

**Entwicklung eines statistischen Habitateignungsmodells zur  
räumlichen Vorhersage der Vorkommenswahrscheinlichkeit des  
Wachtelkönigs (*Crex crex L.*) im Nationalpark Unteres Odertal**

Ein landschaftsökologischer Beitrag zum Schutz einer gefährdeten Vogelart

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades

der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultäten

der Georg-August-Universität zu Göttingen

vorgelegt von

Peter Just

aus Landau in der Pfalz

Göttingen 2005

D 7:

Referent: Prof. Dr. G. Gerold

Korreferent: Prof. Dr. M. Mühlenberg

Tag der mündlichen Prüfung: 25.01.2006

# Gliederung

Abkürzungs- und Akronymverzeichnis .....	7
<b>1. Einleitung .....</b>	<b>9</b>
1.1. Problemstellung.....	9
1.2. Hypothesen und Ziele der Arbeit .....	10
1.3. Modelle in der Ökologie .....	10
1.4. Der Wachtelkönig als Zielart.....	11
1.5. Prozessschutz.....	14
1.6. Statistische Habitatmodelle.....	15
1.7. Die Biologie der Art: Der Wachtelkönig ( <i>Crex crex L.</i> ).....	19
1.7.1. Verbreitungs- und Brutgebiet.....	19
1.7.2. Jahreszyklus, Partnerschaftssystem und Brutbiologie .....	21
1.7.3. Nahrung .....	23
1.7.4. Habitat .....	24
<b>2. Das Untersuchungsgebiet .....</b>	<b>26</b>
2.1. Lage.....	26
2.2. Das Flusseinzugsgebiet der Oder und seine naturräumliche Gliederung.....	28
2.3. Klima.....	28
2.4. Geologische und geomorphologische Situation .....	30
2.5. Böden.....	31
2.6. Die Geschichte der Landnutzung und ihre Auswirkungen auf die natürliche Vegetation.....	33
2.7. Der Nationalpark Unteres Odertal.....	38
<b>3. Material und Methoden .....</b>	<b>39</b>
3.1. Ornithologische Datengrundlagen.....	39
3.1.1. Kartierung der Rufplätze .....	39
3.1.2. Telemetrie der Wachtelkönige .....	39

<b>3.2.</b>	<b>Digitale räumliche Datengrundlagen .....</b>	<b>39</b>
3.2.1.	Vegetationsaufnahmen und -kartierung .....	40
3.2.2.	Digitale Bodenkarten .....	40
<b>3.3.</b>	<b>Vegetationsstrukturkartierung.....</b>	<b>40</b>
<b>3.4.</b>	<b>Erfassung der Landnutzung .....</b>	<b>43</b>
<b>3.5.</b>	<b>Variablenauswahl .....</b>	<b>44</b>
<b>3.6.</b>	<b>Logistische Regression als Methode in der Habitatmodellierung .....</b>	<b>45</b>
3.6.1.	Multivariate Modellbildung .....	47
3.6.2.	Maße zur Beurteilung der Kalibrierungs- und Diskriminierungseigenschaften der Modelle.....	48
3.6.3.	Räumliche und zeitliche Übertragung der Modellprognosen (Modellvalidierung) .....	52
<b>3.7.</b>	<b>Methode der GIS-Analyse .....</b>	<b>54</b>
<b>4.</b>	<b>Ergebnisse .....</b>	<b>56</b>
<b>4.1.</b>	<b>Univariate logistische Regressionsmodelle .....</b>	<b>56</b>
4.1.1.	Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai .....	56
4.1.1.1.	Test auf Kollinearität der unabhängigen Variablen .....	61
4.1.1.2.	Univariate logistische Regressionsmodelle standardisierter abhängiger Variablen .....	62
4.1.2.	Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni.....	64
4.1.2.1.	Test auf Kollinearität der unabhängigen Variablen .....	69
4.1.2.2.	Univariate logistische Regressionsmodelle standardisierter unabhängiger Variablen .....	70
<b>4.2.</b>	<b>Multivariate logistische Regressionsmodelle .....</b>	<b>73</b>
4.2.1.	Vergleich der Kalibrierungs- und Diskriminierungsgütemaße .....	73
4.2.1.1.	Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai .....	73
4.2.1.2.	Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni .....	76
<b>4.3.</b>	<b>Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten in Habitateignungskarten.....</b>	<b>78</b>
<b>4.4.</b>	<b>Modellvalidierung .....</b>	<b>79</b>
<b>4.5.</b>	<b>Modellauswahl.....</b>	<b>84</b>
4.5.1.	Auswahl eines multivariaten Modells für Mitte Mai .....	84
4.5.2.	Auswahl des multivariaten Modells für Mitte Juni.....	86
<b>4.6.</b>	<b>Anwendung der multivariaten Modelle im Landnutzungsszenario .....</b>	<b>88</b>

4.6.1.	Einbezug der kategorial skalierten Variable Landnutzung in das Regressionsmodell für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai .....	89
4.6.2.	Einbezug der kategorial skalierten Variable Landnutzung in das Regressionsmodell für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni.....	91
4.7.	Ergebnisse der GIS-Analyse .....	94
4.8.	Vergleich der Ergebnisse multivariater Regressions- und Pufferanalysen .....	101
5.	Diskussion .....	105
5.1.	Regressionsanalysen .....	105
5.1.1.	Variablenselektion und grundsätzliche ökologische Bedeutung der Variablen hinsichtlich der Habitatwahl von Wachtelkönigen .....	105
5.1.2.	Ökologische Interpretation des Einflusses einzelner Variablen Mitte Mai.....	109
5.1.3.	Ökologische Interpretation des Einflusses einzelner Variablen Mitte Juni.....	111
5.1.4.	Multivariate Modellbildung .....	113
5.2.	Charakterisierung der Optimalhabitate des Wachtelkönigs im Nationalpark Unteres Odertal.....	117
5.2.1.	Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai .....	117
5.2.2.	Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni.....	119
5.3.	Vergleich der Untersuchungsergebnisse mit bisherigen Ergebnissen zur Habitatwahl des Wachtelkönigs .....	120
5.3.1.	Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai .....	120
5.3.2.	Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni.....	122
5.4.	Anwendung der Modelle im Nutzungsszenario der beabsichtigten Landnutzungsänderungen .....	124
5.4.1.	Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai .....	124
5.4.2.	Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni.....	125
5.5.	GIS – Analyse .....	126
5.6.	Vergleich der Ergebnisse zwischen Regressions- und GIS–Analysen.....	129
5.6.1.	Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai .....	129
5.6.2.	Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni.....	130
5.7.	Vorschläge zur Optimierung des Schutzes von Wachtelkönighabitaten im Nationalpark Unteres Odertal.....	131

<b>6. Zusammenfassung, Fazit und Ausblick .....</b>	<b>136</b>
<b>7. Abstract .....</b>	<b>138</b>
<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>141</b>
<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>145</b>
<b>Literatur .....</b>	<b>147</b>
<b>Anhang .....</b>	<b>161</b>
<b>Wissenschaftlicher Lebenslauf.....</b>	<b>194</b>

## Abkürzungs- und Akronymverzeichnis

AC1:	trockene Grasbrachen mit einem hohen Anteil an <i>Urtica dioica</i>
ASTV:	Alle signifikant trennenden Variablen
AUC:	Area Under Curve
DAPHYTO:	Deckungsgrad abgestorbener pflanzlicher Biomasse
DMITTEL:	Deckungsgrad der Mittelschicht
DOBERSCH:	Deckungsgrad der Oberschicht
DUNTER:	Deckungsgrad der Unterschicht
DURCHDR:	Durchdringbarkeit
GG31:	Wiesenfuchsschwanzwiese ( <i>Alopecuretum pratensis</i> )
GG32:	Rasenschmielen – Gesellschaft ( <i>Deschampsietum caespitosae</i> )
GDECKUNG:	Gesamtdeckungsgrad
GI1:	Intensivgrasland (fast ausschließlich aus Gräsern bestehend)
GI2:	Intensivgrasland (neben Gräsern auch einzelne krautige Pflanzen vorhanden)
GI1r2:	Intensivgrasland (mit einem Anteil ruderaler Arten zwischen 25 und 50 Prozent Gesamtdeckung)
GI2n2:	mäßig intensiv genutztes Intensivgrasland (neben Gräsern auch einzelne krautige Pflanzen vorhanden)
GI2r1:	mäßig intensiv genutztes Intensivgrasland (mit einem Anteil ruderaler Arten < 25 % Gesamtdeckung)
GKRAUTANTEIL:	Gesamtkrautanteil am Deckungsgrad des Bestandes
GM21:	Glatthaferwiese ( <i>Arrhenatheretum elatoris</i> )
GS25:	Zaunwinden–Hopfenseide–Gesellschaft ( <i>Cuscuta – Convolvuletum – elatoris</i> )
HAPHYTO:	Höhe abgestorbener pflanzlicher Biomasse
HOBERSCH:	Höhe der Oberschicht

HOMOGEN:	Homogenität des Pflanzenbestandes
HMITTEL:	Höhe der Mittelschicht
HUNTER:	Höhe der Unterschicht
IUS:	Institut für Umweltstudien
KRANOBER:	Krautanteil am Deckungsgrad der Oberschicht
KRANMITT:	Krautanteil am Deckungsgrad der Mittelschicht
KRANUNTE:	Krautanteil am Deckungsgrad der Unterschicht
LUA:	Landesumweltamt
LR:	Likelihood – Ratio
MG2:	Schlankseggenried ( <i>Caricetum gracilis</i> )
MG7:	Rohrglanzgraswiese ( <i>Phalaridetum arundinaceae</i> )
MG7n1:	intensiv genutzte Rohrglanzgraswiese
MG7n2:	mäßig intensiv genutzte Rohrglanzgraswiese
MR1:	Schilfröhricht ( <i>Scirpo – Phragmitetum</i> )
MR2:	Wasserschwadenröhricht ( <i>Glycerietum maximae</i> )
R <sup>2</sup> Cox und Snell:	Bestimmtheitsmaß nach Cox und Snell
R <sup>2</sup> Nagelkerke:	Bestimmtheitsmaß nach Nagelkerke
ROC:	Receiver Operator Curve
RSLR:	Rückwärts schrittweise logistisches Regressionsmodell
RVKH:	relative Vorkommenshäufigkeit
p:	Irrtumswahrscheinlichkeit (Signifikanzniveau)
P <sub>krit</sub> :	Kritischer Schwellenwert
P:	Vorkommenswahrscheinlichkeit



# 1. Einleitung

## 1.1. Problemstellung

Im Nationalpark Unteres Odertal finden in den nächsten Jahren Landnutzungsänderungen in großem Umfang statt. Bis zum Jahr 2010 sollen etwa 50 Prozent der zurzeit noch als Wiesen und Weiden extensiv genutzten Areale als Kernzone 1 in Prozessschutzmaßnahmen überführt werden (IUS 1999). Dort sollen in den kommenden Jahren zunächst vom Menschen unbeeinflusste Sukzessionen stattfinden. Ein mittelfristiges Ziel des Vereins zur Förderung des Deutsch-Polnischen Internationalparks e.V. ist es, auf ausgewählten Flächen innerhalb der Polder durch Pflanzung von Keimlingen Auwälder zu initiieren. Langfristig sollen weite Teile der eingedeichten Graslandareale durch Öffnung von Deichtoren wieder an das natürliche Überflutungsregime der Oder angeschlossen werden (IUS 1999).

Die Auflassung der extensiven Wiesen- und Weidenutzung innerhalb des Nationalparks hat negative Auswirkungen auf die Eignung der Flächen als Lebensraum für Tierarten, deren Habitate an die Nutzung und Pflege durch den Menschen angewiesen sind. Im Nationalpark betrifft dies u.a. seltene wiesenbrütende Vogelarten wie den Kiebitz (*Vanellus vanellus*), die Bekassine (*Gallinago gallinago*), den Seggenrohrsänger (*Acrocephalus paludicola*) und den Wachtelkönig (*Crex crex L.*) (Fischer et al. 1999). Mit dem Wachtelkönig treffen die Habitatveränderungen eine Vogelart, die in Deutschland (etwa 800 bis 2000 Individuen) als stark vom Aussterben bedroht und Mitte der 1990er Jahre mit weltweit geschätzten 1.5 Mio. Individuen (Green et al. 1997) als global vom Aussterben bedroht eingeordnet wurde (Groombridge 2002).

Der Nationalpark beherbergt die größte Population an Wachtelkönigen in Deutschland (Schäffer und Münch 1993). Nach dem Pflege- und Entwicklungsplan des Nationalparks Unteres Odertal sollen dem Wachtelkönig (*Crex crex L.*) als Zielart eines naturschutzgerechten Landnutzungsmanagements auf Flächen, die auch nach 2010 in extensiver Graslandbewirtschaftung verbleiben, möglichst geeignete Habitate angeboten werden (IUS 1999). Bisher kommt die Art auf den dafür vorgesehenen Flächen jedoch nur vereinzelt oder spärlich vor. Es besteht daher ein Bedarf an quantitativen Analysen der Habitatansprüche und des Einflusses unterschiedlicher Landnutzungssysteme auf die Eignung von Graslandarealen als Habitat des Wachtelkönigs. Die quantitative Prognose der Auswirkungen von Eingriffen sowie von Kompensations- und Pflegemaßnahmen auf die Habitateignung von Tier- und Pflanzenarten

stellt methodisch nach wie vor eines der großen Probleme in der Umweltplanung und im Naturschutzmanagement dar (Kleyer et al. 1999/2000).

## **1.2. Hypothesen und Ziele der Arbeit**

Den folgenden Untersuchungen liegen zwei grundlegende Hypothesen zugrunde:

- Flächenbezogene Daten über die Struktur der Vegetation erlauben Vorhersagen über das Vorkommen oder das Fehlen von Wachtelkönigpopulationen.
- Statistische räumlich explizite Habitateignungsmodelle erlauben es, die Auswirkung von Landnutzungsänderungen auf die Eignung von Grasländern als Wachtelkönighabitat abzuschätzen.

**Die Ziele der vorliegenden Arbeit sind:**

- Die Habitatansprüche des Wachtelkönigs im Nationalpark Unteres Odertal zu analysieren und Faktoren zu bestimmen, welche die Verteilung der Art im Nationalpark maßgeblich beeinflussen.
- Aus Punktbeobachtungen des Wachtelkönigs mittels statistischer Modellbildung und Extrapolation quantitative Aussagen über die Vorkommenswahrscheinlichkeit und Habitateignung von Graslandarealen im Landschaftsmaßstab zu treffen.
- Die gewonnenen Modellvorstellungen hinsichtlich des Vorkommens der Art durch zeitliche und räumliche Übertragung im Untersuchungsgebiet zu testen und die Gültigkeit der Modelle abzuschätzen.
- Die Auswirkungen beabsichtigter Landnutzungsänderungen auf die Eignung von Flächen als Lebensraum des Wachtelkönigs durch die Anwendung eines Landnutzungs-szenarios auf ausgewählte Habitatmodelle räumlich explizit für die Flächen innerhalb des Nationalparks zu quantifizieren und die zukünftige Verteilung der Art vorherzusagen.

## **1.3. Modelle in der Ökologie**

Um vom deskriptiven Ansatz der Registrierung und Beschreibung ökologischer Systeme und Prozesse zur quantitativen Prognosefähigkeit zu gelangen sowie Handlungsanweisungen für

den praktischen Natur- und Ressourcenschutz erstellen zu können, bedient man sich seit den 1980er Jahre in zunehmendem Maße des Einsatzes von mathematischen Modellen und deren Implementierung in Computersystemen (Wissel 1989). Bei der Bildung ökologischer Modelle findet eine Reduktion der Komplexität ökologischer Systeme auf eine endliche Menge wissenschaftlich fassbarer Sachverhalte statt. Die Modelle beinhalten demnach Vereinfachungen und Verkürzungen. Sie erfassen nicht alle Eigenschaften des durch sie repräsentierten Systems und setzen damit eine subjektive Pragmatik in der Auswahl von Faktoren durch den Modellierer voraus (Blaschke 1997). Indem sie ökologische Systeme repräsentieren und abstrahieren, können Modelle dazu beitragen, Probleme zu definieren, erhobene Daten zu verstehen, das Verständnis über ökologische Zusammenhänge zu testen und Prognosen zu erstellen (Starfield und Bleloch 1986). Mit mathematischen Modellen kann man Gesetzmäßigkeiten und Muster ökologischer Systeme und Prozesse entdecken, erklären und neue Hypothesen über unverstandene ökologische Zusammenhänge generieren (Wissel 1989).

Für die Modellbildung zur Beschreibung von Art-Habitat-Beziehungen nennen Morrisson et al. (1998, zit. in Schröder 2000) folgende Hauptziele:

- die Formalisierung und Beschreibung des aktuellen Verständnisses darüber, welche Umweltfaktoren die Verbreitung und Verteilung von Arten beeinflussen,
- die Vorhersage zukünftiger Verteilungen,
- die Identifikation der Schwachpunkte des bisherigen Verständnisses und der zugrunde liegenden Theorie und
- die Ableitung genereller Hypothesen hinsichtlich Art-Habitat-Beziehungen.

Eine entscheidende Rolle bei der Anwendung quantitativer ökologischer Modelle spielt das grundlegende landschaftsökologische Problem, von punktuellen Messungen ausgehend flächenhafte Prognosen abzuleiten (Gerold 1988). Die Verfügbarkeit Geografischer Informationssysteme (GIS) und deren Kopplung mit ökologischen Modellen haben deshalb einen großen Einfluss auf die Entwicklung und Anwendung ökologischer Modelle in der Forschungspraxis ausgeübt (Richter et al. 1997; Gerold und Cyffka 1998; Kleyer et al. 1999/2000).

#### **1.4. Der Wachtelkönig als Zielart**

Zielarten sind nach Kratochwil (1989) Arten oder Artengruppen, deren Erhaltung im Schutzziel eines Landschaftsausschnitts verankert ist und deren Lebensbedingungen durch gezielte Managementmaßnahmen verbessert werden sollen. Vogel et al. (1996) definieren Zielarten

als Arten, die zur Festsetzung und Kontrolle von Naturschutzzielen dienen: Ihre Lebensräume sollen so gesichert und entwickelt werden, dass den Zielarten eine langfristige Überlebenschance unter möglichst natürlichen Bedingungen ermöglicht wird.

Die Auswahl von Zielarten erfolgt nach ökologischen und naturschutzstrategischen Gesichtspunkten (Mühlenberg 1993). Die Kriterien werden bei Vogel et al. (1996) und Mühlenberg (1993) sowie Mühlenberg und Hovestadt (1991) ausführlich besprochen. Dabei spielen Gesichtspunkte wie Gefährungsgrad, Repräsentativität, Überlebenschance und Popularität in der Bevölkerung eine wichtige Rolle (Mühlenberg 1997). Eine besondere Bedeutung erfährt der Aspekt des Schirm- und Mitnahmeeffekts einzelner Arten (Vogel et al. 1996). Durch den Schutz des Habitats einer Zielart soll ein möglichst umfassender Biotopschutz erreicht werden, der den Schutz vieler nachfolgender und kleinerer Arten einer Zönose mit einschließt. Daher ist die Größe des Raumannspruchs bei der Auswahl von Zielarten zu berücksichtigen (Mühlenberg 1998).

Das Zielartenkonzept dient als Grundlage für Bewertungen und Entscheidungen in der Landschaftsplanung. Es ermöglicht die eindeutige Festlegung von Umweltqualitätszielen im Naturschutzmanagement (Kiemstedt 1991). Meyer Cords und Boye (1999) betonen, dass das Zielartenkonzept keine wissenschaftlich definierte Methode zur Ermittlung biotopspezifischer oder biototypischer Arten darstellt. Mühlenberg (1993, 1998) legt besonderen Wert auf die Möglichkeit der effektiven und objektiv nachvollziehbaren Erfolgskontrolle von Managementmaßnahmen zum Schutz des Habitats einer Zielart. Dies ist nur durch die eindeutige Festlegung auf Zielarten und regelmäßiges Monitoring der ausgewählten Arten mit vertretbarem Aufwand zu bewerkstelligen. Die Qualität eines Habitats wird beim Zielartenkonzept an der Populationsentwicklung der betrachteten Zielart beurteilt und nicht nach vorgegebenen vereinheitlichten Maßstäben durchgeführt (Mühlenberg 1993).

Bereits seit vielen Jahren wird der Art große Aufmerksamkeit durch den ehrenamtlichen Naturschutz der Arbeitsgemeinschaft für Ornithologie im Unteren Odertal geschenkt. Für die zukünftige Entwicklung des Parks ist der Wachtelkönig als Zielart für ein Naturschutzmanagement vorgesehen (IUS 1999). Den Kriterien die Mühlenberg (1993) zur Auswahl von Zielarten anführt, entsprechen Wachtelkönige in besonderer Weise (Rothenbücher et al. 2005):

- Die Art ist sowohl vom weltweiten Aussterben, als auch vom Aussterben in Deutschland und vom Aussterben im Unteren Odertal bedroht (Schäffer und Münch 1993; Fischer et al. 1999).
- Die Ursache für den Rückgang der Art liegt in der Veränderung von Landschaften begründet, vor allem in der zunehmenden Intensität landwirtschaftlicher Nutzung in den letzten 150 Jahren, also letztlich im Habitatverlust und weniger in der direkten Verfolgung durch den Menschen, z. B. durch Jagd in den Durchzugsgebieten der Art (Green und Stowe 1993).
- Wachtelkönige sind stenotop. Sie sind Habitatspezialisten, die an wenige, relativ gleichartige und spezielle Lebensräume angepasst sind (Schaefer 2002, mündlich).
- Männliche Wachtelkönige nutzen während der Brutsaison große Areale als Lebensraum wie u. a. Stowe und Hudson (1991), Schäffer und Münch (1993), Grabowsky (1993) und Helmecke (2000) bei der radiotelemetrischen Beobachtung von Wachtelkönigen ermittelten. Sie kommen daher prinzipiell als Schirmarten in Frage.
- Der Nationalpark Unteres Odertal beherbergt das größte Vorkommen an Wachtelkönigen in Deutschland mit einer jährlich stark schwankenden Anzahl, so dass hier die Bewahrung einer langfristig überlebensfähigen Population prinzipiell möglich erscheint.

## 1.5. Prozessschutz

Das Ziel von Prozessschutzmaßnahmen besteht darin, Funktionen und Prozesse in Biozöosen und Ökosystemen unter möglichst natürlichen Bedingungen für einen langen Zeitraum auf möglichst großen Arealen sicher- oder wiederherzustellen (Jedicke 1995; Schaefer 2003). Während Scherzinger (2002) Prozessschutzmaßnahmen auf die Bewahrung von Menschen unbeeinflusster Prozesse beschränkt, schließt Jedicke (2002) vom Menschen verursachte Dynamiken z. B. bestimmte Formen der Landnutzung, die zur Ausbildung anthropogen überprägter und extensiv genutzter artenreicher Kulturlandschaften geführt haben, in das Konzept des Prozessschutzes ein. Er unterscheidet folglich zwischen segregativem und integrativem Prozessschutz. Als Beispiel für integrativen Prozessschutz führt er die Plaggenwirtschaft an, die zur Ausbildung von artenreichen und schützenswerten Biotopen z. B. in der Lüneburger Heide geführt hat.

Als grundsätzliche Voraussetzungen für einen erfolgreichen Prozessschutz nennt Jedicke (2002) zwei Bedingungen: Eine ausreichende Größe der Fläche und den Einbezug der Populationsdynamiken der auf den Flächen lebenden Arten. Bei der Ausweisung von Prozessschutzgebieten sind demnach die Konzepte der kleinsten überlebensfähigen Populationen und der Inselbiogeographie einzubeziehen (Jedicke 1995).

In Gebieten, die dem segregativen Prozessschutz unterliegen, sollte jeglicher direkte menschliche Einfluss ausgeschlossen sein. Dies beinhaltet auch die Akzeptanz unvorhergesehener und unwillkommener Entwicklungen, wie z. B. die massenhafte Vermehrung von Tierarten, wie sie beispielsweise im Nationalpark Bayerischer Wald im Fall des Borkenkäfers stattgefunden hat (Scherzinger 2002, zit. in Rothenbücher et al. 2005).

Ein wichtiger Unterschied zwischen Prozessschutz und Zielartenschutz besteht darin, dass im Vorfeld von Prozessschutzmaßnahmen keine eindeutig zu quantifizierenden Umweltqualitätsziele festgelegt werden können. Im Zielartenschutz hingegen werden die angestrebten Umweltqualitätsziele hinsichtlich der Erhöhung der Individuenzahlen der betrachteten Zielart eindeutig festgelegt und können mittels Monitoring überprüft werden (Mühlenberg 1993, 1998). Den Prozessschutzmaßnahmen wird in jüngster Zeit häufig aufgrund des geringeren finanziellen Aufwands gegenüber dem zeit- und pflegeaufwendigen Management zum Schutz von Zielarten der Vorzug gegeben (Mühlenberg, mündliche Mitteilung 2003).

Das Konzept des Prozessschutzes im Naturschutz ist jedoch das einzige, das die natürliche Dynamik von Lebensräumