

Tab. 39: Übersicht über die Flächenanteile gefährdeter Biotoptypen an Gemarkungen, Naturräumen, Höhenlagen, räumlichen Lagen, geologischen Substraten und historischen Nutzungstypen im Untersuchungsgebiet und ihre Tendenz bezogen auf die Gesamtfläche

* unter Ausschluß bestimmter Biotoptypen (Erläuterung im Text)

** unter Ausschluß weiterer Biotoptypen (Erläuterung im Text)

	Gesamt- fläche	RL Biotop- typen	RL Biotop- typen*	RL Biotop- typen**	Tendenz RL-Typen - gesamt	Tendenz RL-Typen* - gesamt	Tendenz RL-Typen** - gesamt
Fläche (ha)	1830	510	214	184	-1320	-1615	-1645
Fläche (%)	100	100	100	100			
Flächenanteile nach Gemarkungen (%)							
Gundelfingen	30,624	22,590	19,826	15,847	-8,034	-10,798	-14,777
Reutebachtal	8,785	11,793	16,819	19,192	3,009	8,035	10,407
Wildtal	38,588	35,484	39,237	41,379	-3,104	0,649	2,790
Heuweiler	22,004	30,133	24,118	23,583	8,129	2,114	1,579
Flächenanteile nach Naturräumen (%)							
Freiburger Bucht	21,951	9,719	10,273	4,528	-12,232	-11,678	-17,423
Kamm Schwarzwald	78,049	90,281	89,727	95,472	12,232	11,678	17,423
Flächenanteile nach Höhenlagen (%)							
200 - 300 m ü. NN	43,215	32,000	31,872	23,436	-11,215	-11,343	-19,779
300 - 500 m ü. NN	42,971	60,965	54,710	60,942	17,994	11,739	17,971
500 - 800 m ü. NN	13,813	7,035	13,417	15,622	-6,779	-0,396	1,809
Flächenanteile nach der räumlichen Lage (%)							
Ebene	27,416	12,561	8,739	1,260	-14,854	-18,677	-26,155
Tallage	6,397	6,082	11,202	11,616	-0,315	4,805	5,218
Berglage	66,187	81,356	80,059	87,124	15,169	13,872	20,937
Flächenanteile nach Geologischem Untergrund (%)							
Junge Anschwemmungen, meist Auelehm; Aueton	5,786	4,536	7,243	6,059	-1,250	1,457	0,273
Löß-Auelehm, Löß, Lößlehm, Hangschutt mit Lößlehm	33,697	20,634	15,549	8,396	-13,062	-18,148	-25,301
Gneise und kleinflächig eingesprengte andere Substrate	60,517	74,830	77,208	85,545	14,313	16,691	25,028
Flächenanteile nach historischen Nutzungstypen um 1780 (%)							
Quelle	0,024	0,087	0,207	0,241	0,063	0,183	0,217
Fließgewässer	0,960	2,824	6,680	7,753	1,864	5,721	6,793
Wiesenwässerungsgraben	0,118	0,167	0,223	0,253	0,048	0,105	0,134
Mühlgraben	0,055	0,083	0,197	0,221	0,028	0,141	0,166
Stillgewässer	0,004				-0,004	-0,004	-0,004
Wald	32,801	45,237	50,020	58,239	12,436	17,219	25,438
Hecke/Feldgehölz	0,010	0,025	0,060	0,069	0,015	0,049	0,059
Weid-/Reutfeld	19,165	20,547	18,163	20,403	1,382	-1,002	1,238
Wiese in der Ebene	8,523	3,302	1,843	0,998	-5,221	-6,680	-7,525
Wiese in Tallage im Mittelgebirge	7,347	5,965	5,587	5,757	-1,382	-1,760	-1,590
Weinberg	0,818	0,219	0,263	0,307	-0,600	-0,555	-0,512
Acker in ebener Lage	17,053	8,401	4,554	0,273	-8,652	-12,499	-16,780
Acker in Hanglage	7,753	9,194	5,250	5,362	1,440	-2,503	-2,391
Obst, Garten, Hofstellen, Wege der Dorflagen	2,932	1,886	3,348	0,080	-1,047	0,416	-2,853
Obst, Garten, Hofstellen, Wege der Einzelhöfe	1,025	2,044	3,584	0,020	1,019	2,558	-1,006
Weg, Verkehrsfläche außerhalb des besiedelten Bereiches	1,406	0,011			-1,395	-1,406	-1,406
Ruine	0,002	0,009	0,021	0,025	0,006	0,019	0,022
Flächenanteile nach historischen Nutzungstypen um 1890 (%)							
Quelle	0,024	0,087	0,207	0,241	0,063	0,183	0,217
Fließgewässer	0,960	2,824	6,680	7,753	1,864	5,721	6,793
Wiesenwässerungsgraben	0,118	0,166	0,223	0,253	0,048	0,104	0,134
Mühlgraben	0,055	0,083	0,197	0,221	0,028	0,141	0,166
Stillgewässer	0,010				-0,010	-0,010	-0,010
Wald	42,126	54,276	61,649	71,780	12,150	19,524	29,655
Hecke/Feldgehölz	0,010	0,025	0,060	0,069	0,015	0,049	0,059
Weid-/Reutfeld	2,703	2,471	2,835	3,174	-0,232	0,133	0,471
Wiese in der Ebene	9,137	3,167	1,000	1,078	-5,971	-8,138	-8,060
Wiese in Tallage im Mittelgebirge	9,621	11,141	8,610	9,283	1,520	-1,011	-0,338
Weinberg	1,913	1,491	0,662	0,771	-0,423	-1,251	-1,143
Acker in ebener Lage	16,243	6,316	0,274	0,273	-9,927	-15,968	-15,969
Acker in Hanglage	11,479	11,789	4,580	5,071	0,310	-6,899	-6,408
Obst, Garten, Hofstellen, Wege der Dorflagen	2,607	2,149	4,488	0,008	-0,457	1,881	-2,599
Obst, Garten, Hofstellen, Wege der Einzelhöfe	1,060	2,284	4,442		1,224	3,383	-1,060
Weg, Verkehrsfläche außerhalb des besiedelten Bereiches	1,894	1,723	4,071		-0,172	2,177	-1,894
Erdentnahmestelle/Steinbruch	0,036				-0,036	-0,036	-0,036
Ruine	0,002	0,009	0,021	0,025	0,006	0,019	0,022

Bei den drei unterschiedenen Höhenlagenklassen ist die mittlere von 300 - 500 m ü. NN stärker überproportional und die untere entsprechend unterproportional mit gefährdeten Biotoptypen ausgestattet. 68 bis 77 % der Fläche gefährdeter Biotope liegen je nach Auswertungsstufe in Höhenlagen über 300 m ü. NN. Nach der räumlichen Lage der Objekte wurde hier nur nach Ebene, Tallage im Mittelgebirge und Berglage unterschieden. In der Ebene ist die Fläche gefährdeter Biotoptypen geringer als nach dem Anteil dieser Einheit an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes zu erwarten gewesen wäre, in den Berglagen entsprechend höher. Auch die Tallagen in den Mittelgebirgen sind in der zweiten und dritten Auswertungsstufe leicht

überausgestattet. Von der Fläche gefährdeter Biotoptypen des Untersuchungsgebietes liegen je nach Auswertungsstufe zwischen 87 und 99 % außerhalb der Ebene in den Tal- und vor allem Berglagen des Mittelgebirges. Bei den geologischen Substraten an der Oberfläche wurden ebenfalls drei Klassen unterschieden: Geologische Substrate der Auen, leistungsfähigere, lößvergütete Standorte sowie die Gneise des Grundgebirges. Bei den Auesubstraten entspricht die Ausstattung mit gefährdeten Biotoptypen in etwa ihrem Anteil an der Gesamtfläche. Für die leistungsfähigeren Standorte ist eine unterproportionale und für die Gneise eine entsprechend überproportionale Ausstattung mit Flächen gefährdeter Biotoptypen zu konstatieren. Auf Auen- und Gneisstandorten finden sich je nach Auswertungsstufe zwischen 79 und 92 % der Fläche gefährdeter Biotoptypen. Auf gut befahrbaren, leistungsfähigen, nicht vernähten Standorten in ebener Lage mit optimalen Voraussetzungen für Landwirtschaft und Siedlungsentwicklung sind gefährdete Biotoptypen somit am stärksten verdrängt worden.

In Tabelle 39 wird weiter bilanziert, welche Anteile der Fläche gefährdeter Biotoptypen auf die Standorte historischer Nutzungstypen um 1780 und um 1890 entfallen. Auch hier wird der Anteil dieser historischen Nutzungstypen an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes als Maßstab verwendet, um eine Über- oder Unterausstattung der historischen Nutzflächen mit gefährdeten Biotoptypen festzustellen. Eine stärker überproportionale Ausstattung mit gefährdeten Biotoptypen weisen heute diejenigen Standorte auf, die für die historische Kulturlandschaft um 1780 vor allem dem Wald, daneben auch den Fließgewässern zugeordnet wurden. In dieser Hinsicht unterausgestattet sind diejenigen Flächen, die für diesen Zeitraum den Nutzungstypen Wiese in der Ebene und Acker in ebener Lage zugeordnet wurden. Die höchsten Anteile an der Fläche gefährdeter Biotoptypen werden von den Standorten der historischen Nutzungstypen Wald und Weid-/Reutfeld mit je nach Auswertungsstufe 45 bis 58 % bzw. 18 bis 21 % erreicht. Die Standorte dieser beiden Nutzungstypen um 1780 stellen heute im Untersuchungsgebiet je nach Auswertungstufe 66 bis 79 % der Fläche gefährdeter Biotoptypen. Etwas höhere Anteile an der Fläche der gefährdeten Biotoptypen erreichen auch noch die Standorte der damaligen Wiesen in Tallage der Mittelgebirge (6 %) sowie der Äcker in Hanglage (5 - 9 %).

Von den Nutzungstypen um 1890 weisen heute vor allem die Standorte der damaligen Wälder eine überproportionale Ausstattung mit Flächen gefährdeter Biotoptypen auf. In wesentlich geringerem Maße gilt dieses auch für die historischen Fließgewässer. In dieser Hinsicht unterproportional ausgestattet sind die Standorte der historischen Nutzungstypen Acker in ebener Lage, Acker in Hanglage sowie Wiese in der Ebene. Zwischen 1780 und 1890 wurden viele ehemalige Reut-/Weidfelder aufgeforstet oder einer rein ackerbaulichen Nutzung zugeführt. Diese Ackerflächen in Hanglagen wurden in den letzten 50 Jahren fast ausnahmslos in Intensivgrünland umgewandelt. Entsprechend niedrig sind heute die Flächenanteile gefährdeter Biotoptypen auf diesen Standorten, zumal diese Ackerflächen auch traditionell nicht mit Streuobst bestanden waren. Aufgrund des fast völligen Verschwindens der Weid- und Reutfelder zwischen 1780 und 1890 stellen die wenigen Standorte der Weid-/Reutfelder um 1890 heute auch nur einen geringen Anteil an der Fläche gefährdeter Biotoptypen. Die höchsten Flächenanteile gefährdeter Biotoptypen entfallen bei den Nutzungstypen um 1890 auf die Standorte damaliger Wälder, die je nach Auswertungsstufe Prozentanteile von 54 bis 72 % erreichen. Standorte anderer historischer Nutzungstypen weisen schon deutlich niedrigere Anteile am heutigen Flächenbestand gefährdeter Biotoptypen auf: Wiesen in Tallage im Mittelgebirge (9 bis 11 %), Acker in Hanglage (5 - 12 %), Fließgewässer (3 - 8 %).

Biotoptypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Untersuchungsgebiet

In Tabelle 40 sind die Biotoptypen bzw. -komplexe des Untersuchungsgebietes aufgelistet, die Lebensräumen nach Anhang I der FFH-Richtlinie zugeordnet werden konnten. Angegeben sind weiter die Flächen dieser Typen sowie ihre Anteile bezogen auf die Gesamtfläche der Anhang I - Biotoptypen. Wie schon dargestellt wurden auch bei den Biotoptypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie die Flächenbilanzen in zwei Auswertungsstufen durchgeführt. In der zweiten Stufe wurden dabei die Anforderungen an die aufzunehmenden Biotoptypen bzw. ihre Ausprägungen verschärft. Die in der Tabelle mit * gekennzeichneten Ausprägungen wurden dabei in die Flächenbilanz der zweiten Auswertungsstufe nicht mehr einbezogen. Die Biotoptypen sind in der Tabelle nach abnehmendem Flächenumfang geordnet.

Tab. 40: Flächen der im Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie aufgeführten Biotoptypen(-komplexe) und ihre Anteile an der Gesamtfläche dieser Biotoptypen in Untersuchungsgebiet
(* in der zweiten Auswertungsstufe ausgeklammerte Biotoptypen)

FFH - Biotoptypen	Fläche (ha)	Flächen- anteile (%)
Gesamt	363	100
Bodensaurer Buchenwald	167,74	46,26
davon mittleres und starkes Baumholz	86,77	23,93
davon jüngere Entwicklungsphasen*	80,97	22,33
Bodensaurer Buchenwald/Buchenwald basenreicher Böden	79,98	22,06
davon mittleres und starkes Baumholz	41,56	11,46
davon jüngere Entwicklungsphasen*	38,42	10,60
Artenreiche, frische Mähwiese	36,78	10,14
davon ohne regelmäßig auftretende Eutrophierungszeiger	14,43	3,98
davon bereits regelmäßig mit Eutrophierungszeigern (P048h2c, P048h4)*	22,34	6,16
Artenreiche, frische (Mäh)weide	26,81	7,39
davon ohne regelmäßig auftretende Eutrophierungszeiger	5,50	1,52
davon bereits regelmäßig mit Eutrophierungszeigern (P048h2c, P048h4)*	21,30	5,88
Buchenwald basenreicher Böden	24,33	6,71
davon mittleres und starkes Baumholz	3,93	1,08
davon jüngere Entwicklungsphasen*	20,40	5,62
Bodensaurer Buchenwald/Eichen-Trockenwald kalkarmer Standorte	6,18	1,71
davon mittleres und starkes Baumholz	0	0
davon jüngere Entwicklungsphasen*	6,18	1,71
Krautiger Ufersaum an besonnten Gewässern (incl. Gewässer, Röhrichte)	5,35	1,47
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhitthal	3,59	0,99
Eschenwald (an Fließgewässern)	3,47	0,96
davon mittleres und starkes Baumholz	0,88	0,24
davon jüngere Entwicklungsphasen*	2,60	0,72
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßwiese	1,76	0,49
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naß(mäh)weide/Nährstoffreiches Seggenried	1,36	0,37
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naß(mäh)weide	1,18	0,33
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhitthal/Krautiger Ufersaum an besonnten Gewässern	0,97	0,27
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßwiese/Nährstoffreiches Seggenried	0,63	0,17
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßgrünlandbrache	0,58	0,16
Krautiger Ufersaum an beschatteten Gewässern (incl. Gewässer, Röhrichte)	0,42	0,12
Feuchter Staudensaum	0,39	0,11
Heide auf sandigem Boden (an Waldaußen- und -innenrändern)	0,51	0,14
Eichen-Trockenwald kalkarmer Standorte, Fels, Saum	0,23	0,06
davon mittleres und starkes Baumholz	0	0
davon jüngere Entwicklungsphasen*	0,23	0,06
Natürlicher Fels, Block- und Schutthalde aus Silikatgestein	0,15	0,04
Schilfröhricht/Krautiger Ufersaum an besonnten Gewässern	0,09	0,02
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhitthal/Krautiger Ufersaum an beschatteten Gewässern	0,03	0,01
Zeitweilig trockenfallende Kies-/Sand-/Schlammfläche an fließenden Gewässern	0,02	0,01
Zeitweilig trockenfallende Sand-/Schlammfläche an fließenden Gewässern	0,01	0,00

Die Gesamtfläche von Biotoptypen, die Lebensräumen nach Anhang I der FFH-Richtlinie zugeordnet werden konnten (FFH-Typen), erreicht nach der 1. Auswertungsstufe 363 ha, nach der zweiten 170 ha. Dieses entspricht 19,8 % bzw. 9,3 % der Fläche des Untersuchungsgebietes. 78 % der Gesamtfläche an FFH-Typen werden von Wäldern eingenommen, weitere 19 % von Grünlandbeständen. Von der ersten zur zweiten Auswertungsstufe nimmt die Gesamtfläche der FFH-Typen um 53 % des Ausgangsbestandes ab. Der Anteil an Waldtypen bleibt dabei nach der zweiten Auswertungsstufe mit 80 % in etwa auf gleichem Niveau, der der Grünlandbestände sinkt

leicht auf 15 %.

Tabelle 41 bezieht die Flächen der FFH-Typen der beiden Auswertungsstufen prozentual auf die Gemarkungen, Höhenlagen, räumlichen Lagen, geologischen Substrate und historischen Nutzungstypen des Untersuchungsgebietes.

Tab. 41: Übersicht über die Flächenanteile der in Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie aufgeführten Biotoptypen an Gemarkungen, Naturräumen, Höhenlagen, räumlichen Lagen, geologischen Substraten und historischen Nutzungstypen im Untersuchungsgebiet und ihre Tendenz bezogen auf die Gesamtfläche
* unter Ausschluß bestimmter Biotoptypen (Erläuterung im Text)

	Gesamtfläche	FFH-Biototypen	FFH-Biototypen*	Tendenz FFH-Typen - gesamt	Tendenz FFH-Typen*
Fläche (ha)	1830	363	170	-1466	-1660
Fläche (%)	100	100	100		
Flächenanteile nach Gemarkungen (%)					
Gundelfingen	30,62	23,81	14,82	-6,82	-15,81
Reutebachtal	8,78	14,36	19,68	5,58	10,90
Wildtal	38,59	34,63	40,32	-3,96	1,73
Heuweiler	22,00	27,20	25,18	5,20	3,18
Flächenanteile nach Naturräumen (%)					
Freiburger Bucht	21,95	6,21	2,55	-15,74	-19,40
Kammschwarzwald	78,05	93,79	97,45	15,74	19,40
Flächenanteile nach Höhenlagen (%)					
200 - 300 m ü. NN	43,22	19,80	21,77	-23,42	-21,45
300 - 500 m ü. NN	42,97	70,37	61,35	27,40	18,38
500 - 800 m ü. NN	13,81	9,83	16,89	-3,98	3,07
Flächenanteile nach der räumlichen Lage (%)					
Ebene	27,42	5,25	0,50	-22,17	-26,92
Tallage	6,40	4,53	9,13	-1,87	2,73
Berglage	66,19	90,22	90,38	24,04	24,19
Flächenanteile nach Geologischem Untergrund (%)					
Junge Anschwemmungen, meist Auelehm; Aueton	5,79	3,27	4,65	-2,52	-1,14
Löß-Auelehm, Löß, Lößlehm, Hangschutt mit Lößlehm	33,70	10,60	7,48	-23,10	-26,22
Gneise und kleinflächig eingesprengte andere Substrate	60,52	86,13	87,88	25,61	27,36
Flächenanteile nach historischen Nutzungstypen um 1780 (%)					
Quelle	0,024	0,010	0,022	-0,014	-0,002
Fließgewässer	0,960	2,873	6,159	1,913	5,200
Wiesenwässerungsgraben	0,118	0,115	0,036	-0,003	-0,083
Mühlgraben	0,055			-0,055	-0,055
Stillgewässer	0,004	0,014	0,029	0,009	0,025
Wald	32,801	62,410	62,967	29,609	30,166
Hecke/Feldgehölz	0,010			-0,010	-0,010
Weid-/Reutfeld	19,165	17,556	18,275	-1,609	-0,890
Wiese in der Ebene	8,523	3,745	0,947	-4,778	-7,576
Wiese in Tallage im Mittelgebirge	7,347	5,059	6,146	-2,288	-1,201
Weinberg	0,818	0,131	0,188	-0,687	-0,631
Acker in ebener Lage	17,053	1,617		-15,436	-17,053
Acker in Hanglage	7,753	6,378	5,230	-1,375	-2,524
Obst, Garten, Hofstellen, Wege der Dorflagen	2,932			-2,932	-2,932
Obst, Garten, Hofstellen, Wege der Einzelhöfe	1,025	0,091		-0,934	-1,025
Weg, Verkehrsfläche außerhalb des besiedelten Bereiches	1,406			-1,406	-1,406
Ruine	0,002			-0,002	-0,002
Flächenanteile nach historischen Nutzungstypen um 1890 (%)					
Quelle	0,024	0,010	0,022	-0,014	-0,002
Fließgewässer	0,960	2,873	6,159	1,913	5,200
Wiesenwässerungsgraben	0,118	0,115	0,036	-0,003	-0,083
Mühlgraben	0,055			-0,055	-0,055
Stillgewässer	0,010	0,014	0,029	0,003	0,019
Wald	42,126	76,066	77,776	33,940	35,651
Hecke/Feldgehölz	0,010			-0,010	-0,010
Weid-/Reutfeld	2,703	2,035	1,859	-0,668	-0,844
Wiese in der Ebene	9,137	3,745	0,947	-5,392	-8,190
Wiese in Tallage im Mittelgebirge	9,621	8,373	7,878	-1,248	-1,743
Weinberg	1,913	0,451	0,552	-1,462	-1,362
Acker in ebener Lage	16,243	1,617		-14,626	-16,243
Acker in Hanglage	11,479	4,631	4,741	-6,848	-6,738
Obst, Garten, Hofstellen, Wege der Dorflagen	2,607			-2,607	-2,607
Obst, Garten, Hofstellen, Wege der Einzelhöfe	1,060	0,070		-0,989	-1,060
Weg, Verkehrsfläche außerhalb des besiedelten Bereiches	1,894			-1,894	-1,894
Erdentnahmestelle/Steinbruch	0,036			-0,036	-0,036
Ruine	0,002			-0,002	-0,002

Zum Vergleich sind den Flächenanteilen der FFH-Typen (FFH, FFH*) die Flächenanteile der jeweiligen Einheiten an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes vorangestellt. In den letzten beiden Spalten der Tabelle wurden die Flächenanteile der Einheiten an der Gesamtfläche jeweils

von den Flächenanteilen der Einheiten an der Fläche der FFH-Typen (FFH, FFH*) subtrahiert. Hierdurch wird erkennbar, ob die entsprechenden Einheiten einen über- (positive Vorzeichen) oder unterproportionalen Anteil (negative Vorzeichen) an der Fläche der FFH-Typen haben. Maßstab hierfür ist der jeweilige Anteil der Einheiten an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes.

Die Ergebnisse für die FFH-Typen entsprechen in ihren grundlegenden Tendenzen weitgehend denen für die gefährdeten Biotoptypen. Nach den strengeren Selektionskriterien der zweiten Auswertungsstufe entfallen 40 % der Fläche der FFH-Typen auf die Gemarkung Wildtal, 25 % auf Heuweiler, 20 % auf das Reutebachtal und 15 % auf die stark besiedelte und intensiv landwirtschaftlich genutzte Gemarkung Gundelfingen. 97 % der Fläche der FFH-Typen dieser Stufe liegen im Naturraum Kammschwarzwald, 78 % in Höhenlagen über 300 m ü. NN, 99 % in Tal- und Berglagen des Mittelgebirges sowie 93 % auf geologischen Substraten der Auen und vor allem des Gneises. Bezogen auf die Nutzungstypen der historischen Kulturlandschaft um 1780 liegen 63 % der heutigen Fläche von FFH-Typen der zweiten Auswertungsstufe im Bereich damaliger Wälder und 18 % auf Standorten ehemaliger Reutfelder. Schon deutlich niedriger sind die Anteile der ehemaligen Wiesen in Tallage der Mittelgebirge (6 %), Fließgewässer (6 %) und der Äcker in Hanglage (5 %). Bei den historischen Nutzungstypen der Kulturlandschaft um 1890 haben die Standorte der folgenden Typen einen höheren Anteil an der heutigen Fläche von FFH-Typen der zweiten Auswertungsstufe: Wälder 78 %, Wiesen in Tallage der Mittelgebirge (8 %), Fließgewässer (6 %) und Äcker in Hanglage (5 %).

Im Vergleich zu den Anteilen an der Gesamtfläche haben die folgenden Einheiten stärker überproportionale Anteile an der Fläche der FFH-Biotoptypen: Gemarkungen Reutebachtal und Heuweiler, Naturraum Kammschwarzwald, Höhenlagen von 300 - 500 m ü. NN, Berglagen, Gneise als geologische Substrate an der Bodenoberfläche, vor allem Wald und daneben auch Fließgewässer bei den historischen Nutzungstypen um 1780 bzw. 1890. Demgegenüber sind bei den FFH-Biotoptypen die folgenden Einheiten flächenmäßig stärker unterrepräsentiert: Gemarkung Gundelfingen, Naturraum Freiburger Bucht, Ebene als räumliche Lage, lößvergütete, nicht vernäßte geologische Substrate, Äcker und Wiesen der Ebene bei den historischen Nutzungstypen um 1780, Äcker und Wiesen der Ebene sowie auch Äcker in Hanglagen bei den historischen Nutzungstypen um 1890. Wie bei den gefährdeten Biotoptypen bilden auch in Bezug auf die FFH-Typen die Berglagen mit standörtlich ärmeren geologischen Substraten in Höhen über 300 m ü. NN und einer früheren Wald- oder Weid-/Reutfeldnutzung die größte Flächenreserve des Naturschutzes. Daneben treten in wesentlich kleinerem Umfang die Gewässerauen, insbesondere in den Mittelgebirgs-Tallagen mit ihren Fließgewässern und randlichen Feucht- und Naßwiesen. Ebene, gut befahrbare Lagen mit leistungsfähigen Böden und einer Konzentration der Siedlungs- und Verkehrsflächenentwicklung sind demgegenüber mit Flächen der gefährdeten wie der FFH-Biotoptypen sehr stark unterausgestattet.

Gesetzlich pauschal geschützte Biotoptypen im Untersuchungsgebiet

In Tabelle 42 sind die gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen bzw. Komplexe, an denen solche Typen beteiligt sind, mit ihren Flächen im Untersuchungsgebiet dargestellt. Zusätzlich sind die Flächenanteile der einzelnen Typen an der Gesamtfläche gesetzlich pauschal geschützter Biotoptypen des Untersuchungsgebietes angegeben.

Tab. 42: Flächen gesetzlich pauschal geschützter Biotoptypen(-komplexe) und ihre Anteile an der Gesamtfläche dieser Biotoptypen im Untersuchungsgebiet

Biotoptypen	Fläche Flächen-	
	(ha)	anteile (%)
Gesamt	55	100
Hecke frischer Standorte	13,329	24,126
Hecke nasser bis feuchter Standorte	8,421	15,242
Bodensaure Buchenwald (nur Heidelbeer-Buchenwald)/Eichen-Trockenwald (Hainsimsen-Traubeneichen-Wald)	6,183	11,192
Bodensaure Buchenwald (nur Heidelbeer-Buchenwald)	4,578	8,286
Eschenwald (an Fließgewässern)	3,471	6,282
Rohrglanzgrasröhricht/Krautiger Ufersaum an besonnten Gewässern/Hecke nasser bis feuchter Standorte	2,956	5,351
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhithral/Hecke nasser bis feuchter Standorte	2,008	3,635
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhithral	1,522	2,755
Rohrglanzgrasröhricht/Krautiger Ufersaum an besonnten Gewässern (incl. Fließgewässer)	1,505	2,724
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßwiese	1,202	2,176
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naß(mäh)weide/Nährstoffreiches Seggenried	0,841	1,523
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhithral/Rohrglanzgrasröhricht/Krautiger Ufersaum an besonnten Gewässern	0,783	1,418
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naß(mäh)weide	0,745	1,349
Rohrglanzgrasröhricht/Krautiger Ufersaum an besonnten Gewässern/Gebüsch nasser bis feuchter Standorte	0,709	1,283
Feldgehölz frischer Standorte	0,707	1,279
Hecke nasser bis feuchter Standorte/Hecke frischer Standorte	0,644	1,165
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßgrünlandbrache	0,585	1,059
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßwiese/Nährstoffreiches Seggenried/Kalkarme gefaßte Quelle	0,563	1,020
Kalkarme Sicker- und Sumpffquellen/Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßwiese	0,561	1,016
Kalkarme Sicker- und Sumpffquellen/Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naß(mäh)weide/Nährstoffreiches Seggenried	0,517	0,936
Heide auf sandigem Boden	0,505	0,914
Hecke nasser bis feuchter Standorte/Hecke frischer Standorte/Kalkarme gefaßte Quelle mit quellbeeinflusster Umgebung	0,492	0,891
Kalkarme Sicker- und Sumpffquellen	0,449	0,812
Kalkarme Sicker- und Sumpffquellen/Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naß(mäh)weide	0,435	0,788
Eichen-Trockenwald kalkarmer Standorte (Hainsimsen-Traubeneichen-Wald mit Leinkraut), Fels, Saum	0,232	0,419
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhithral/Rohrglanzgrasröhricht/Krautiger Ufersaum an besonnten Gewässern/Gebüsch	0,182	0,329
Natürlicher Fels, Block- und Schutthalde aus Silikatgestein	0,150	0,271
Teich/Sonstiges Röhricht	0,121	0,218
Teich/Sonstiges Röhricht/Krautiger Ufersaum an besonnten Gewässern	0,113	0,205
Teich	0,110	0,198
Kalkarme gefaßte Quelle mit quellbeeinflusster Umgebung	0,099	0,178
Schilfröhricht/Krautiger Ufersaum an besonnten Gewässern	0,087	0,157
Nährstoffreiche, extensive Feucht- bzw. Naßwiese/Nährstoffreiches Seggenried	0,071	0,128
Gebüsch nasser bis feuchter Standorte	0,059	0,107
Teich/Rohrglanzgrasröhricht/Krautiger Ufersaum an besonnten bzw. beschatteten Gewässern/Gebüsch	0,048	0,087
Teich/Rohrkolbenröhricht	0,047	0,085
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhithral/Gebüsch bis nasser bis feuchter Standorte	0,035	0,063
Steinriegel aus Silikatgestein/Außensaum kalkarmer, oligo- bis mesotropher, trocken-warmer Standorte	0,028	0,051
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhithral/Rohrglanzgrasröhricht/Krautiger Ufersaum an beschatteten Gewässern	0,027	0,049
Tümpel	0,024	0,044
Zeitweilig trockenfallende Kies-/Sand-/Schlammfläche an fließenden Gewässern	0,020	0,036
Teich/Rohrglanzgrasröhricht/Krautiger Ufersaum an besonnten Gewässern	0,015	0,027
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhithral/Rohrglanzgrasröhricht	0,014	0,025
Teich/Sonstiges Röhricht/Krautiger Ufersaum an besonnten Gewässern/Gebüsch nasser bis feuchter Standorte	0,013	0,023
Zeitweilig trockenfallende Sand-/Schlammfläche an fließenden Gewässern	0,010	0,018
Naturnahes, kalkarmes Epi-/Metarhithral/Tümpel	0,007	0,013
Sich selbst überlassender Stollen oder Schacht	0,007	0,013
Trockenmauer aus Silikatgestein	0,007	0,013
Tümpel/Teich/Sonstiges Röhricht	0,004	0,007
Tümpel/Sonstiges Röhricht	0,004	0,006
Tümpel/Rohrkolbenröhricht	0,002	0,004
Kalkarme Sicker- und Sumpffquellen/Sonst. Röhrichte/Krautiger Ufersaum besonnter Gewässern/Kalkarme gefaßte Quelle	0,001	0,002

Insgesamt konnten 3 % (55 ha) der Fläche des Untersuchungsgebietes gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen zugeordnet werden. Anders als bei den gefährdeten oder FFH-Biotoptypen stellen hier nicht Wälder sondern Gebüsche, Hecken und Feldgehölze mit über 50 % den größten Flächenanteil. Erst dann folgen die Wälder mit 26 %. Buchenwälder, extensives Grünland frischer Standorte und Streuobstbestände sind flächenstarke gefährdete und/oder FFH-Biotoptypen des Untersuchungsgebietes, die durch den gesetzlichen Pauschalschutz nicht berücksichtigt werden. Dieses offenbart eine empfindliche Lücke zwischen dem naturschutzfachlichen Interesse an bestimmten Biotoptypen auf der einen und dem gesetzlichen Pauschalschutz auf der anderen Seite.

Tabelle 43 bezieht die Flächen der gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen prozentual auf die Gemarkungen, Höhenlagen, räumlichen Lagen, geologischen Substrate und historischen Nutzungstypen des Untersuchungsgebietes. Zum Vergleich sind den Flächenanteilen der gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen die Flächenanteile der jeweiligen Einheiten an der Gesamtfläche

des Untersuchungsgebiete vorangestellt. In der letzte Spalte der Tabelle wurden die Flächenanteile der Einheiten an der Gesamtfläche jeweils von den Flächenanteilen der Einheiten an der Fläche der gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen subtrahiert. Hierdurch wird erkennbar, ob die entsprechenden Einheiten einen über- (positive Vorzeichen) oder unterproportionalen Anteil (negative Vorzeichen) an der Fläche der gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen haben. Maßstab hierfür ist der jeweilige Anteil der Einheiten an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes.

Da unter den gesetzlichen Pauschalschutz ein anderes Biotoptypenspektrum fällt als nach den Roten Listen bzw. Anhang I der FFH-Richtlinie unterscheiden sich die Ergebnisse in Tabelle 43 auch stärker von denen in den Tabellen 39 und 41. Ursächlich hierfür ist die Nichtberücksichtigung der Buchenwälder, des extensiv genutzten Grünlandes frischer Standorte sowie der Streuobstbestände durch den gesetzlichen Pauschalschutz. Andererseits werden von den Biotoptypen des Untersuchungsgebietes Gebüsche, Hecken, Feld- und Ufergehölzbestände der offenen Landschaft sowie Biotoptypen der feuchten und nassen Standorte durch die Rechtsregelungen favorisiert.

Die Flächenanteile der Gemarkungen an den gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen sind zugunsten der Gemarkungen Gundelfingen und Heuweiler und zuungunsten der Gemarkungen Wildtal und Reutebachtal verschoben. Dennoch erreicht die Gemarkung Wildtal den

Tab. 43: Übersicht über die Flächenanteile der nach § 24a Landesnaturschutzgesetz bzw. § 30a Landeswaldgesetz gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen an Gemarkungen, Naturräumen, Höhenlagen, räumlichen Lagen, geologischen Substraten und historischen Nutzungstypen im Untersuchungsgebiet und ihre Tendenz bezogen auf die Gesamtfläche

	Gesamtfläche	§ 24a bzw. § 30a Biotoptypen	Tendenz § 24a bzw. § 30a Biotoptypen - gesamt
Fläche (ha)	1830	56	-1774
Fläche (%)	100	100	
Flächenanteile nach Gemarkungen (%)			
Gundelfingen	30,624	32,621	1,997
Reutebachtal	8,785	6,838	-1,947
Wildtal	38,588	33,709	-4,879
Heuweiler	22,004	26,832	4,829
Flächenanteile nach Naturräumen (%)			
Freiburger Bucht	21,951	30,232	8,281
Kamm Schwarzwald	78,049	69,768	-8,281
Flächenanteile nach Höhenlagen (%)			
200 - 300 m ü. NN	43,215	46,171	2,955
300 - 500 m ü. NN	42,971	50,352	7,380
500 - 800 m ü. NN	13,813	3,478	-10,336
Flächenanteile nach der räumlichen Lage (%)			
Ebene	27,416	19,127	-8,289
Tallage	6,397	42,083	35,685
Berglage	66,187	38,791	-27,396
Flächenanteile nach Geologischem Untergrund (%)			
Junge Anschwemmungen, meist Auelehm; Aueton	5,786	27,393	21,607
Löß-Auelehm, Löß, Lößlehm, Hangschutt mit Lößlehm	33,697	28,443	-5,253
Gneise und kleinflächig eingesprengte andere Substrate	60,517	44,163	-16,354
Flächenanteile nach historischen Nutzungstypen um 1780 (%)			
Quelle	0,024	0,802	0,778
Fließgewässer	0,960	27,461	26,502
Wiesenwässerungsgraben	0,118	0,752	0,634
Mühlgraben	0,055	0,552	0,497
Stillgewässer	0,004	0,090	0,085
Wald	32,801	21,820	-10,981
Hecke/Feldgehölz	0,010	0,231	0,220
Weid-/Reutfeld	19,165	14,661	-4,504
Wiese in der Ebene	8,523	7,237	-1,286
Wiese in Tallage im Mittelgebirge	7,347	11,188	3,841
Weinberg	0,818	0,446	-0,373
Acker in ebener Lage	17,053	12,577	-4,477
Acker in Hanglage	7,753	2,173	-5,580
Obst, Garten, Hofstellen, Wege der Dorflagen	2,932		-2,932
Obst, Garten, Hofstellen, Wege der Einzelhöfe	1,025	0,009	-1,016
Weg, Verkehrsfläche außerhalb des besiedelten Bereiches	1,406		-1,406
Ruine	0,002		-0,002
Flächenanteile nach historischen Nutzungstypen um 1890 (%)			
Quelle	0,024	0,802	0,778
Fließgewässer	0,960	27,461	26,502
Wiesenwässerungsgraben	0,118	0,751	0,632
Mühlgraben	0,055	0,552	0,497
Stillgewässer	0,010	0,288	0,277
Wald	42,126	26,580	-15,545
Hecke/Feldgehölz	0,010	0,231	0,220
Weid-/Reutfeld	2,703	4,518	1,815
Wiese in der Ebene	9,137	3,419	-5,718
Wiese in Tallage im Mittelgebirge	9,621	16,026	6,405
Weinberg	1,913	0,810	-1,104
Acker in ebener Lage	16,243	0,624	-15,619
Acker in Hanglage	11,479	2,157	-9,322
Obst, Garten, Hofstellen, Wege der Dorflagen	2,607		-2,607
Obst, Garten, Hofstellen, Wege der Einzelhöfe	1,060	0,009	-1,051
Weg, Verkehrsfläche außerhalb des besiedelten Bereiches	1,894	15,773	13,879
Erdentnahmestelle/Steinbruch	0,036		-0,036
Ruine	0,002		-0,002

höchsten Anteil (34 %). Dann folgt jedoch die Gemarkung Gundelfingen (33 %), die bei den gefährdeten und FFH-Typen immer den weitaus niedrigsten Anteil aufwies. Verglichen mit den gefährdeten FFH-Typen sind die Anteile der Einheiten an der Fläche gesetzlich pauschal geschützter Biotoptypen weiterhin verschoben vom Kammschwarzwald in Richtung Freiburger Bucht, von den Berglagen insbesondere zu den Tallagen der Mittelgebirge, aber auch zur Ebene, vom Gneis zu den lößvergüteten Standorten und zu den Auen.

Bei den Nutzungstypen der historischen Kulturlandschaft um 1780 entfallen höhere Anteile an der Fläche gesetzlich pauschal geschützter Biotoptypen auf die Standorte der damaligen Fließgewässer (27 %), des Waldes (22 %), der Weid-/und Reutfelder (15 %), der Äcker in ebener Lage (13 %); der Wiesen in Tallage der Mittelgebirge (11 %) sowie der Wiesen in der Ebene (7 %). Der Anteil der historischen Waldflächen ist verglichen mit der Situation bei den gefährdeten und FFH-Biotoptypen sehr viel niedriger, der der Fließgewässer um ein Vielfaches höher. Ähnliches gilt auch für die Anteile von Standorten der Nutzungstypen um 1890 an der Fläche gesetzlich pauschal geschützter Biotoptypen. Hier sind die damaligen Fließgewässerstandorte und die Waldflächen jeweils mit einem Anteil von 27 % vertreten. Daneben erreichen nur noch die Wiesen in Tallage der Mittelgebirge (16 %) und die damalige und heutige Bahntrasse (16 %) einen höheren Anteil. Die Trasse ist nahezu durchgängig links und rechts von breiten Hecken gesäumt. Einen verglichen mit dem Anteil an der Gesamtfläche stärker überproportionalen Anteil an der Fläche gesetzlich pauschal geschützter Biotoptypen nehmen die folgenden Einheiten ein: Naturraum Freiburger Bucht, Tallagen der Mittelgebirge, geologische Substrate der Auen sowie Fließgewässer bei den Nutzungstypen der historischen Kulturlandschaft um 1780 und 1890 und die Bahntrasse bei den Nutzungstypen um 1890. Stärker unterrepräsentiert sind dagegen die nachfolgenden Einheiten: Kammschwarzwald, räumliche Lagen in der Ebene oder am Berg, Gneise als geologisches Substrat an der Erdoberfläche, bei den historischen Nutzungstypen Wälder, Weid-/Reutfelder sowie Äcker in ebener und in Hanglage.

Vergleich mit den Ergebnissen der selektiven Kartierungen der Landesanstalt für Umweltschutz

Die Abb. 64 und 65 ermöglichen für das Untersuchungsgebiet einen visuellen Vergleich zwischen den Flächen der Naturdenkmäler, den von der selektiven Biotopkartierung der Landesanstalt für Umweltschutz erfaßten Flächen sowie den im Rahmen dieser Fallstudie ermittelten Flächen gesetzlich pauschal geschützter Biotoptypen, gefährdeter Biotoptypen und von Biotoptypen, die Lebensräumen nach Anhang I der FFH-Richtlinie zugeordnet werden können. Für die gefährdeten Biotoptypen sind dabei die Flächen nach allen drei durchgeführten Auswertungsstufen, für die Biotoptypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie nach den beiden verwendeten Auswahlstufen dargestellt. Aus den Kartenvergleichen ist unmittelbar ersichtlich, daß weder die Schutzpraxis im Untersuchungsgebiet (Naturdenkmäler) noch die amtlichen Inventuren (selektive Biotopkartierung) den Flächenbestand an Biotoptypen der oben genannten Kategorien auch nur annähernd abbilden. Selbst wenn die Ansprüche an die in diese Kategorien einzubeziehenden Biotoptypen sukzessive gesteigert werden (Abb. 65, eingeschränkte Auswahl, weiter eingeschränkte Auswahl) bilden die von den selektiven Biotopkartierungen erfaßten Flächen nur marginalste Anteile des Gebietsbestandes der unterschiedenen Kategorien ab.

Insgesamt werden 28 % der Fläche des Untersuchungsgebietes (511 ha) von Lebensräumen eingenommen, für die mindestens eine der Zuweisungen gefährdeter Biotoptyp (510 ha, 28 %),

Biotoptyp nach Anhang I der FFH-Richtlinie (363 ha, 20 %), oder gesetzlich pauschal geschützter Biotoptyp (55 ha, 3%) möglich war. Die von der selektiven Biotopkartierung erfaßte Flächen gefährdeter Biotoptypen, von Lebensräumen nach Anhang I der FFH-Richtlinie sowie von gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen belaufen sich auf 8,3 ha, 2,7 ha und 3,2 ha. Damit wurden durch die amtlichen Inventuren 1,6 %, 0,7 % und 5,8 % des vorhandenen Bestandes im Untersuchungsgebiet erfaßt. Auch wenn man schärfere Maßstäbe an die einzubeziehenden Biotoptypen anlegt, beträgt die Fläche der gefährdeten Biotoptypen nach einem bzw. zwei weiteren Auswertungsschritten mit Ausschluß bestimmter Biotoptypen bzw. ihrer Ausprägungen immer noch 214 bzw. 184 ha. Auch an diesen Flächen erreichen die von der selektiven Biotopkartierung erfaßten Flächen nur einen bescheidenen Anteil von 3,9 % bzw. 4,5 %. Die Fläche der Lebensräume nach Anhang I der FFH-Richtlinie beträgt nach einer Verschärfung der Anforderungen durch den Ausschluß bestimmter Ausprägungen der Biotoptypen immer noch 170 ha. Auch hier bleibt der Entdeckungsgrad der selektiven Biotopkartierung mit 1,6 % extrem niedrig.



Abb. 64: Lage der Naturdenkmäler, der durch die amtliche selektive Biotopkartierung erfaßten Flächen, der gesetzlich pauschal geschützten und der bundesweit gefährdeten Biotoptypen im Untersuchungsgebiet (Erläuterung im Text)

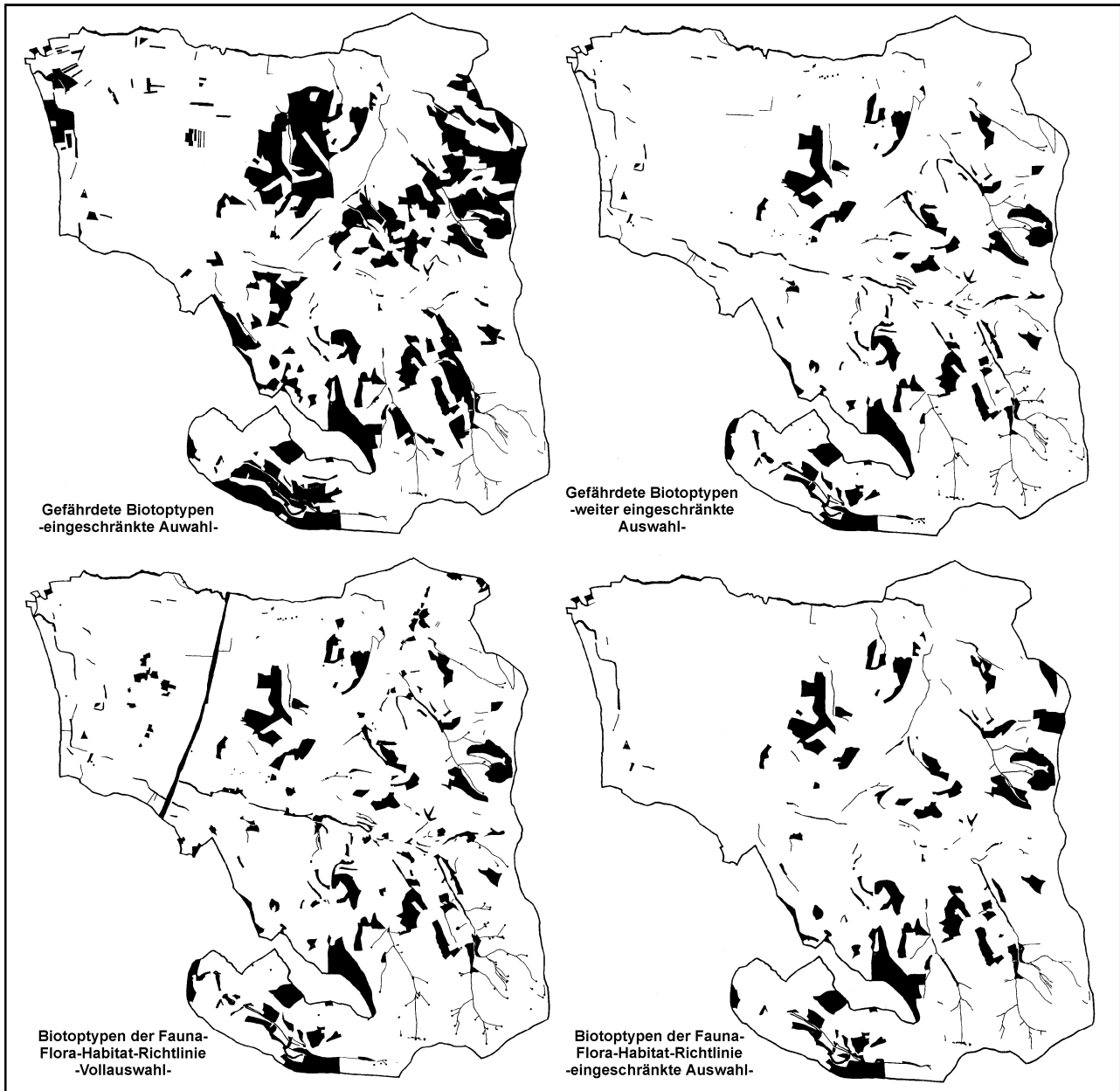


Abb. 65: Lage der bundesweit gefährdeten Biotoptypen sowie der in Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie genannten Biotoptypen im Untersuchungsgebiet (Erläuterung im Text)

Die Tabellen 44 und 45 stellen die Erfassungsergebnisse der selektiven und der flächendeckenden Biotopkartierung noch einmal nach Gruppen von Biotoptypen vergleichend gegenüber. Tabelle 44 gibt dabei die absoluten Flächen der Biotoptypengruppen für die selektiv erfaßten, die gefährdeten, FFH- und gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen des Untersuchungsgebietes wieder. In Tabelle 45 finden sich die prozentualen Anteile der Biotoptypengruppen an der Gesamtfläche der einzelnen Kategorien.

Extensives Grünland mittlerer Standorte mit und ohne Streuobst sowie Wälder mittlerer Standorte der Entwicklungsphasen mittleres und starkes Baumholz wurden von der selektiven Biotopkartierung trotz erheblicher Flächen im Untersuchungsgebiet überhaupt nicht erfaßt. Auch Wälder trockener Standorte sowie vegetationsarme Standorte, extensiver genutzte Äcker und alte Gebäude wurden bei der selektiven Kartierung nicht berücksichtigt. Am höchsten ist der Erfassungsgrad der selektiven Biotopkartierung gemessen am Flächenbestand gefährdeter Biotoptypen bei den Feuchtgebieten (9 %) gefolgt von den Gebüschern, Hecken und Feldgehölzen

mittlerer Standorte (8 %). Von den Streuobstbeständen mit der Unternutzung Acker oder Intensivgrünland wurden 5 % erfaßt. Bezogen auf die gesamte Fläche gefährdeter Waldbiotoptypen wurden von der selektiven Biotopkartierung 0,2 % erfaßt, darunter überhaupt keine Bestände der Entwicklungsphasen mittleres und starkes Baumholz. Bemerkenswert ist an dem Kartierergebnis der selektiven Biotopkartierung weiterhin, daß Intensivgrünland bzw. Streuobst mit intensiver Unternutzung in Form von Grünland oder Acker fast 70 % der kartierten Fläche ausmachen.

Bei den FFH-Biotoptypen fällt gegenüber den gefährdeten Biotoptypen auf, daß von den flächenmäßig stärker vertretenen Biotoptypen die Streuobstbestände mit Unternutzung Intensivgrünland oder Acker sowie die Gebüsche, Hecken und Feldgehölze mittlerer Standorte von dieser Kategorie nicht erfaßt werden. Die vergleichsweise geringe Fläche der gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen begründet sich vor allem in der fast völligen Nichtberücksichtigung der Wälder mittlerer Standorte, des extensiven Grünlandes und der Streuobstbestände.

Tab. 44: Flächenvergleich des Ergebnisse des zweiten Durchgangs der Biotopkartierung Baden-Württemberg (nach Daten aus SCHWANDER 1987) mit Auswertungen der flächendeckenden Biotopkartierung im Hinblick auf gefährdete, in Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie genannte und auf gesetzlich geschützte Biotoptypen für das Untersuchungsgebiet

Zu Gruppen zusammengefaßte Biotoptypen	Selektive Biotopkartierung Baden-Württemberg (ha)	Gefährdete Biotoptypen (ha)	Biotoptypen Flora-Fauna-Habitat Richtlinie (ha)	Gesetzliche pauschal geschützte Biotoptypen (ha)
Gesamt	13	510	363	55
Feuchtgebiete incl. -gehölzbestände, -wälder	2,33	26,43	19,84	29,52
Extensives Grünland mittlerer Standorte		51,50	49,09	
Streuobst mit extensivem Grünland mittlerer Standorte		14,50	14,50	
Streuobst (sonstige Unternutzung)	4,56	99,64		
Gebüsche, Hecken, Feldgehölze mittlerer Standorte	1,23	15,73		14,04
Wälder mittlerer Standorte	0,66	272,05	272,05	4,58
Wälder trockenerer Standorte		6,42	6,42	6,42
Vegetationsarme Standorte, trockene Standorte, trockene Säume, Heide		2,17	0,65	0,69
Acker (extensiv)		0,19		
Besiedelter Bereich: Alte Gebäude		21,50		0,01
Intensivgrünland	4,49			
davon:				
Wälder mittlerer Standorte (nur mittleres bis starkes Baumholz)		132,26	132,26	4,58
Extensives Grünland mittlerer Standorte (incl. Streuobst, ohne regelmäßiges Auftreten von Eutrophierungszeigern)		20,87	19,94	

Außer durch die unterschiedliche absolute Flächenausstattung werden die verschiedenen Fokussierungen der selektiven Biotopkartierung und der verschiedenen Kategorien besonders durch die relativen Anteile deutlich, die die verschiedenen Biotoptypengruppen dort jeweils erreichen (Tabelle 45). Die selektive Biotopkartierung hat vor allem Feuchtgebiete (18 %), Streuobstbestände mit intensiver Unternutzung (34 %) und Intensivgrünland (34 %) erfaßt. Unter gesetzlichen Pauschalschutz fallen im Untersuchungsgebiet nach ihren Flächenanteilen vor allem Feuchtgebiete (53 %) sowie Gebüsche, Hecken und Feldgehölze mittlerer Standorte (25 %). Bei den flächenmäßig weit umfassenderen FFH-Biotoptypen besteht eine sehr ausgeprägte Schwerpunktsetzung auf die Waldflächen mittlerer Standorte (75 %), von denen sich mehr als die Hälfte in der Entwicklungsphase mittleres und starkes Baumholz befinden. Mit 17 % ist hier auch noch der Anteil von extensivem Grünland mittlerer Standorte beträchtlich. Die Fläche gefährdeter Biotoptypen setzt sich vor allem aus Wäldern mittlerer Standorte (53 %), auch hier etwa die Hälfte in den Entwicklungsphasen mittleres und starkes Baumholz, den Streuobstbeständen mit intensiver Unternutzung (20 %) und extensiven Grünlandbeständen mittlerer Standorte (13 %) zusammen. Gefährdete Biotoptypen, Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie und gesetzlich pauschal geschützte

Biotoptypen überschneiden sich auch bei einer Gesamtbetrachtung aller in der Bundesrepublik Deutschland vorkommenden Biotoptypen nur teilweise (SSYMANK et al. 1998). Aus diesem Grund wird sowohl eine Erweiterung der in der FFH-Richtlinie aufgeführten Lebensraumtypen als auch der gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen im Rahmen von Novellierungen der entsprechenden Rechtsgrundlagen gefordert (SSYMANK 1998, BALZER 2000). Hierdurch würden sich die Verbreitungsbilder der FFH-Biotoptypen und der gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen im Untersuchungsgebiet stärker dem Bild der gefährdeten Biotoptypen annähern.

Tab. 45: Flächenanteile der zu Gruppen zusammengefaßten Biotoptypen an den erfaßten Flächen des zweiten Durchgangs der Biotopkartierung Baden-Württemberg (nach Daten aus SCHWANDER 1987) sowie am Bestand gefährdeter, in Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie genannter und gesetzlich pauschal geschützter Biotoptypen des Untersuchungsgebietes

Zu Gruppen zusammengefaßte Biotoptypen	Selektive Biotopkartierung Baden-Württemberg (%)	Gefährdete Biotoptypen (%)	Biotoptypen Flora-Fauna-Habitat Richtlinie (%)	Gesetzliche pauschal geschützte Biotoptypen (%)
Gesamt	100	100	100	100
Feuchtgebiete incl. -gehölzbestände, -wälder	17,56	5,18	5,47	53,43
Extensives Grünland mittlerer Standorte		10,10	13,54	
Streuobst mit extensivem Grünland mittlerer Standorte		2,84	4,00	
Streuobst (sonstige Unternutzung)	34,36	19,53		
Gebüsche, Hecken, Feldgehölze mittlerer Standorte	9,27	3,08		25,41
Wälder mittlerer Standorte	4,97	53,33	75,03	8,29
Wälder trockenerer Standorte		1,26	1,77	11,61
Vegetationsarme Standorte, trockene Standorte, trockene Säume, Heide		0,42	0,18	1,25
Acker (extensiv)		0,04		
Besiedelter Bereich: Alte Gebäude		4,22		0,01
Intensivgrünland	33,84			
davon:				
Wälder mittlerer Standorte (nur mittleres bis starkes Baumholz)		25,93	36,48	8,29
Extensives Grünland mittlerer Standorte (incl. Streuobst, ohne regelmäßiges Auftreten von Eutrophierungszeigern)		4,09	5,50	

Nach dem Vergleich der selektiven Biotopkartierung der Landesanstalt für Umweltschutz mit den Ergebnissen der Fallstudie für das Untersuchungsgebiet stellt sich die Frage, ob die Durchgänge der selektiven Biotopkartierungen im Untersuchungsgebiet besonders wenig intensiv und ergiebig waren. Einwandfrei zu klären wäre eine solche Frage nur, indem mehr Gebiete stichprobentheoretisch repräsentativ für Naturräume oder Verwaltungseinheiten ausgewählt und untersucht würden. Einen kleinen Hinweis, das die Ergebnisse des Untersuchungsgebietes für den Naturraum Mittlerer Schwarzwald nicht unbedingt einen Sonderfall darstellen, geben die Tabellen 46 und 47. In Tabelle 46 wurde für einige eher punktuell auftretende Biotoptypen die Anzahl der registrierten Biotope je Flächeneinheit für den Naturraum Mittlerer Schwarzwald nach den Ergebnissen der selektiven

Biotopkartierung Baden-Württemberg (HÖLL & BREUNIG 1995b) mit dem Bestand im Untersuchungsgebiet verglichen. Die Anzahl der im Untersuchungsgebiet registrierten Tümpel und Kleingewässer je Flächeneinheit ist dabei

Tab. 46: Anzahl der Haupt- und Nebennennungen ausgewählter Biotoptypen des zweiten Durchgangs der Biotopkartierung Baden-Württemberg je 100 km² des Hauptnaturraumes Mittlerer Schwarzwald (nach Daten aus HÖLL & BREUNIG 1995b) im Vergleich zum Bestand des Untersuchungsgebietes

Biotoptypen	Biotopkartierung Mittlerer Schwarzwald n/100 km ²	Untersuchungsgebiet n/100 km ²	Quotient Untersuchungsgebiet / Biotopkartierung
Tümpel/Kleingewässer (alle)	1	98	94
Quelle (nur kalkarme, ungefaßte Sicker- und Sumpfsquellen)	9	497	55
Waldsaum (nur breite, besonnte, trocken-warme Säume)	4	186	45
Weiber/Teich (alle)	11	153	14

um den Faktor 94, die der Quellen um den Faktor 55, die ausgewählter Waldsäume um den Faktor 45 und die der Weiher und Teiche um den Faktor 14 höher als die Registrierungsdichte dieser Typen nach der selektiven Biotopkartierung Baden-Württemberg.

Bei Tabelle 47 wurde in ähnlicher Weise vorgegangen. Gegenstand des Vergleiches sind hier aber nicht die Nennungen je Flächeneinheit sondern die Flächenanteile bestimmter Biotoptypen.

Tab. 47: Flächenanteile ausgewählter Biotoptypen des zweiten Durchgangs der Biotopkartierung Baden-Württemberg je 100 km² des Hauptnaturraumes Mittlerer Schwarzwald (nach Daten aus HÖLL & BREUNIG 1995b) im Vergleich zum Bestand des Untersuchungsgebietes

Biotoptypen	Biotopkartierung Mittlerer Schwarzwald Flächenanteil (%)	Untersuchungsgebiet Flächenanteil (%)	Quotient Untersuchungsgebiet / Biotopkartierung
Waldsaum (nur breite, besonnte, trocken-warme Säume)	0,0001	0,053	958,3
Mesophytische Laubmischwälder (nur mittleres bis starkes Baumholz)	0,1011	7,227	71,5
Quelle (nur kalkarme, ungefaßte Sicker- und Sumpfquellen)	0,0011	0,066	62,4
Acker (nur extensiv genutzt)	0,0002	0,011	47,5
Einzelbaum/Gebüsch/Hecke/Feldgehölz/Gehölzstreifen/Baumreihe (alle)	0,0450	1,630	36,2
Streuobstbestand (alle)	0,1813	6,237	34,4
Kies-, Schotterfläche/Pionierstandorte (alle vegetationsarmen Standorte)	0,0023	0,078	34,4
Wärmeliebende Wälder und Trockengebüsche	0,0308	0,351	11,4
Weide (nur extensiv genutzt)	0,2326	1,465	6,3
Auen- und Uferwälder	0,0479	0,190	4,0
Steinriegel	0,0004	0,002	3,5
Fettwiese (nur extensiv genutzt)	1,0858	2,010	1,9
Bachlauf (nur naturnahes Epi-/Metarhithral)	0,2164	0,250	1,2
Naßwiese/Feuchtwiese/Großseggenried (alle)	0,7570	0,302	0,4
Weiher/Teich (alle)	0,0829	0,026	0,3
Felswand und Blockhalde	0,0520	0,008	0,2

Bei drei Biotoptypengruppen (Naßwiesen/Feuchtwiesen/Großseggenried, Weiher/Teich, Felswand/Blockhalde) ist der Bestand im Untersuchungsgebiet niedriger als der durch die Biotopkartierung erfaßte Flächenanteil am Naturraum Mittlerer Schwarzwald. Für alle anderen in Tabelle 47 aufgeführten Biotoptypengruppen ist der Flächenanteil im Untersuchungsgebiet dagegen höher als der Anteil von der selektiven Biotopkartierung erfaßter Flächen im Naturraum Mittlerer Schwarzwald. Besonders extrem zeigt sich dieser Unterschied für ausgewählte Waldsäume (Faktor 958). Auch bei mesophytischen Laubwäldern ist der Flächenanteil im Untersuchungsgebiet um den Faktor 71 höher als der Flächenanteil selektiv kartierter Bestände dieses Typs im Naturraum Mittlerer Schwarzwald. Dabei wurden für das Untersuchungsgebiet nur mittlere und starke Baumhölzer der entsprechenden Waldtypen berücksichtigt. Von den flächenmäßig bedeutenden Biotoptypen sind ansonsten die Streuobstbestände (Faktor 34) sowie weitere Gehölzbestände der offenen Landschaft (Faktor 36) im Untersuchungsgebiet weitaus stärker vertreten als nach den Befunden der selektiven Biotopkartierung im Naturraum Mittlerer Schwarzwald. Da die Unterschiede in der Anzahl der Nennungen je Flächeneinheit und in den Flächenanteilen teilweise sehr erheblich sind, kann dieses dahingehend interpretiert werden, daß die Übersehensrate der selektiven Biotopkartierung auch außerhalb des Untersuchungsgebietes der Fallstudie beträchtliche Dimensionen annehmen kann.

Die möglichen Ursachen für eine lückenhafte Abbildung der Landschaft durch die selektiven Biotopkartierungen sind vielfältig. Ein Grund liegt in der Vorauswahl zu kartierender Biotoptypen und in der Festlegung von Schwellenwerten z.B. bezüglich der Flächengröße oder bestimmter Qualitäten als Voraussetzung für die Erfassung konkreter Flächen. Die Kartierungsergebnisse erweisen sich aufgrund der selektiven Vorgehensweise dann häufig als unflexibel und wenig anpassungsfähig, wenn sich das Naturschutzinteresse durch veränderte Zielsetzungen oder

gesetzliche Vorschriften auf andere als die selektierten Biotoptypen und ihre Flächen erstreckt. Unter anderem aus diesem Grund bestehen beispielsweise solche gravierenden Unterschiede zwischen den selektiv kartierten Biotopen des Untersuchungsgebietes und dem Bestand an gefährdeten, FFH- und gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen. Zudem sind die Kartieranleitungen der selektiven Biotopkartierungen in der Regel stark floristisch und vegetationskundlich geprägt. Die zu kartierenden Biotoptypen werden dabei häufig im Anhalt an bestimmte Standortseigenschaften ausgewählt und konzentrieren sich zum Beispiel auf sehr trockene, sehr nasse oder sehr nährstoffarme Flächen. Bei gleichzeitiger floristischer Auffälligkeit und höherer Anzahl an gefährdeten Gefäßpflanzenarten sollten diese Bereiche in der Flächenauswahl der selektiven Biotopkartierungen sehr stark repräsentiert sein. Andere Qualitäten, für die der Arten- und Biotopschutz ebenfalls häufig eine Gefährdung oder einen Mangel diagnostiziert, werden dagegen wenig oder gar nicht berücksichtigt und sind in den Ergebnissen deshalb auch stark unterrepräsentiert. Beispiele hierfür sind alte Wälder auf standörtlich nicht extremen Standorten, Alt-, Tot- und Faulholzhabitate in Gehölzbeständen jeglicher Art, extensiver bewirtschaftetes Grünland auf standörtlich nicht extremen Standorten, vegetationsfreie Bereiche und offene Bodenstellen ohne floristisch auffällige Vegetation und mit wenigen gefährdeten Pflanzenarten oder gute Wasserqualität und hohe Sauerstoffgehalte in Fließgewässern mit gefälle-, strömungs- oder beschattungsbedingtem Fehlen von Makrophyten. Als weiterer Schwachpunkt der selektiven Kartieranleitungen ist die unzureichende Berücksichtigung klimatischer Aspekte bei der Auswahl zu erfassender Flächen zu nennen (Sonneneinstrahlung, Wärmebegünstigung, z.B. über Höhenlage, Exposition, Vegetationsstruktur).

Neben diesen systematischen, in der Kartiermethodik verankerten Problemen kommen die häufig engen zeitlichen und finanziellen Budgets für die Durchführung solcher Kartierungen hinzu. Eine hohe Diskrepanz zwischen der zur Verfügung stehenden Zeit und der zu erbringenden Flächenleistung muß zwangsläufig dazu führen, daß sich die räumliche Durchdringung der bearbeiteten Gebiete verschlechtert und der Entdeckungs- und Erfassungsgrad zu kartierender Flächen abnimmt.

Auswertung der vertiefenden Untersuchungen im Hinblick auf das Vorkommen von gefährdeten Arten, von Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie, von Arten des Anhang I der Vogelschutzrichtlinie, von Arten der Bundesartenschutzverordnung sowie Landes-, Naturraum- und Zielorientierten Indikatorarten des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg und Vergleich mit den Ergebnissen der selektiven Biotopkartierungen der Landesanstalt für Umweltschutz

Landes- und bundesweit gefährdete Arten

Mit den Untersuchungen zu dieser Arbeit wurden unter Einbeziehung zufällig erfaßter Arten (Fische in Anhang 109, weitere Arten in Anhang 110) insgesamt 132 bundesweit gefährdete sowie 178 landesweit gefährdete bzw. schonungsbedürftige Arten für das Untersuchungsgebiet Gundelfingen, Wildtal und Heuweiler nachgewiesen. Die Angaben beziehen sich auf die in der Auswertung verwendeten und zum Zeitpunkt der Erhebung bzw. kurz danach geltenden Roten Listen des Anhang 111.

Im Durchschnitt der Tiergruppen waren 25 % der nachgewiesenen Arten in Roten Listen für Baden-Württemberg und 19 % in solchen für die Bundesrepublik Deutschland geführt. Die Individuen dieser Arten erreichten ebenfalls im Durchschnitt der Tiergruppen 14 % bzw. 15 % der insgesamt

registrierten Individuen. Besonders hohe Prozentanteile landesweit gefährdeter Arten wurden bei den Tagfaltern (37 %) und den Libellen der Fließgewässer (35 %) registriert, besonders wenige bei Nachtfaltern (9 %) und Schwebfliegen (9 %). Einen überdurchschnittlich hohen Anteil von Individuen gefährdeter Arten wiesen ebenfalls die Tagfalter (20 %) und vor allem die Libellen der Fließgewässer (42 %) sowie die makroskopisch sichtbare Tierwelt der Gewässerböden (19 %) auf. Im Hinblick auf die Präsenz gefährdeter Pflanzenarten stellt sich das Untersuchungsgebiet etwas anders dar. Die insgesamt 18 Vegetations-Untersuchungsflächen der Kahlschläge (K), Waldränder (WR), Hecken (H) und des Grünlandes (WIE, WEI, GBR) wiesen neben einigen schonungsbedürftigen Arten nur eine landes- und eine bundesweit gefährdete Art auf. Der Anteil gefährdeter Arten an der Flora dieser Flächen liegt damit weit unter 1 %, ihr durchschnittlicher Anteil an der Deckung der Vegetation ist noch erheblich niedriger. Auch bei der Orchideen-Kartierung (O) des gesamten Grünlandes wurden auf den einzelnen Flächen mit positiven Befunden nur zwischen einer bis maximal drei Arten registriert. Der Anteil gefährdeter Arten an der Flora dieser Flächen und deren Deckungsanteil bleibt damit ebenfalls relativ niedrig.

Das Untersuchungsgebiet ist damit aus der Sicht der stark vegetationskundlich und floristisch ausgerichteten selektiven Biotopkartierung von geringem Interesse, da sich seine Flora nicht durch zahlreiche gefährdete Arten hervorhebt und Biotoptypen oder Pflanzengesellschaften, denen ein hoher Anteil an gefährdeten Pflanzenarten zugeschrieben wird, weitgehend fehlen. Da sich der Nachweis von Tierarten im Rahmen der selektiven Biotopkartierung auf zufällige Beobachtungen beschränkt, wirkt die zumeist nicht bekannt werdende Präsenz gefährdeter Tierarten auch nicht als Impulsgeber für die Aufnahme von Flächen in die Kartierung. Dieses ist nur dann möglich, wenn für die selektive Biotopkartierung ausnahmsweise entsprechende Vorinformationen zur Verfügung stehen. Dieses war für das Untersuchungsgebiet nicht der Fall. Entsprechend werden in der Dokumentation der kartierten Biotope (SCHWANDER 1987) nur drei in landesweiten Roten Listen geführte Arten angeführt, von denen eine als gefährdet (*Dactylorhiza majalis*, Breitblättriges Knabenkraut) und zwei als potentiell gefährdet (*Bufo bufo*, Erdkröte, *Rana temporaria*, Grasfrosch) klassifiziert sind. Mit dem Breitblättrigen Knabenkraut wurde durch die selektive Biotopkartierung auch nur eine nach den Roten Listen für die Bundesrepublik Deutschland gefährdete Art nachgewiesen.

Durch bis zu drei Durchgänge der selektiven Biotopkartierung wurden demnach nur 1,6 % der landes- und 0,8 % der bundesweit gefährdeten Arten bekannt, die im Rahmen der Fallstudie für das Untersuchungsgebiet nachgewiesen wurden. Dieser Befund bliebe zunächst noch ohne Belang, wenn es der selektiven Biotopkartierung zumindest gelungen wäre, zwar nicht die Arten selbst, sondern zumindest ihre Lebensräume zu erfassen. Die gefährdeten Arten wurden jedoch fast ausnahmslos in Gebietsteilen nachgewiesen, die durch die selektive Biotopkartierung nicht erfaßt wurden. Dieses gilt z.B. für die Orchideen des Grünlandes, die Vögel der Wälder, Hecken- und Streuobstgebiete, die Insektenfauna der Waldränder und Hecken sowie für die Tierwelt der Fließgewässer. Dabei wurden einige Lebensräume von der selektiven Biotopkartierung im Untersuchungsgebiet generell nicht erfaßt, wie z.B. die Waldrandbereiche, die durchgewachsenen, eichenreichen Mittelwälder oder extensiv genutztes Grünland frischer Standorte. Bei anderen Biotoptypen, z.B. Buchenwäldern, Streuobstbeständen, Hecken, Feuchtwiesen, Still- und Fließgewässern blieb die Kartierung weitgehend unvollständig, d.h. es wurde nur ein kleiner bis sehr kleiner Teil der vorhandenen Lebensräume einbezogen. Eine zusätzlich Tragweite bekommt der niedrige Erfassungsgrad der selektiven Biotopkartierung im Untersuchungsgebiet noch

dadurch, daß weder die flächenmäßig ausgedehntesten noch die qualitativ hochwertigsten Ausprägungen dieser Biotoptypen erfaßt wurden. Dieses läßt sich am besten an denjenigen vertiefenden Untersuchungen zeigen, die alle Objekte des Untersuchungsgebietes umfaßten.

So wurden bei den Fließgewässern nur etwa 5,7 % der vorhandenen Gewässerlänge durch die selektive Biotopkartierung aufgenommen, wobei keine Nachweise von Libellenarten erfolgten. Nach der Fallstudie kommen an den von der selektiven Biotopkartierung erfaßten Gewässerabschnitten 6 von 17 Libellenarten der Fließgewässer des Untersuchungsgebietes vor. Darunter ist keine der drei Arten mit dem höchsten Gefährdungsstatus in Baden-Württemberg. Der Anteil der auf den kartierten Flächen erfaßten Individuen an der Gesamtindividuenzahl aller Fließgewässer des Untersuchungsgebietes beträgt nur 2,8 %, d.h. die Hälfte des Anteils an der Gewässerlänge. Die von der selektiven Kartierung erfaßten Gewässerteile sind also in dieser Hinsicht unterdurchschnittlich. An den einzelnen von der selektiven Biotopkartierung aufgenommenen Gewässerabschnitten kamen 0 - 3 Libellenarten mit Individuenzahlen von 0 - 7,5 je 100 m Lauflänge vor. Dagegen wurden an den besten Fließgewässerabschnitten des Untersuchungsgebietes 5 - 10 Arten mit 19 - 28 Individuen je 100 m Lauflänge registriert. Auch im Hinblick auf das Makrozoobenthon und insbesondere die Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfaunen der Fließgewässer wurden nicht die hochwertigsten Gewässerabschnitte erfaßt. Diese befinden sich im Bereich der Oberläufe mit bewaldetem Einzugsgebiet oberhalb der ersten Einleitungen aus Hofkläranlagen landwirtschaftlicher Betriebe. Obschon solche Gewässerteile fast 45 % des gesamten, noch bestehenden Fließgewässernetzes ausmachen, wurde keiner dieser Abschnitte von der selektiven Biotopkartierung erfaßt. Fast alle der betreffenden Gewässerabschnitte sind Laichhabitate des landesweit als stark gefährdet geltenden Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*), die von der selektiven Biotopkartierung damit ebenfalls nicht berücksichtigt wurden.

Von 46 Teichen und Tümpeln des Untersuchungsgebietes wurden 1 Teich (Nr. 7) und ein aus 4 Teichen bestehender Komplex (Nr. 6) durch die selektive Biotopkartierung direkt erfaßt. Daneben liegen ein weiterer Teich, 1 Tümpel in einem Wegeseitengraben sowie ein aus 3 Teichen bestehender Komplex in der kartierten Fläche Nr. 58. Diese Gewässer wurden von der Kartierung aber nicht beschrieben. Die mittlere Artenzahl an Libellen ist bei den erfaßten Flächen nur geringfügig höher (5 Arten) als im Durchschnitt aller Flächen (4 Arten). Allerdings wurde hier zufällig einer der an Libellen artenreichsten Stillgewässerkomplexe (Biotop Nr. 6) des Untersuchungsgebietes erfaßt. Das in Baden-Württemberg als stark gefährdet klassifizierte Kleine Granatauge (*Erythromma viridulum*) hatte bei den Fallstudienuntersuchungen hier ihr einziges Vorkommen im Untersuchungsgebiet. Weder von dem Vorkommen dieser Art noch von dem Vorkommen der übrigen Libellenarten hatte die selektive Biotopkartierung Kenntnis. Hinsichtlich ihrer Artenzahl an Froschlurchen und Reptilien entsprechen die von der selektiven Biotopkartierung erfaßten Teiche etwa dem Durchschnitt aller Gewässer des Untersuchungsgebietes. Da aber nur relativ wenige Gewässer kartiert wurden, ist hierdurch auch nur ein kleinerer Teil der Laichhabitate und Amphibienbestände erfaßt. Nach den im Rahmen der Fallstudie ausgezählten Laichballen des Grasfrosches (*Rana temporaria*) sind mit den drei kartierten Gewässerbereichen etwa 10 % des Bestandes dieser Art im Untersuchungsgebiet abgedeckt. Bezieht man auch die Stillgewässer ein, die zwar in der kartierten Fläche Nr. 58 liegen, für diese aber nicht beschrieben sind, erhöht sich der Anteil auf 21 %. Auch von den Lebensräumen anderer gefährdeter Amphibien- und Reptilienarten wurde der größere Teil bei der selektiven Biotopkartierung übersehen. So konnte die landes- wie bundesweit als stark gefährdet geltende Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) während

der Fallstudie in acht Gewässern nachgewiesen werden, von denen nur zwei im Rahmen der selektiven Biotopkartierung erfaßt wurden (Nr. 58). Die Stillgewässer wurden dabei aber Bachläufen mit Gehölzbeständen zugeordnet, d.h. von den Kartierern übersehen. Von den elf Gewässern, die regelmäßig von der bundes- und landesweit als gefährdet klassifizierten Ringelnatter (*Natrix natrix*) genutzt werden, wurden nur drei durch die Kartierung im Rahmen der selektiven Biotopkartierung abgedeckt (Nr. 6, 7, 58). Dabei wurden zwei Gewässerkomplexe direkt kartiert (Nr. 6, 7), ein weiterer liegt in einer kartierten Fläche (Nr. 58), wurden aber selbst bei der Kartierung nicht erfaßt. Die Vorkommen von Gelbbauchunke oder Ringelnatter an den Stillgewässern waren der selektiven Biotopkartierung nicht bekannt.

Bei der stark vegetationskundlich und floristisch ausgerichteten Vorgehensweise der Biotopkartierung könnte unter Umständen davon ausgegangen werden, daß der Erfassungsgrad für floristische Sippen besser ist als die Berücksichtigung von Tierarten. Bei der Fallstudie wurden durch die Kartierung der Orchideen im Grünland des Untersuchungsgebietes sechs Orchideenarten auf 27 Standorten mit einer Gesamtfläche von 11,7 ha identifiziert. Von diesen sechs Arten wurde nur *Dactylorhiza majalis* (Breitblättriges Knabenkraut) am Rand eines Teiches (Biotop Nr. 5) durch die selektive Kartierung nachgewiesen. Der Fundort konnte durch die Fallstudie nicht bzw. nicht mehr bestätigt werden. Auf zwei weiteren von der selektiven Biotopkartierung erfaßten Flächen (Biotope Nr. 58, 62) kam diese Art ebenfalls vor, ohne daß die amtliche Inventur hiervon Kenntnis erlangte. Nach den ausgezählten Individuen hat die selektive Biotopkartierung mit der Kartierung dieser beiden Flächen 7 % des Bestandes von *Dactylorhiza majalis* im Untersuchungsgebiet abgedeckt. Bezogen auf die Ergebnisse der Fallstudie wurden von der selektiven Biotopkartierung insgesamt 83 % der vorhandenen Orchideenarten und 95 % der ausgezählten Individuen übersehen.

Die Ergebnisse belegen deutlich, daß es der selektiven Biotopkartierung im Untersuchungsgebiet nicht gelungen ist, die Lebensräume gefährdeter Tier- und Pflanzenarten angemessen zu erfassen. Dieses gilt sowohl hinsichtlich eines direkten Nachweises dieser Arten, die in den Erhebungsformblättern und Kartieranleitungen immerhin vorgesehen ist, als auch hinsichtlich der Einbeziehung der von diesen Arten besiedelten Lebensräume in die Kartierung. Die Vorkommen dieser Arten finden damit weder Berücksichtigung in naturschutzfachlichen Planungen und Maßnahmen noch in denjenigen von Eingriffsdisziplinen oder im Landnutzungsmanagement.

Arten des Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, des Anhang II der Vogelschutz-Richtlinie, der Bundesartenschutzverordnung und des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg

In der Folge wird geprüft inwieweit Arten, für die neben dem Aspekt der Gefährdung ein anderweitiges Naturschutzinteresse besteht, nach der Fallstudie und nach der selektiven Biotopkartierung im Untersuchungsgebiet vertreten sind.

Anhang II der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992) bzw. Anhang I der Vogelschutzrichtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1979) nennen Arten gemeinschaftlichen Interesses, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Ziel ist dabei ein kohärentes Schutzgebietssystem in den Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaft mit dem Ziel, die in der Richtlinie angeführten Lebensräume und Arten langfristig zu sichern.

Anhang I der Bundesartenschutzverordnung listet die in der Bundesrepublik Deutschland gesetzlich

geschützten Arten. Für die in diesem Anhang als vom Aussterben bedroht klassifizierten Arten gilt dieser Schutz in besonderer Weise.

Für das Zielartenkonzept Baden-Württemberg (WALTER et al. 1999) wurden aus der gesamten Flora (ca. 15.000 Arten) und Fauna (30.000 – 37.500 Arten) rund 1.700 Zielarten ermittelt. Dabei wurden etwa 1.250 Landesarten mit landesweit höchster Schutzpriorität in allen besiedelten Naturräumen sowie rund 450 Naturraumarten unterschieden, denen eine besondere regionale Bedeutung zugesprochen wird. Bei den Landesarten wird zwischen solchen der Gruppe A und B unterschieden. Arten der Gruppe A werden als akut vom Aussterben bedroht eingeschätzt und erfordern Sofortmaßnahmen (Artenhilfsprogramme) zu ihrer Erhaltung, alle anderen Landesarten fallen in die Gruppe B. Die Naturraumarten haben unter landesweitem Blickwinkel meist erst die zweite Schutzpriorität, können aber in einzelnen Naturräumen besonders schutzbedürftig sein. Vor allem aus den Landesarten wurden etwa 300 zielorientierte Indikatorarten ausgewählt. Für diese Zielarten wurden Rahmenziele im Hinblick auf die Erhaltung und Entwicklung ihrer Populationen und die dazu erforderlichen Maßnahmen formuliert. Bei Erfüllung der definierten Ziele für die Zielartenkollektive soll die Funktionsfähigkeit der Landschaft im Hinblick auf die Erhaltung der biologischen Vielfalt gewährleistet sein.

Die nachfolgenden Arten sind einer oder mehreren der genannten Kategorien zuzuordnen. Die Arten sind nach Artengruppen und innerhalb derselben nach ihren wissenschaftlichen Namen alphabetisch sortiert. Die verwendeten Abkürzungen stehen dabei für die folgenden Zuordnungen:

- FFH Arten des Anhang II der FFH-Richtlinie
- VSR Arten des Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie
- BASV Vom Aussterben bedrohte Arten nach Anhang I der Bundesartenschutzverordnung
- ZAK L Landesarten nach dem Zielartenkonzept Baden-Württemberg
- ZAK LA Landesarten der Gruppe A nach dem Zielartenkonzept Baden-Württemberg
- ZAK LB Landesarten der Gruppe B nach dem Zielartenkonzept Baden-Württemberg
- ZAK N Naturraumarten nach dem Zielartenkonzept Baden-Württemberg
- ZAK ZOI Zielorientierte Indikatorarten nach dem Zielartenkonzept Baden-Württemberg
- Gefäßpflanzen:
Carex oederi (Grünsegge, ZAK N), *Centaurea cyanus* (Kornblume, ZAK N), *Centaureum erythraea* (Echtes Tausendgüldenkraut, ZAK N), *Dactylorhiza maculata* (Geflecktes Knabenkraut, BASV), *Dactylorhiza majalis* (Breitblättriges Knabenkraut, BASV, ZAK N), *Epipactis helleborine* (Breitblättrige Stendelwurz, BASV), *Genista germanica* (Deutscher Ginster, ZAK N), *Jasione montana* (Berg-Sandrapunzel, ZAK N), *Listera ovata* (Großes Zweiblatt, BASV), *Neottia nidus-avis* (Nestwurz, BASV), *Orchis mascula* (Stattliches Knabenkraut, BASV, ZAK N), *Orchis morio* (Kleines Knabenkraut, BASV, ZAK N), *Platanthera bifolia* (Weiße Waldhyazinthe, BASV, ZAK N), *Poa bulbosa* (Knolliges Rispengras, ZAK N), *Primula veris* (Arznei-Schlüsselblume, ZAK N)
- Säugetiere:
Neomys fodiens (Wasserspitzmaus, ZAK N)
- Vögel:
Alcedo atthis (Eisvogel, VSR, BASV, ZAK LB, ZOI), *Columba oenas* (Hohltaube, ZAK N), *Dendrocopos medius* (Mittelspecht, VSR, BASV, ZAK LB), *Dendrocopos minor* (Kleinspecht, ZAK N), *Dryocopus martius* (Schwarzspecht, VSR, BASV), *Emberiza calandra* (Grauammer, ZAK LB), *Jynx torquilla* (Wendehals, ZAK LB), *Lanius collurio* (Neuntöter, VSR, BASV, ZAK N), *Perdix perdix* (Rebhuhn, ZAK N, ZOI), *Phoenicurus phoenicurus* (Gartenrotschwanz, ZAK N), *Picus canus* (Grauspecht, VSR, BASV), *Picus viridis* (Grünspecht, ZAK N), *Scolopax rusticola* (Waldschnepfe, ZAK N), *Vanellus cristatus* (Kiebitz, ZAK N),
- Reptilien:
Natrix natrix (Ringelnatter, ZAK N)
- Amphibien:
Bombina variegata (Gelbbauchunke, FFH, BASV, ZAK N), *Salamandra salamandra* (Feuersalamander, ZAK N)
- Fische und Rundmäuler:

Lampetra planeri (Bachneunauge, FFH, ZAK N, ZOI), *Noemacheilus barbatulus* (Schmerle, ZAK N), *Salmo trutta f. fario* (Bachforelle, ZAK N)

- Schmetterlinge:

Apatura iris (Großer Schillerfalter, ZAK N), *Brintesia circe* (Weißer Waldportier, ZAK LA, ZOI), *Clossiana euphrosyne* (Frühester Perlmutterfalter, ZAK N), *Cupido minimus* (Winziger Bläuling, ZAK N), *Everes argiades* (Kurzschwänziger Bläuling, ZAK LB), *Fabriciana niobe* (Niobe-Perlmutterfalter, ZAK LB, ZOI), *Hesperia comma* (Kommalfalter, ZAK N), *Nymphalis antiopa* (Trauermantel, ZAK N)

- Wildbienen:

Andrena bucephala (ZAK LB, ZOI), *Andrena fulvago* (ZAK N), *Andrena fulvida* (ZAK LA), *Andrena hattorfiana* (ZAK N), *Andrena humilis* (ZAK N), *Andrena labialis* (ZAK N), *Andrena nana* (ZAK N), *Andrena pandellei* (ZAK N), *Andrena polita* (ZAK LA), *Andrena similis* (ZAK LB), *Bombus soroeensis* (ZAK N), *Ceratina callosa* (ZAK LB, ZOI), *Colletes similis* (ZAK N), *Dasypoda hirtipes* (ZAK N), *Dufourea dentiventris* (ZAK N), *Hylaeus difformis* (ZAK N), *Lasioglossum bluethgeni* (ZAK LB), *Lasioglossum costulatum* (ZAK N), *Lasioglossum laevigatum* (ZAK N), *Macropis labiata* (ZAK N), *Nomada errans* (ZAK LB), *Nomada pleurosticta* (ZAK LA), *Osmia fulviventris* (ZAK N), *Osmia parietina* (ZAK N), *Panurgus dentipes* (ZAK LB), *Trachusa byssina* (ZAK N), *Xylocopa violacea* (ZAK N)

- Käfer:

Amara montivaga (Kahnförmiger Kamelläufer, ZAK N), *Carabus intricatus* (Blauer Laufkäfer, ZAK LB, ZOI), *Carabus ulrichi* (Höckerstreifen-Laufkäfer, ZAK N), *Cychrus attenuatus* (Berg-Schauelläufer, ZAK N), *Licinus hoffmannseggi* (Berg-Stumpfzangenläufer, ZAK LB, ZOI), *Lucanus cervus* (Hirschkäfer, FFH), *Megopis scabricornis* (Körnerbock, BASV, ZAK L, ZOI), *Strangalia aurulenta* (Goldglänzender Schmalbock, ZAK L, ZOI)

- Heuschrecken:

Chorthippus mollis (Verkannter Grashüpfer, ZAK N), *Chorthippus vagans* (Steppengrashüpfer, ZAK N, ZOI), *Mecostethus grossus* (Sumpfschrecke, ZAK LB, ZOI), *Parapleurus alliaceus* (Lauschschrecke, ZAK N), *Stenobothrus lineatus* (Heidegrashüpfer, ZAK N), *Stenobothrus stigmaticus* (Schwarzfleckiger Grashüpfer, ZAK LA, ZOI)

- Libellen:

Aeshna grandis (Braune Mosaikjungfer, ZAK N), *Calopteryx virgo* (Blaugeflügelte Prachtlibelle, ZAK N), *Coenagrion mercuriale* (Helm-Azurjungfer, FFH, BASV, ZAK LB, ZOI), *Cordulegaster bidentata* (Gestreifte Quelljungfer, BASV, ZAK LB, ZOI), *Cordulegaster boltoni* (Zweiggestreifte Quelljungfer, ZAK N), *Erythromma viridulum* (Kleines Granatauge, ZAK N), *Onychogomphus forcipatus* (Kleine Zangenlibelle, ZAK LB, ZOI), *Orthemtrum coerulescens* (Kleiner Blaupfeil, ZAK LB), *Sympetrum pedemontanum* (Gebänderte Heidelibelle, ZAK LB, ZOI),

Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet im Rahmen der Fallstudie 4 Arten des Anhang II der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie, 5 Arten des Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie sowie 15 in der Bundesartenschutzverordnung als vom Aussterben bedroht gelistete Arten nachgewiesen. Bezogen auf die Kategorien des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg wurden insgesamt 27 Landes- und 60 Naturraumarten angetroffen. Bei den Landesarten sind 5 Arten in der Gruppe A und 20 Arten in der Gruppe B gelistet, 2 Landesarten sind keiner der beiden Gruppen zugeordnet. Von den Landes- und Naturraumarten sind 18 Arten als Zielorientierte Indikatorarten im Rahmen des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg definiert.

Bei der selektiven Biotopkartierung wurde von den oben genannten Arten nur das Breitblättrige Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis*) direkt erfaßt (Biotop Nr. 5). Einige weitere Arten bzw. Fundorte wurden jedoch durch die Fallstudie für die von der selektiven Biotopkartierung ausgewählten Flächen bekannt. So kam das Breitblättrige Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis*) auch in den kartierten Flächen Nr. 58 und 62 vor, beide Standorte machen aber nur etwa 7 % des Bestandes dieser Art im Untersuchungsgebiet aus. Neuntöter (*Lanius collurio*), Wendehals (*Jynx torquilla*) und Grünspecht (*Picus viridis*) beziehen in ihre Aktionsräume auch die Biotope Nr. 60 und 61 am Nordhang des Wildtales mit ein, werden auf dem nicht kartierten Südhang aber regelmäßiger und häufiger angetroffen. Die Ringelnatter (*Natrix natrix*) nutzt zwei der kartierten Stillgewässerbereiche (Nr. 6, Nr. 7) und kommt an einem weiteren Teichkomplex (Nr. 58) vor, der zwar in einer kartierten Fläche liegt, aber nicht von der selektiven Biotopkartierung entdeckt wurde. Neben diesen nutzt die

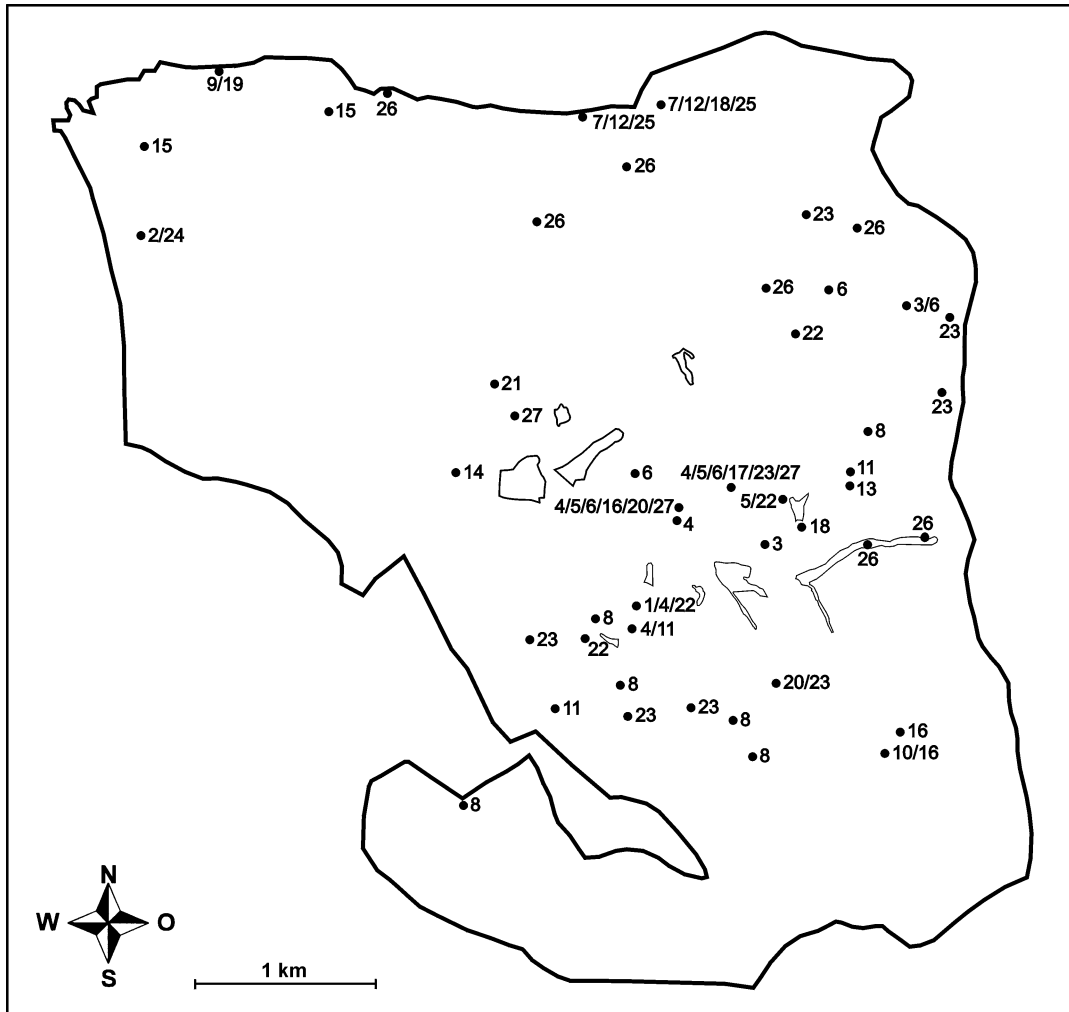
Ringelnatter acht weitere, nicht von der selektiven Biotopkartierung erfaßte Gewässer des Untersuchungsgebietes. Die Gelbbauchunke hat 2 von 8 Fundorten im Bereich des Biotops Nr. 58, die Stillgewässer wurden aber von der selektiven Biotopkartierung nicht beschrieben. Die Blaugeflügelte Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*) und die Gestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster boltoni*) wurden im Rahmen der Fallstudie ebenfalls für Biotop Nr. 58 nachgewiesen. Allerdings wurden dort nur 5 % bzw. 8 % der an den Gewässern registrierten Individuen dieser Arten nachgewiesen. Nur für das kleine Granatauge (*Erythromma viridulum*) wurde mit dem Stillgewässerkomplex Nr. 6 das einzige Vorkommen und damit der Schwerpunkt der Art im Untersuchungsgebiet erfaßt.

Da das Untersuchungsgebiet bei den vertiefenden Untersuchungen der Fallstudie nicht für alle Artengruppen gleichmäßig über die gesamte Fläche bearbeitet wurde, ist nicht auszuschließen, daß auf den von der selektiven Biotopkartierung erfaßten Flächen weitere der oben genannten Arten oder auch andere Arten, die diesen Kategorien zugerechnet werden können, vorkommen. Sicher ist aber, daß die bisherigen Fundorte dieser Arten im Untersuchungsgebiet mit Ausnahme der vorstehend diskutierten Arten nicht in den von der selektiven Biotopkartierung abgedeckten Flächen liegen. Die bisher bekannten Lebensräume wurden also in jedem Falle nur unzureichend von den amtlichen Inventuren berücksichtigt.

In Abb. 66 wird dieses noch einmal veranschaulicht. Neben den schwarz umrissenen Flächen, die von der selektiven Biotopkartierung erfaßt wurden, sind die Fundorte von zielorientierten Indikatorarten des Zielartenkonzeptes, von Arten nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie und von Arten nach Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie abgebildet. Wie deutlich zu erkennen, bilden die von der amtlichen Biotopkartierung erfaßten Flächen im Untersuchungsgebiet die Lebensräume dieser Arten nicht ab. Bei Einbeziehung aller Landes- und Naturraumarten des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg oder aller Rote-Liste-Arten in die Abbildung würde sich dieser Eindruck noch erheblich verschärfen.

In Abb. 67 wird die Effizienz der selektiven Biotopkartierung im Untersuchungsgebiet noch einmal in anderer Hinsicht überprüft. Abgetragen sind dort neben den schwarz umrissenen Flächen, die von der selektiven Biotopkartierung erfaßt wurden, die Verbreitungszentren von Bäumen mit Großhöhlen sowie die Fundorte von Zauneidechse (*Lacerta agilis*) und Ringelnatter (*Natrix natrix*). Bei den Verbreitungszentren der Höhlenbäume handelt es sich um alte Buchenbestände, die jeweils mehrere, meist räumlich benachbarte Bäume mit durch den Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) angelegten Höhlen enthalten. Diese werden zur Brut vom Schwarzspecht, von der Hohltaube (*Columba oenas*) und von anderen Arten genutzt, wobei die Belegung einer Höhle zum Teil von Jahr zu Jahr wechselt. Da sich die Verbreitungszentren der Höhlenbäume in den ältesten Beständen mit den für das Untersuchungsgebiet höchsten Anteilen an Alt-, Tot- und Faulholz befinden, ist zu erwarten, daß hier auch andere gefährdete Arten vorkommen können. Andererseits nähern sich diese Bestände ihrer wirtschaftlich bestimmten Umtriebszeit bzw. haben diese schon überschritten und sind aus diesem Grund akut durch den Holzeinschlag gefährdet. Wie aus Abb. 67 zu entnehmen ist, wurde keiner dieser Waldbestände durch die selektive Biotopkartierung berücksichtigt.

Bei den Fallstudienuntersuchungen war auch die Reptilienfauna des Gebietes Gegenstand von mehrjährigen Kartierungen. In Abb. 67 sind die hierdurch bekannt gewordenen Fundorte der Ringelnatter (*Natrix natrix*) und der Zauneidechse (*Lacerta agilis*) wiedergegeben.



ZIELORIENTIERTE INDIKATORARTEN DES ZIELARTENKONZEPTEES

- 1 *Andrena bucephala* (Wildbiene)
- 2 Bachneunauge
- 3 *Brintesia circe* (Tagfalter)
- 4 *Carabus intricatus* (Laufkäfer)
- 5 *Ceratina callosa* (Wildbiene)
- 6 *Chorthippus vagans* (Heuschrecke)
- 7 *Coenagrion mercuriale* (Libelle)
- 8 *Cordulegaster bidentata* (Libelle)
- 9 Eisvogel (Bruthabitat)
- 10 *Fabriciana niobe* (Tagfalter)
- 11 *Licinus hoffmannseggii* (Laufkäfer)
- 12 *Mecostethus grossus* (Heuschrecke)
- 13 *Megopis scabricornis* (Bockkäfer)
- 14 *Onychogomphus forcipatus* (Libelle)
- 15 Rebhuhn (Bruthabitat)
- 16 *Stenobothrus stigmaticus* (Heuschrecke)
- 17 *Strangalia aurulenta* (Bockkäfer)
- 18 *Sympetrum pedemontanum* (Libelle)

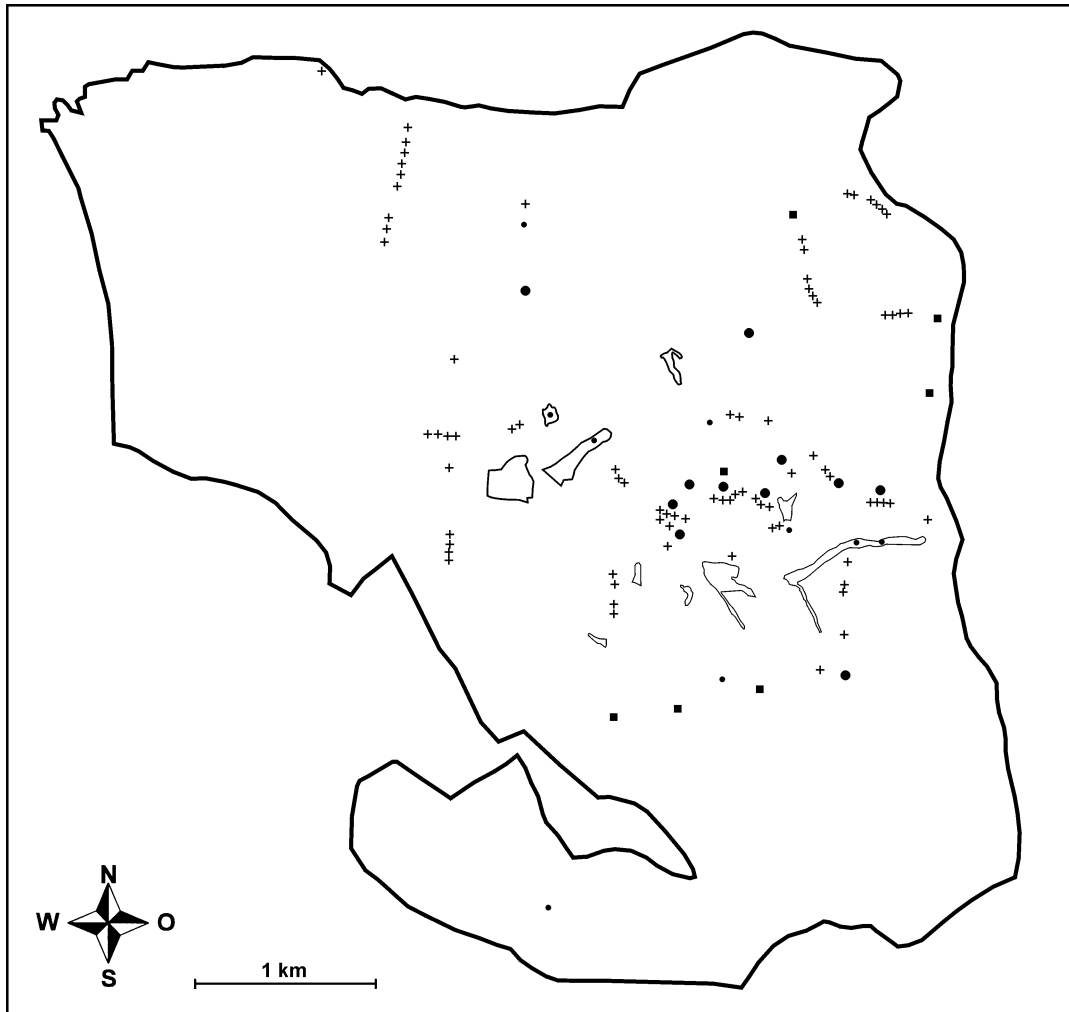
ARTEN AUS ANHANG I DER VOGELSCHUTZ-RICHTLINIE DER EU

- 19 Eisvogel (Bruthabitat)
- 20 Grauspecht (Bruthabitat)
- 21 Mittelspecht (Bruthabitat)
- 22 Neuntöter (Bruthabitat)
- 23 Schwarzspecht (Bruthabitat)

ARTEN AUS ANHANG II DER FAUNA-FLORA-HABITAT-RICHTLINIE DER EU

- 24 Bachneunauge
- 25 *Coenagrion mercuriale* (Libelle)
- 26 Gelbbauchunke
- 27 *Lucanus cervus* (Hirschkäfer)

Abb. 66: Nachweise Zielorientierter Indikatorarten des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg sowie von in Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie und Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie geführten Arten im Vergleich zu den von der amtlichen Biotopkartierung erfaßten Flächen



GROSSHÖHLENBRÜTER

- Verbreitungszentren der Höhlenbäume

GEHÄUFTE BEOBACHTUNGSFLÄCHEN VON RINGELNATTERN

- Kleine und mittelgroße Individuen unter ca. 50 cm Länge
- Große Individuen über ca. 50 cm Länge, meist deutlich größer

VERBREITUNG DER ZAUNEIDECHSE

(nach maximaler Anzahl gleichzeitig beobachteter Individuen im Frühjahr)

- + 1
- ++ 2 - 5
- +++ 6 - 10
- ++++ 10 - 20
- +++++ 20 - 50
- ++++++ über 50

Abb. 67: Brutverbreitung der Großhöhlenbrüter sowie der Verbreitung von Zauneidechse und Ringelnatter im Vergleich zu den von der amtlichen Biotopkartierung erfaßten Flächen

Für die Ringelnatter, bei der in der Regel Nachweise von Einzeltieren vorlagen, wurde dabei nach zwei Größenklassen unterschieden, für die Zauneidechse ist die Anzahl der maximal gleichzeitig am Fundort ausgezählten Individuen angegeben. Hintergrund der Darstellung ist die Vermutung, daß sich in den warm-trockenen Lebensräumen der beiden wärmeliebenden Reptilienarten auch überproportional viele gefährdete Arten finden. Dieses gilt insbesondere für die Lebensräume der Zauneidechse, die für ihre Eientwicklung auf sonnige, vegetationsarme oder -schütterere Standorte ohne regelmäßigen Bodenumbruch angewiesen ist. Entsprechende Hinweise ergeben sich aus den Untersuchungen der Waldränder und Hecken:

Dort wiesen Untersuchungsflächen mit mehr nachgewiesenen Reptilienarten bzw. mit mehr

gefangenen Individuen in den Bodenfallen auch höhere Artenzahlen gefährdeter Arten (Korrelationskoeffizienten 0,7, 0,6), insbesondere gefährdeter Tierarten (0,7, 0,7) auf. Zu den gefährdeten Pflanzenarten war diese Zusammenhänge weniger eng (0,3, 0,3). Zwischen der Artenzahl durch Fallenfang und Sichtbeobachtung nachgewiesener Reptilien und der Anzahl gefangener Reptilienindividuen besteht ein enger Zusammenhang (0,8). Auf den vier Untersuchungsflächen ohne Reptilienvorkommen (WR5, WR6, WR7A, WR8) wurden im Mittel 13 gefährdete Tier- und Pflanzenarten nachgewiesen, an den Waldrändern und Hecken mit Reptilienvorkommen durchschnittlich 30 Arten.

Fundorte der Ringelnatter konzentrieren sich einerseits auf Stillgewässer, dort wurden vor allem kleinere Individuen beobachtet. Ältere und größere Individuen dieser Art nutzten vor allem südexponierte Waldrand- und Waldbereiche. Die Zauneidechse ist ebenfalls entlang der süd-, zum Teil auch der westexponierten Waldränder des Untersuchungsgebietes verbreitet, wenn sich diese durch breitere, schütterere Säume und vor allem offene Bodenstellen auf den Wegeböschungen auszeichnen. Ein Fundort findet sich auch auf einem südexponierten Streifenkahlschlag, der in jedem Jahr mit 20 m Breite weiter voranschreitet. Aufgrund der Trockenheit und Nährstoffarmut des Standortes entwickelt sich die Schlagvegetation nur langsam, so daß umfangreiche vegetationsarme Stellen für die Art zu Verfügung stehen. Auch dieser Fundort zeichnet sich durch das Vorkommen von stark gefährdeten Insektenarten aus, wie dem Steppengrashüpfer (*Chorthippus vagans*) und dem Weißen Waldportier (*Brintesia circe*). Weitere individuenstarke Fundorte liegen an den Schotterkörpern der Bahntrasse, wenn diese von krautiger Ruderalvegetation oder von Brombeergebüschen bewachsen sind und nicht durch vorgelagerte Gehölzstreifen überschattet werden. Auf ähnlichen Ruderalstandorten des Stadtgebietes Freiburg wurden zahlreiche gefährdete Insektenarten nachgewiesen (KLATT 1988).

Wie aus Abb. 67 ersichtlich werden die Fundorte von Zauneidechse und Ringelnatter im Untersuchungsgebiet nur sehr schlecht durch die von der selektiven Biotopkartierung erfaßten Flächen repräsentiert. Nur die Nachweise jüngerer Ringelnattern an Stillgewässern fallen mit Flächen kartierter Biotope zusammen.

Es kann bei der finanziellen Ausstattung und den Zeit- und Flächenvorgaben einer landesweiten selektive Biotopkartierung natürlich nicht erwartet werden, daß gefährdete Arten systematisch und sicher erfaßt werden. Allerdings müssen dann auch im Vorkommen bestimmter Arten begründete Wertzuweisungen an die kartierten Flächen unterbleiben, wie sie z.B. aufgrund seltener oder gefährdeter Sippen regelmäßig erfolgen. Andererseits wäre es auch einer selektiven Biotopkartierung bei einer entsprechenden Ausgestaltung der Kartieranleitung durchaus möglich, Lebensräume, Biotoptypen oder auch spezifische Qualitäten von Biotoptypen zu identifizieren, die für ein überdurchschnittliches Vorkommen von gefährdeten Arten oder anderen Arten von Naturschutzinteresse stehen. Hierzu gibt der verbesserte Kartierschlüssel und die entsprechenden Auswertungen in dieser Fallstudie viele Hinweise. Dieses gilt auch für die gezeigten statistischen Beziehungen zwischen biologischen Parametern wie den Artenzahlen oder der Anzahl gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Eigenschaften der untersuchten Flächen.

Vorinformationen aus anderen Quellen, z.B. aus den floristischen und faunistischen Kartierungen der Artenerhebungsprogramme, könnten bei entsprechender Datenqualität, -dichte und -verfügbarkeit ebenfalls die Effizienz der selektiven Biotopkartierung im Hinblick auf die Erfassung der Lebensräumen gefährdeter Arten verbessern. Für das Untersuchungsgebiet ist jedoch aufgrund der Ergebnisse der selektiven Kartierung zu vermuten, daß derartige Informationen entweder nicht

vorlagen oder nicht für die Kartierung aufbereitet wurden. Es ist jedenfalls nicht zu erkennen, daß entsprechende Kenntnisse bei der Objektauswahl der selektiven Biotopkartierung eingeflossen oder in Naturschutzmaßnahmen umgesetzt worden sind.

3.5.2 Informationsstand der Artenerhebungsprogramme im Hinblick auf die im Rahmen dieser Untersuchung belegten Arten für das Untersuchungsgebiet

Wie im letzten Kapitel diskutiert, könnten Biotopkartierungen effizienter sein, wenn sie auf Vorinformationen zum Beispiel zu den Vorkommen gefährdeter Arten zurückgreifen könnten. Hierzu wären möglicherweise entsprechende Auswertungen der floristischen und faunistischen Kartierungen der Artenerhebungsprogramme geeignet. Voraussetzung für deren Verwendung ist aber, daß die Daten punktgenau, zeitnah und mit hinreichender Dichte und Qualität vorliegen. Je nach Attraktivität einer Pflanzen- oder Tiergruppe für die zumeist ehrenamtlichen Kartierer in diesen Programmen ist ein unterschiedlicher Informationsstand zu erwarten, d.h. für die Gefäßpflanzen werden bessere Daten vorliegen als für Moose oder Flechten, für Vögel und Amphibien bessere als für viele Insektengruppen. Am Beispiel der Orchideen, der Vögel, der Reptilien und Amphibien sowie der Tagfalter, Wildbienen und Heuschrecken wird der Frage nachgegangen, wie gut der Informationsstand der Artenerhebungsprogramme für das Untersuchungsgebiet ist. Die Auswahl resultiert unter anderem daraus, daß für Baden-Württemberg nicht für alle Artengruppen vollständige Verbreitungsatlanen als Ergebnis der Artenerhebungsprogramme vorliegen. Hier werden zudem nur solche Kartenwerke berücksichtigt, die bereits abgeschlossen waren, bevor den Programmen Daten aus den Ergebnissen der Fallstudie zufließen konnten.

Orchideen

Eine sehr intensive floristische Erhebung liegt mit der Arbeit von REINEKE (1983) für den Orchideenbestand des Großraumes Freiburg vor. Diese hatte das Ziel, die Präsenz und Dichte der Orchideenarten für ein 3.150 km² großes Gebiet in einem zwölfjährigen Kartierzeitraum abzuschätzen. Befundeinheiten der Kartierung waren Quadranten mit einer Seitenlänge von 250 m. Die Kartendarstellung erfolgt auf dem Gauß-Krüger-Raster mit 1 km Seitenlänge. 14 Quadranten lagen vollständig und 19 teilweise im Untersuchungsgebiet Gundelfingen-Reutebachtal-Wildtal-Heuweiler. Nach den Ergebnissen der Fallstudie entfallen von dem von REINEKE (1983) ausgezählten Bestand an Orchideen im 549 km² großen, von ihm bearbeiteten Teil des Mittleren Schwarzwaldes die folgenden Prozentsätze sicher auf das Untersuchungsgebiet (3,3 % der Fläche): *Dactylorhiza majalis* 5,9 %, *Dactylorhiza maculata* 5,8 %, *Orchis morio* 1,4 %, *Listera ovata* 0,67 %, *Orchis mascula* 0,05 %, *Platanthera bifolia* 0,70 %, *Epipactis helleborine* 1,90 %, *Neottia nidus-avis* 2,47 %. Der Vergleich zwischen den Kartiererergebnissen von REINEKE (1983) für das Untersuchungsgebiet und den Ergebnissen der Orchideenkartierung dieser Fallstudie fällt für die einzelnen Arten des Grünlandes wie folgt aus:

Dactylorhiza majalis wurde von REINEKE (1983) in drei Quadranten belegt, die vollständig im Untersuchungsgebiet der Fallstudie liegen, sowie in vier Quadranten, die sich nur zum Teil auf das Gebiet erstrecken. Von den erstgenannten drei Quadranten wurden zwei durch die Fallstudie bestätigt, aus dem dritten ist die Art aufgrund von Grünlandintensivierung mit Sicherheit verschwunden. Von den vier Quadranten, die nur zum Teil im Untersuchungsgebiet liegen, konnte die Art aktuell nur aus einem belegt werden. Bei den drei anderen können die Wuchsorte außerhalb des Untersuchungsgebietes gelegen haben oder sind verschwunden. Aktuell konnte die Art jedoch in vier Quadranten angetroffen werden, in denen sie bei der Kartierung von REINEKE (1983) nicht

erfaßt wurde. Der Erfassungsgrad der Kartierung von REINEKE (1983) bezogen auf die Individuen dieser Art beträgt nach den Zählungen dieser Fallstudie für das Untersuchungsgebiet maximal 35 %. Dabei wurde unterstellt, daß in den Quadranten mit positiven Befunden zu einer Art auch alle Vorkommen von REINEKE (1983) erfaßt wurden.

Dactylorhiza maculata konnte für einen Quadranten aktuell wieder belegt werden, für einen anderen Quadranten, der nur teilweise im Untersuchungsgebiet lag jedoch nicht. Auch hier könnte der alte Fundort außerhalb des Untersuchungsgebietes gelegen haben. Zwei aktuelle Vorkommen in Quadranten des Untersuchungsgebietes finden sich jedoch nicht bei REINEKE (1983). Der Erfassungsgrad der Kartierung von REINEKE (1983) beträgt für das Untersuchungsgebiet bezogen auf den Anteil an den Individuen nach den Zählungen dieser Fallstudie maximal 77 %.

Orchis morio ist aus drei Quadranten von REINEKE (1983) mit Sicherheit aufgrund von Grünlandintensivierung verschwunden. Die Art konnte durch die Fallstudie aber für zwei Quadranten belegt werden, in denen sie von REINEKE (1983) nicht kartiert wurde. Der Erfassungsgrad von REINEKE (1983) für *Orchis morio* liegt bezogen auf die Fundorte zum Zeitpunkt der Fallstudie deshalb bei null Prozent der ausgezählten Individuen des Untersuchungsgebietes.

Orchis mascula wurde von REINEKE (1983) nicht für das Gebiet belegt, jedoch für einen Quadranten durch die Fallstudie mit 3 Individuen nachgewiesen. Auch *Platanthera bifolia* wird von REINEKE (1983) nicht für das Untersuchungsgebiet genannt, wurde aber durch die Fallstudie in einem Quadranten erfaßt. Für beide Arten liegt der Erfassungsgrad durch die Kartierung von REINEKE (1983) ebenfalls bei Null.

Listera ovata wurde von REINEKE (1983) in einem Quadranten belegt, der vollständig im Untersuchungsgebiet liegt sowie in drei Quadranten, von denen sich jeweils nur ein Teil bis in das Untersuchungsgebiet erstreckt. In dem erstgenannten Quadranten wurde die Art nicht mehr im Rahmen der Fallstudie angetroffen. Auch hier könnte eine plausible Ursache in der Grünlandintensivierung, im Grünlandumbruch und in der Entwässerung liegen. Bei den anderen Quadranten wurde die Art noch in einem angetroffen, die Fundorte nach REINEKE (1983) können bei den beiden anderen aber auch außerhalb des Untersuchungsgebietes gelegen haben. In zwei Quadranten, für die von REINEKE (1983) kein Nachweis vorliegt, wurde *Listera ovata* bei den Orchideenkartierungen der Fallstudie ebenfalls angetroffen. Bezogen auf die durch die Fallstudie ausgezählten Individuen der Art im Untersuchungsgebiet liegt ihr Erfassungsgrad durch REINEKE (1983) bei maximal 50 %.

Von den 27 Orchideen-Fundorten im Grünland des Untersuchungsgebietes wurden die folgenden mit Sicherheit bei der Kartierung durch REINEKE (1983) übersehen: O1, O2, O3, O4, O5, O6, O7, O10; O11, O12, O13, O14, O15, O16, O17, O18. Dabei liegen die Fundorte O1 bis O7, O10 bis O16 sowie O17 und O18 in relativ enger räumlicher Nachbarschaft. Im von REINEKE (1983) übersehenen Schobbachtal fanden sich während der Fallstudie 4 Orchideenarten in den Wiesen, die 41 % der Individuen der im Grünland des Untersuchungsgebietes vorkommenden Orchideenarten stellen. Dieses Gebiet weist damit die höchste Individuenzahl des Untersuchungsgebietes auf. Das auch von REINEKE (1983) erfaßte Reutebachtal erreicht nur einen Anteil von 35 %. Von der durch die Orchideenkartierung des Grünlandes ermittelten Individuenzahl aller Orchideenarten und Standorte sind durch die Quadranten mit Präsenz dieser Arten bei REINEKE (1983) nur 45 % abgedeckt. Die quantitative Übersehensrate liegt damit noch bei 55 %, obschon die Kartierung im Vergleich zu Artenerhebungsprogrammen für noch größere

Befundeinheiten wie Bundesländer oder die Bundesrepublik Deutschland außerordentlich intensiv und zeitaufwendig war. Zwei der sechs während der Fallstudie nachgewiesenen Orchideenarten im Grünland waren durch die Kartierung von REINEKE (1983) überhaupt nicht für das Untersuchungsgebiet belegt. Ihre Präsenz beschränkte sich allerdings auch auf sehr wenige Individuen und ist damit möglicherweise sowohl wenig dauerhaft als auch leicht zu übersehen.

Bei der quantitativen Abschätzung der Orchideenbestände für die von ihm untersuchten Naturräume trägt REINEKE (1983) der zu erwartenden Übersehensrate seiner Kartierung durch artspezifische Korrekturfaktoren Rechnung. Dieses ändert jedoch nichts daran, daß die Informationen zur Präsenz der Arten nur für einen Teil der Fundorte zur Verfügung stehen und damit für die Flächen ohne Nachweis im Rahmen seiner Erhebung auch nicht in nachgelagerte Kartierungen oder Planungen einfließen können.

Vögel

HÖLZINGER (1987b) gibt die Verbreitung der in Baden-Württemberg gefährdeten Vogelarten auf der Basis von Vierteln des Meßtischblattes 1:25.000 (35 km²) an. Betrachtet wird hier der südwestliche Quadrant des Blattes 7913, in dem sich der Großteil des Untersuchungsgebietes befindet. Berücksichtigt sind nur diejenigen Vogelarten, die in diesem Quadranten angetroffen wurden. Durch die Untersuchungen zur Vogelfauna wurden ca. 10 % des gesamten Untersuchungsgebietes abgedeckt. Von den nach HÖLZINGER (1987b) regelmäßig in diesem Quadranten brütenden gefährdeten 12 Vogelarten wurden drei Arten nicht durch die Fallstudie nachgewiesen. Möglicherweise brüten diese Arten in Teilen des Quadranten, die nicht zum untersuchten Gebiet oder nicht zu den Untersuchungsflächen gehören. Vier Arten, für die nach HÖLZINGER (1987b) ein Brutverdacht für den Quadranten besteht, konnten durch die Fallstudie ebenfalls nicht sicher bestätigt werden. Auch vier ehemalige Brutvögel in diesem Quadranten wurden im Rahmen der vogelfaunistischen Untersuchungen nicht wieder angetroffen. Durch die Fallstudie konnten allerdings 6 gefährdete Vogelarten als Brutvögel für den Quadranten nachgewiesen werden, die in HÖLZINGER (1987b) nicht aufgeführt sind: Sperber (*Accipiter nisus*), Habicht (*Accipiter gentilis*), Rebhuhn (*Perdix perdix*), Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*), Eisvogel (*Alcedo atthis*) und Wasseramsel (*Cinclus cinclus*).

Reptilien

Die Verbreitung der Reptilien wurde von BAUER (1987) dargelegt. Bezugseinheiten der Kartierung sind dabei wieder Viertel des Meßtischblattes 1:25.000 (35 km²). Von den vier während der Fallstudie nachgewiesenen Reptilienarten war noch keine für den Quadranten bekannt, in dem das Untersuchungsgebiet etwa zwei Drittel der Fläche einnimmt (Blatt 7913, Südwest). Hierunter sind eine bundesweit und landesweit als gefährdet geführte Art (*Natrix natrix*, Ringelnatter), eine nur bundesweit als gefährdet geltende Art (*Lacerta agilis*, Zauneidechse) sowie eine nur für Baden-Württemberg als potentiell gefährdet klassifizierte Art (*Anguis fragilis*, Blindschleiche). Die Verbreitung von Ringelnatter und Zauneidechse im Untersuchungsgebiet sind in Abb. 67 wiedergegeben. Dabei wurde die erste Art an 20, die zweite an 31 Fundorten angetroffen. Bei der Zauneidechse fanden sich dabei auch zum Teil relativ individuenstarke Vorkommen. Zwei der Zauneidechsen-Vorkommen im Untersuchungsgebiet entfallen dabei auf den Quadranten Nordwest (Blatt 7913). Die Art ist aber auch aus diesem Quadranten nicht bekannt (BAUER 1987). Die schwierig zu kartierende Blindschleiche ist durch zufällige Beobachtungen von 10 Fundorten bekannt.

Amphibien

Die Darstellung der Verbreitung von Arten dieser Tiergruppe erfolgte ebenfalls in BAUER (1987) auf der Basis von Viertelmeßtischblattquadranten (35 km²). Von den bei ihm für den Hauptquadranten (Blatt 7913, Südwest) des Untersuchungsgebietes angegebenen 8 Arten wurden 3 im Rahmen der Fallstudie nicht angetroffen (Laubfrosch, Wasserfrosch, Geburtshelferkröte). Die in diesem Quadranten im Untersuchungsgebiet an fünf Gewässern brütende Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), die bundes- wie landesweit als stark gefährdet gilt, ist in BAUER (1987) nicht für diesen bekannt. Von den während der Fallstudie angetroffenen sechs Amphibienarten waren im Verbreitungsatlas damit fünf Arten nachgewiesen. Die Belege stammen dabei für 4 Arten aus dem Zeitraum nach und für 1 Art aus dem Zeitraum vor 1970.

Tagfalter

Die Verbreitung der Tagfalter in Baden-Württemberg wurde von EBERT & RENNWALD (1991a, b) ebenfalls auf der Basis von Viertelmeßtischblattquadranten dargestellt. Alle Untersuchungsflächen zur Tagfalterfauna lagen im Quadranten Südwest des Blattes 7913. Von den nach EBERT & RENNWALD (1991a, b) bisher für den 35 km² großen Quadranten bekannten 47 Arten wurden 30 (64 %) auf insgesamt etwa 0,01 km² im Rahmen der faunistischen Untersuchungen an Waldrändern und Hecken sowie auf einem Kahlschlag wieder angetroffen. Gleichzeitig wurden bei diesen Untersuchungen 8 Arten nachgewiesen, die bisher noch nicht für diesen Quadranten bekannt waren. Hierunter waren auch zwei in Baden-Württemberg als gefährdet geltende Arten (*Cupido minimus*, *Hesperia comma*) sowie zwei Arten der Vorwarnstufe (*Pyrgus malvae*, *Colias hyale*). Bei den 47 im Verbreitungsatlas für den Quadranten des Untersuchungsgebietes geführten Arten stammen 17 % der Nachweise aus der Zeit vor 1900, 28 % aus der Zeit zwischen 1901 und 1950, 9 % aus dem Zeitraum 1951 bis 1970 und 45 % von nach 1970.

Von insgesamt 38 im Untersuchungsgebiet an den Waldrändern und Hecken sowie auf einem Kahlschlag nachgewiesenen Tagfalterarten waren damit 21 % noch gar nicht für diesen Quadranten erfaßt. Für 11 % der Arten stammen die Belege von vor 1900, für 21 % aus dem Zeitraum zwischen 1901 und 1950, für 8 % aus der Zeit zwischen 1951 und 1970 und nur für 39 % aus der Zeit nach 1970. Für insgesamt 61 % der in der Fallstudie angetroffenen Tagfalterarten lag demnach aus dem Artenerhebungsprogramm entweder kein oder ein sehr zeitferner, historischer Präsenzbefund vor.

Wildbienen

In WESTRICH (1989b) sind für die meisten Wildbienenarten Baden-Württembergs Verbreitungskarten wiedergegeben. Bezugsquadranten dieser Rasterkarten sind aber nicht Meßtischblattviertel von 35 km² sondern UTM-Quadranten von 100 km². Die Grenze zwischen zwei Quadranten verläuft durch das Untersuchungsgebiet. Bezugsquadrat für die nachfolgenden Aussagen ist der UTM-Quadrant, in dem die Untersuchungsflächen der Wildbienenfauna (Wildtal) lagen. Für Baden-Württemberg liegen nur für 74 % aller Quadranten überhaupt Fundmeldungen der bearbeiteten Wildbienenarten vor (WESTRICH 1989b). Hierin zeigt sich schon der im Vergleich zu anderen Artengruppen noch wesentlich niedrigere faunistische Erfassungsgrad dieser Tiergruppe. Bei den bearbeiteten Quadranten schwankt die Artenzahl zwischen 1 bis über 250 Arten, diese extreme Spannweite ist vor allem auf die regional schwankende Erfassungsintensität zurückzuführen (WESTRICH 1989b).

Für den 100 km² großen UTM-Quadranten auf den auch die 8 untersuchten Waldränder und die

beiden Hecken entfielen waren nach den Karten im Verbreitungsatlas (WESTRICH 1989b) insgesamt 127 Wildbienenarten (ohne Hummeln und Schmarotzerhummeln) bekannt. Dabei stammen 94 % der Nachweise aus der Zeit vor 1960 sowie jeweils 3 % aus den Zeiträumen von 1961 bis 1974 und ab 1975. Auf den durch die Fallstudie untersuchten Flächen von ca. 0,01 km² Fläche wurden 61 dieser Arten (48 %) erneut nachgewiesen. Für diese Arten verteilen sich die Nachweise in WESTRICH (1989b) wie folgt auf die Zeiträume: Vor 1960 92 %, 1961 bis 1974 2 %, ab 1975 5 %.

Von den 119 durch die Fallstudie für das Wildtal belegten Wildbienenarten liegen damit für 61 Arten (51 %) bereits Angaben für ihr Vorkommen im entsprechenden UTM-Quadranten vor. Für 13 Arten (11 %, vor allem Hummeln und Schmarotzerhummeln) sind im Verbreitungsatlas keine Karten wiedergegeben. Für 45 im Wildtal nachgewiesene Wildbienenarten (38 %) bestanden laut der Karten in WESTRICH (1989b) bisher keine Kenntnisse über ihr Vorkommen in dem 100 km² großen UTM-Quadranten. Von diesen 45 Arten sind 2 landesweit als vom Aussterben bedroht, 2 als stark gefährdet, 9 als gefährdet und 2 als potentiell gefährdet eingestuft. Unter den durch die Fallstudie erstmals nachgewiesenen Arten sind auch solche, für die erst sehr wenige Funde für die 405 UTM-Quadranten in Baden-Württemberg vorliegen. Beispiele hierfür sind *Nomada errans*, die vor der Fallstudie nur aus 2 UTM-Quadranten bekannt war, oder *Lasioglossum bluethgeni* mit bisher 3 UTM-Feldern.

Zusammenfassend betrachtet liegen nur für 3 von 119 im Rahmen der Fallstudie nachgewiesenen Wildbienenarten Belege aus der Zeit ab 1975 im Verbreitungsatlas vor. Von diesen 119 Arten gelten 36 als in Baden-Württemberg gefährdet. Für keine dieser Arten bestehen Informationen zum Vorkommen im entsprechenden UTM-Feld aus dem Zeitraum ab 1975. 41 % der gefährdeten Arten wurden vor der Fallstudie sogar noch nie für diesen UTM-Quadranten belegt.

Heuschrecken

Die Verbreitung der Heuschrecken Baden-Württembergs wird in DETZEL (1989, 1991) auf der Basis von Meßtischblatt-Quadranten (140 km²) wiedergegeben. Durch die Untersuchungen der Fallstudie auf insgesamt ca. 0,01 km² Fläche konnten 21 Heuschreckenarten nachgewiesen werden. Weitere 5 Arten wurden durch Zufallsbeobachtungen während der Fallstudie belegt: *Acheta domesticus*, *Grylotalpa grylotalpa*, *Gryllus campestris*, *Mecostethus grossus* (stark gefährdet) und *Nemobius sylvestris*. Von den insgesamt 25 Arten ohne das in Gebäuden lebende Heimchen (*Acheta domesticus*) waren 18 (72 %) in den Verbreitungskarten von DETZEL (1989, 1991) schon für den 140 km² großen Quadranten belegt, für 7 Arten (28 %) Arten bestand noch kein Nachweis. Jüngere Funde aus der Zeit nach 1980 waren nur für 5 Arten (18 %) vorhanden.

Von den 8 landesweit gefährdeten Heuschreckenarten fehlen für 4 Arten (50 %) Nachweise in den Verbreitungskarten von DETZEL (1989, 1991). Für die vier dort bekannten gefährdeten Arten stammt der jüngste Nachweis für 1 Art aus der Zeit vor 1970, für zwei Arten aus dem Zeitraum von 1970 bis 1970 und nur für 1 Art aus der Zeit seit 1980. Für die drei während der Fallstudie erfaßten Arten mit der Kategorie stark gefährdet wurden zwei Arten noch nie für den Quadranten nachgewiesen, für die dritte Art stammt der letzte Beleg aus der Zeit vor 1970.

In DETZEL (1998) sind bereits Daten zur Verbreitung von Heuschrecken aus den Untersuchungen dieser Fallstudie eingeflossen. Dort sind aus diesem Grund alle 26 Arten dokumentiert sowie weitere 23 Arten, für die ebenfalls Belege aus dem südwestlichen Viertel des Meßtischblattes 7913 vorlagen.

Informationsstand der floristischen und faunistischen Kartierungen

Die Beispiele dieser Artengruppen geben Hinweise in verschiedener Richtung. Ersten ist die Qualität der Ergebnisse der Artenerhebungsprogramme von Artengruppe zu Artengruppe in Abhängigkeit von der Verfügbarkeit der Bearbeiter sehr unterschiedlich. Zweitens ist der Informationsstand der floristischen und faunistischen Kartierungen bezüglich der Verbreitung von Arten räumlich unvollkommen. Drittens liegen viele Informationen zur Verbreitung von Arten nur wenig zeitnah vor. Viertens würden sich die Aspekte der räumlichen Unvollkommenheit und der geringen Zeitnähe noch verstärken, wenn eine entsprechende Beurteilungen nicht für Raster von 35, 100 oder 140 km² sondern punktgenau und parzellenscharf vorgenommen würden.

Gute räumliche Durchdringung durch eine vergleichbare und hohe Kartierintensität, zeitnahe Nachweise und eine hohe räumliche Präzision bei der Fundortidentifizierung und -dokumentation wären aber Voraussetzung dafür, Verbreitungsinformationen zu Arten als einen wesentlichen Impulsgeber bei der Auswahl zu kartierender Flächen zum Beispiel im Rahmen einer selektiven Biotopkartierung einzusetzen. Die Datenbestände der bisherigen Inventuren scheinen diesen Ansprüchen nur begrenzt gerecht zu werden. Dieses zeigt sich zum Beispiel auch, wenn die vorhandenen Verbreitungsinformationen zu gefährdeten Arten landesweit zusammengetragen werden. So wurde von der Arbeitsgruppe Artenschutz Thüringen ein Arbeitsatlas der Verbreitung gefährdeter Tierarten Thüringens erstellt, an dem mehr als 400 Mitarbeiter beteiligt waren (GÖRNER 1994). Bezugseinheit sind dabei Quadranten von 1 km² Fläche. Einbezogen wurden 80.474 Daten aus den Jahren 1985 bis 1992. Die sich hieraus ergebende mittlere Fundortdichte gefährdeter Arten beträgt 5 Arten je km² Landesfläche. Bei einem von GÖRNER (1994) dargestellten Meßtischblatt schwankt die Fundortdichte gefährdeter Arten zwischen 0 und 24 je km². Demgegenüber beträgt nach den im Rahmen der Fallstudie erhobenen Daten die mittlere Fundortdichte bundesweit gefährdeter Arten im Untersuchungsgebiet 26 je km², die landesweit gefährdeter Arten sogar 38 je km². Einzelne Quadranten erreichen dabei maximale Fundortdichten landesweit gefährdeter Arten von mehr als 80 je km². Räumlich wurden die Fundorte dabei auf die in der flächendeckenden Biotopkartierung differenzierten Einheiten bezogen. Hierbei ist zu beachten, daß bereits um ein mehrfaches höheren Fundortdichten für das Untersuchungsgebiet ermittelt wurden, obschon nur geringe Flächenanteile des Untersuchungsgebietes und nur wenige Tiergruppen über sehr kurze Zeiträume faunistisch inventarisiert wurden. Würden die Untersuchungen mehr Flächen oder mehr Artengruppen einbeziehen, würden sich die Unterschiede wahrscheinlich noch erheblich vergrößern.

Die nach Artengruppen, räumlicher Durchdringung und zeitlichem Bezug sehr heterogene Untersuchungsintensität der vorhandenen Artenerhebungsprogramme lassen es wenig sinnvoll erscheinen, aus diesen stammende Verbreitungsinformationen zu Arten generell zu einem wichtigen Selektionskriterium bei der Flächenauswahl von zu kartierenden Gebieten einer Naturschutzinventur zu machen. Da bisherige Biotopkartierungen - von wenigen Ausnahmen abgesehen - aber auch keine objektiven und reliablen Informationen zur Artenausstattung ihrer Gebiete erheben, können artbezogene wertgebende Kriterien für den Flächenvergleich nicht verwendet werden. Der Artenreichtum oder die Präsenz gefährdeter, seltener oder aus anderen Gründen für den Naturschutz interessanter Arten scheiden damit als maßgebliche vergleichende Parameter für die Objektauswahl einer selektiven Biotopkartierung oder für die Reihung der erfaßten Objekte im Hinblick auf Schutzprioritäten aus. Verbesserungen dieser Situation sind nur möglich, wenn floristische und faunistische Untersuchungen zu einem systematischen Bestandteil

von Biotopkartierungen gemacht und hierfür adäquate methodische Ansätze entwickelt werden. Die notwendige Verbesserung von Quantität (räumlicher Durchdringungsgrad, Aktualität) und Qualität (Art der Befunde, Tiefe der Bearbeitung, Umgang mit Unsicherheiten) der für einzelne Arten erhobenen Daten macht dabei im Vergleich zu den Artenerhebungsprogrammen eine drastische Einschränkung der einbezogenen Artengruppen bzw. Arten erforderlich. Dieses gilt auch, wenn sich die materiellen Voraussetzungen für Naturschutzinventuren erheblich erweitern würden.

4 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen: Ansätze zur Optimierung von Naturschutzinventuren und Forschungsbedarf

Mit Naturschutzinventuren werden in dieser Arbeit Erhebungen beschrieben, die das Ziel verfolgen, Informationen für Entscheidungen im Arten- und Biotopschutz zu erfassen und aufzubereiten. Aus dem breiteren gesetzlichen Zielkatalog des Naturschutzes werden durch diese Inventuren nur die Teilziele abgedeckt, die sich auf die Erhaltung der Arten und ihrer Lebensräume erstrecken. Andere Teilziele erfordern auch andere Verfahren der Informationsgewinnung, die hier nicht behandelt werden.

Im theoretischen Teil der Arbeit wird versucht, den Informationsbedarf des Naturschutzes zu formulieren, die rechtlichen und materiellen Rahmenbedingungen für Naturschutzinventuren darzustellen und die vorhandenen Inventuransätze in der Bundesrepublik Deutschland kritisch zu diskutieren.

Zur Entscheidungsvorbereitung müssen Naturschutzinventuren zwei unterschiedliche Kategorien von Daten liefern. Eine Art von Informationen zielt dabei auf den qualitativen Vergleich von Objekten oder Flächen ab, eine andere auf die Formulierung von quantitativen Flächenerfordernissen.

Bei Flächenvergleichen werden räumlich festgelegte Objekte aufgrund der erhobenen Informationen nach Prioritäten geordnet. Anwendungsbereiche hierfür sind zum Beispiel die Auswahl von Flächen für Schutzgebiete oder Biotoppflegeprogramme, die Festlegung von in der Landschafts- und Raumplanung besonders zu berücksichtigenden Bereichen, die Standortwahl für Eingriffsvorhaben oder die Auswahl von Ausgleichs- bzw. Ersatzflächen bei Eingriffen. Ein Flächenvergleich kann unterschiedliche Aspekte berühren, beispielsweise die Biodiversität der zu vergleichenden Flächen, die Artenzusammensetzung, das Vorkommen gefährdeter Arten oder die Habitatqualität für ausgewählte Arten. Für die Festlegung der einzubeziehenden Parameter und die Methoden zu ihrer Erhebung sind Konventionen erforderlich.

Flächenvergleiche beantworten vor allem Fragen nach der Art der mehr oder weniger prioritären Objekte, nicht aber nach ihrem erforderlichen Umfang. Hierzu ist über einen Flächenvergleich hinaus der Flächenbedarf zu formulieren. Flächenerfordernisse werden häufig in Form von Konventionen festgelegt. Beispiele hierfür sind die Sicherung eines bestimmten Flächenanteils eines Bezugsraumes als Schutzgebiet oder die Sicherung der jeweils fünf flächengrößten Objekte ausgewählter Vegetationstypen in einer Region. Dabei bleibt zunächst offen, inwieweit diese Maßnahmen die Überlebensfähigkeit von Populationen der in den betreffenden Gebieten bzw. im gesamten Bezugsraum vorkommenden Arten sicherstellen oder nicht. Ein anderer Ansatz zur Festlegung des Flächenbedarfes des Arten- und Biotopschutzes ist die Orientierung am Flächenanspruch von mit bestimmter Wahrscheinlichkeit über einen definierten Zeitraum überlebensfähigen Populationen ausgewählter Arten. Auch dieses Vorgehen erfordert Konventionen hinsichtlich der Auswahl der Arten sowie der Festlegung der zu fordernden

Überlebenswahrscheinlichkeiten und -zeiträume. Bei einer strategischen Auswahl von im Hinblick auf bestimmte Naturschutzprobleme sensitiven Arten mit großen Flächenansprüchen lassen sich jedoch aussagefähige Argumente für einen umfangreichen Schutz oder ein umfangreiches Management von Flächen ableiten, von dem auch viele andere Arten profitieren können.

Angesichts der auch in der Bundesrepublik Deutschland beträchtlichen Zahl von mehr als 80.000 Arten müssen die im Rahmen von Inventuren zu erhebenden Informationen zwangsläufig sehr stark eingegrenzt werden. Dieses gilt unabhängig ob die Informationen dem Flächenvergleich oder der Festlegung von Flächenerfordernissen dienen sollen. Die über Konventionen erfolgende Auswahl und Festlegung der zu erhebenden Informationen sollte sich strategisch an den Entscheidungen orientieren, die aufgrund der aus den Inventuren gewonnenen Daten getroffen werden sollen.

Die rechtlichen Ansprüche an die Datenverfügbarkeit und die Informationsdichte für Entscheidungen im Arten- und Biotopschutz steigen durch Änderungen oder Neuregelungen im nationalen und internationalen Naturschutzrecht beständig an. Beispiele hierfür sind die FFH-Richtlinie der Europäischen Union, die Veränderungen im gesetzlichen Pauschalschutz bestimmter Biotoptypen und die Verankerung der Ökologischen Umweltbeobachtung im BNatSchG und den entsprechenden Landesgesetzen. Dabei bestehen schon heute teilweise Ansprüche an ein Informationsniveau, das durch die Daten der bisher durchgeführten Inventuren nicht im Ansatz befriedigt werden kann.

Den hohen inhaltlichen und rechtlichen Ansprüchen an Naturschutzinventuren steht eine bescheidene materielle und personelle Ausstattung vor allem der großräumigen Inventuren gegenüber. Diese führt dazu, daß sich Informationen zur Ausstattung der Bundesländer mit Biotoptypen entweder auf ausgewählte Biotoptypen beschränken (selektive Biotopkartierungen) oder nur vergleichsweise wenige Biotoptypen mit relativ hohen Unsicherheiten in der Ansprache unterscheiden (flächendeckende Biotopkartierungen aus Luftbildern). Großräumige Erhebungen zu den Vorkommen und zu der Verbreitung von Arten basieren fast alle auf Informationen, die durch ehrenamtliche Bearbeiter über längere Zeiträume erhoben wurden. Die Daten sind bei großen Unterschieden zwischen den Artengruppen häufig wenig aktuell und beruhen auf uneinheitlichen Erhebungsintensitäten in den Befundeinheiten.

Für das Gesamtgebiet der Bundesrepublik Deutschland besteht zusammengefaßt weder eine einheitliche, zeitnahe und detaillierte Übersicht zur Ausstattung mit Biotoptypen noch ein aktueller, räumlich vollständiger Überblick zur Verbreitung vieler Arten. Informationen zur Populationsgröße von Arten in der Bundesrepublik Deutschland und deren Verteilung auf Teilpopulationen liegen von wenigen Ausnahmen abgesehen nur als sehr grobe Schätzungen oder überhaupt nicht vor. Die skizzierten Defizite bestehen sowohl bezogen auf die Gesamtfläche als auch bezüglich der Vorrangflächen des Naturschutzes (Schutzgebiete).

Die bestehenden Inventuren zielen zudem ausschließlich auf die Identifizierung von Flächen mit bestimmten Qualitäten oder auf die Erfassung von Merkmalen für einen Flächenvergleich ab. Dabei lassen sich die folgenden Ansätze unterscheiden:

Fernerkundungsbasierte Inventuren können vergleichsweise kostengünstig flächendeckende Informationen zur Ausstattung der Bearbeitungsräume mit Nutzungs- oder Biotoptypen liefern. Es bestehen aber je nach Verfahren unterschiedliche Probleme hinsichtlich der räumlichen Auflösung, der Differenzierungstiefe im Hinblick auf die unterscheidbaren Einheiten, der Sicherheit in der Klassifizierung dieser Einheiten sowie bezogen auf relevante Objekte oder Objekteigenschaften, die über Fernerkundung nicht oder nicht sicher angesprochen werden können. Luftbilder und

Orthophotos sind für alle terrestrischen Naturschutzinventuren jedoch unverzichtbare und hocheffiziente Hilfsmittel für die Orientierung sowie die Differenzierung und Abgrenzung von Flächeneinheiten. Möglicherweise werden sie zukünftig durch die erst seit kurzem kommerziell verfügbaren hochauflösenden Satellitendaten abgelöst.

Selektive Biotopkartierungen bilden nur die ausgewählten, zu erhebenden Biotoptypen ab. Sie liefern damit keine flächendeckenden Informationen zur Biotoptypenausstattung der Bearbeitungsräume und sind wenig flexibel hinsichtlich wechselnder oder neuer Anforderungen. Darüber hinaus bestehen auch Probleme hinsichtlich der räumlichen Durchdringung und damit der Vollständigkeit der Erfassung zu erhebender Einheiten sowie mit der Aufnahme von floristischen oder faunistischen Sachverhalten. Auf eine Berücksichtigung von Arten im Rahmen der Erhebungen sind die Verfahren methodisch und zeitlich nicht ausgelegt. Entsprechende Befunde bleiben mehr oder wenig zufällig und sind für einen Objektvergleich nicht geeignet, auch wenn die Kartieranleitungen ein diesbezügliches Vorgehen zum Teil verlangen.

Flächendeckende terrestrische Biotopkartierungen liefern Befunde für das gesamte Bearbeitungsgebiet und unterliegen nicht den Einschränkungen reiner Fernerkundungsinventuren. Sie erlauben eine sehr hohe Differenzierung zu unterscheidender Einheiten, sind sicherer in der Ansprache der Einheiten und können auch im Satelliten- oder Luftbild nicht erkennbare Objekte oder Objekteigenschaften erfassen. Die flächendeckende Datenverfügbarkeit ermöglicht vielseitige und anpassungsfähige Auswertungen. Es werden nicht nur einzelne selektierte Objekte, sondern die gesamte Landschaftsmatrix hinsichtlich ihrer Biotoptypen und Nutzung bekannt. Wiederholungsinventuren lassen in der Zeitreihe das Raum-Zeit-System der Biotop- und Nutzungstypen erkennen und erlauben entsprechende Flächenbilanzen.

Repräsentative Biotopkartierungen gehen über die Ansprache von Biotoptypen nach der Geländemorphologie, dem Standort, der Nutzung sowie der Vegetationszusammensetzung und -struktur hinaus und erheben auf ausgewählten Probeflächen vertiefende Informationen zum Beispiel zu ausgewählten Tier- und Pflanzengruppen. Repräsentative Kartierungen markieren damit den Übergang von biotoptypenbezogenen Inventuren, zu solchen, bei denen die Erfassung von Pflanzen- und Tierarten im Mittelpunkt steht. Wenn die statistischen Voraussetzungen hinsichtlich der erforderlichen Anzahl und der Zufallsauswahl der Probeflächen erfüllt sind, lassen sich zum Beispiel Biotoptypen oder ihre Ausprägungen hinsichtlich ihrer Biodiversität, der Präsenz gefährdeter Arten oder ihrer Habitatqualität für ausgewählte Arten unterscheiden. Bisher sind solche vertiefenden Untersuchungen kein Bestandteil großräumiger Naturschutzinventuren.

Arterhebungsprogramme sollen den Biotopkartierungen Fundortdaten zu Pflanzen- und Tierarten zuliefern. Die Arterhebungsprogramme erstrecken sich jeweils auf eine bestimmte Artengruppe und erheben die Verbreitung der zugehörigen Arten in größeren Bezugsräumen. Ein Problem dieser Programme liegt darin, gleichzeitig für viele Arten aktuelle Informationen über sehr große Gebiete mit vergleichbarer Intensität und Qualität erheben zu müssen. Hierzu sind die von ehrenamtlichen Kartierern getragenen Arterhebungsprogramme in der Bundesrepublik – bei großen Unterschieden des Bearbeitungsstandes zwischen den verschiedenen Gruppen – nicht in der Lage.

Datenintensive Erhebungen im Hinblick auf die Formulierung von Flächenerfordernissen für überlebensfähige Populationen ausgewählter Arten sind bisher nicht Gegenstand großräumiger Naturschutzinventuren.

Die selektiven Biotopkartierungen und die Arterhebungsprogramme der Bundesländer sind bis

heute die einzigen großräumigen Inventuren und Informationsinstrumente der Naturschutzpraxis in der Bundesrepublik Deutschland.

Im Rahmen einer Fallstudie wurde geprüft, welcher Informationsstand von diesen beiden Instrumenten erreicht wird und welche Aussagen mit anderen Inventuransätzen erreicht werden können. Die Fallstudie wurde am Beispiel von drei Gemarkungen der Schwarzwald-Tieflagen (Gundelfingen, Reutebachtal, Wildtal, Heuweiler) mit einer Gesamtfläche von 1.830 ha durchgeführt. Für einige vergleichende Untersuchungen wurden ein Teil einer höher gelegenen Gemarkung (Yach) einbezogen, der sich durch vergleichsweise großflächige Reste von Weidfeldern und Niederwäldern auszeichnet. Die Fallstudie umfaßte eine detailreiche flächendeckende terrestrische Biotopkartierung auf der Basis von Orthophotos und Deutscher Grundkarte im Maßstab 1:5.000 (1988 - 1994), eine Dokumentation des Landnutzungswandels von Ende des 18. Jahrhunderts bis 1994 sowie eine Reihe vertiefender Untersuchungen zur Flora und vor allem Fauna ausgewählter Untersuchungsflächen. Dabei wurden die folgenden Artengruppen bearbeitet:

- Orchideen im Grünland (434 ha) an insgesamt 27 Fundorten (12 ha) über drei Jahre (1989 - 1991)
- Vögel auf 67 Probeflächen (170 ha), davon 5 in Yach (entweder 1989 oder 1990), Außenaufnahmen zusammen mit COCH
- Gefäßpflanzen, Vögel, Sandlaufkäfer und Laufkäfer, Bockkäfer, Heuschrecken, Wildbienen, Schwebfliegen, Schmetterlinge an 8 Waldrand- und 2 Heckenkomplexen, davon 2 Waldrandkomplexe in Yach (1990), Erfassung und Determination der Heuschrecken, Wildbienen und Schwebfliegen durch LANGNER, der Schmetterlinge durch COCH, Außenaufnahmen der Vögel zusammen mit COCH (HONDONG et al. 1992, 1993). Bezogen auf die Heuschrecken wurden 1989 bereits 1 Waldrand sowie 1 Kahlschlag, 1 Weihnachtsbaumkultur und 6 Flächen im Wirtschaftsgrünland von LANGNER untersucht (LANGNER 1990).
- Libellen, Reptilien und Amphibien an 89 Fließgewässerabschnitten (38 km) und 27 Stillgewässern über drei Jahre (1989 - 1991)
- Makroskopisch sichtbare Tierwelt des Gewässerbodens an 16 Fließgewässerprobestellen (entweder 1989 oder 1990), Erfassung und Determination durch CLAUSNER und STOLPER (CLAUSNER 1990, STOLPER 1992)

Die an den verschiedenen Artengruppen durchgeführten Untersuchungen waren auf einen Vergleich von Untersuchungsflächen, Biotoptypen oder deren Ausprägungen ausgelegt. Sie liefern Informationen über einen begrenzten räumlichen und zeitlichen Ausschnitt der Biodiversität des Untersuchungsgebietes. Inventuren zur Ableitung von Flächenerfordernissen des Naturschutzes, z.B. auf der Basis des Flächenbedarfs von Populationen mit definierten Überlebenswahrscheinlichkeiten in festgelegten Überlebenszeiträumen, waren nicht Gegenstand der Untersuchung.

Die flächendeckende Biotopkartierung in der angewendeten Form erlaubt in der Verbindung mit standörtlichen Bezügen und der Analyse des Landnutzungswandels eine detaillierte Dokumentation der Biotoptypenausstattung und der Nutzung des Untersuchungsgebietes in Raum und Zeit, wobei für das Untersuchungsgebiet insgesamt 3.470 Befundeinheiten unterschieden und dokumentiert wurden. Aufgrund der Ablage aller Objektinformationen in einer Datenbank sind vielfältige und flexible Abfragen von Merkmalen oder Merkmalskombinationen möglich. Diese können sich auf den Biotoptyp oder bestimmte Ausprägungen desselben, auf aktuelle

Nutzungsmerkmale, die Nutzungsgeschichte, auf standörtliche Merkmale und Flächengrößen der Objekte beziehen. Für Biotoptypengruppen wurden zentrale Problemfelder aus Naturschutzsicht formuliert und durch entsprechende Datenbankabfragen für das Untersuchungsgebiet quantifiziert. Durch Abfragen von naturschutzrelevanten Merkmalskombinationen wurde demonstriert, daß sich der Flächenanteil der merkmalsstragenden Befundeinheiten an der Fläche einer Biotoptypengruppe bei sukzessiver Einbeziehung zusätzlicher Merkmale sehr rasch reduziert. Die flächendeckende Kartierung verschafft Zugang zu der gesamten Matrix an Biotypen des bearbeiteten Raumes einschließlich ihrer Standorte und ihrer Nutzungsgeschichte. So lassen sich Objekte auch für vertiefende Untersuchungen zu Artengruppen oder Arten nach den jeweils relevanten Kriterien selektieren, räumlich identifizieren und ggfs. auch in Gruppen stratifizieren.

Im Rahmen der vertiefenden Untersuchungen der Fallstudie wurden über 100.000 Tierindividuen beobachtet oder gefangen, von denen ca. 2/5 bis zur Art bestimmt wurden. Insgesamt konnten dabei über 750 Tierarten nachgewiesen werden. Im Hauptuntersuchungsgebiet Gundelfingen - Reutebachtal - Wildtal - Heuweiler wurden 132 Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen der Bundesrepublik Deutschland und 178 Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen Baden-Württembergs erfaßt, darunter auch solche hoher Gefährdungskategorien.

Zum Vergleich der Artenbestände der Untersuchungsflächen wurde ein umfangreicher Parameterset verwendet. Dabei wurde auch untersucht, inwieweit die einzelnen Parameter zueinander in Beziehung stehen. Die zentralen Aussagen aller Parameter können demnach häufig bereits durch die alleinige Verwendung der Artenzahl, der Anzahl gefährdeter Arten, der Stetigkeit der Arten und der Artenidentitäten zwischen den Untersuchungsflächen abgedeckt werden. Da hierfür nur die Präsenz der Arten bekannt sein muß, könnte so auch auf die Einbeziehung der oft schwierig zu erhebenden oder zu beurteilenden quantitativen Anteile der einzelnen Arten am Artenbestand verzichtet werden.

Die statistischen Beziehungen zwischen den Artenzahlen bzw. der Anzahl gefährdeter Arten und standörtlich-strukturellen Merkmalen der Untersuchungsflächen wurden durch die Interpretation der signifikanten Korrelationskoeffizienten diskutiert. Zum Ähnlichkeitsvergleich der Artenbestände der Untersuchungsflächen wurden paarweise Arten- und Dominantenidentitäten berechnet, in einer Matrix abgelegt und nach einer Clusteranalyse als Ähnlichkeitsgruppierung aller Untersuchungsflächen im Dendrogramm dargestellt. Viele der so erhaltenen Ähnlichkeitsgruppierungen waren aufgrund standörtlich-struktureller Eigenschaften der Untersuchungsflächen plausibel. Eine dritte Verknüpfung zwischen Merkmalen der Untersuchungsflächen und den untersuchten Artengruppen wurde vorgenommen, indem die Anteile von Arten mit bestimmten biologischen Eigenschaften oder ökologischen Ansprüchen an den Artenbeständen der Untersuchungsflächen verglichen wurden. Die problematische Zuordnung von Arteigenschaften aufgrund von Literaturangaben wird dabei diskutiert.

Die Untersuchung mehrerer Artengruppen an den gleichen Objekten führte nie zu völlig identischen Ergebnissen, zum Teil treten auch widersprüchliche Befunde auf. Die Wechselwirkungen zwischen der Auswahl an zu bearbeitenden Artengruppen oder Arten und den zu erwartenden Ergebnissen müssen bei einer Inventurplanung deshalb bewußt berücksichtigt werden. Stehen hinter widersprüchlichen Ergebnissen innerfachliche Zielkonflikte können die entsprechenden Teilziele nur räumlich separiert verfolgt werden.

Die mehrjährigen Untersuchungen haben gezeigt, daß die in den einzelnen Untersuchungsjahren gewonnenen Ergebnisse in vielen Fällen nicht völlig und zum Teil sogar nur wenig übereinstimmen.

Ursachen hierfür können unter anderem in der Biologie der Arten, in methodischen Unzulänglichkeiten und vor allem auch in kurzzeitigen Veränderungen von Standort oder Struktur der Untersuchungsflächen liegen. Auch dieses Problem einer unter Umständen hohen zeitlichen Variabilität von Ergebnissen müßte in der Inventurplanung seinen Niederschlag finden.

Die Artenzahlen und die Anzahl gefährdeter Arten der untersuchten Gruppen variieren je nach Ausprägung der untersuchten Biotoptypen. Es wurde geprüft, inwieweit die Ergebnisse der Fallstudie Vorerfahrungen entsprechen, wie sie in Zielformulierungen und Handlungsanleitungen des Naturschutzes niedergelegt sind. Das vorliegende Erfahrungswissen läßt sich dabei von seinen prinzipiellen Aussagen her häufig bestätigen. Es liegt aber zumeist nicht in Form von Grenz- oder Schwellenwerten vor und trifft keine Regelungen zum Umgang mit Merkmalskombinationen wie zum Beispiel durch eine Reihung der Merkmale nach Prioritäten. Unter örtlichen Bedingungen können jedoch auch Faktorenkonstellationen vorliegen, bei denen die aus Vorerfahrungen abgeleiteten Aussagen nicht mehr in Bezug auf alle Merkmale stimmig sind. Es erscheint deshalb losgelöst vom zusätzlichen Wissenserwerb aus zwei Gründen sinnvoll, vorliegendes Erfahrungswissen im Rahmen von Inventuren zu überprüfen. Erstens müssen die relevanten Faktoren soweit quantifiziert werden, daß sie für den Schutz oder das Management im Bearbeitungsraum handhabbar werden. Zweitens müssen die spezifischen Konstellationen vor Ort, die dazu führen, daß die Aussagen zu einzelnen Faktoren unschlüssig sind, analysiert und berücksichtigt werden.

Die Ergebnisse der Fallstudie wurden mit dem Informationsstand verglichen, der für das Gebiet aus den amtlichen selektiven Biotopkartierungen und aus einigen floristischen und faunistischen Kartierungen (Artenerhebungsprogramme) zu Beginn der eigenen Untersuchungen vorlag. Als Kriterien für den Vergleich wurde der Entdeckungsgrad der folgenden Objekte herangezogen:

- Gefährdete Biotoptypen
- Lebensräume nach Anhang I der FFH-Richtlinie
- Gesetzlich pauschal geschützte Biotoptypen
- Gefährdete Arten und ihre Lebensräume
- Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie und ihre Lebensräume
- Arten nach Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie und ihre Lebensräume
- Vom Aussterben bedrohte und besonders geschützte Arten nach der Bundesartenschutzverordnung und ihre Lebensräume
- Naturraumarten, Landesarten und Zielorientierte Indikatorarten nach dem Zielartenkonzept für Baden-Württemberg und ihre Lebensräume

Dabei konnte gezeigt werden, daß die in drei Durchgängen im Untersuchungsgebiet durchgeführte selektive Biotopkartierung im Hinblick auf alle verwendeten Kriterien nur einen äußerst marginalen Entdeckungsgrad aufwies. Für das Untersuchungsgebiet erscheint sie in keiner Weise geeignet, die Belange des Arten- und Biotopschutzes adäquat in Planungsvorhaben naturschutzfachlicher oder anderer Art einzubringen.

Für einige Gruppen wurde überprüft, ob die im Untersuchungsgebiet angetroffenen Arten bereits in den Verbreitungsatlanten der Artenerhebungsprogramme geführt werden. Bei großen Unterschieden zwischen den untersuchten Gruppen stellt sich die Situation insgesamt so dar, daß für ca. 1/3 der Arten bisher noch kein Nachweis für den entsprechenden Quadranten vorlag. Die Größe der Befundeinheiten der Verbreitungsatlantenteile schwankt dabei zwischen 35 und 140 km², liegt also erheblich über der Größe des Untersuchungsgebietes. Für die meisten der bereits vor der

Fallstudie für das Untersuchungsgebiet bekannten Arten liegt der letzte Nachweis länger als 10 Jahre vor Beginn der Fallstudie zurück. Sowohl aufgrund der lückenhaften Dokumentation als auch der wenig zeitnahen Befunde sind die Daten aus Artenerhebungsprogrammen als Impulsgeber zum Beispiel für die Flächenauswahl einer selektiven Biotopkartierung im Untersuchungsgebiet wenig geeignet.

Ansätze zur inhaltlichen Optimierung von Naturschutzinventuren ergeben sich sowohl aus den skizzierten Defiziten der bisherigen Inventuren als auch aus der theoretischen Diskussion und der Anwendung alternativer Ansätze im Rahmen der Fallstudie.

Flächendeckende, terrestrische Biotopkartierungen erlauben die genaueste Ansprache von Biotoptypen und Nutzungssituation der Bezugsgebiete. Bei entsprechendem Aufbau sind sie flexibel in der Auswertung und anpassungsfähig an neue Erfordernisse. Sie bieten eine hohe inhaltliche Auflösung bei sehr guter räumlicher Durchdringung und vergleichsweise hoher Sicherheit in der Klassifizierung. Hinsichtlich ihrer Durchführung sollten alle technischen Möglichkeiten zu einer Effizienzsteigerung genutzt werden, wie zum Beispiel der Einsatz von mobilen Datenerfassungsgeräten mit Geographischen Informationssystemen, die eine Integration von Karten, Orthophotos, Satellitennavigation und Datenbanken schon während der Kartierung im Gelände erlauben. Eine bundesweit einheitlicher Datenschlüssel mit einer entsprechenden Datenbankstruktur sowie die Führung der kartographischen Informationen unter einem einheitlichen System würde dabei eine Zusammenführung von Kartierungen auch aus unterschiedlichen Stichjahren erheblich erleichtern. Durch Wiederholungsuntersuchungen in einem definierten Abstand würde sich der zeitliche und räumliche Wechsel in der Biotoptypenausstattung parzellenscharf und flächendeckend abbilden lassen (Biotopmonitoring).

Stichprobentheoretisch abgesicherte, repräsentative Untersuchungen zur Flora und Fauna von Biotoptypen(komplexen) bilden Muster der räumlichen Verteilung von Biodiversität und des Vorkommens von Arten von Naturschutzinteresse ab. Daneben ermöglichen sie die Überprüfung und Weiterentwicklung des Erfahrungswissens, das sich unter anderem auch in den bei Biotopkartierungen zu erhebenden Merkmalen niederschlägt. In der Zeitachse sollten die Untersuchungen konzeptionell dazu geeignet sein, Veränderungen der Biodiversität oder naturschutzrelevanter Teilaspekte für die betreffenden Biotoptypen(komplexe) und den Gesamttraum wiederzugeben (Artengruppenmonitoring).

Die Ermittlung von Flächenqualitäten und Flächengrößen für überlebensfähige Populationen von Tier- und Pflanzenarten sind bisher nicht Gegenstand von großräumigen Naturschutzinventuren. Da Inventuren neben Informationen für Flächenvergleiche aber auch solche zur Formulierung von quantitativen Flächenerfordernissen liefern sollten, erscheint die Einbeziehung entsprechender Aspekte in die Informationserhebung und -aufbereitung des Arten- und Biotopschutzes besonders dringlich. Untersuchungen an im Hinblick auf Naturschutzprobleme sensitiven Arten mit hohen Flächenansprüchen könnten besonders effiziente Argumente liefern, da vom Schutz und dem Management ihrer Lebensräume auch viele andere Arten mit ähnlichem Problemdruck aber kleineren Flächenansprüchen profitieren könnten. In der Zeitachse sollten die Inventuren in der Lage sein, den Zustand der Populationen der ausgewählten Arten abzubilden (Populationsmonitoring).

Forschungsbedarf wird im Hinblick auf Naturschutzinventuren vor allem auf folgenden Feldern gesehen:

- Fallstudien in weiteren Gebieten mit dem Ziel, den Informationsstand der bestehenden

Naturschutzinventuren zu überprüfen, wünschenswert wäre eine Anzahl an Fallstudien, die statistisch abgesicherte repräsentative Urteile über die Aussagefähigkeit der bestehenden Inventuren erlaubt

- Interdependenzen zwischen Naturschutzzielen, daraus abgeleiteten Strategien und deren spezifischem Informationsbedarf
- Entscheidungsanalysen mit dem Ziel, die zugrundeliegenden Informationen hinsichtlich ihres Einflusses zu gewichten und etwaige Schwachstellen in der Datenverfügbarkeit sowie Informationserhebung aufzuzeigen
- Entwicklung und Überprüfung einer strategischen Argumentation für die Auswahl der in Naturschutzinventuren einzubeziehenden Artengruppen und Arten (vor dem Hintergrund der materiellen Ausstattung von Inventuren und einer weitestgehenden Vermeidung von Unsicherheiten bei den Ergebnissen muß diese Auswahl sehr eng sein)
- Entwicklung und Erprobung von statistisch abgesicherten Großraum-Inventurkonzepten, die flächendeckende Biotopkartierungen, repräsentative Erfassungen von Artengruppen und Analysen zum Flächenbedarf überlebensfähiger Populationen ausgewählter Arten integrieren und sowohl zur Zustandserfassung als auch für Zeitreihenuntersuchungen geeignet sind

5 Literaturverzeichnis

- "ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG" IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1980): Forstliche Standortsaufnahme. - Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup: 188 S.
- "ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG" IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1985): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke in der Bundesrepublik Deutschland. - Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup: 170 S.
- ACHTERHOLT, A., NECKERMANN, C., FISELIUS, B. & DEICHMANN, U. (1993): Methodik einer landesweiten Biotopkartierung. Kartierungselemente, Erhebungsbögen und Biotoptypen in Hessen. - Naturschutz und Landschaftsplanung 25 (2): 56 - 64
- ACKERMANN, W. (2000): Bewertung und Ermittlung von Vorrangflächen im bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammen (ABSP). - in: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.): Vorrangflächen, Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (63): 79 - 85
- AKADEMIE FÜR TECHNIKFOLGENABSCHÄTZUNG BADEN-WÜRTTEMBERG (2000): Bioindikatoren für nachhaltige Entwicklung. - Natur und Landschaft 75 (12): 499
- ALTMÜLLER, R. (1989): Faunistische Bestandsaufnahmen als Grundlage für die Naturschutzarbeit am Beispiel Niedersachsens - Möglichkeiten, Grenzen und Probleme. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (29): 65 - 77
- AMMER, U. & UTSCHIK, H. (1982): Methodische Überlegungen für eine Biotopkartierung im Wald. - Forstwissenschaftliches Centralblatt 101: 60 - 68
- AMMER, U. & UTSCHIK, H. (1984): Gutachten zur Waldpflegeplanung im Nationalpark Bayerischer Wald auf der Grundlage einer ökologischen Wertanalyse. - Schr.-R. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (10): 95 S.
- AMMER, U. & UTSCHIK, H. (1985a): Ökologische Wertanalyse von Waldbeständen. Informationen zu Sinn, Methodik und Bedeutung der Erfassung ökologisch wertvoller Waldbestände. - Lehrstuhl für Landschaftstechnik der Universität München, unveröffentlicht: 93 S.
- AMMER, U. & UTSCHIK, H. (1985b): Ökologische Wertanalyse der Gräflich Bernadotte'schen Waldungen (Mainauwald) mit Entwicklung ökologischer Pflegekonzepte. - Lehrstuhl für Landschaftstechnik TU München: 39 S.
- AMMER, U. & UTSCHIK, H. (1988): Zur ökologischen Wertanalyse im Wald. - Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz (84): 37 - 50
- ANT, H. & JUNGBLUTH, H. (1984a): Rote Liste der Muscheln (Bivalvia). - in: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (HRSG.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - Naturschutz aktuell (1), Kilda, Greven: 33 - 34
- ANT, H. & JUNGBLUTH, H. (1984b): Rote Liste der Schnecken (Gastropoda). - in: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (HRSG.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - Naturschutz aktuell (1), Kilda, Greven: 34 - 37
- ANTHONY, D.A. (1986): Die Grenzen und Möglichkeiten der visuellen Photo-Interpretation und computergestützten Luftbildauswertung zur Ansprache der mitteleuropäischen Baumarten. - Dissertation Forstwissenschaftliche Fakultät Universität Freiburg: 155 S.
- ARBEITSGRUPPE DER FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE ZUSTÄNDIGEN BUNDES- UND LANDESANSTALTEN (1991): Tabellarische Übersichten über den Stand der einzelnen Extensivierungsprogramme in den Bundesländern. - Beilage zum Beitrag "Extensivierungsförderung - Bilanz und Folgerungen" Natur und Landschaft 66 (2): 91 - 92, 12 S.
- ARBEITSGRUPPE EINGRIFFSREGELUNG DER LANDESANSTALTEN/ÄMTER UND DES BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (1995): Empfehlungen zum Vollzug der Eingriffsregelung Teil II. Inhaltlich-methodische Anforderungen an Erfassungen und Bewertungen. - LÖBF, Recklinghausen: 129 S.
- ARBEITSGRUPPE FORSTLICHER LUFTBILDINTERPRETEN (AFP) (1998): Luftbild-Interpretationsschlüssel. Bestimmung der natürlichen Altersklasse von Waldbeständen im Color-Infrarot-Luftbild (CIR-Luftbild). - LÖBF-Mitt. (1): 45 - 50
- ARBEITSGRUPPE "METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH" (1986): Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer ökologisch bzw. am Naturschutz orientierten Planung. - Natur und Landschaft 61 (10): 371 - 389
- ARBEITSGRUPPE "METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH" (1993): Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer am Naturschutz orientierten Planung. - Natur und Landschaft 68 (10): 491 - 526

- ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (HRSG.): (1996): Waldlebensräume in Deutschland. Ein Leitfaden zur Erfassung und Beurteilung von Waldbiotopen. Mit einer Übersicht der natürlichen Waldgesellschaften Deutschlands. - ecomed, Landsberg: 124 S.
- ARNOLD, E.N. & BURTON, J.A. (1979): Pareys Reptilien- und Amphibienführer Europas. - Parey, Hamburg - Berlin: 270 S.
- ASKEW, R.R. (1988): The Dragonflies of Europe. - Harley Books, Great Horkesley: 291 S.
- BACK, H.-E., ROHNER, M.-S., SEIDLING, W. & WILLECKE, S. (1996): Konzepte zur Erfassung und Bewertung von Natur und Landschaft im Rahmen der "Ökologischen Flächenstichprobe". - Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung (6): 285 S.
- BAEHR, M. (1980): Die Carabidae des Schönbuchs bei Tübingen. - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 51/52 (2): 515 - 600
- BALZER, S. (2000): Internationale Schutzgebietssysteme, insbesondere Natura 2000 als Bestandteil eines bundesweiten Vorrangflächenkonzeptes. - in: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.): Vorrangflächen, Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (63): 147 - 168
- BALZER, S., HAUKE, U. & SSYMANK, A. (2002): Nationale Gebietsbewertung gemäß FFH-Richtlinie: Bewertungsmethodik für die Lebensraumtypen nach Anhang I in Deutschland. - Natur und Landschaft 77 (1): 10 - 19
- BARNDT, G., BOHN, B. & KÖHLER, E. (1988/89): Biologische und chemische Gütebestimmung von Fließgewässern. - Schr.-R. der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz (53): 88 S.
- BARTSCH, J. & BARTSCH, M. (1940): Vegetationskunde des Schwarzwaldes. - Pflanzensoziologie 4: 229 S.
- BASTIAN, O. (1986): Schwebfliegen. - Ziemsen, Wittenberg-Lutherstadt: 168 S.
- BAUER, G., BRANDENFELS, S., EILERT, H., POHLE, A., RESCHKE, K., RÜMLER, R., SCHULZKE, H., SINEN, D. & SÖHNGEN, H.-H. (1986): Gliedernde und belebende Landschaftselemente. Anleitung zur Bewertung. - Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf: 72 S.
- BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1997): Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung. - 2. Auflage, Aula, Wiesbaden: 715 S.
- BAUER, H.J. (1977): Zur Methodik der ökologischen Wertanalyse. - Landschaft und Stadt 9 (1): 31 - 43
- BAUER, S. (1987): Verbreitung und Situation der Amphibien und Reptilien in Baden-Württemberg (Stand 1983). - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg (41): 155 S.
- BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (HRSG.) (1996): Biologische Fachbeiträge in der Umweltplanung - Anforderungen und Stellenwert - . - Laufener Seminarbeiträge (3): 168 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (HRSG.) (1990): Biologische Gewässeranalyse in Bayern - Taxaliste der Gewässerorganismen. - Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft (4): 221 S.
- BECHET, G.H. (1976): Der Biotopwert. Ein Beitrag zur Quantifizierung der ökologischen Vielfalt im Rahmen der Landschafts- und Flächennutzungsplanung. - Dissertation am Fachbereich Forstwissenschaft Universität München: 143 S.
- BECHMANN, A. (1976): Überlegungen zur Gültigkeit von Landschaftsbewertungsverfahren Landschaft und Stadt 8 (2): 70 - 80
- BECK-VERLAG (HRSG.) (1993): Naturschutzrecht. Bundesnaturschutzgesetz, Washingtoner Artenschutzübereinkommen, Bundesartenschutzverordnung, Landesnaturschutzgesetze. - Beck, München: 722 S.
- BEHM-BERKELMANN, K., SÜDBECK, P. & WENDT, D. (2001): Das Niedersächsische Vogelarten-Erfassungsprogramm. - Supplement Vögel zu Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen (5): 20 S.
- BEINLICH, B. & MANDERBACH, D. (1995): Die historische Landschafts- und Nutzungsentwicklung in Württemberg unter besonderer Berücksichtigung der Schwäbischen Alb. - Beihefte Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg (83): 65 - 86
- BEIRAT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE BEIM BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (1997): Zur Akzeptanz und Durchsetzbarkeit des Naturschutzes. - in: ERDMANN, K.-H. & SPANDAU, L. (HRSG.): Naturschutz in Deutschland: Strategien, Lösungen, Perspektiven. - Ulmer, Stuttgart:
- BELLMANN, H. (1987): Libellen. Beobachten - bestimmen. - Neumann-Neudamm, Melsungen: 272 S.
- BELLMANN, H. (1993a): Libellen. - Naturbuch-Verlag, Augsburg: 274 S.
- BELLMANN, H. (1993b): Heuschrecken beobachten - bestimmen. - Naturbuch-Verlag: 349 S.
- BELLSTEDT, R. & WAGNER, R. (1998): Rote Liste der Langbeinfliegen (Diptera: Dolichopodidae). - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (55): 73 - 76
- BENSE, U. (1995): Longhorn beetles. - Margraf, Weikersheim: 512 S.

- BENZLER, A. (2001): Seltene, bedrohte und endemische Tier- und Pflanzenarten - Auswahl von Artengruppen und Arten für ein bundesweites Naturschutzmonitoring. - *Natur und Landschaft* 76 (2): 70 - 87
- BERG, R. (1995): "Rote Liste" Gefährdete Fische und Neunaugen in Baden-Württemberg. - in: HOFFMANN, R., BERG, R., BLANK, S., DEHUS, P., GRIMM, R. & RÖSCH, R.: *Fische in Baden-Württemberg - Gefährdung und Schutz*. - Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg, Stuttgart: 59 - 72
- BERG, R., BLANK, S. & STRUBELT, T. (1989): *Fische in Baden-Württemberg*. - Information des Ministeriums für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Stuttgart. -
- BERTHOLD, P., HÖLZINGER, J., KÖNIG, C. & MAHLER, U. (1994): Die in Baden-Württemberg gefährdeten Vogelarten. "Rote Liste" (4. Fassung, Stand 31.12.1993). - *Ornithologische Jahresberichte Baden-Württemberg* (9)
- BEZZEL, E. (1985): *Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Nonpasseriformes - Nichtsingvögel*. - Aula, Wiesbaden: 792 S.
- BEZZEL, E. (1993): *Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Passeres - Singvögel*. - Aula, Wiesbaden: 766 S.
- BEZZEL, E. (1996): *BLV-Handbuch Vögel*. - 2. Auflage, BLV, München: 541 S.
- BIBBY, C.-J., BURGESS, N.D. & HILL, D.A. (1995): *Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassung in der Praxis*. - Neumann, Radebeul: 270 S.
- BIERHALS, E. (1988): CIR-Luftbilder für die flächendeckende Biotopkartierung. - *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 8 (5): 78 - 104
- BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTTKE, H. & PRETSCHER, P. (1998): Grundlagen und Bilanzen zur Roten Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - *Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz* (55): 9 - 32
- BISCHOFF, C. (2000): Overview to existing and planned conservation related national monitoring programmes in European countries. - in: BISCHOFF, C. & DRÖSCHMEISTER, R. (HRSG.): *European Monitoring for Nature Conservation*. - *Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz* (62): 21 - 34
- BITZ, A. (1992): Avifaunistische Untersuchungen zur Bedeutung der Streuobstwiesen in Rheinland-Pfalz. - *Beiträge Landespflege Rheinland-Pfalz* 15: 593 - 719
- BLAB, J. (1990): Zum Indikationspotential von Roten Listen und zur Frage der Ermittlung "Regionaler Leitartengruppen" mit landschaftsökologischer Zeigerfunktion. - *Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz* (32): 121 - 134
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere. - *Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz* (24): 257 S.
- BLAB, J. & KUDRNA, O. (1982): Hilfsprogramm für Schmetterlinge. - *Naturschutz aktuell* (6): 135 S.
- BLAB, J., GÜNTHER, R. & NOWAK, E. (1994a): Rote Listen und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Kriechtiere (Reptilia). - *Sch.-R. für Naturschutz und Landschaftspflege* (42): 109 - 124
- BLAB, J., GÜNTHER, R. & NOWAK, E. (1994b): Rote Listen und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Lurche (Amphibia). - *Sch.-R. für Naturschutz und Landschaftspflege* (42): 125 - 136
- BLAB, J., NOWAK, E., SUKOPP, H. & TRAUTMANN, W. (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Einleitung und Kriterien. - *Naturschutz aktuell* (1): 13 - 17
- BLAB, J. & VOGEL, H. (1989): *Amphibien und Reptilien. Kennzeichen, Biologie, Gefährdung*. - BLV, München - Wien - Zürich: 143 S.
- BLESS, R., LELEK, A. & WATERSTRAAT, A. (1994): Rote Listen und Artenverzeichnis der in Deutschland in Binnengewässern vorkommenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). - *Sch.-R. für Naturschutz und Landschaftspflege* (42): 137 - 156
- BLIEDTNER, M. & MARTIN, M. (1986): *Erz- und Minerallagerstätten des Mittleren Schwarzwaldes*. - Geologisches Landesamt Baden-Württemberg
- BLISS, P., MARTENS, J. & BLICK, TH. - (1998): Rote Liste der Weberknechte (Arachnida: Opiliones). - *Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz* (55): 276 - 277
- BÖHMER, K., BURESCH, W., FRANK, K., HOLZNER, W., KRIECHBAUM, M., KUTZENBERGER, H., LAZOWSKI, W., PAAR, M., SCHRAMAYR, G. & ZUKRIGL, K. (1989): *Biotoptypen in Österreich. Vorarbeiten zu einem Katalog*. - Umweltbundesamt, Wien: 233 S.
- BORNKESSEL, R., BROCKSIEPER, R. & HESSE, J. (1998): GPS-Einsatz in der Biotopkartierung. - *LÖBF-Mitt.* (1): 51 - 52
- BOSSERT, J. (1910): *Wie ich meinen Mitbürgern und Schülern die Geschichte ihres Heimatortes Gundelfingen mit Umgebung erzähle*. - Poppen & Sohn, Freiburg: 150 S.
- BRAEDT, J. (1990): Auswertung von Satellitendaten für Aufgaben der Landesplanung und des Umweltschutzes in der Region München. - *Laufener Seminarbeiträge* (1): 75 - 82
- BRANDL, H. (1970): *Der Stadtwald von Freiburg*. - *Mitt. des Forstgeschichtlichen Instituts der Universität Freiburg i. Br.*: 258 S.

- BRAUN, M. (1989): Zum Vorkommen der Säugetiere in Baden-Württemberg. Entwurf einer Roten Liste. - Veröffentlichungen Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg (64/65): 145 - 201
- BRECHTEL, F. & HACKENBERG, N. (1989): Die Zuverlässigkeit der Biotopkartierung als Datengrundlage für Planungen des Naturschutzes. - Natur und Landschaft 64 (7/8): 309 - 314
- BREHM, J. & MEIJERING, M.P.D. (1982): Fließgewässerkunde. - Quelle & Meyer, Heidelberg: 311 S.
- BREUER, W. (1998): Berücksichtigung von Steinkauzhabitaten in der Flächennutzungsplanung am Beispiel von drei nordrhein-westfälischen Gemeinden. - Natur und Landschaft 73 (4): 175 - 180
- BREUNIG, TH. (1995): Die Biotoperhebung in den naturräumlichen Großlandschaften Baden-Württembergs - Ergebnisse der Biotopkartierung 1981 - 1989. - in: HÖLL, N. & BREUNIG, TH. (HRSG.): Biotopkartierung Baden-Württemberg. Ergebnisse der landesweiten Erhebungen 1981 - 1989. - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg (81): 457 - 508
- BRIEMLE, G. & ELLENBERG, H. (1994): Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen. Möglichkeiten der praktischen Anwendung von Zeigerwerten. - Natur und Landschaft 69 (4): 139 - 147
- BROCKSIEPER, R. (1981): Biotopkartierung und Aufbau eines Biotopkatasters für Nordrhein-Westfalen. - Mitt. der LÖLF 6 (3): 81
- BRUCKHAUS, A. & DETZEL, P. (1997): Erfassung und Bewertung von Heuschreckenpopulationen. Ein Beitrag zur Objektivierung der Roten Listen. - Naturschutz und Landschaftsplanung 29 (5): 138 - 145
- BUCHWALD, R. (1983): Welchen Beitrag liefert die Biotopkartierung zu den Zielen des Artenschutzes? (am Beispiel der Arbeit in Baden-Württemberg). - Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege (34): 29 - 35
- BUCHWALD, R., GERKEN, B., SIEDLE, K. & STERNBERG, K. (1984): Übersicht über die Libellenvorkommen in Baden-Württemberg mit kurzer Charakteristik des Fortpflanzungsgebietes und Angaben zur Verbreitung. - Libellula 3 (3/4): 101 - 110
- BUCHWALD, R., HEITZ, A., HEITZ, S., HÖPPNER, A., SCHMIDT, B. & STERNBERG, K. (1993): 8. Rote Liste der Libellen in Baden-Württemberg (Stand: Februar 1992). - in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.): Arten- und Biotopschutzprogramm Baden-Württemberg, Bd. 1, 2. Erg.: Karlsruhe: 2 S.
- BUCHWALD, R., HÖPPNER, B., SCHANOWSKI, A. & STERNBERG, K. (1989): 4. Rote Liste der Libellen in Baden-Württemberg (Stand: November 1987). - in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.): Arten- und Biotopschutzprogramm Baden-Württemberg. - Bd. 1 IIIB: 12 - 13
- BUCKLAND, S., ANDERSON, D.R., BURHAM, P. & LAAKE, J.L. (1993): Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. - Chapman & Hall, London
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (1995a): Systematik der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung (Kartieranleitung). - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (45): 153 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (1995b): Biologische Daten für die Planung. Auswertung, Aufbereitung, Flächenbewertung. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (43): 427 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1996a): Einführung. - Schr.-R. für Vegetationskunde (28): 7 - 19
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (1996b): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. - Schr.-R. für Vegetationskunde (28): 744 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.): (1996c): Daten zur Natur. - Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster: 170 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (1996d): Säugetiere in der Landschaftsplanung. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (46): 186 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (1997): Erhaltung der biologischen Vielfalt. Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge. - Landwirtschaftsverlag, Münster: 352 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (55): 434 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (1999a): Daten zur Natur 1999. - Landwirtschaftsverlag, Münster: 266 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1999b): Ausgewählte Arbeitsschwerpunkte im Bundesamt für Naturschutz. - Natur und Landschaft 74 (5): 212 - 216
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (HRSG.) (ohne Jahresangabe): Umweltpolitik. Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro - Dokumente - Agenda 21. - Bonn: 289 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (HRSG.): (1998): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms. - BMU, Referat Öffentlichkeitsarbeit, Bonn: 147 S.
- BÜNGER, L. (1993): Erfassung und Bewertung von Streuobstwiesen. - LÖLF-Mitt. (3): 14 - 19
- BUNZEL-DRÜKE, M. (1997): Großherbivore und Naturlandschaft. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (54): 109 - 128

- BUNZEL-DRÜKE, M., DRÜKE, J. & VIERHAUS, H. (1995): Wald, Mensch und Megafauna. - LÖBF-Mitt. (4): 43 - 51
- BURAL, M. (1998): Regional Aspects of the Biosphere Reserve Vychodne Karpaty. - Zivotne Prostradie 32 (1): 4 S.
- BÜRGER, K. & DRÖSCHMEISTER, R. (2001): Naturschutzorientierte Umweltbeobachtung in Deutschland - ein Überblick. - Natur und Landschaft 76 (2): 49 - 57
- BÜRGERMEISTERAMT GUNDELFINGEN (1988): Statistik zur Landnutzung, Bevölkerungsentwicklung und landwirtschaftlichen Betriebsstruktur Gundelfingens und Heuweilers. - Gundelfingen: 3 S.
- CHKO BR VÝCHODNÉ KARPATY (HRSG). (ohne Jahresangabe): Chránená Krajinná Oblasť Biosférická Rezervácia Východné Karpaty: Zivocisstvo. - Broschüre, CHKO BR Východné Karpaty, Humenne: 6 S.
- CLAUSNER, S. (1990): Vergleichende limnologische Untersuchungen an Fließgewässern in der Gemarkung Gundelfingen. - Unveröffentlichte Diplomarbeit Institut für Zoologie Universität Freiburg: 112 S.
- CLAUSNITZER, H.-J., PRETSCHER, P. & SCHMIDT, E. (1984): Rote Liste der Libellen (Odonata). - in: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (HRSG.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - Naturschutz aktuell (1), Kilda, Greven: 116 - 118
- CLAUSSEN, C. (1980): Die Schwebfliegenfauna des Landesteiles Schleswig in Schleswig-Holstein (Dipt., Syrphidae).- Faun. ökol. Mitt. Suppl.1 (1980): 3 - 79
- DEHN, R. (1988): Frühe Siedlungen und Kulturen. - in: LANDKREIS BREISGAU-HOCHSCHWARZWALD (HRSG): Breisgau-Hochschwarzwald. - Schillinger, Freiburg: 149 - 152
- DEMELT, C. V. (1966): Bockkäfer oder Cerambycidae. 1. Biologie mitteleuropäischer Bockkäfer (Col. Cerambycidae) unter besonderer Berücksichtigung der Larven. - Die Tierwelt Deutschlands 52, Fischer, Jena: 115 S.
- DEN BOER, P.J. (1977): Dispersal Power and Survival. Carabids in a cultivated Countryside. - Miscellaneous Papers 14, Wageningen: 1 - 190
- DEN BOER, P.J. (1990): Density limits and survival of local populations in 64 carabid species with different power of dispersal. - J. evol. Biol. 3: 19 - 48
- DETZEL, P. (1989): LFU-Projekt "Artenschutzprogramm Baden-Württemberg, Teil Heuschrecken". - Unveröffentlichte Unterlagen der Tagung vom 02.04.1989, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 80 S.
- DETZEL, P. (1991): Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württembergs (Orthoptera). - Dissertation Fakultät für Biologie Universität Tübingen: 365 S.
- DETZEL, P. (1993): Rote Liste der Heuschrecken und Grillen (Saltatoria) und Fangschrecken (Mantodea) von Baden-Württemberg (Stand 1992). - in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.): Arten- und Biotopschutzprogramm Baden-Württemberg, Bd. 1, 2. Erg., Karlsruhe: 1 S.
- DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. - Ulmer, Stuttgart: 580 S.
- DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (2002): Gebietsschutz in Deutschland: Erreichtes - Effektivität - Fortentwicklung. - Schr.-R. Deutscher Rat für Landespflge (73): 5 - 23
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. - Ulmer, Stuttgart: 683 S.
- DIERSSEN, K. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. - Schr.-R. des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein 6: 157 S.
- DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie - Vegetationskunde. - Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt: 236 S.
- DOBSON, A.P.: (1997): Biologische Vielfalt und Naturschutz. Der riskierte Reichtum. - Spektrum, Heidelberg-Berlin-Oxford: 329 S.
- DOCZKAL, D., SCHMID, U., SSMANK, A., STUKE, J.H., TREIBER, R. & HAUSER, M. (1993): Rote Liste der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) Baden-Württembergs. - Natur und Landschaft 68 (12): 608 - 617
- DORDA, D. (1991): Welche (flächenwirksamen) Aussagen der Veränderung erlaubt die Fortschreibung der Biotopkartierung? - Ein inhaltlicher und methodischer Beitrag zur Fortführung der Biotopkartierung im Saarland. - Natur und Landschaft 66 (4): 212 - 214
- DRACHENFELS, O. V. (1994): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen A/4: 192 S.
- DRACHENFELS, O. V. (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen der Biotop- und Ökosystemtypen sowie ihrer Komplexe. Stand Januar 1996. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen (34): 148 S.
- DRACHENFELS, O. V. & MEY, H. (1990): Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. - Niedersächsisches Landesverwaltungsamt, Fachbehörde für Naturschutz, Hannover: 103 S.
- DRÖSCHMEISTER, R. (2000): Conceptual requirements on monitoring for nature conservation at a European level. - in: BISCHOFF, C. & DRÖSCHMEISTER, R. (HRSG.): European Monitoring for Nature Conservation. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (62): 7 - 19

- DRÖSCHMEISTER, R. (2001): Bundesweites Naturschutzmonitoring in der "Normallandschaft" mit der ökologischen Flächenstichprobe. - *Natur und Landschaft* 76 (2): 58 - 69
- EBERT, G. (1977): Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Schmetterlingsarten (Macrolepidoptera (Erste Fassung. Stand 1.11.1997). - in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.) (1989): Arten- und Biotopschutzprogramm Baden-Württemberg. - Bd. 1 IIIB, Karlsruhe: 25 - 35
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (HRSG.) (1991a): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1: Tagfalter I. - Ulmer, Stuttgart: 522 S.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (HRSG.) (1991b): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2: Tagfalter II. - Ulmer, Stuttgart: 535 S.
- EBERT, G. (HRSG.) (1994a): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 3: Nachtfalter I. - Ulmer, Stuttgart: 518 S.
- EBERT, G. (HRSG.) (1994b): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 4: Nachtfalter II. - Ulmer, Stuttgart: 535 S.
- EGGERS, H. (1957): Die Weidewirtschaft im südlichen Schwarzwald. - *Berichte Naturforschende Gesellschaft Freiburg* 47 (2): 147 - 253
- EIKHORST, R. (1992): Relevanz typischer Tiergruppen der faunistischen Kartierung und ihre Synthese für eine Biotopbewertung. - in: EIKHORST, R. (HRSG.): Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung. - Verlag für Ökologie und Faunistik, Duisburg: 23 - 37
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. - *Scripta Geobotanica* (9): 122 S
- ELLENBERG, H. (1982): Vegetationskunde Mitteleuropas mit den Alpen. - Ulmer, Stuttgart: 989 S.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. - 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1096 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, E.W., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Gefäßpflanzen in Mitteleuropa. - 2. Aufl., Goltze, Göttingen: 258 S.
- ELLWANGER, G., BALZER, S., HAUKE, U. & SSYMANK, A. (2000): Nationale Gebietsbewertung gemäß FFH-Richtlinie: Gesamtbestandsermittlung für die Lebensraumtypen nach Anhang I in Deutschland. - *Natur und Landschaft* 75 (12): 486 - 493
- ELLWANGER, G., PETERSEN, B. & SSYMANK, A. (2002): Nationale Gebietsbewertung gemäß FFH-Richtlinie: Gesamtbestandsermittlung, Bewertungsmethodik und EU-Referenzlisten für die Arten nach Anhang II in Deutschland. - *Natur und Landschaft* 77 (1): 29 - 42
- ENDRISS, G. (1952): Die künstliche Bewässerung des Schwarzwaldes und der angrenzenden Gebiete. - *Berichte Naturforschende Gesellschaft Freiburg* (42): 77 - 114
- ENGELHARDT, W. (1985): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher. - Kosmos-Naturführer, Franckhsche Verlagshandlung, Stuttgart: 270 S.
- ERZ, W. (1978): Kriterien für den Arten- und Flächenschutz. - in: OLSCHOWY, G. (HRSG.): Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland. - Parey, Hamburg - Berlin: 750 - 761
- ERZ, W. (1980): Naturschutz - Grundlagen - Probleme - Praxis. - in: BUCHWALD, K., ENGELHARDT, W. (HRSG.): Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt. Band 3. - BLV, München - Bern - Wien: 560 - 637
- ERZ, W. (1994): Bewerten und Erfassen für den Naturschutz in Deutschland: Anforderungen und Probleme aus dem Bundesnaturschutzgesetz und der UVP. - in: USHER, M.B. & ERZ, W. (HRSG.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. - Quelle & Meyer, Heidelberg: 131 - 166
- EWALD, K.C. (1978): Der Landschaftswandel. Zur Veränderung schweizerischer Kulturlandschaften im 20. Jahrhundert. - *Tätigkeitsberichte der Naturforschenden Gesellschaft Baselland* (30): 55 - 308
- FABER, T.F. (1989): Die Luftbilddauswertung, eine Methode zur ökologischen Analyse von Strukturveränderungen bei Fließgewässern. - *Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz* (31): 111 S.
- FINCK, P. (2002): Von Einzelgebiet zum Verbundsystem - Status und Perspektiven der Entwicklung von Schutzgebieten. - *Schr.-R. Deutscher Rat für Landespflge* (73): 34 - 42
- FINCK, P., HAMMER, D., KLEIN, M., KOHL, A., RIECKEN, U., SCHRÖDER, E., SSYMANK, A. & VÖLKL, W. (1992): Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. - *Natur und Landschaft* 67 (7/8): 329 - 340
- FINCK, P., HAUKE, U. & SCHRÖDER, P. (1993): Zur Problematik der Formulierung regionaler Landschafts-Leitbilder aus naturschutzfachlicher Sicht. - *Natur und Landschaft* 68 (12): 603 - 607
- FINCK, P., HAUKE, U., SCHRÖDER, E., FORST, R. & WOITHE, G. (1997): Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder. Rahmenvorstellungen für das Nordwestdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. - *Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz* (50/1): 265 S.
- FINCK, P. & SCHRÖDER, E. (1997): Waldvermehrung auf der Grundlage von bundesweiten Konzepten für naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder. - *Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz* (49): 11 - 25

- FINK, M.H., GRÜNWEIS, F.M. & WRBKA, T. (1989): Kartierung ausgewählter Kulturlandschaften Österreichs. - Umweltbundesamt, Wien: 335 S.
- FISCHER, A. (1985): Waldveränderungen als Kulturlandschaftswandel - Kanton Luzern. - Basler Beiträge zur Geographie 32: 214 S.
- FLADE, M. (1991): Norddeutsche Brutvogelgemeinschaften: Leitarten, Strukturwerte, Gefährdungssituation. - Natur und Landschaft 66 (6): 340 - 344
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. - IHW-Verlag, Eching
- FLADE, M. (1995): Aufbereitung und Bewertung vogelkundlicher Daten für die Landschaftsplanung unter besonderer Berücksichtigung des Leitartenmodells. - in: RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (HRSG.): Biologische Daten für die Planung. Auswertung, Aufbereitung und Flächenbewertung. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (43): 107 - 146
- FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.) (1997): Waldbiotopkartierung Baden-Württemberg. Kartierhandbuch. - Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg: 188 S.
- FREUDE, K., HARDE, K.H. & LOHSE, G.A. (1976): Die Käfer Mitteleuropas. Band 2, Adephaga 1. - Goecke & Evers, Krefeld: 302 S.
- FRIESE, G., MÜLLER, H.J., DUNGER, W., HEMPEL, W. & KLAUSNITZER, B. (1973): Habitatkatalog für das Gebiet der DDR (Entwurf). - Entomologische Nachrichten 17 (4/5): 41 - 77
- FRÜND, H.-C., BOLTE, D., HELLWIG, U., OTTO, A., REUSCH, H. & ROY, H. (1994): Qualitätsanforderungen an die Datenerhebung für biologische Fachbeiträge. - NNA-Berichte 7 (1): 11 - 17
- FULLER, R.R. & LANGSLOW, D.R. (1994): Ornithologische Bewertungen für den Arten- und Biotopschutz. - in: USHER, M.B. & ERZ, W. (HRSG.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. - Quelle & Meyer, Heidelberg: 212 - 235
- GEISER, R. (1983): Die Tierwelt der Weidelandschaften. - Laufener Seminarbeiträge (6): 55 - 64
- GEISER, R. (1984): Rote Liste der Käfer (Coleoptera). - in: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (HRSG.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - Naturschutz aktuell (1), Kilda, Greven: 75 - 114
- GEISER, R. (1992a): Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. - Laufener Seminarbeiträge (2): 22 - 34
- GEISER, R. (1992b): Rote Liste gefährdeter Blatthornkäfer (Lamellicornia); Bockkäfer (Cerambycidae) Bayerns. - Schr.-R. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (111): 123 - 126; 127 - 131
- GEMEINDE GUNDELFINGEN (1987): Projekt Wasserversorgung Gundelfingen - Quellgebiete - Übersichtslageplan. - Gundelfingen: 1 S.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT (HRSG.) (1981): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Freiburg im Breisgau und Umgebung 1:50000. - Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart: 354 S.
- GERKEN, B. (1996): Einige Fragen und mögliche Antworten zur Geschichte der mitteleuropäischen Fauna und ihrer Einbindung in ein Biozösespektrum. - Natur- und Kulturlandschaft (1): 7 - 15
- GERKEN, B. (1997a): Wald, Waldinnensaum und Hecke - über die Naturgeschichte von Elementen der modernen Kulturlandschaft, zugleich ein Vorwort. - Natur- und Kulturlandschaft (2): 5 - 6
- GERKEN, B. (1997b): Über Situation, Geschichte und Potential der Landschaft - ein Beitrag zur Standortbestimmung in der Landschaftsentwicklung. - Natur- und Kulturlandschaft (2): 9 - 21
- GLÄNZER, U. (1983): Ergebnisse, Auswertung und Fortführung der landesweiten Biotopkartierung Baden-Württemberg. - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg (34): 171 - 186
- GLASER, F. (2000): Möglichkeiten und Grenzen der naturschutzfachlichen Bewertung großer Räume mit Hilfe der Auswertung von CIR-Luftbildern. - in: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.): Vorrangflächen, Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (63): 295 - 309
- GLUTZ VON BLUTZHEIM, U.N. & BAUER, K.M. (HRSG.) (1966 - 1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. - Aula, Wiesbaden, 13 Bd.
- GÖRNER, M. (1994): Die Arbeitsgruppe Artenschutz Thüringen und das Projekt "Arbeitsatlas der Verbreitung gefährdeter Tierarten in Thüringen". - in: NATURSCHUTZ-ZENTRUM HESSEN (HRSG.) Faunistischer Artenschutz in Hessen: 383 - 386
- GOTTSCHALK, E. (1998): Habitatbindung und Populationsökologie der Westlichen Beißschrecke (Platycleis albopunctata, GOETZE 1778). Eine Grundlage für den Schutz der Art. - Cuvillier Verlag, Göttingen: 91 S.
- GREIN, G. (1995): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Heuschrecken. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 15 (2): 17 - 36

- GRENZ, M. & MALTEN, A. (1994): Springschrecken (Insecta, Saltatoria) und Fangschrecken (Insecta, Mantodea) in Hessen - Kenntnisstand und Gefährdung. - in: NATURSCHUTZ-ZENTRUM HESSEN (HRSG.) Faunistischer Artenschutz in Hessen: 135 - 162
- GROSCOPF, R. & SCHREINER, A. (1980): Geologische Karte von Baden-Württemberg 1:25000. Erläuterungen zu Blatt 7913 Freiburg i. Br. - NO. - Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart: 112 S.
- GROSSER, J. (1990): Faunistische und tierökologische Untersuchungen als Kriterien planungs- und schutzorientierter Fragestellungen. - Tagungsbericht VDBiol SH: 13 - 23
- GROTJAHN, F. & HANDKE, K. (2000): Veränderungen der Heuschreckenfauna der Bremer Flußmarschen 1986 bis 1997. Zunahme von Arten- und Individuenzahlen in Grünlandgebieten. - Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (4): 97 - 105
- GRUTTKE, H. (1989): Ökologische und ökotoxikologische Untersuchungen an der Carabidenfauna eines Ruderalökosystems. - Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. Schr.-R. des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin (66): 235 S.
- GRUTTKE, H., LUDWIG, G., BINOT-HAFKE, M. & RIECKEN, U. (1999): Perspektiven bundesweiter Roter Listen - Ergebnisse eines Symposiums des Bundesamtes für Naturschutz. - Natur und Landschaft 74 (6): 281 - 284
- GÜNTHER, H., HOFFMANN, H.-J., MELBER, A., REMANE, H., SIMON, H. & WINKELMANN, H. (1998): Rote Liste der Wanzen (Heteroptera). - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (55): 235 - 242
- GUZIOVÁ, Z. & BURAL, M. (1994): Východné Karpaty/East Carpathians Biosphere Reserve. - in: CZECH NATIONAL COMMITTEE FOR UNESCO'S MAN AND BIOSPHERE PROGRAMME (HRSG.): Biosphere Reserves on the Crossroads of Central Europe. - Empora Publishing House, Prag: 129 - 144
- HAARMANN, K. & PRETSCHER, P. (1993): Zustand und Zukunft der Naturschutzgebiete in Deutschland. Die Situation im Süden und Ausblicke auf andere Landesteile. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz 39: 266 S.
- HADAC, E., TERRAY, J. & kol. (1991): Kvetena bukovských vrchov. - Príroda, Bratislava: 182 S.
- HÄDRICH, P. MOLL, W. & STAHR, K. (1988): Bodenentwicklung und Bodentypen. - in: LANDKREIS BREISGAU-HOCHSCHWARZWALD (HRSG): Breisgau-Hochschwarzwald. - Schillinger, Freiburg: 53 - 69
- HAESLER, V. & RITZAU, C. (1998): Zur Aussagekraft wirbelloser Tiere in Umwelt- und Naturschutzgutachten - was wird tatsächlich erfaßt? - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz (7): 45 - 66
- HAMMER, D. (1991): Die Biotopkartierung in der Bundesrepublik Deutschland und Möglichkeiten zur Sicherung dieser Flächen. - Schr.-R. Deutscher Rat für Landespflege (59): 947 - 952
- HAMPICKE, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. - UTB 1650, Ulmer, Stuttgart: 342 S.
- HAMPICKE, U. (1992): Ist Naturschutz möglich? - Ziele, Konzepte, Kosten. - NNA-Berichte 5 (1): 9 - 17
- HAMPICKE, U. (1994): Die Effizienz von Naturschutzmaßnahmen aus ökonomischer Sicht. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (40): 269 - 290
- HAMPICKE, U. (1995a): Biozentrische und anthropozentrische Naturethik. Randbemerkungen und Vorschlag für eine Gesetznovellierung. - Schr.-R. für Vegetationskunde (27): 45 - 52
- HAMPICKE, U. (1995b): Ökonomische Perspektiven und ethische Grenzen künftiger Landnutzung. - Laufener Seminarbeiträge (4): 11 - 20
- HANSTEIN, U., STURM, K. & JAHN, G. (1986): Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn - Naturschutzgebiet Lüneburger Heide - . - Aus dem Walde 40: 194 S.
- HARMS, K.H., PHILIPPI, G. & SEYBOLD, S. (1989): Verschollene und gefährdete Pflanzen in Baden-Württemberg. Rote Liste der Farne und Blütenpflanzen. Liste nicht gefährdeter, aber schonungsbedürftiger Farne und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. - in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.): Arten- und Biotopschutzprogramm Baden-Württemberg. - Bd. 1 IIIC, Karlsruhe: 12 - 33
- HARZ, K. (1957): Die Geradflügler Mitteleuropas. - Fischer, Jena: 487 S.
- HARZ, K. (1984): Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera s. lat.). - Naturschutz aktuell (1): 114 - 115
- HASERODT, K. & STÜLPNAGEL, W. (1972): Die Gemeinde Gundelfingen. - Sonderdruck aus der amtlichen Kreisbeschreibung Freiburg i.Br., Stadt- und Landkreis, Band II/1: 23 S.
- HASERODT, K. & STÜLPNAGEL, W. (1974): Der Ortsteil Wildtal der Gemeinde Gundelfingen. - Sonderdruck aus der amtlichen Kreisbeschreibung Freiburg i.Br., Stadt- und Landkreis, Band II/2: 23 S.
- HAUKE, U. (2000): Die Rolle der Gefäßpflanzen bei der Schutzgebietsauswahl für Natura 2000 und die Anforderungen an ihren Lebensraumschutz im Sinne der FFH-Richtlinie. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (68): 31 - 42
- HAUKE, U. & SSYMANK, A. (2000): Biotopkomplextypen als eine mögliche Bewertungsgrundlage für große Räume am Beispiel der Vorrangflächen Ostbrandenburgs. - in: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.): Vorrangflächen, Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (63): 241 - 294

- HELVERSEN, O. V., ESCHE, M., KRETZSCHMAR, F. & BOSCHERT, M. (1987): Die Fledermäuse Südbadens. - Mitt. badischer Landesverein Naturkunde Naturschutz N.F. 14 (2): 409 - 475
- HENLE, K. & KAULE, G. (HRSG.) (1991a): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. - Berichte aus der Ökologischen Forschung 4: 435 S.
- HENLE, K. & KAULE, G. (1991b): Überblick über Wissensstand und Forschungsdefizite. - in: HENLE, K. & KAULE, G. (HRSG.) (1991): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. - Berichte aus der Ökologischen Forschung 4: 2 - 44
- HERMANN, G. (1996): Zur Bearbeiterabhängigkeit faunistischer Beiträge am Beispiel von Heuschrecken-Erhebungen und Konsequenzen für die Praxis. - Laufener Seminarbeiträge (3): 143 - 154
- HERRMANN, T., ALTMÜLLER, R., GREIN, G., PODLOUCKY, R. & POTT-DÖRFER, B. (2001): Das Niedersächsische Tierarten-Erfassungsprogramm. - Supplement Tiere zu Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen (5): 44 S.
- HESMER, H. (1963): Bestockungsgeschichte Nordwestdeutschlands. I. Niedersächsisches Tiefland westlich der Weser und Münstersche Bucht (Schluß). - Forstarchiv 34 (8): 197 - 208
- HEYDEMANN, B. (1980): Terrestrische Habitate und ihre Typisierung in Mitteleuropa. - Natur und Landschaft 55 (1): 5 - 7
- HEYDEMANN, B. & NOWAK, E. (1980): Katalog der zoologisch bedeutsamen Biotope (Ökosysteme) Mitteleuropas. - Natur und Landschaft 55 (1): 7 - 9
- HILDEBRANDT, G. (1996): Fernerkundung und Luftbildmessung. - Wichmann, Heidelberg
- HINTERMANN, U., WEBER, D. & ZANGGER, A. (2000): Biodiversity Monitoring in Switzerland. - Schr.-R. Landschaftspflege und Naturschutz (62): 47 - 58
- HOCHHARDT, W. (1996): Vegetationskundliche und faunistische Untersuchungen in den Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes unter Berücksichtigung ihrer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. - Schr.-R. Institut für Landespflege Universität Freiburg: 252 S.
- HOFFMANN-KROLL, R., BENZLER, A., SCHÄFER, A. & SEIBEL, S. (2000): Setting up national biodiversity monitoring for nature conservation in Germany - the Ecological Area Sampling. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (62): 79 - 94
- HOFFMANN-KROLL, R., SCHÄFER, D. & SEIBEL, S. (1995): Indikatorensystem für den Umweltzustand in Deutschland. - Wirtschaft Stat. Neue Folge 1995 (8): 589 - 597
- HOFFMANN-KROLL, R., SCHÄFER, D. & SEIBEL, S. (1998): Biodiversität und Statistik - Ergebnisse des Pilotprojekts zur Ökologischen Flächenstichprobe. - Wirtschaft Stat. N.F. 1998 (1): 60 - 75
- HOFMANN, R. R. & SCHEIBE, K. (1997): Überlegungen zur Rekonstruktion der natürlichen Großtierfauna Mitteleuropas auf der Grundlage ihrer morphophysiologischen Differenzierung und ihrer potentiellen ökologischen Nischen. - Natur- und Kulturlandschaft (2): 207 - 214
- HÖLL, N. (1995a): Biotopkartierung Baden-Württemberg. Ziele, Methodik, Ablauf, kritische Betrachtung und Fortführung. - in: HÖLL, N. & BREUNIG, TH. (HRSG.): Biotopkartierung Baden-Württemberg. Ergebnisse der landesweiten Erhebungen 1981 - 1989. - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg (81): 11 - 30
- HÖLL, N. (1995b): Biotopkartierung Baden-Württemberg - landesweite Ergebnisse. - in: HÖLL, N. & BREUNIG, TH. (HRSG.): Biotopkartierung Baden-Württemberg. Ergebnisse der landesweiten Erhebungen 1981 - 1989. - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg (81): 31 - 48
- HÖLL, N. & BREUNIG, TH. (1995a): Biotopkartierung Baden-Württemberg - Ergebnisse zu den Biotoptypen. - in: HÖLL, N. & BREUNIG, TH. (HRSG.): Biotopkartierung Baden-Württemberg. Ergebnisse der landesweiten Erhebungen 1981 - 1989. - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg (81): 49 - 456
- HÖLL, N. & BREUNIG, TH. (HRSG.) (1995b): Biotopkartierung Baden-Württemberg. Ergebnisse der landesweiten Erhebungen 1981 - 1989. - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg (81): 544 S.
- HÖLZINGER, J. (1983): Die Erfassung der Vogelwelt als Beitrag für die Biotopkartierung. - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg (34): 147 - 158
- HÖLZINGER, J. (HRSG.) (1987a): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 1: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg: Grundlagen, Biotopschutz. - Ulmer, Stuttgart: 1 - 722
- HÖLZINGER, J. (HRSG.) (1987b): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg: Artenhilfsprogramme. - Ulmer, Stuttgart: 722 - 1419
- HÖLZINGER, J. (1989): Die in Baden-Württemberg gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). "Rote Liste" (2. Fassung, Stand 31.12.1984). - in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.): Arten- und Biotopschutzprogramm Baden-Württemberg. - Bd. 1 IIIA, Karlsruhe: 5
- HÖLZINGER, J., BERTHOLD, P., KÖNIG, C. & MAHLER, U. (1996): Die in Baden-Württemberg gefährdeten Vogelarten. "Rote Liste" (4. Fassung, Stand 31.12.1995). - Ornithologische Jahresberichte Baden-Württemberg 9 (2): 33 - 90:
- HONDONG, H. (1987): Multifunktionale Forstwirtschaft und Naturschutz dargestellt am Beispiel des Klever Reichswaldes. - Unveröffentlichte Diplomarbeit Institut für Landespflege Universität Freiburg, Band 1: 183 S., Band 2: 264 S.

- HONDONG, H. (1993): Kartierung der für den Arten- und Biotopschutz besonders bedeutsamen Landschaftsteile (Biotopkartierung) sowie Planung zur weiteren Entwicklung der Landschaft unter Arten- und Biotopschutzgesichtspunkten (Schutz- und Pflegemaßnahmen). - Gutachten Verwaltungsgemeinschaft Gundelfingen/Heuweiler, Bd. 1 Text: 266 S, Bd. 2 Anhänge (Daten und Karten): 158 S.
- HONDONG, H., LANGNER, S. & COCH, TH. (1992): Untersuchungen zum Naturschutz an Waldrändern. - Unveröffentlichter Forschungsbericht Institut für Landespflege, Bristol-Stiftung: 293 S.
- HONDONG, H., LANGNER, S. & COCH, TH. (1993): Untersuchungen zum Naturschutz an Waldrändern. - Bristol-Stiftung Ruth und Herbert Uhl Forschungsstelle für Natur- und Umweltschutz 2: 196 S.
- HOPPE, H., KLÖPPEL, P. & SPERBER, H. (1981): Die Biotop-Kartierung in Rheinland-Pfalz. - Landschaft und Stadt 13 (1): 19 - 26
- HOVESTADT, T., ROESER, J. & MÜHLENBERG, M. (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. - Berichte aus der Ökologischen Forschung 1: 277 S.
- HÜBNER-MISIAK, TH., MICHELS, C., PARDEY, A., SCHULTE, G., TARA, K. & THIMM, S. (1994): Aktueller Stand der Naturschutzprogramme in NRW. - LÖLF-Mitt. (1): 28 - 34
- HÜGIN, G. (1982): Die Mooswälder der Freiburger Bucht. Wahrzeichen einer alten Kulturlandschaft gestern - heute - morgen? - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg (29): 88 S.
- HUSS, J. (HRSG.) (1984): Luftbildmessung und Fernerkundung in der Forstwirtschaft. - Wichmann, Karlsruhe: 406 S.
- ILLIES, J. (HRSG.) (1978): Limnofauna Europaea. - Fischer, Stuttgart, New York: 532 S.
- INGRISCH, S. (1977): Über die ökologischen Grundlagen der Verbreitung von Laubheuschrecken (Orthoptera, Tettigoniidae) in einem deutschen Mittelgebirge am Beispiel des Vogelsberges und die Möglichkeit einer Differentialdiagnose der Larvenstadien. - Dissertation Universität Gießen:
- INGRISCH, S. (1978): Labor- und Freilanduntersuchungen zur Dauer der postembryonalen Entwicklung einiger mitteleuropäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae) und ihre Beeinflussung durch Temperatur und Feuchte.- Zool. Anz. Jena 200, 5/6: 309 - 320
- INGRISCH, S. (1979a): Untersuchungen zum Einfluß von Temperatur und Feuchtigkeit auf die Embryogenese einiger mitteleuropäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae). - Zool. Beitr. 25/3: 343 - 364
- INGRISCH, S. (1979b): Experimentell-ökologische Freilanduntersuchungen zur Monotopbindung der Laubheuschrecken im Vogelsberg. - Beitr. Naturkde. Osthessen, Fulda, H.15: 33 - 95
- INGRISCH, S. (1980): Zur Feuchte-Präferenz von Feldheuschrecken und ihren Larven (Insecta: Acrididae). - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 1979: 403 - 410
- INNENMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.) (1986): Landesentwicklungsbericht 1986 für Baden-Württemberg. - Stuttgart
- INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSPLANUNG UND ÖKOLOGIE DER UNIVERSITÄT STUTTGART (HRSG.): (1998): Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg - Zielartenkonzept - . - Manuskript, Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Stuttgart: 1698 S.
- JACOBS, W. & RENNER, M. (1988): Biologie und Ökologie der Insekten. - Fischer, Stuttgart - New York: 690 S.
- JAHN, G. (1979a): Werden und Vergehen von Buchenwaldgesellschaften. - Berichte Internationales Symposium Internationale Vereinigung Vegetationskunde (Rinteln 1978): 339 - 362
- JAHN, G. (1979b): Zur Frage der Buche im nordwestdeutschen Flachland. - Forstarchiv 50 (5): 85 - 95
- JAHN, G. (1983): Die Buche auf dem Vormarsch im nordwestdeutschen Flachland. - Der Forst- und Holzwirt 38 (6): 142 - 145
- JAHN, G. (1996): Von der ursprünglichen zur heutigen potentiellen natürlichen Vegetation. - Natur- und Kulturlandschaft (1): 16 - 20
- JANETSCHKE, H. (HRSG.) (1982): Ökologische Feldmethoden. - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 175 S.
- JASZAY, T. (2001): Chrobáky (Coleoptera) Národného Parku Poloniny. - Statna ochrana prírody Banská Bystrica, Sprava Národného parku Poloniny Snina: 234 S.
- JAX, K. (1994): Mosaik-Zyklus und Patch-dynamics: Synonyme oder verschiedene Konzepte? Eine Einladung zur Diskussion. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3 (2): 107 - 112
- JESCHKE, L. (1993): Das Problem der zeitlichen Dimension bei der Bewertung von Biotopen. - Schr.-R. Landschaftspflege und Naturschutz 38: 77 - 86
- JUNGBLUTH, J.H. (1991): Zum Fehlbestand zoologischer Erhebungsprogramme und nationaler sowie regionaler faunistischer Erfassungszentren in Deutschland. - in: HENLE, K. & KAULE, G. (HRSG.) (1991): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. - Berichte aus der Ökologischen Forschung 4: 95 - 100

- JUNGBLUTH, J.H. (1994): Grundsätzliche Bemerkungen zur Durchführung von faunistischen Forschungsprojekten am Beispiel der Molluskenkartierung in Hessen mit einer Erörterung der derzeitigen Situation. - in: NATURSCHUTZ-ZENTRUM HESSEN (HRSG.) Faunistischer Artenschutz in Hessen: 17 - 70
- JUNGBLUTH, J.H. & BÜRCK, R. (1989): Vorläufige "Rote Liste" der bestandsgefährdeten Schnecken und Muscheln Baden-Württembergs. Bearbeitungsstand September 1982). - in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.): Arten- und Biotopschutzprogramm Baden-Württemberg. - Bd. 1 IIIB, Karlsruhe: 1 - 3
- JUNGBLUTH, J.H. & KNORRE, D. VON (1995): Rote Liste der Binnenmollusken (Schnecken (Gastropoda) und Muscheln (Bivalvia)) in Deutschland. - Mitt. dtsh. malakozool. Ges. 56/57: 1 - 17
- KAISER, T. (1996): Die potentielle natürliche Vegetation als Planungsgrundlage im Naturschutz. - Natur und Landschaft 71 (10): 435 - 439
- KAISER, U. (1994): Die Hessische Biotopkartierung (HB). - in: NATURSCHUTZ-ZENTRUM HESSEN (HRSG.) Faunistischer Artenschutz in Hessen: 401 - 406
- KARNER, M. (1994): Erfassungssituation und Probleme des Artenschutzes für die hessische Käferfauna (Insecta, Coleoptera): Gibt es einen wirkungsvollen Artenschutz für Wirbellose in Hessen ? - in: NATURSCHUTZ-ZENTRUM HESSEN (HRSG.) Faunistischer Artenschutz in Hessen: 175 - 188
- KAULE, G., SCHALLER, J. & SCHOBER, H.-M. (1979): Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern: allg. Teil, außeralpine Naturräume. - Schutzwürdige Biotope in Bayern (1), Bayerisches Landesamt für Umweltschutz: 154 S.
- KEDDY, P. A. & DRUMMOND, Ch. G. (1996): Ecological properties for the evaluation, management, and restoration of temperate deciduous forest ecosystems. - Ecological Applications 6 (3): 748 - 762
- KIAS, U., DEMEL, W. & REITER, K. (1996): Erfahrungen mit dem CIR-Interpretationsschlüssel der Landesumweltbehörden bei der Anwendung im alpinen Raum - Update und Umstellung der Biotop- und Nutzungstypenkartierung im Biosphärenreservat Berchtesgaden. - Laufener Seminarbeiträge (4): 79 -83
- KLATT, M. (1988): Insektengemeinschaften an städtischer Ruderalvegetation (Hymenoptera, Apoidea; Diptera, Syrphidae; Lepidoptera, Rhopalocera, HesperIIDae, Zyganidae). - Unveröffentlichte Diplomarbeit Fakultät für Biologie Universität Freiburg: 153 S.
- KLAUSMANN, H., SCHNEIDER, J. & SIEBLER-FERRY, U. (1983): Denzlingen - eine alemannische Siedlung im Breisgau. - Denzlingen
- KLAUSNITZER, B. (1984): Käfer in und am Wasser. - Wittenberg-Lutherstadt
- KLAUSNITZER, B. (1993): Die Bedeutung von Biotopelementen und Biotopstrukturen in einem Verzeichnis gefährdeter Lebensraumtypen besonders im Hinblick auf ihre Lebensraumfunktion für gefährdete terrestrische Insekten. - Schr.-R. Landschaftspflege und Naturschutz 38: 103 - 116
- KLEE, O. (1990): Wasser untersuchen. Einfache Analysenmethoden und Beurteilungskriterien. - Biologische Arbeitsbücher 42, Quelle & Meyer, Heidelberg: 230 S.
- KLEIN, M., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (1997): Künftige Bedeutung alternativer Konzepte des Naturschutzes. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (54): 301 - 310
- KLIMA, F. (1994): Die aktuelle Gefährdungssituation der Köcherfliegen Deutschlands (Insecta, Trichoptera). - Natur und Landschaft 69 (11): 511 - 518
- KLIMA, F. (1998): Rote Liste der Köcherfliegen (Trichoptera). - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (55): 112 - 118
- KNAPPE, J., GEISLER, U., GUTOWSKI, A. & FRIEDRICH, G. (1996): Rote Liste der limnischen Braunalgen (Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) Deutschlands. - Schr.-R. für Vegetationskunde (28): 609 - 623
- KNOP, CH. (1994): Aufbereitung und Darstellung biologischer Daten für die Umweltverträglichkeitsprüfung und die Landschaftsplanung. - NNA-Berichte 7 (1): 22 - 26
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas - Ökologie, Band 1. - Goecke & Evers, Krefeld
- KOCH, M. (1988): Wir bestimmen Schmetterlinge. - Neumann-Neudamm, Melsungen, 2. Aufl.: 792 S.
- KOHL, A., SCHRÖDER, E. & WEY, H. (1992): Empfehlungen für floristisch-vegetationskundliche Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. - Natur und Landschaft 67 (7/8): 328
- KÖLBL-DEICKE, H. & SCHÜLER, P.M. (1987): Erfassung und Bewertung von Biotopen mit Farbinfrarot-Luftbildern aus der Landesforstbefliegung 1983. - Untersuchungen zur Landschaftsplanung 13, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 30 S.
- KÖNIG, H. (1996): Ornithologische Erhebungen im Landschaftsmonitoring. - LÖBF-Mitt. (4): 34 - 45
- KÖNIG, H. (1999): Die Bedeutung der Vögel als Indikatoren in der Ökologischen Flächenstichprobe (ÖFS, Landschaftsmonitoring). - LÖBF-Mitt. (2): 79 - 93

- KONOLD, W. & WOLF, R. (1987): Kulturhistorische und landschaftsökologische Untersuchungen als Grundlage für die Feuchtgebiets-Planung am Beispiel der Gemarkung Bad Wurzach-Seibranz (Lkrs. Ravensburg). - *Natur und Landschaft* 62 (10): 424 - 429
- KÖPPEL, J. & POKORNY, D. (1997): Ökologische Umweltbeobachtung als Grundlage von Naturschutzplanung und Naturschutzmanagement. - in: ERDMANN, K.-H. & SPANAU, L. (HRSG.): *Naturschutz in Deutschland: Strategien, Lösungen, Perspektiven*. - Ulmer, Stuttgart: 163 - 182
- KORMANN, K. (1988): *Schwebfliegen Mitteleuropas: Vorkommen - Bestimmung - Beschreibung*. - ecomed, Landsberg: 176 S.
- KORNECK, D. & SUKOPP, H. (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. - *Schr.-R. für Vegetationskunde* (19): 210 S.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. - *Schr.-R. für Vegetationskunde* (28): 21 - 187
- KORPEL, S. (1995): *Die Urwälder der Westkarpaten*. - Fischer, Stuttgart, Jena, New York: 310 S.
- KOWARIK, I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zur einer zeitgemäßen Modifikation. - *Tüxenia* 7:
- KOWARIK, I. (1988): Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. - *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. Schr.-R. des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin* (56): 280 S.
- KREBS, CH.J. (1989): *Ecological Methodology*. - Harper & Row, New York: 654 S.
- KREEB, K.-H. (1983): *Vegetationskunde*. - Ulmer, Stuttgart: 331 S.
- KÜBLER, K. & AMMER, U. (1992): Der Einsatz von Fernerkundungsverfahren zur automatisierten Klassifizierung von Biotoptypen. - *Natur und Landschaft* 67 (2): 51 - 55
- KUHN, J. (1998): Life-history-Analysen, Verhaltens- und Populationsökologie im Naturschutz: die Notwendigkeit von Langzeitstudien. - *Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz* (58): 93 - 113
- KÜSTER, H. (1995): *Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. Von der Eiszeit bis in die Gegenwart*. - Beck, München: 424 S.
- KÜSTER, H. (1996): Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen als Grundlagen des Naturschutzes. - *Natur- und Kulturlandschaft* (1): 34 - 36
- KUTHAN, J., ADAMCIK, S., TERRAY, J. & ANTONÍN, V. (2000): *Huby Národného Parku Poloniny (Fungi of the National Park Poloniny)*. - Správa národných parkov, Lipovský Mikuláš, Správa Národného parku Poloniny, Snina: 197 S.
- LAMBECK, R.J. (2002): Focal Species and Restoration Ecology: Response to Lindenmayer et al.. - *Conservation Biology* 16 (2): 549 - 551
- LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN/LANDESAMT FÜR AGRARORDNUNG NRW (HRSG.) (1995): Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen. - *LÖBF-Schr.R.* (5): 318 S.
- LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN/LANDESAMT FÜR AGRARORDNUNG NORDRHEIN-WESTFALEN (1996): *Methoden für naturschutzrelevante Freilanduntersuchungen in Nordrhein-Westfalen*. - LÖBF, Recklinghausen: Loseblattsammlung
- LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG (1982): *Biotopkartierung Nordrhein-Westfalen. - Naturschutz praktisch, Beiträge zum Artenschutzprogramm Nordrhein-Westfalen, Grundlagen des Biotop- und Artenschutzes* 4: 63 S.
- LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG (1991): *Biotopkartierung Nordrhein-Westfalen. Methodik und Arbeitsanleitung*. - LÖLF Nordrhein-Westfalen, Abt. Biotop- und Artenschutz: 174 S.
- LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG & LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL (1985): *Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern. Teil I: Bewertungsverfahren. Teil II: Grundlagen für das Bewertungsverfahren*. - LÖLF NW, Recklinghausen, LAWAW, Düsseldorf: 65 S.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1985): *Kartierung biologisch-ökologisch wertvoller Biotope in Baden-Württemberg - Erläuterungen zum Erhebungsbogen*. - Landesanstalt für Umweltschutz, Institut für Ökologie und Naturschutz, Karlsruhe: 90 S.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.): (1993): *Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. Jahresbericht 1990/91*. - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe: 144 S.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.) (1997a): *§-24a-Kartierung Baden-Württemberg, Kartieranleitung für die besonders geschützten Biotope nach § 24 a NatSchG*. - 4. Auflage, Fachdienst Naturschutz, Allgemeine Grundlagen 2, Karlsruhe: 185 S.

- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.) (1997b): Arten, Biotope, Landschaft - Schlüssel zum Erfassen, Beschreiben, Bewerten. - 2. Auflage, Fachdienst Naturschutz, Allgemeine Grundlagen 1, Karlsruhe: 236 S.
- LANDRATSAMT BREISGAU-HOCHSCHWARZWALD(1979): Erläuterungen zum Flächennutzungsplan der vereinbarten Verwaltungsgemeinschaft Gundelfingen - Heuweiler. - Kreisplanungsamt, Freiburg: 45 S.
- LANDRATSAMT BREISGAU-HOCHSCHWARZWALD (1987): Mitteilung einer Liste der Naturdenkmale in Gundelfingen und Heuweiler. - Gemeinde Gundelfingen
- LANG, G. (1994): Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. Methoden und Ergebnisse. - Fischer, Jena: 462 S.
- LANGNER, S. (1990): Biotopqualitäten und ihre Bedeutung für die Verbreitung von Heuschreckengemeinschaften. Beitrag zu einem praktischen Naturschutz in unserer Kulturlandschaft. - Unveröffentlichte Diplomarbeit Institut für Zoologie Universität Freiburg: 78 S.
- LIEBEL, G., FARASIN, K., SCHRAMAYR, G., SCHANDA, F. & STÖHR, B. (1987): Biotopkartierung. Stand und Empfehlungen. - Umweltbundesamt, Wien: 153 S.
- LIEHL, E. (1988): Oberflächenformen und Landschaftsgeschichte. - in: LANDKREIS BREISGAU-HOCHSCHWARZWALD (HRSG): Breisgau-Hochschwarzwald. - Schillinger, Freiburg: 36 - 52
- LINDENMAYER, D.B., MANNING, A.D., SMITH, P.L., POSSINGHAM, H.P., FISCHER, J., OLIVER, I. & McCARTHY, M.A. (2002): The Focal-Species Approach and Landscape Restoration: a Critique. - Conservation Biology 16 (2): 338 - 345
- LISCHEWSKI, D. (1994): EDV-Werkzeug zur Unterstützung der Quellkartierung und -bewertung. - LÖBF-Mitt. (1):29 - 33
- LOCHER, H. (1995): HOAI: Verordnung über die Honorare für Leistungen der Architekten und der Ingenieure; in der Fassung der 5. Änderungsverordnung; Honorartabellenbuch - Stand 1. Januar 1996. - Werner, Düsseldorf
- LOUIS, H.W. (1994): Bundesnaturschutzgesetz. Kommentar der unmittelbar geltenden Vorschriften. - Schapen, Braunschweig: 712 S.
- LUDEMANN, TH. (1992): Im Zweribach - Vom nacheiszeitlichen Urwald zum "Urwald von morgen". - Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg (63): 268 S.
- LUDWIG, G., DÜLL, R., PHILIPPI, G., AHRENS, M., CASPARI, S., KOPERSKI, M., LÜTT, S., SCHULZ, F. & SCHWAB, G. (1996): Rote Liste der Moose (Anthocerophyta et Bryophyta) Deutschlands. - Schr.-R. für Vegetationskunde (28): 189 - 306
- LÜTTMANN, J., ZACHAY, W., SMOLIS, M. & VON DRACHENFELS, O. (1987): Katalog der zoologisch bedeutsamen Biotoptypen mit Verzeichnissen charakteristischer Tierarten und Tiergruppen. - Materialien für die landespflegerischen Planungen, Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Oppenheim: 260 S.
- LUZ, I. (1990): Schutzkonzepte und -strategien des Naturschutzes in der Bundesrepublik Deutschland - Eine Übersicht -. - Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege (44): 40 - 73
- LUZ, I. (1991): Schutzkonzepte und -strategien des Naturschutzes in der Bundesrepublik Deutschland - eine Übersicht. - Schr.-R. Deutscher Rat für Landespflege (59): 957 - 970
- MALZACHER, P. (1989): Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Eintagsfliegen (Ephemeroptera). - in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG): Arten- und Biotopschutzprogramm Baden-Württemberg. - Bd. 1 IIIB: 10 - 11
- MALZACHER, P., JACOB, U., HAYBACH, A. & REUSCH, H. (1998): Rote Liste der Eintagsfliegen (Ephemeroptera). - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (55): 264 - 267
- MARSHALL, J.A. & HAES, E.C.M. (1988): Grasshoppers and allied insects of Great Britain and Ireland. - Harley Books, Essex: 252 S.
- MASUMY, S.A. (1978): Analyse von Texturparametern in Luftbildern und Scanneraufzeichnungen verschiedener Maßstäbe zur Identifizierung von Waldtypen. - Dissertation Forstliche Fakultät Universität Freiburg: 167 S.
- MEFFE, G.K. & CARROLL, R. (1994): Principles of Conservation Biology. - Sinauer Associates, Sunderland: 600 S.
- MERCK (1986): Schnelltest-Handbuch. - Darmstadt: 288 S.
- MERCK (ohne Jahresangabe): Aquamerck-Kompaktlabor für Wasseruntersuchungen. - Merck, Darmstadt: 40 S.
- MEYER, D. (1984): Makroskopisch-biologische Feldmethoden zur Wassergütebeurteilung von Fließgewässern. - Arbeitsgemeinschaft Limnologie und Gewässerschutz, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Landesverband Niedersachsen, Hannover: 135 S.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (HRSG.) (1953-62): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. - Band I, II (9 Lieferungen), Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bad Godesberg
- MIKUSINSKI, G. & ANGELSTAM, P. (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. - Vogelwelt 118: 277 - 283
- MILDENBERGER, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes. Band 1. - Kilda, Greven: 400 S.
- MILDENBERGER, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band 2. - Kilda, Greven: 646 S.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (1989): Landschaftspflegerichtlinie. - Stuttgart: 65 S.

- MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG & MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM (1991): Richtlinie des Umweltministeriums und des Ministeriums Ländlicher Raum für die Gewährung von Zuwendungen für Maßnahmen der Biotop- und Landschaftspflege, des Artenschutzes und der Biotopgestaltung, für Nutzungsbeschränkungen aus Gründen des Naturschutzes. - Gemeinsames Amtsblatt des Landes Baden-Württemberg 39 (4): 145 - 180
- MIOTK, P. (1986): Situation, Problematik und Möglichkeiten im zoologischen Artenschutz. - Schr.-R. Vegetationskunde 18: 49 - 66
- MIOTK, P. (1993): Fallbeispiele zur Wirkung wichtiger Biotop-Parameter unterschiedlicher Qualität auf Biozöosen sowie ein Ansatz zu ihrer Bewertung. - Schr.-R. Landschaftspflege und Naturschutz 38: 237 - 263
- MROSEK, T.M. (1997): Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur naturschutzfachlichen Bewertung von multifunktionaler Waldnutzung unter besonderer Berücksichtigung des Prozeßschutzes. Fallstudie am Privatforstbetrieb Haliburton Forest & Wild Life Reserve Ltd. in Ontario. - Diplomarbeit, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie Universität Göttingen: 58 S.
- MÜHLENBERG, M. (1990): Langzeitbeobachtungen für Naturschutz - Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren. - Ber. ANL (14): 79 - 100
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. - 3. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 512 S.
- MÜHLENBERG, M. & HOVESTADT, T. (1991): Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. - in: HENLE, K. & KAULE, G. (HRSG.) (1991): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. - Berichte aus der Ökologischen Forschung 4: 142 - 157
- MÜHLENBERG, M. & HOVESTADT, TH. (1992): Das Zielartenkonzept. - NNA-Berichte 5 (1): 36 - 41
- MÜLLER, TH. & OBERDORFER, E. (1974): Die potentielle natürliche Vegetation von Baden-Württemberg. - Beihefte Veröff. der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 6: 7 - 45
- MÜLLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. (1974): Aims and methods of Vegetation ecology. - New York
- NAGEL, P. (1989): Bildbestimmungsschlüssel der Saprobien, Makrozoobenthon. - Fischer, Stuttgart
- NATIONALPARKKOMMISSION DER INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND RESOURCES (HRSG.): (1994): Parke für das Leben: Aktionsplan für Schutzgebiete in Europa. - IUCN, Glandt, Cambridge: 150 S.
- NATURSCHUTZZENTRUM NRW (HRSG.) (1993): Quellkartieranleitung. Anleitung zur Quellkartierung in Nordrhein-Westfalen. - Naturschutzzentrum NRW, Recklinghausen: 131 S.
- NIEDERSÄCHSISCHER MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1989): Niedersächsisches Landschaftsprogramm. - Hannover: 133 S.
- NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT (HRSG.) (1992): Ganzflächige Biotopkartierung. Allgemeine Einführung und Kartierhinweise. - Niedersächsisches Forstplanungsamt, Wolfenbüttel: 29 S.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (HRSG.) (1995): Waldökologie unter der Lupe. Die Biotopkartierung im niedersächsischen Staatswald. - Schr.-R. Waldinformation (5): 19 S.
- NIEHUIS, O. (1998): Rote Liste der Goldwespen (Hymenoptera: Chrysididae). - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (55): 134 - 137
- NORDDEUTSCHE NATURSCHUTZAKADEMIE (HRSG.) (1994): Biologische Beiträge und Bewertung in Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung. - NNA-Berichte 7 (1): 114 S.
- NORDDEUTSCHE NATURSCHUTZAKADEMIE (HRSG.) (1997): Bewerten im Naturschutz. - NNA-Berichte 10 (3): 125 S.
- NOWAK, E., BLAB, J. & NEUMANN, J. (1994b): Rote Listen und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Vögel (Aves). - Sch.-R. für Naturschutz und Landschaftspflege (42): 59 - 108
- NOWAK, E., HEIDECHE, D. & BLAB, J. (1994a): Rote Listen und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Säugetiere (Mammalia). - Sch.-R. für Naturschutz und Landschaftspflege (42): 27 - 58
- OBERDORFER, E. (1957): Eine Vegetationskarte von Freiburg i. Br.. - Berichte Naturforschende Gesellschaft Freiburg 47 (2): 139 - 145
- OBERDORFER, E. (HRSG.) (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I. - Fischer, Stuttgart - New York: 311 S.
- OBERDORFER, E. (HRSG.) (1978): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil II. - Fischer, Stuttgart - New York: 355 S.
- OBERDORFER, E. (1979): Vegetation. - Mitt. der deutschen bodenkundlichen Gesellschaft 28: 41 - 53
- OBERDORFER, E. (HRSG.) (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III. - Fischer, Stuttgart - New York: 455 S.
- OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Ulmer, Stuttgart: 1050 S.
- OBERDORFER, E. (HRSG.) (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche. Text- und Tabellenband. - Fischer, Stuttgart - New York: Textband 282 S., Tabellenband 580 S.
- OBERDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - 7. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1050 S.
- OSTMANN, U. (1994): Die Landnutzungsarten in topographischen Karten des 18. und 19. Jahrhunderts als

- standortkundliche Beiträge zum Naturschutz. - NNA-Berichte 7 (3): 60 - 68
- OTTNAD, B. (1988): Die politische Geschichte von den Anfängen bis zur Gegenwart. - in: LANDKREIS BREISGAU-HOCHSCHWARZWALD (HRSG): Breisgau-Hochschwarzwald. - Schillinger, Freiburg: 167 - 183
- PANIGAJ, L. (2000): Motýle Národného Parku Poloniny - Lepidoptera of the National Park Poloniny. - Statna ochrana prirody SR, Banska Bystrica, Sprava Narodneho parku Poloniny, Snina: 111 S.
- PASSARGE, H. (1991): Avizönosen in Mitteleuropa. - Beiheft 8 zu den Ber. ANL: 128 S.
- PCOLA, ST. (2002): Zoznam a ekozozologický status stavovcov Národného parku Poloniny. - im Druck
- PETERKEN, G.F. (1993): Woodland Conservation and Management. - Chapman & Hall, London: 374 S.
- PETERKEN, G.F. (1994): The definition, evaluation and management of ancient woods in Great Britain. - NNA-Berichte 7 (3): 102 - 115
- PETERKEN, G.F. (1996): Natural Woodland. - University Press, Cambridge: 522 S.
- PETERSEN, B. (2000): Welche Schutzverpflichtungen bestehen für die Arten der FFH-Richtlinie? - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (68): 17 - 30
- PETERSON, R., MOUNTFORT, G. & HOLLUM, P.A.D. (1979): Die Vögel Europas. - Parey, Hamburg - Berlin: 446 S.
- PLACHTER, H. (1981): Vorschläge zur Verwirklichung von Artenschutzprogrammen. - Tagungsbericht ANL (9): 49 - 56
- PLACHTER, H. (1983): Praxisbezogene Anforderungen an Artenschutzprogramme und Möglichkeiten ihrer Verwirklichung. - Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege (34): 36 - 72
- PLACHTER, H. (1987): Arten- und Biotopschutzprogramme als umfassende Zielkonzepte des Naturschutzes. - Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege (39): 106 - 126
- PLACHTER, H. (1989): Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (29): 107 - 135
- PLACHTER, H. (1990): Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (32): 187 - 199
- PLACHTER, H. (1991a): Naturschutz. - UTB 1563, Fischer, Stuttgart: 463 S.
- PLACHTER, H. (1991b): Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege. - Laufener Seminarbeiträge (7): 7 - 29
- PLACHTER, H. (1992): Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 67: 9 - 48
- PLACHTER, H. & FOECKLER, F. (1991): Entwicklung von naturschutzfachlichen Analyse- und Bewertungsverfahren. - in: HENLE, K. & KAULE, G. (HRSG.) (1991): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. - Berichte aus der Ökologischen Forschung 4: 323 - 337
- PLATEN, R., BLICK, TH., SACHER, P. & MALTEN, A. (1998): Rote Liste der Webspinnen (Arachnida: Araneae). - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (55): 268 - 275
- POETHKE, H.-J. (1997a): Die Bedeutung von Störungen und Katastrophen für die ökologische Vielfalt. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (54): 265 - 276
- POETHKE, H.-J. (1997b): Möglichkeiten und Grenzen der Erfassung und Bewertung von Größe und Zustand von Populationen. - Natur und Landschaft 72 (11): 492 - 495
- POETHKE, H.J., GOTTSCHALK, E. & SEITZ, A. (1996): Gefährdungsgradanalyse einer räumlich strukturierten Population der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*): Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzeptes im Artenschutz. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz (5): 229 - 242
- POHL, D. (1979): Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. - Niedersächsisches Landesverwaltungsamt - Naturschutz, Landschaftspflege, Vogelschutz -, Hannover: 57 S.
- POLISH NATIONAL COMMITTEE FOR THE UNESCO - MAB PROGRAMME (HRSG.) (ohne Jahresangabe): International Biosphere Reserve in Preparation in Eastern Carpathians. - Broschüre, Polish Academy of Sciences, Warsaw: 24 S.
- POTT, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Ulmer-Verlag, Stuttgart: 427 S.
- PRETSCHER, P. (1984): Rote Liste der Großschmetterlinge (Macrolepidoptera). - in: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (HRSG.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - Naturschutz aktuell (1), Kilda, Greven: 53 - 66
- PRETSCHER, P. (2000): Verbreitung, Biologie, Gefährdung und Schutz des Eschen-Scheckenfalters (*Euphydryas* [*Hypodyras*] *matura* LINNAEUS, 1758) in Deutschland. - Natur und Landschaft 75 (11): 439 - 448
- PRIMACK, B.R. (1995): Naturschutzbiologie (Essentials of Conservation Biology). - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg-Berlin-Oxford: 713 S.
- PULLIAM, H.R. (1988): Sources, sinks and population regulation. - Am. Nat. 132 (5): 652 - 661

- PUTHZ, V. (1984): Rote Liste der Eintagsfliegen (Ephemeroptera). - in: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (HRSG.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - Naturschutz aktuell (1), Kilda, Greven: 118 - 120
- RADERMACHER, W., ZIESCHANK, R., HOFFMANN-KROLL, R., VAN NOUHUYS, J., SCHÄFER, D. & SEIBEL, S. (1998): Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland mit Praxistest für ausgewählte Indikatoren und Bezugsräume. - Metzler-Poeschel, Wiesbaden: 457 S.
- RADLER, K., BERGERHAUSEN, W. & KRISCHER, O. (1994): Repräsentative Bestandserhebung am Beispiel des Steinkauzes (*Athene noctua*). - in: NATURSCHUTZ-ZENTRUM HESSEN (HRSG.) Faunistischer Artenschutz in Hessen: 279 - 290
- RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1979): Richtlinie des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (79/409/EWG). - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 103, 22. Jahrgang, 25.4.1979
- RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Pflanzen und Tiere. - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften 35 (L206): 7 - 50
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1983): Waldschäden und Luftverunreinigungen. - Sondergutachten, Kohlhammer, Stuttgart - Mainz: 172 S.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. - Sondergutachten, Kohlhammer, Stuttgart - Mainz: 423 S.
- RATHFELDER, O. (1983): Die Bedeutung der Biotopkartierung für die Landschaftsplanung und Landespflege. - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg (34): 7 - 15
- RATHS, U. & RIECKEN, U. (1999): Laufkäfer im Drachenfelder Ländchen. Raumeinbindung und Biotopnutzung sowie Aspekte zur Methodenoptimierung und Landschaftsentwicklung. Tierwelt in der Zivilisationslandschaft Teil III. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (59): 156 S.
- RATHS, U., RIECKEN, U. & SSYMAN, A. (1995): Gefährdung von Lebensraumtypen in Deutschland und ihre Ursachen - Auswertung der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen. - Natur und Landschaft 70 (5): 203 - 212
- RAUH, J. (1993): Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. - Schr.-R. Naturwaldreservate in Bayern (2): 199 S.
- RECK, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biotopskriptoren für den tierökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (32): 99 - 119
- RECK, H. (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung. Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biotopskriptoren. - Naturschutz und Landschaftsplanung (4): 129 - 135
- RECK, H. (1996): Bewertungsfragen im Arten- und Biotopschutz und ihre Konsequenzen für biologische Fachbeiträge zu Planungsvorhaben. - Laufener Seminarbeiträge (3): 37 - 52
- REGIONALVERBAND SÜDLICHER OBERRHEIN (HRSG.) (1988): Regional bedeutsame Biotope. Zusammenge stellt aus der Biotopkartierung des Landes Baden-Württemberg durch die Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg. - Veröffentlichung des Regionalverbandes Südlicher Oberrhein (14): 79 S.
- REICH, M. (1990): Entwicklung und Darstellung der Zielaussagen im bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramm. - Mitt. aus der NNA 1 (2): 41 - 45
- REICH, M. (1994): Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten - Instrumente für Effizienzkontrollen des Naturschutzes? - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (40): 103 - 111
- REICHELT, G. & WILMANN, O. (1973): Vegetationsgeographie. - Westermann, Braunschweig: 210 S.
- REINEKE, D. (1983): Der Orchideenbestand des Großraumes Freiburg i.Br. . - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg (33): 128 S.
- REITER, A.S. (1996): Artenschutzprogramme in Deutschland und der Schweiz. - reports Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien: 74 S.
- REMMERT, H. (1979): Grillen oder wie groß müssen Naturschutzgebiete sein? - Nationalpark 22: 7 - 9
- REMMERT, H. (1987a): Gleichgewicht durch Katastrophen. Stimmen unsere Vorstellungen von Harmonie und Gleichgewicht in der Ökologie noch? - Aus Forschung und Medizin 1: 7 - 17
- REMMERT, H. (1987b): Sukzessionen im Klimax-System. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 1986: 27 - 34
- REMMERT, H. (1988): Naturschutz. - Springer, Berlin - Heidelberg - New York - London - Paris - Tokyo: 202 S.
- REMMERT, H. (1990): Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme. - NNA-Berichte 3 (3): 110 - 117
- REMMERT, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. - Laufener Seminarbeiträge (5): 5 - 15
- RIECKEN, U. (1990a): Ziele und Möglichkeiten der Anwendung der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungen - Eine Einführung. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (32): 9 - 26

- RIECKEN, U. (HRSG.) (1990b): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (32): 228 S.
- RIECKEN, U. (1991): Probleme der Raumgliederung aus tierökologischer Sicht. - LÖLF-Mitt. (4): 37 - 43
- RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (36):
- RIECKEN, U. (1994): Stellenwert und Bedeutung biologischer Beiträge in der Landschaftsplanung. - NNA-Berichte 7 (1): 4 - 11
- RIECKEN, U. (1996): Die Bedeutung zoologischer Fachbeiträge für unterschiedliche Ebenen der naturschutzrelevanten Planung. - Laufener Seminarbeiträge (3): 9 -22
- RIECKEN, U. (2000): Raumeinbindung und Habitatnutzung epigäischer Arthropoden unter den Bedingungen der Kulturlandschaft. Tierwelt in der Zivilisationslandschaft - Teil IV. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (61): 196 S.
- RIECKEN, U. & BLAB, J. (1989): Biotope der Tiere in Mitteleuropa. - Naturschutz aktuell (7): 123 S.
- RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (41): 184 S.
- RIECKEN, U., RIES, U., SSYMANK, A., BLESS, R., BOHN, U. & KRAUSE, A. (1993): Biotoptypenverzeichnis für die Bundesrepublik Deutschland. - Schr.-R. Landschaftspflege und Naturschutz 38: 301 - 339
- RIESS, U. (1988): Das bayerische Arten- und Biotopschutzprogramm (ABSP). - Natur und Landschaft 63 (7/8): 295 - 297
- RIESS, W. (1986): Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern. - Laufener Seminarbeiträge (10): 102 - 115
- RINGLER, A. (1976): Verlustbilanz nasser Kleinbiotope in Moränengebieten der Bundesrepublik Deutschland. - Natur und Landschaft 51 (7/8): 205 - 209
- RINGLER, A. (1981a): Schrumpfung und Dispersion von Biotopen. - Natur und Landschaft 55 (3): 39 - 44
- RINGLER, A. (1981b): Feuchtgebiete Bayerns - Verluste, Bedeutung, Erhaltung. - Tagungsbericht ANL (10): 25 - 113
- RINGLER, A. (1987): Gefährdete Landschaft. Lebensräume auf der Roten Liste. - BLV, München - Wien - Zürich: 195 S.
- RINGLER, A. (1993): Biotopverluste als Kriterium für eine Rote Liste Biotope. - Schr.-R. Landschaftspflege und Naturschutz 38: 179 - 235
- ROHÁČEK, J., STARÝ, J., MARTINOVSKÝ, J. & VÁLA, M. (1995): Diptera Bukovských vrchov. / Diptera of the Bukovské vrchy. - SAZP - Správa CHKO a BR Východné Karpaty Humenné: 232 S.
- ROWECK, H. (1995): Landschaftsentwicklung über Leitbilder ? - LÖBF-Mitt. (4): 25 - 34
- RÜCKRIEM, CH. (1997): Umsetzung der Berichtspflicht in der Kontinentalen Region im Rahmen des Life-Projekts "Beurteilung des Erhaltungszustandes natürlicher Lebensräume gemäß FFH-Richtlinie". - Natur und Landschaft 72 (11): 481 - 485
- RÜCKRIEM, CH. & ROSCHER, S. (1999): Empfehlungen zur Umsetzung der Berichtspflicht gemäß Artikel 17 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. - Angewandte Landschaftsökologie (22): 456 S.
- RÜCKRIEM, CH. & SSYMANK, A. (1997): Erfassung und Bewertung des Erhaltungszustandes schutzwürdiger Lebensraumtypen und Arten in Natura-2000-Gebieten. Ansätze und Perspektiven zur Umsetzung der Berichtspflicht gemäß Art. 17 der FFH-Richtlinie. - Natur und Landschaft 72 (11): 467 - 473
- RUPP, L. & MÜLLER, E. (1990): Ökologische Grundlagenuntersuchungen. Zustandserfassung, Bewertung, Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung. Gemeinde Gundelfingen. - Wasserwirtschaftsamt Freiburg: 24 S.
- SACHTELEBEN, J. (1994): Bestandsaufnahmen als Grundlagen für das Bayerische Arten- und Biotopschutzprogramm. - in: NATURSCHUTZ-ZENTRUM HESSEN (HRSG.) Faunistischer Artenschutz in Hessen: 387 - 400
- SACHTELEBEN, J. & SIMLACHER, CH. (1996): Möglichkeiten der Umsetzung des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes (ABSP) für die Planung. - Laufener Seminarbeiträge (3): 74 - 88
- SCHACHERER, A. (2001): Das Niedersächsische Pflanzenarten-Erfassungsprogramm. - Supplement Pflanzen zu Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen (5): 20 S.
- SCHALLER, J. (1978): Ziele, Methodik und Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern. - Ber. ANL (2): 17 - 27
- SCHERFOSE, V., FORST, R., GREGOR, TH., HAGIUS, A., KLÄR, C., NICLAS, G. & STEER, U. (1999): Anforderungen an Gliederung und Inhalte von Pflege- und Entwicklungsplänen im Rahmen von Naturschutzgroß- und Gewässerrandstreifenprojekten des Bundes. - Angewandte Landschaftsökologie (18): 171 - 187
- SCHERZINGER, W. (1990): Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz, Zieldiskussion am Beispiel der Nationalpark-Idee. - Natur und Landschaft 65 (6): 292 - 298
- SCHERZINGER, W. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept aus der Sicht des zoologischen Artenschutzes. - Laufener Seminarbeiträge (5): 30 - 42

- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. - Ulmer, Stuttgart: 447 S.
- SCHERZINGER, W. (1997a): Kritische Formulierung einer Zieldiskussion zum Naturschutz im Wald. - Selbstverlag Erster Coleopterologischer Verein, Bürs: 68 S.
- SCHERZINGER, W. (1997b): Tun oder unterlassen? Aspekte des Prozessschutzes und des "Nichts-Tun" im Naturschutz. - Laufener Seminarbeiträge (1): 31 - 44
- SCHERZINGER, W. (1997c): Prozesse natürlicher Waldentwicklung als Schrittmacher faunistischer Vielfalt. - Natur- und Kulturlandschaft (2): 70 - 75
- SCHOURLEN, K. (2000): Situationsanalyse bestehender Schutzgebietssysteme am Beispiel von Naturschutzgebieten. - in: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.): Vorrangflächen, Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (63): 127 - 146
- SCHILL, M. (1984): Ortsgeschichte Heuweiler. - Manuskript, Heuweiler: 58 S.
- SCHLUMPRECHT, H. (1999): Welche Art kommt in Zukunft auf die Rote-Liste? - Risikogruppen-Identifikation mit statistischen Methoden. - Natur und Landschaft 74 (6): 273 - 280
- SCHLUMPRECHT, H. (2000): Das "Schlüsselartensystem für ein Naturschutzmonitoring" und die FFH-Arten-Vorstellung von Artensteckbriefen und Verbreitungskarten für ausgewählte FFH-Arten und ihre Eignung für Monitoring und Berichtspflicht. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (68): 153 - 168
- SCHLUMPRECHT, H. & VÖLKL, W. (1992): Der Erfassungsgrad zoologisch wertvoller Lebensräume bei vegetationskundlichen Kartierungen. - Natur und Landschaft 67 (1): 3 - 7
- SCHLÜPMANN, M. (1988): Bioökologische Bewertungskriterien für die Landschaftsplanung. - Natur und Landschaft 63 (4): 155 - 159
- SCHMID, U. (1986): Beitrag zur Schwebfliegen-Fauna der Tübinger Umgebung (Dipt., Syrphidae). - Veröff. Natsch. Landshpfl. Bad.Württ. 61: 437 - 489
- SCHMIDT, M. (1994): Grundlagenwerke als Bestandteil des Artenschutzprogramms Baden-Württemberg. - in: NATURSCHUTZ-ZENTRUM HESSEN (HRSG.) Faunistischer Artenschutz in Hessen: 373 - 382
- SCHMIDT, U.E. (1989): Entwicklungen in der Bodennutzung im mittleren und südlichen Schwarzwald seit 1780. - Mitt. der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (146): Band 1 206 S., Band 2 109 S.
- SCHMIDT-EGGER, CH., SCHMIDT, K. & DOCZKAL, D. (1996): Rote Liste der Grabwespen Baden-Württembergs (Hymenoptera, Sphecidae). - Natur und Landschaft 71 (9): 371 - 380
- SCHNARRENBARGER, K. (1985): Geologische Karte 1:25000 von Baden-Württemberg. Erläuterungen zu Blatt 7814 Elzach. - Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart: 60 S.
- SCHNEIDER, CH. & SUKOPP, H. (1978): Zur Erhebung von Fauna und Flora in Naturschutzgebieten. Forderungen an die Gesetze aus Sicht der angewandten Ökologie. - Zeitschrift TU Berlin 10 (2): 20 - 26
- SCHNITTLER, M. (1996): Zu den Roten Listen der Pilze Deutschlands. - Schr.-R. für Vegetationskunde (28): 369 - 376
- SCHNITTLER, M. & LUDWIG, G. (1996): Zur Methodik der Erstellung Roter Listen. - Schr.-R. für Vegetationskunde (28): 709 - 739
- SCHNITTLER, M., LUDWIG, G., PRETSCHER, P. & BOYE, P. (1994): Konzeption der Roten Listen der in Deutschland gefährdeten Tier- und Pflanzenarten - unter Berücksichtigung der neuen internationalen Kategorien -. - Natur und Landschaft 69 (10): 451 - 459
- SCHORR, M. (1990): Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen in der Bundesrepublik Deutschland. - Ursus Scientific Publications, Biltoven: 512 S.
- SCHRÖDER, E., KLEIN, M. & RIECKEN, U. (1997): Möglichkeiten und Perspektiven für ein Biotopmanagement durch "Katastrophen". - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (54): 189 - 204
- SCHUHMACHER, W. (1997): Naturschutz in agrarisch geprägten Landschaften. - in: ERDMANN, K.-H. & SPANDAU, L. (HRSG.): Naturschutz in Deutschland: Strategien, Lösungen, Perspektiven. - Ulmer, Stuttgart: 95 - 122
- SCHULTE, G. (1982): Kleingewässer-Kartierung Nordrhein-Westfalen. - Naturschutz praktisch, Beiträge zum Artenschutzprogramm Nordrhein-Westfalen, Grundlagen des Biotop- und Artenschutzes 5: 5 S.
- SCHUPP, D., BEHM-BERKELMANN, K., HERRMANN, T., PILGRIM, B. & SCHACHERER, A. (2001): Arten brauchen Daten - Erfassung von Tier- und Pflanzenarten in Niedersachsen. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen (5): 219 - 240
- SCHWANDER(1987): Ergebnisse der selektiven Biotopkartierung für die Gemeinden Gundelfingen und Heuweiler. - Schriftl. Mitt. der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg an das Bürgermeisteramt Gundelfingen: 20 S.
- SCHWOERBEL, J. (1984): Einführung in die Limnologie. - Fischer, Stuttgart, New York: 233 S.
- SCHWOERBEL, J. (1986): Methoden der Hydrobiologie. Süßwasserbiologie. - UTB 979, Fischer, Stuttgart: 301 S.

- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. (HRSG.) (1990a): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil, Spezieller Teil (Pteridophyta, Spermatophyta). - Ulmer, Stuttgart: 613 S.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. (HRSG.) (1990b): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 2: Spezieller Teil (Spermatophyta). - Ulmer, Stuttgart: 442 S.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. (HRSG.) (1992a): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 3: Allgemeiner Teil, Spezieller Teil (Pteridophyta, Unterklasse Rosidae) Drsoseraceae bis Fabaceae. - Ulmer, Stuttgart: 483 S.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. (HRSG.) (1992b): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 4: Allgemeiner Teil, Spezieller Teil (Pteridophyta, Unterklasse Rosidae) Haloragaceae bis Apiaceae. - Ulmer, Stuttgart: 362 S.
- SEIFERT, B. (1998): Rote Liste der Ameisen (Hymenoptera: Formicidae). - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (55): 130 - 133
- SICK, W.-D. (1988): Die Siedlungen. - in: LANDKREIS BREISGAU-HOCHSCHWARZWALD (HRSG): Breisgau-Hochschwarzwald. - Schillinger, Freiburg: 197 - 207
- SIEMERS, V. (1989): Der Einfluß von Sturm und Feuer auf die Zusammensetzung und Entwicklung nordamerikanischer Wälder. - LÖLF-Mitt. (3): 23 - 25
- SINGER, D. (1998): Die Vögel Mitteleuropas. - 3. Auflage, Franckh, Stuttgart: 384 S.
- SPANG, W.D. (1992): Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen. - Natur und Landschaft 67 (4): 158 - 161
- SPILLING, E. (1999): Natura 2000: Defizite bei der Aufstellung der FFH-Vorschlagsliste. - Natur und Landschaft 74 (7/8): 323 - 328
- SPONECK, C.F. VON (1817): Über den Schwarzwald. Geographische, topographische, statistische, geognostische und naturhistorische Notizen sowie Angaben über die Holzarten im Schwarzwald, Beschreibung des Wildstandes, der Viehweiden, Insekten, Flößereien und einige Reisebeschreibungen. - Badische Reihe (7), Waldkircher Verlagsgesellschaft mbH, Waldkirch: 152 S.
- SSYMANK, A. (1994a): Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz. Das Schutzgebietssystem NATURA 2000 und die "FFH-Richtlinie" der EU. - Natur und Landschaft 69 (9): 395 - 406
- SSYMANK, A. (1994b): Indikatorarten der Fauna für historisch alte Wälder. - NNA-Berichte 7 (3): 134 - 142
- SSYMANK, A. (1997a): Schutzgebiete für die Natur: Aufgaben, Ziele, Funktionen und Realität. - in: ERDMANN, K.-H. & SPANDAU, L. (HRSG.): Naturschutz in Deutschland: Strategien, Lösungen, Perspektiven. - Ulmer, Stuttgart: 11 - 38
- SSYMANK, A. (1997b): Anforderungen an die Datenqualität für die Bewertung des Erhaltungszustandes gemäß den Berichtspflichten der FFH-Richtlinie. - Natur und Landschaft 72 (11): 477 - 480
- SSYMANK, A. (2000): Biotopkomplexe der Bundesrepublik Deutschland - mit Definitionen und Erläuterungen. - in: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.): Vorrangflächen, Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (63): 343 - 419
- SSYMANK, A. (2001): Vegetation und blütenbesuchende Insekten in der Kulturlandschaft. Pflanzengesellschaften, Blühphänologie, Biotopbindung und Raumnutzung von Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) im Drachenfelder Ländchen sowie Methodenoptimierung und Landschaftsbewertung. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (64): 513 S.
- SSYMANK, A. & DOCZKAL, D. (1998): Rote Liste der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae). - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (55): 65 - 72
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, CH., SCHRÖDER, E. & MESSER, D. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (53): 560 S.
- STAATLICHES FORSTAMT FREIBURG (1981): Gemeindewald Gundelfingen. Erläuterungen zum Forsteinrichtungswerk 1982 bis 1991. - Freiburg
- STATISTISCHES BUNDESAMT & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.): (2000): Konzepte und Methoden zur Ökologischen Flächenstichprobe - Ebene II: Monitoring von Pflanzen und Tieren. - Angewandte Landschaftsökologie (33): 262 S.
- STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.) (1985): Die Freiburger Bucht zwischen Glotter, Möhlin und dem Dreisamtal im Zahlenspiegel. - Baden-Württemberg in Wort und Zahl, Statistische Monatshefte (11): 447 - 455
- STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (1998): Ergebnisse der Flächenerhebung 1997 nach Gemeinden und Gemarkungen. Bodenfläche nach der tatsächlichen Nutzung. - Zuzüglich: Recherchierte Informationen aus dem Landesinformationssystem Baden-Württemberg. - Statistik von Baden-Württemberg 520 (3); schriftliche Mitteilungen des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg

- STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG(1999): Bevölkerungsentwicklung in Deutschland und Baden-Württemberg seit 1950 nach Regierungsbezirken; Erwerbstätige in Baden-Württemberg seit 1950 nach Wirtschaftsbereichen und Geschlecht; Ernten ausgewählter landwirtschaftlicher Feldfrüchte in Baden-Württemberg seit 1952; Viehbestände in Baden-Württemberg seit 1950 nach Tierarten; Holzeinschlag in Baden-Württemberg seit den Forstwirtschaftsjahren 1950/51 nach Holzarten; Land- und forstwirtschaftliche Betriebe in t 1950. - homepage Statistisches Landesamt Baden-Württemberg unter <http://www.statistik-baden-wuerttemberg.de>
- STEINMETZ, H.-J. (1988): Hessische Biotopschutzprogramme. - Symposiumsbericht Biotopvernetzung in der Kulturlandschaft, Schr.-R. Angewandter Naturschutz (1): 42 - 45
- STEUER, H. (1990): Die Alemannen auf dem Zähringer Burgberg. - Archäologische Informationen aus Baden-Württemberg (13): 75 S.
- STOLPER, A. (1992): Chemisch-physikalische und limno-faunistische Untersuchung des Taubenbachs in der Gemarkung Gundelfingen (Kreis Breisgau-Hochschwarzwald). - Unveröffentlichte Diplomarbeit Institut für Zoologie Universität Freiburg: 108 S.
- STREITZ, H. (1993): Biotopwertanalyse für den Stadtwald Wiesbaden - Bilanz einer flächendeckenden Waldbiotopkartierung. - Natur und Landschaft 68 (1): 12 - 15
- STUBBS, A.E. (1982): Hoverflies as primary woodland indicators with reference to Wharncliffe Wood. - Sorby Record 20: 62 - 67, Sheffield.
- STUBBS, A.E. (1983): British Hoverflies, 254 S. - British Ent. and Nat. Hist. Soc., London: 254 S.
- STÜLPNAGEL, W. (1964): Wildtal - ein breisgau-ritterschaftlicher Ort. - Jahresheft des Breisgauer Geschichtsvereins, Sonderdruck der Zeitschrift Schau-ins-Land
- STUMPF, TH. (1997): Neue Wege in der Bioindikation. Ein ökologisches Zeigerwertesystem für Käfer. - LÖBF-Mitt. (2): 53 - 58
- STURM, K. (1993): Methoden und Ziele der Waldbiotopkartierung. - Mitt. aus der NNA 4 (5): 7 - 20
- STURM, K. (1995): Möglichkeiten, Probleme und Defizite der Integration naturschutzrelevanter Daten im Rahmen der Forsteinrichtung. - in: RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (HRSG.): Biologische Daten für die Planung. Auswertung, Aufbereitung und Flächenbewertung. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (43): 231 - 245
- SUCCOW, M. (1997): Zur Situation der Landnutzung: Chancen für mehr Umweltverträglichkeit. - in: ERDMANN, K.-H. & SPANAU, L. (HRSG.): Naturschutz in Deutschland: Strategien, Lösungen, Perspektiven. - Ulmer, Stuttgart: 87 - 94
- SUKOPP, H., KUNICK, W. & SCHNEIDER, CH. (1979a): Biotopkartierung in der Stadt. - Natur und Landschaft 54 (3): 66 - 68
- SUKOPP, H., TRAUTMANN, W. & SCHALLER, J. (1979b): Biotopkartierung in der Bundesrepublik Deutschland. - Natur und Landschaft 54 (3): 63 - 64
- TANGEN, K. & SCHMIDT, M. (1997): Naturlandschaftsentwicklung - ein Instrument des Naturschutzes in Baden-Württemberg. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (54): 77 - 84
- THIELE, H.-U. (1977): Carabid Beetles in their Environments. - Springer, Berlin - Heidelberg - New York: 369 S.
- THOMAS, A., MROTZEK, R. & SCHMIDT, W. (1995): Biomonitoring in naturnahen Buchenwäldern. - Angewandte Landschaftsökologie (6): 150 S.
- TOBIAS, D. & TOBIAS, W. (1984): Rote Liste der Köcherfliegen (Trichoptera). - in: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (HRSG.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - Naturschutz aktuell (1), Kilda, Greven: 67 - 69
- TRAUTNER, J. (HRSG.) (1992a): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. - Margraf, Weikersheim: 254 S.
- TRAUTNER, J. (1992b): Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Laufkäfer. - Margraf, Weikersheim: 72 S.
- TRAUTNER, J. (1995): Die Laufkäfer Baden-Württembergs (Coleoptera, Carabidae. lat.) - Übersicht zum Bearbeitungsstand und Aktualisierung von Checkliste und Roter Liste. - Ent. Nachr. Ber. 39 (1)
- TRAUTNER, J. (1996): Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Col., Cicindelidae et Carabidae s. lat.) - 2. Fassung (Stand November 1996). - in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HRSG.): Arten- und Biotopschutzprogramm Baden-Württemberg. - Bd. 1, 3. Erg., Karlsruhe: 6 S.
- TRAUTNER, J., GEIGENMÜLLER, K. & BENSE, U. (1989): Käfer. Beobachten - bestimmen. Band 1. - Neumann-Neudamm, Melsungen: 416 S.
- TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. & BRÄUNICHE, N. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae) - 2. Fassung (Stand Dezember 1996). - 2. Fassung, Stand Dezember 1996, Manuskript, Veröffentlichung in Naturschutz und Landschaftsplanung vorgesehen
- TRENKLE, H. (1988): Das Klima. - in: LANDKREIS BREISGAU-HOCHSCHWARZWALD (HRSG): Breisgau-Hochschwarzwald. - Schillinger, Freiburg: 83 - 95

- TURIN, H., ALDERS, K., DEN BOER, P.J., VAN ESSEN, S., HEIJERMANN, TH., LAANE, W. & PENTERMANN, E. (1991): Ecological characterization of Carabid species (Coleoptera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of pitfall sampling. - Tijdschrift voor Entomologie (134): 279 - 304
- TÜXEN, R. (1956): Die Potentielle Natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. - Angewandte Pflanzensoziologie (13): 5 - 42
- UMWELTBUNDESAMT (1989): Daten zur Umwelt 1988/89. - Schmidt, Berlin: 613 S.
- USHER, M.B. (1994): Erfassen und Bewerten von Lebensräumen: Merkmale, Kriterien und Werte. - in: USHER, M.B. & ERZ, W. (HRSG.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. - Quelle & Meyer, Heidelberg: 17 - 47
- VAN TIGHEM, K. (1997): Bears. - Altitude Publishing, Vancouver: 160 S.
- VEREINIGUNG HESSISCHER ÖKOLOGEN UND ÖKOLOGINNEN E.V. (HRSG.) (1996): Leitfaden - Ökologische Leistungen - für umweltrelevante Gutachten und Planungen. Ein Handbuch für Auftraggeber und Auftragnehmer. Auftragsinhalte - Leistungsbeschreibungen - Planungsrelevanz - Kalkulationshilfen. - Selbstverlag der VHÖ, Pohlheim: 56 S.
- VEREINIGUNG UMWELTWISSENSCHAFTLICHER BERUFSVERBÄNDE DEUTSCHLANDS (HRSG.) (1994): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen. Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. - Veröffentlichung der Vereinigung umweltwissenschaftlicher Berufsverbände (1): 110 S.
- VOLK, H. & HAAS, TH. (1990): Waldbiotopkartierung und Waldbiotopbewertung. Allgemeine Grundlagen und Ergebnisse. - Mitt. der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (153): 1 - 51
- WALDENSPUHL, TH. K. (1991): Waldbiotopkartierungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahrenvergleich unter besonderer Berücksichtigung der bei der Beurteilung des Naturschutzwertes verwendeten Indikatoren. - Schr.-R. Institut für Landespflege der Universität Freiburg (17): 261 S.
- WALTER, R., RECK, H. & KAULE, G. (1999): Auswahl von Arten für Planungen auf der Basis eines regionalisierten Zielartenkonzeptes. - AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (HRSG.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. - Ulmer, Stuttgart: 23 - 29
- WALTER, R., RECK, H., KAULE, G., LÄMMLE, M., OSINSKI, E. & HEINL, TH. (1998): Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg. Das Zielartenkonzept ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg. - Natur und Landschaft 73 (1): 9 - 25
- WARNCKE, K. & WESTRICH, P. (1984): Rote Liste der Bienen (Apoidea). - in: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (HRSG.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - Naturschutz aktuell (1), Kilda, Greven: 50 - 52
- WASCHER, D. (1993): Die Bedeutung des CORINE-Biotop-Projektes und der geplanten Europäischen Umweltagentur für den Naturschutz in der Europäischen Gemeinschaft. - Natur und Landschaft 68 (3): 108 - 115
- WEIDEMANN, H.-J. (1995): Tagfalter. - Naturbuch-Verlag, Augsburg: 659 S.
- WEILAND, J. & WEILAND, M. (1987): Luftbildinterpretation als Instrument der flächendeckenden Biotopkartierung für die Landschaftsrahmenplanung, dargestellt an Beispielen im Landkreis Graftschaft Bentheim. - Unveröffentlichte Diplomarbeit am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover: 191 S. + Anhang 79 S.
- WEINGART, J.B. (1983): Anthropogene Veränderungen der Südbadischen Oberrheinebene zwischen 1936 und 1981 untersucht anhand von vier Luftbildserien. - Dissertation Forstwissenschaftliche Fakultät Universität Freiburg: 230 S.
- WESENBERG-LUND, C. (1943): Biologie der Süßwasserinsekten. - Springer-Verlag, Berlin, Wien
- WESTHUS, W. (1991): Biotopkartierung in der ehemaligen DDR. - Schr.-R. Deutscher Rat für Landespflege (59): 953 - 956
- WESTRICH, P. (1989a): Die Wildbienen Baden-Württembergs. Allgemeiner Teil. - Ulmer, Stuttgart: 1 - 431
- WESTRICH, P. (1989b): Die Wildbienen Baden-Württembergs. Spezieller Teil. - Ulmer, Stuttgart: 432 - 972
- WESTRICH, P., SCHWENNINGER, H.R., DATHE, H.H., RIEMANN, H., SAURE, CH., VOITH, J. & WEBER, K. (1998): Rote Liste der Bienen (Hymenoptera: Apidae). - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (55): 119 - 129
- WIDDIG, TH. & SCHMIDT, TH. (1994): Der Kenntnisstand und die Gefährdungssituation der Köcher-, Stein- und Eintagsfliegen Hessens (Insecta: Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera). - in: NATURSCHUTZ-ZENTRUM HESSEN (HRSG.) Faunistischer Artenschutz in Hessen: 93 - 108
- WIEGLEB, G. (1997a): Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 6 (1): 43 - 62
- WIEGLEB, G. (1997b): Beziehungen zwischen naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren und Leitbildentwicklung. - NNA-Berichte 10 (3): 40 - 47
- WILMANN, O. (1989): Ökologische Pflanzensoziologie. - UTB 269, Quelle & Meyer, Heidelberg: 378 S.
- WILMANN, O. & KRATOCHWIL, A. (1983): Gedanken zur Biotopkartierung in Baden-Württemberg. - Schr.-R. Deutscher Rat für Landespflege (41): 55 - 68

- WILMANN, O., KRATOCHWIL, A. & KÄMMER, F. (1978): Biotop-Kartierung in Baden-Württemberg. - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 11: 191 - 205
- WIRTH, V. (1987): Die Flechten Baden-Württembergs. Verbreitungsatlas. - Ulmer, Stuttgart: 528 S.
- WIRTH, V., SCHÖLLER, H. SCHOLZ, P., ERNST, G., FEUERER, T., GNÜCHTEL, A., HAUCK, M., JACOBSEN, P., JOHN, V. & LITTERSKI, B. (1996): Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland. - Schr.-R. für Vegetationskunde (28): 307 - 368
- WIRTHMANN, A. (2000): Corine Land Cover - Stand und Perspektiven der Satellitenbilddauswertung. - in: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.): Vorrangflächen, Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland. - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (63): 311 - 325
- WITT, K., BAUER, H.-G., BERTHOLD, P., BOYE, P., HÜPPOP, O. & KNIEF, W. (1996): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 2. Fassung. 1.6.1996. - Berichte Vogelschutz 34: 11 - 35
- WITT, K., BAUER, H.-G., BERTHOLD, P., BOYE, P., HÜPPOP, O. & KNIEF, W. (1998): Rote Liste der Brutvögel (Aves). - Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (55):
- WOHLEB, J.B.(1934): Der Kampf um den Roßkopf im Herbst 1713. - Alemannische Heimat (11)
- WOIKE, M., HINTERLANG, D., VERBÜCHELN, G., WOLFF-STRAUB, R., WASNER, U., KÖNIG, H. & SPITTLER, H. (2000): Arbeitsschwerpunkte 1999 der für Naturschutz und Landschaftspflege zuständigen Fachinstitutionen der Länder: Nordrhein-Westfalen. - Natur und Landschaft 75 (5): 187 - 189
- WOLF, R., AGUAYO, V. & SEVERIN, I. (1995): Ein Jahrzehnt Erfahrungen mit der Biotopkartierung im Regierungsbezirk Karlsruhe. - in: HÖLL, N. & BREUNIG, TH. (HRSG.): Biotopkartierung Baden-Württemberg. Ergebnisse der landesweiten Erhebungen 1981 - 1989. - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg (81): 509 - 519
- WOLFF-STRAUB, R. (1993): Entstehung und Anwendung der Roten Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Biotope. - Schr.-R. Landschaftspflege und Naturschutz 38: 25 - 28
- WOLFF-STRAUB, R., VERBÜCHELN, G., GENSSLER, L. & KÖNIG, H. (1996): Biomonitoring. - LÖBF-Mitt. (4): 12 - 18
- WRBKA, TH., WINKLER, I. & LIEBEL, G. (1990): Stand der Biotopkartierung in Österreich. - Umweltbundesamt, Wien: 27 S.
- ZAHLHEIMER, W.A. (1985): Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte. - Beiheft 4 zu den Ber. ANL: 143 S.
- ZIELONKOWSKI, W., PREISS, H. & HERINGER, J. (1986): Natur und Landschaft im Wandel. - Anhang zu Ber. ANL (10): 71 S.
- ZÖHRER, F. (1980): Forstinventur. - Pareys Studentexte 26, Hamburg - Berlin: 207 S.
- ZÖLITZ-MÖLLER, R. & KESSLER, M. (1997): Über den Nutzen von ATKIS-Daten für den behördlichen Natur- und Umweltschutz. Erfahrungen aus einem Testprojekt in Schleswig-Holstein. - KRATZ, R. & SUHLING, F. (HRSG.): Geographische Informationssysteme im Naturschutz. Forschung, Planung, Praxis. - Westarp, Magdeburg: 165 - 177
- ZWICK, P. (1984): Rote Liste der Steinfliegen (Plecoptera). - in: BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (HRSG.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - Naturschutz aktuell (1), Kilda, Greven: 115 - 116

6 Verzeichnis der Abbildungen im Text	Seite
1 Lage der Untersuchungsgebiete in der Bundesrepublik Deutschland	85
2 Naturräume, Gemarkungen, Gewässernetz und Verteilung von Siedlungen, landwirtschaftlichen Flächen und Wald im Untersuchungsgebiet	87
3 Höhenlagen im Untersuchungsgebiet	88
4 Geologische Substrate an der Erdoberfläche des Untersuchungsgebietes	89
5 Deponien, Auffüllungen, Wasserschutzgebiete und extensiver genutztes Grünland im Untersuchungsgebiet	106
6 Biotoptypenkomplexe und Lage der Untersuchungsflächen im Untersuchungsgebiet Yach	108
7 Ähnlichkeit der Gemarkungen nach dem Vorkommen von Hauptbiotoptypen	111
8 Ähnlichkeit der Gemarkungen nach den Flächenanteilen von Hauptbiotoptypen	112
9 Lage der Grünlandflächen mit Orchideenvorkommen im Untersuchungsgebiet	141
10 Ergebnisse der Orchideenuntersuchungen im Grünland: Artenzahlen und Individuenzahlen gesamt und für bundesweit gefährdete Arten sowie nach Untersuchungsjahren 1989 - 1991 und für den gesamten Zeitraum	143
11 Ergebnisse der Orchideenuntersuchungen im Grünland: Artenzahlen und Individuenzahlen landes- und bundesweit gefährdeter Arten nach Gefährdungskategorien für den Gesamtzeitraum	144
12 Lage der Untersuchungsflächen der Vogelfauna im Untersuchungsgebiet	148
13 Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Arten- und Individuenzahlen sowie Relative Singularitätswerte ...	153
14 Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Diversitäten, Evenness und Dominanzindices	157
15 Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Arten- und Individuenzahlen landesweit gefährdeter Arten	159
16 Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Arten- und Individuenzahlen bundesweit gefährdeter Arten	163
17 Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände der Untersuchungsflächen bis 400 m ü. NN	165
18 Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände der Untersuchungsflächen zwischen 400 und 500 m ü. NN	166
19 Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände der Untersuchungsflächen über 500 m ü. NN (a-d) und Beziehungen zwischen den an sechs Untersuchungsterminen ermittelten Arten- und Individuenzahlen für alle Untersuchungsflächen (e-f)	168
20 Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände der Untersuchungsflächen mit älteren Waldbeständen über alle Höhenlagen	170
21 Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Ähnlichkeiten der Vogelbestände und Nutzungstypen der Offenland-Untersuchungsflächen (a-c), Beziehungen zwischen diesen Ähnlichkeiten (d), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände der Wald-Untersuchungsflächen (e)	173
22 Ergebnisse der Untersuchungen zur Vogelfauna in Wäldern, Feldgehölzen, Hecken und Obstbeständen: Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände der Waldrand-Untersuchungsflächen (a-d) sowie der Nutzungstypen im vorgelagerten Offenland (e) und Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Vogel- und Gehölzbestände für den waldseitigen Teil der Probekreise	175
23 Lage der Waldrand- und Heuschrecken-Untersuchungsflächen	179

	Seite
24 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora - Artenzahlen, Deckungssummen und Relative Singularitätswerte	185
25 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora - Diversitäten und Evenness	191
26 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora - Artenzahlen und Deckungssummen landesweit gefährdeter Arten	192
27 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora - Artenzahlen und Deckungssummen bundesweit gefährdeter Arten	196
28 Waldrand- und Heuschrecken-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Gefäßpflanzenflora: Artenzahlen und Deckungssummen aller sowie der landes- oder bundesweit gefährdeten Arten, Diversitäten, Evenness und Relative Singularitätswerte	199
29 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Laufkäferfauna - Arten- und Individuenzahlen sowie Relative Singularitätswerte	206
30 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Laufkäferfauna - Diversitäten, Evenness und Dominanzindices	211
31 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Laufkäferfauna - Arten- und Individuenzahlen der landesweit gefährdeten Arten	213
32 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Laufkäferfauna - Arten- und Individuenzahlen der bundesweit gefährdeten Arten	217
33 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Heuschreckenfauna - Arten- und Individuenzahlen aller sowie der landes- oder bundesweit gefährdeten Arten, Diversitäten, Evenness, Relative Singularitätswerte und Dominanzindices	221
34 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Wildbienenfauna - Arten- und Individuenzahlen aller sowie der landes- oder bundesweit gefährdeten Arten, Diversitäten, Evenness, Relative Singularitätswerte und Dominanzindices	231
35 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Schwebfliegenfauna - Arten- und Individuenzahlen aller sowie der landes- oder bundesweit gefährdeten Arten, Diversitäten, Evenness, Relative Singularitätswerte und Dominanzindices	241
36 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Bockkäferfauna - Arten- und Individuenzahlen aller sowie der bundesweit gefährdeten Arten, Diversitäten, Evenness, Relative Singularitätswerte und Dominanzindices	247
37 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Tagfalterfauna - Arten- und Individuenzahlen aller sowie der landes- oder bundesweit gefährdeten Arten, Diversitäten, Evenness, Relative Singularitätswerte und Dominanzindices	253
38 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ergebnisse zur Nachtfalterfauna - Artenzahlen aller sowie der landes- oder bundesweit gefährdeten Arten, Relative Singularitätswerte	261
39 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ähnlichkeiten der Gefäßpflanzenbestände der Krautschicht getrennt nach den Straten Saum, Mantel, Bestand und alle Straten	278
40 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ähnlichkeiten der Gefäßpflanzenbestände der Gehölzschichten getrennt nach den Straten Saum, Mantel, Bestand und alle Straten	279
41 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ähnlichkeiten der Laufkäferbestände getrennt nach den Straten Saum, Mantel, Bestand und alle Straten	282
42 Waldrand- und Heuschrecken-Untersuchungsflächen: Ähnlichkeiten der Gefäßpflanzen- und der Heuschreckenbestände (a-d) sowie Beziehungen zwischen diesen Ähnlichkeiten (e)	285
43 Waldrand-Untersuchungsflächen: Ähnlichkeiten der Bockkäfer-, Heuschrecken-, Wildbienen- und Schwebfliegenbestände	289

44	Waldrand-Untersuchungsflächen: Ähnlichkeiten der Tag- und Nachtfalterbestände (a-c), Ähnlichkeiten der Artengruppenverteilung in Bodenfallen- (d) und Farbschalenfängen (e), Beziehungen zwischen den verschiedenen ermittelten Ähnlichkeiten zu Artengruppen aus Bodenfallen- (f) und Farbschalenfängen (g)	291
45	Waldrand-Untersuchungsflächen: Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Vogel-, Nachtfalter- und Gehölzbestände sowie der Nutzungstypen im Offenland (a), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Gefäßpflanzenbestände nach verschiedenen Straten und Schichten (b), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten verschiedener untersuchter Gruppen (c-d)	295
46	Lage der Stillgewässer-Untersuchungsflächen	299
47	Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Stillgewässern: Artenzahl, geschätzte Anzahl an Individuen, Relative Singularitätswerte sowie Anzahlen landes- und bundesweit gefährdeter Arten	301
48	Lage und Einteilung der Abschnitte der Fließgewässer-Untersuchung	308
49	Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Arten- und Individuenzahlen sowie Diversitäten nach Untersuchungsjahren 1989 - 1991 und für den gesamten Zeitraum	311
50	Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Evenness und Dominanzindices nach Untersuchungsjahren 1989 - 1991 und für den gesamten Zeitraum, Relative Singularitätswerte für den Gesamtzeitraum	329
51	Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Arten- und Individuenzahlen landesweit gefährdeter Arten nach Untersuchungsjahren 1989 - 1991 und für den gesamten Zeitraum	330
52	Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Arten- und Individuenzahlen bundesweit gefährdeter Arten nach Untersuchungsjahren 1989 - 1991 und für den gesamten Zeitraum	335
53	Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Arten- und Individuenzahlen landesweit gefährdeter Arten nach Gefährdungskategorien für den Gesamtzeitraum	337
54	Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Arten- und Individuenzahlen bundesweit gefährdeter Arten nach Gefährdungskategorien für den Gesamtzeitraum	338
55	Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Fließgewässern: Ähnlichkeiten der Libellenbestände und der Nutzungstypen auf jeweils 20 Meter breiten Uferstreifen getrennt nach besonnten und stärker beschatteten Abschnitten	340
56	Ergebnisse der Libellenuntersuchungen an Still- und Fließgewässern: Ähnlichkeiten zwischen den zusammengefaßten Libellenbeständen besonnter, mit Ufergehölzstreifen bestandener und bewaldeter Fließgewässerabschnitte (a), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Libellenbestände der Fließgewässer und der Nutzungstypen ihrer Uferstreifen (b), Ähnlichkeiten der Libellenbestände der Stillgewässer (c), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Libellenbestände der Stillgewässer und den Ähnlichkeiten ihrer Nutzung im 100, 200, 300 Meter Umkreis und im Einzugsgebiet (d), Ähnlichkeiten zwischen den zusammengefaßten Libellenbeständen der besonnten, mit Ufergehölzen bestandenen oder bewaldeten Fließgewässerabschnitten sowie der Stillgewässer (e)	344
57	Ergebnisse der Stillgewässer-Untersuchungen: Ähnlichkeiten nach Nutzungstypen im 100, 200 und 300 Meter Umkreis sowie im Einzugsgebiet	346
58	Lage der Fließgewässeruntersuchungsstellen für die makroskopisch sichtbaren Fauna des Gewässerbodens sowie der laboranalytischen und feldlaboranalytischen Beprobung	350

59	Ergebnisse der Untersuchungen der makroskopisch sichtbaren Fauna des Gewässerbodens der Fließgewässer: Anzahlen differenzierter und bis zur Art determinierter Taxa, Individuenzahlen, Relative Singularitätswerte nach der Anzahl differenzierter und bis zur Art determinierter Taxa, Arten- und Individuenzahlen landes- oder bundesweit gefährdeter Arten sowie nach DIN berechnete Saprobienindices	353
60	Ergebnisse der Untersuchungen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenfauna der Fließgewässer: Arten- und Individuenzahlen gesamt und für landes- oder bundesweit gefährdete Arten, Diversitäten, Evenness, Dominanzindices und Relative Singularitätswerte	360
61	Ergebnisse der Untersuchungen der makroskopisch sichtbaren Fauna des Gewässerbodens der Fließgewässer: Ähnlichkeiten der Artenbestände unter Einbeziehung aller differenzierten Taxa, nur der bis zur Art determinierten Taxa oder nur der Stein-, Eintags- und Köcherfliegenarten	367
62	Ergebnisse der Untersuchungen der makroskopisch sichtbaren Fauna des Gewässerbodens der Fließgewässer: Ähnlichkeit der Untersuchungsflächen nach Nutzungstypen auf 20 Meter breiten Uferstreifen an den Probestellen (a), auf 20 Meter breiten Uferstreifen des Oberlaufes (b) sowie nach Nutzungstypen des gesamten Einzugsgebietes (c), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Artenbestände und denen der Nutzung an der Probestelle, am Oberlauf und im Einzugsgebiet (d), Beziehungen zwischen den Ähnlichkeiten der Artenbestände und denen der Nutzung im Einzugsgebiet (e)	369
63	Ergebnisse der Untersuchungen der Feldlabor-Probestellen an Fließgewässern: Ähnlichkeiten der Untersuchungsflächen nach Nutzungstypen auf 20 Meter breiten Uferstreifen an den Probestellen (a), auf 20 Meter breiten Uferstreifen des Oberlaufes (b) sowie nach Nutzungstypen des gesamten Einzugsgebietes (c)	373
64	Lage der Naturdenkmäler, der durch die amtliche selektive Biotopkartierung erfaßten Flächen, der gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen und der bundesweit gefährdeten Biotoptypen im Untersuchungsgebiet	409
65	Lage der bundesweit gefährdeten Biotoptypen sowie der in Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie genannten Biotoptypen im Untersuchungsgebiet	410
66	Nachweise Zielorientierter Indikatorarten des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg sowie von in Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie und Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie geführten Arten im Vergleich zu den von der amtlichen Biotopkartierung erfaßten Flächen	421
67	Brutverbreitung der Großhöhlenbrüter sowie der Verbreitung von Zauneidechse und Ringelnatter im Vergleich zu von der amtlichen Biotopkartierung erfaßten Flächen	422

7 Verzeichnis der Tabellen im Text

1	Übersicht über die Bezugsräume, Befundeinheiten und Befundinhalte von Naturschutzinventuren	71
2	Übersicht über wichtige mögliche Erfassungs- und Interpretationsfehler bei Naturschutzinventuren	72
3	Entwicklung der Bevölkerungsdichte im Untersuchungsgebiet von 1750 - 1998	93
4	Entwicklung der Anzahl der Wohngebäude/km ² im Untersuchungsgebiet von 1550 - 1997	93
5	Nutzung des Untersuchungsgebietes um 1780	94
6	Entwicklung des Viehbestandes der Gemarkungen Gundelfingen und Reutebachtal 1855 - 1968	94
7	Entwicklung des Viehbestandes der Gemarkung Wildtal von 1765 bis 1973	95
8	Landnutzung in den Gemarkungen Gundelfingen und Wildtal Mitte des 19. Jahrhunderts	96
9	Nutzung des Untersuchungsgebietes um 1890	97

	Seite
10 Landnutzung der Gemarkungen Gundelfingen und Reutebachtal 1909	97
11 Nutzung des Untersuchungsgebietes um 1955	98
12 Landnutzungswandel im Untersuchungsgebiet 1780 - 1994	98
13 Statistische Angaben zur Flächennutzung im Untersuchungsgebiet 1997	99
14 Entwicklung der Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe im Untersuchungsgebiet 1930 - 1995	99
15 Landnutzungswandel in Freiburg i. Br. westlich des Schwarzwaldes und unter Ein- schluß der Gemarkung Gundelfingen von 1936 - 1981 (10.179 Hektar)	100
16 Landnutzungswandel im Naturraum Mittlerer Schwarzwald von 1780 - 1985 (1.178 km ²)	100
17 Landnutzungswandel im Mittleren und Südlichen Schwarzwald von 1780 - 1985 (5.090 km ²)	100
18 Entwicklung der Waldflächenanteile der Gemarkungen und des Untersuchungsgebietes von 1120 - 1994	100
19 Ausstattung der Altersklassen mit Holzvorräten nach Baumartengruppen im Gundel- finger Gemeindewald 1981	101
20 Rückgang historisch belegter Fließgewässer im Untersuchungsgebiet	102
21 Rückgang an Streuobstgebieten 1955 - 1994 im Untersuchungsgebiet	102
22 Entwicklung der Anzahl an Obstbäumen je Hektar Gesamt- und landwirtschaftlicher Nutzfläche im Untersuchungsgebiet von 1909 - 1994	102
23 Rückgang an Obstbäumen im Untersuchungsgebiet von 1955 - 1994	103
24 Entwicklung der Verkehrswegedichte im Untersuchungsgebiet von 1780 - 1994	103
25 Entwicklung der versiegelten Fläche im besiedelten Bereich des Untersuchungsgebietes von 1780 - 1994	103
26 Nutzungskontinuität im Untersuchungsgebiet 1780 - 1890 - 1994 nach Landnutzungs- typen	104
27 Nutzungskontinuität im Untersuchungsgebiet 1890 - 1994 nach Landnutzungs- typen	104
28 Übersicht über die Gemarkungen und das Gesamtgebiet nach Anzahl, Diversität, Evenness und Ähnlichkeit der Hauptbiotoptypen sowie nach den Flächenanteilen gesetzliche pauschal geschützter, in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie geführter und gefährdeter Biotoptypen	111
29 Übersicht über die Gruppierung und Ausdehnung der Fließgewässer im Untersu- chungsgebiet	113
30 Übersicht über die Anzahl und Fläche als Haupt- oder Nebenbiotoptyp geführter Still- gewässer im Untersuchungsgebiet	116
31 Übersicht über die Gruppierung, Anzahl, mittleren Flächen, mittleren Uferlängen und vertiefenden Untersuchungen an Stillgewässern	117
32 Übersicht über die Artenzahlen und die Anzahl landesweit gefährdeter Arten aller Artengruppen der Waldrand-Untersuchungsflächen	266
33 Reihung der Waldrand-Untersuchungsflächen nach der Artenzahl und der Anzahl landesweit gefährdeter Arten getrennt nach Pflanzen, Tieren und Gesamtergebnis	269
34 Übersicht über die gefährdeten, in Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie aufge- führten und die gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen des Untersuchsungs- gebietes unter Angabe der Gefährdungskategorien und Regenerationsfähigkeit	396
35 Flächen gefährdeter Biotoptypen(-komplexe) und ihre Anteile an der Gesamtfläche gefährdeter Biotoptypen im Untersuchungsgebiet sowie ihre regionalen und bundes- weiten Gefährdungskategorien	398
36 Verteilung der Flächen und Flächenanteile gefährdeter Biotoptypen(-komplexe) des Untersuchungsgebietes auf die Gefährdungskategorien	399
37 Verteilung der Flächen und Flächenanteile gefährdeter Biotoptypen(-komplexe) des Untersuchungsgebietes auf die Regenerationsfähigkeitskategorien	399

38	Flächen- und Flächenanteile der in der zweiten und dritten Auswertungsstufe aus- geklammerten gefährdeten (Teil-)Biotoptypen	399
39	Übersicht über die Flächenanteile gefährdeter Biotoptypen an Gemarkungen, Natur- räumen, Höhenlagen, räumlichen Lagen, geologischen Substraten und historischen Nutzungstypen im Untersuchungsgebiet und ihre Tendenzen im Vergleich zu den entsprechenden Verteilungen auf der Gesamfläche des Untersuchungsgebietes	401
40	Flächen der im Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie aufgeführten Biotop- typen(-komplexe) und ihre Anteile an der Gesamfläche dieser Biotoptypen im Untersuchungsgebiet	403
41	Übersicht über die Flächenanteile der in Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie aufgeführten Biotoptypen an Gemarkungen, Naturräumen, Höhenlagen, räumlichen Lagen, geologischen Substraten und historischen Nutzungstypen im Untersuchsungs- gebiet und ihre Tendenzen im Vergleich zu den entsprechenden Verteilungen auf der Gesamfläche des Untersuchungsgebietes	404
42	Flächen der gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen(-komplexe) und ihre Anteile an der Gesamfläche dieser Biotoptypen im Untersuchungsgebiet	406
43	Übersicht über die Flächenanteile der gesetzlich pauschal geschützten Biotoptypen an Gemarkungen, Naturräumen, Höhenlagen, räumlichen Lagen, geologischen Sub- straten und historischen Nutzungstypen im Untersuchungsgebiet und ihre Tendenzen im Vergleich zu den entsprechenden Verteilungen auf der Gesamfläche des Unter- suchungsgebietes	407
44	Flächenvergleich des Ergebnisses des zweiten Durchgangs der Biotopkartierung Baden-Württemberg mit Auswertungen der flächendeckenden Biotopkartierung im Hinblick auf gefährdete, in Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie genannte und auf gesetzlich geschützte Biotoptypen für das Untersuchungsgebiet nach zu Gruppen zusammengefaßten Biotoptypen	411
45	Flächenanteile der zu Gruppen zusammengefaßten Biotoptypen an der erfaßten Fläche des zweiten Durchgangs der Biotopkartierung Baden-Württemberg sowie am Bestand gefährdeter, in Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie genannter und gesetzlich pauschal geschützter Biotoptypen des Untersuchungsgebietes	412
46	Anzahl der Haupt- und Nebennennungen ausgewählter Biotoptypen des zweiten Durchgangs der Biotopkartierung Baden-Württemberg je 100 km ² des Hauptnatur- raumes Mittlerer Schwarzwald im Vergleich zum Bestand des Untersuchungsge- bietes	412
47	Flächenanteile ausgewählter Biotoptypen des zweiten Durchgangs der Biotopkartie- rung Baden-Württemberg je 100 km ² des Hauptnaturraumes Mittlerer Schwarzwald im Vergleich zum Bestand des Untersuchungsgebietes	413

8 Verzeichnis der Anhänge (auf CD-ROM bzw. in gesondertem Band)

1	Witterungs- und Klimadaten zu den Untersuchungsgebieten	1
2	Höhenlagen und Geologische Substrate an der Erdoberfläche im Untersuchsungs- gebiet Gundelfingen - Wildtal - Heuweiler	2
3	Kartierschlüssel für das Biotoptypenkataster Gundelfingen - Wildtal - Heuweiler	3
4	Datenformular und Blattschnitt der Karten für das Biotoptypenkataster Gundel- fingen - Wildtal – Heuweiler	27
5	Karten zum Biotoptypenkataster Gundelfingen - Wildtal - Heuweiler	28
6	Biotoptypenkataster Gundelfingen - Wildtal - Heuweiler	29
7	Biotoptypenkataster Gundelfingen - Wildtal - Heuweiler: Waldränder	218
8	Flächen der Hauptbiotoptypen in den Gemarkungen und im Gesamtgebiet	257
9	Flächenanteile der Hauptbiotoptypen in den Gemarkungen und im Gesamtge- biet	261

	Seite
10	Längen ausgewählter Hauptbiotoptypen in den Gemarkungen und im Gesamtgebiet 265
11	Anzahl und durchschnittliche Flächen bzw. Längen von Kartiereinheiten in den Gemarkungen und im Gesamtgebiet 266
12	Flächen der Hauptbiotoptypen nach geologischen Substraten und Standortgruppen 268
13	Flächenanteile der Hauptbiotoptypen an den Standortgruppen 280
14	Flächenanteile der Standortgruppen an den Hauptbiotoptypen 283
15	Flächenverteilung der Nutzungstypen um 1890 auf die einzelnen Nutzungstypen um 1780 286
16	Flächenverteilung der Nutzungstypen um 1780 auf die einzelnen Nutzungstypen um 1890 287
17	Flächenverteilung der Hauptbiotoptypen um 1990 auf die einzelnen Nutzungstypen um 1780 288
18	Flächenverteilung der Nutzungstypen um 1780 auf die einzelnen Hauptbiotoptypen um 1990 300
19	Flächenverteilung der Hauptbiotoptypen um 1990 auf die einzelnen Nutzungstypen um 1890 312
20	Flächenverteilung der Nutzungstypen um 1890 auf die einzelnen Hauptbiotoptypen um 1990 327
21	Flächen und Flächenanteile mit Nutzungskontinuität 1780 - 1890 - 1990 342
22	Flächen und Flächenanteile mit Nutzungskontinuität 1890 - 1990 344
23	Quellen - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung 346
24	Quellen - Häufigkeit von verschiedenen Merkmalskonstellationen 349
25	Fließgewässer - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung für überbrückte Gewässerabschnitte 350
26	Fließgewässer - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung für als Nebenbiototyp kartierte Gräben 351
27	Fließgewässer - Übersicht über die Ergebnisse der Biotoptypenkartierung für die Gewässersysteme Schob-, Tauben- und Altbach 352
28	Fließgewässer - Längenanteile von Abschnitten mit verschiedenen Merkmalskonstellationen 364
29	Stillgewässer - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung für Teiche und Tümpel (ohne Regenrückhaltebecken) 365
30	Stillgewässer - Häufigkeit von verschiedenen Merkmalskonstellationen 375
31	Höhlen - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung 376
32	Felsen, Block- und Schutthalden, Geröllfelder, offene Bereiche mit sandigem oder bindigem Substrat (gesamt) - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung nach Haupt- und Nebenbiotoptypen 377
33	Natürliche Felsen und Felswände im Abbau - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung 378
34	Steinriegel und Natursteinmauern - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung 379
35	Sand-, Lehm- und Lößwände - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung 380
36	Äcker und Ackerbrachen - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung nach Haupt- und Nebenbiotoptypen 382
37	Äcker und Ackerbrachen - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung 383
38	Grünland - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung nach Haupt- und Nebenbiotoptypen 387

	Seite
39 Grünland - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung	389
40 Grünland – Flächenanteile von Beständen mit verschiedenen Merkmalskonstellationen	401
41 Röhrichte, Staudenfluren und Ufersäume (ohne Waldsäume) - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung nach Haupt- und Nebenbiotoptypen	403
42 Röhrichte, Staudenfluren und Ufersäume (ohne Waldsäume) - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung	405
43 Röhrichte, Staudenfluren und Ufersäume (ohne Waldsäume) - Längenanteile von Beständen mit verschiedenen Merkmalskonstellationen	409
44 Gebüsche, Hecken, Feldgehölze - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung nach Haupt- und Nebenbiotoptypen	410
45 Gebüsche, Hecken, Feldgehölze - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung	412
46 Gebüsche, Hecken, Feldgehölze - Flächenanteile von Beständen mit verschiedenen Merkmalskonstellationen	430
47 Obstbestände - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung nach Haupt- und Nebenbiotoptypen	432
48 Obstbestände - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung	433
49 Obstbestände - Flächenanteile von Beständen mit verschiedenen Merkmalskonstellationen	443
50 Baumschulen - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung	445
51 Weihnachtsbaumkulturen - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung	446
52 Rebkulturen - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung	448
53 Außensäume und Mäntel außerhalb der Waldränder - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung	449
54 Breite, verheidete Waldinnenränder - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung	450
55 Waldränder - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung	451
56 Ausgewählte Waldränder - Übersicht über weitere Ergebnisse der Biotopkartierung	455
57 Waldränder - Längenanteile von Waldrändern mit bestimmten Merkmalskonstellationen	457
58 Wälder - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung nach Haupt- und Nebenbiotoptypen	458
59 Wälder - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung	459
60 Wälder - Flächenanteile von Beständen mit verschiedenen Merkmalskonstellationen	501
61 Besiedelter Bereich - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung	503
62 Verkehrsflächen - Übersicht über die Ergebnisse der Biotopkartierung	509
63 Orchidaceae (Orchideen) im Grünland des Untersuchungsgebietes	511
64 Gefährdete Pflanzenarten: Vorkommen, Gesellschaftsanschluß, Zeigerwerte, Lebensform, Häufigkeit und Gefährdung	520
65 Aves (Vögel) ausgewählter Wälder, Waldränder, Feldgehölze, Hecken und Obstbestände	522
66 Aves (Vögel) - Beziehungen zwischen den zu je 6 Terminen ermittelten Arten bzw. Individuenzahlen	597
67 Aves (Vögel) - Statistische Unterschiede in den zentralen Tendenzen von Arten bzw. Individuenzahlen der Untersuchungsflächen	598

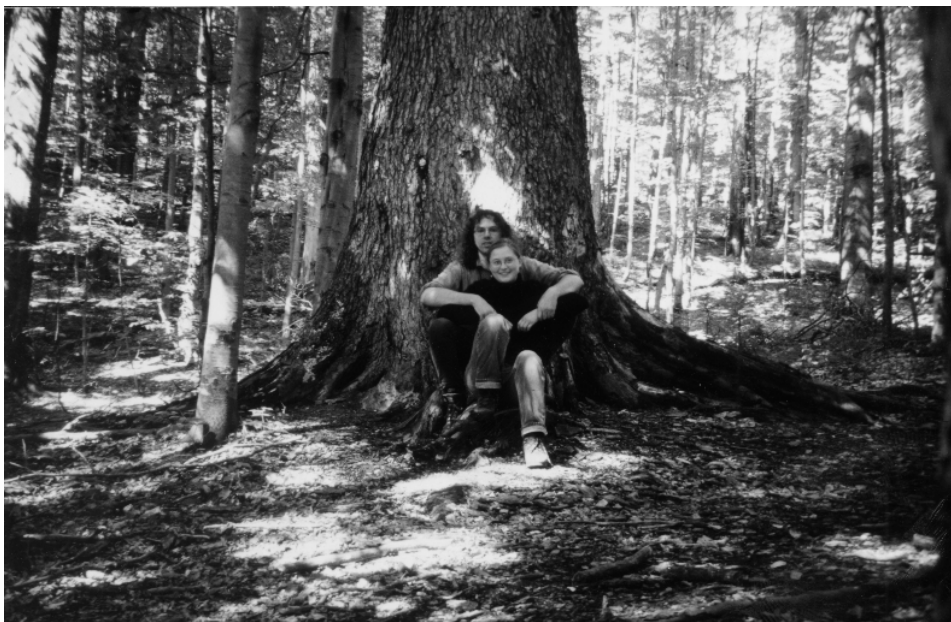
	Seite
68 Aves (Vögel) - Beziehungen zwischen den Arten- und Dominantenidentitäten der Vogelbestände, der Baumartenzusammensetzung der Waldbestände sowie der Ähnlichkeit der Nutzungstypenanteile im Offenland	599
69 Für die Ausbildung des Mikroklimas relevante Faktoren ausgewählter Waldränder und Hecken	600
70 Querprofile und Nutzung ausgewählter Waldränder und Hecken	602
71 Strukturen an der Bodenoberfläche ausgewählter Waldränder und Hecken	604
72 Vegetation ausgewählter Waldränder und Hecken	619
73 Vegetation ausgewählter Waldränder und Hecken - Auswertung	644
74 Vegetation ausgewählter Waldränder und Hecken - Auswertung unter Zusammenfassung aller Straten	672
75 Vegetation ausgewählter Waldränder und Hecken - Florenwechsel zwischen den Straten	673
76 Vegetation der Saltatoria-Untersuchungsflächen (ohne Waldränder und Hecken) ...	674
77 Vegetation eines West-Ost-Transektes der Saltatoria-Untersuchungsfläche K	679
78 Bodenfallenfangergebnisse sowie Amphibien und Reptilien ausgewählter Waldränder und Hecken	681
79 Phänologie der Bodenfallenfangergebnisse an ausgewählten Waldrändern und Hecken nach Tiergruppen	682
80 Cicindelidae, Carabidae (Sandlaufkäfer, Laufkäfer) ausgewählter Waldränder und Hecken	683
81 Cicindelidae, Carabidae (Sandlaufkäfer, Laufkäfer) ausgewählter Waldränder und Hecken - Faunenwechsel zwischen den Straten	725
82 Saltatoria (Heuschrecken) ausgewählter Waldränder, Hecken, Kahlschläge, Brachen, Wiesen und Weiden	726
83 Saltatoria- (Heuschrecken-) Untersuchungsflächen - Beziehungen zwischen den Arten- und Dominantenidentitäten von Vegetation und Fauna	738
84 Saltatoria (Heuschrecken) sowie Faunen- und Florenwechsel zwischen zwei unterschiedlich alten Stadien der Fläche K	739
85 Farbschalenfangergebnisse an ausgewählten Waldrändern und Hecken	740
86 Verteilung der Farbschalenfänge an ausgewählten Waldrändern und Hecken nach den Schalenfarben	741
87 Apoidea (Wildbienen) ausgewählter Waldränder und Hecken	742
88 Syrphidae (Schwebfliegen) ausgewählter Waldränder und Hecken	765
89 Blütenbesuchende Cerambycidae (Bockkäfer) ausgewählter Waldränder und Hecken	775
90 Cerambycidae (Bockkäfer) der Waldränder und Hecken - Phänologie der Fänge ..	785
91 Rhopalocera, Hesperidae, Zygoidea (Tag-, Dickkopffalter, Widderchen) ausgewählter Waldränder und Hecken	786
92 Verteilung von als Nahrungsquelle für Tagfalter genannten Pflanzenarten nach Pflanzenfamilien	838
93 Nachtaktive Makrolepidoptera (Nachtfalter) ausgewählter Waldränder und Hecken	839
94 Vegetation und Fauna ausgewählter Waldränder und Hecken - Beziehungen zwischen den Arten- und Dominantenidentitäten sowie der Ähnlichkeit der Nutzungstypenanteile im vorgelagerten Offenland	849
95 Quotienten der Arten- bzw. Individuenzahlen verschiedener Tiergruppen ausgewählter Waldränder und Hecken	855
96 Odonata (Libellen), Amphibia (Lurche), Reptilia (Kriechtiere) an Stillgewässern des Untersuchungsgebietes	856

	Seite
97 Odonata (Libellen) der Stillgewässer - Beziehungen zwischen Artenidentitäten und Ähnlichkeiten der Nutzungstypenanteile in der Gewässerumgebung	889
98 Odonata (Libellen), Amphibia (Lurche), Reptilia(Kriechtiere) an Fließgewässern des Untersuchungsgebietes	890
99 Odonata (Libellen) an Fließgewässern - Beziehungen zwischen Arten- und Dominantenidentitäten sowie der Ähnlichkeit von Nutzungstypenanteilen der Uferstreifen	1041
100 Chemische und physikalische Parameter ausgewählter Fließgewässerabschnitte ...	1042
101 Makrozoobenthon ausgewählter Bachabschnitte	1066
102 Makrozoobenthon - Beziehungen zwischen Arten- und Dominantenidentitäten sowie der Ähnlichkeit von Nutzungstypenanteilen der Uferstreifen und der Einzugsgebiete	1112
103 Makrozoobenthon - Faunenwechsel entlang und zwischen den Fließgewässern	1113
104 Übersicht der Beziehungen zwischen Arten- und Dominantenidentitäten für alle untersuchten Gruppen	1114
105 Mittlere Zeigerwerte nach Tierartengruppen und Gefährdungsstatuskollektiven	1115
106 Prozentuale Verteilung der Untersuchungsflächen und der Individuenzahlen auf Zeigerwertklassen nach Tierartengruppen und Gefährdungsstatuskollektiven	1116
107 Mittelwerte der Stetigkeiten, Dominanzen, Flächendiversitäten und Flächenevenness nach Artengruppen und Gefährdungsstatuskollektiven	1117
108 Beziehungen zwischen den Stetigkeits-, Dominanz-, Flächendiversitäts- und Flächenevenness-Werten der Arten nach Artengruppen	1119
109 Veränderungen in der Einstufung von Arten in neueren Roten Listen im Vergleich zu in den Auswertungen verwendeten Gefährdungsangaben	1120
110 Weitere in den Untersuchungsgebieten belegte Arten und ihre Gefährdung	1121
111 Übersicht über in der Auswertung verwendete und später erschienene Rote Listen der Biotoptypen, Pflanzen und Tiere der Bundesrepublik Deutschland und Baden-Württembergs	1124
112 Singularitätswerte aller Untersuchungsflächen	1125
113 Verwendete Formeln	1130
114 Erläuterungen zu den Zeigerwerten und Zeigerwertberechnungen sowie zu den verwendeten Skalen bei der Erfassung und Auswertung der Vegetation	1132
115 Gewässergütestufen mit ihren Saprobienindices und chemisch-physikalischen Gewässerparametern	1135
116 Zeit- und Kostenkalkulationsrahmen für verschiedene Inventuren und Planungen	1136

9 Danksagung

Für diese Arbeit bin ich vielen Personen zu Dank verpflichtet. Dieser gilt zunächst den beiden Referenten der Arbeit, Herrn Prof. Dr. M. Mühlenberg (Göttingen) und Herrn Prof. Dr. M. Schaefer (Göttingen). Für seine Unterstützung in der Freiburger Phase der Arbeit danke ich Herrn Prof. Dr. K. C. Ewald (Freiburg i. Br., dann Zürich). Prof. Dr. H. Paulus (Freiburg i.Br., dann Wien) und Prof. Dr. J. Schwoerbel (Konstanz) unterstützten die Arbeit durch die Betreuung zoologischer bzw. limnologischer Diplomarbeiten, Herr Prof. Dr. J. Schwoerbel determinierte auch die aquatisch lebenden Milben. Prof. Dr. H. E. Müller (Freiburg) überließ freundlicherweise Laborplätze zur Durchführung der gewässerchemischen Untersuchungen. Frau Diplom-Biologin S. Langner führte die Freilanduntersuchungen und Determinationen an Heuschrecken, Wildbienen und Schwebfliegen sowie Vegetationsdichtebestimmungen auf ihren Untersuchungsflächen durch. Die Diplom-Biologinnen S. Clausner und A. Stolper untersuchten die makroskopisch sichtbare Tierwelt der Fließgewässerböden und erhoben die physikalischen und chemischen Wasserparameter ihrer Probestellen. Diplom-Forstwirt Th. Coch bearbeitete die Schmetterlinge hinsichtlich Fang und Bestimmung und war an den Freilandarbeiten zur Erfassung der Vogelfauna beteiligt. Herr H. Gierling, Magister der Kulturwissenschaften, unterstützte die Freilandarbeiten tatkräftig im Rahmen eines längeren Praktikums. Herr Dr. P. Westrich (Tübingen) war so freundlich, kritische Wildbienenarten nachzubestimmen, Herr Dr. A. Ssymank (Bonn) übernahm dankenswerterweise eine Kontrolle aller Schwebfliegenarten. Prof. Dr. Drescher (Bonn) ermöglichte die Einsichtnahme in die Bienensammlung des Instituts für landwirtschaftliche Zoologie und Bienenkunde. Prof. Dr. G. Kaule (Stuttgart) stellte freundlicherweise das "Zielartenkonzept Baden-Württemberg" schon vor dessen Veröffentlichung zur Verfügung. Für ihre finanzielle und logistische Unterstützung danke ich der Gemeinde Gundelfingen, insbesondere Herrn Bürgermeister Dr. R. Bentler. Die Bristol-Stiftung (Ruth und Herbert Uhl-Forschungsstelle für Natur- und Umweltschutz) unterstützte die Untersuchung der Waldränder und Hecken.

Mein ganz besonderer und herzlichster Dank gilt meiner Frau Darina für ihre vielfältige Unterstützung bei der Datenerhebung, Dateieingabe und Datenauswertung sowie bei der Anfertigung der Karten, Tabellen und Graphiken. Ihr widme ich diese Arbeit.



Tanne im Buchen-Tannen-Urwald "Stuzica" in den slowakischen Ostkarpaten – unserer neuen Untersuchungsregion

10 Lebenslauf

Persönliche Daten

Vorname und Name	Hermann Hondong
Wohnanschrift	Graseweg 19, 37120 Bovenden-Lenglern
Geburtsdatum, -ort	23.12.1960, Goch
Eltern	Elisabeth und Hermann Hondong
Familienstand	verheiratet mit Darina Hondong-Kulková
Staatsangehörigkeit	deutsch

Schulischer und beruflicher Werdegang

1967 - 1980	Grundschule St. Georg und Städtisches Gymnasium in Goch
1980 - 1982	Bundeswehr
1982 - 1987	Diplomstudium der Forstwissenschaften an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
1988 - 1994	Promotionsstudium der Forstwissenschaften an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Aufnahme der vorliegenden Arbeit bei Herrn Prof. Dr. K. C. Ewald und Durchführung der Freilandarbeiten, Forschungs- und Lehraufgaben am Institut für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, naturschutzfachlicher Mitarbeiter einer kommunalen Verwaltungsgemeinschaft
seit 1995	Wissenschaftlicher Mitarbeiter (Koordinator) am Zentrum für Naturschutz der Georg-August-Universität Göttingen (gemeinsame wissenschaftliche Einrichtung der Biologischen Fakultät, der Fakultäten für Agrar- und Geowissenschaften sowie der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie)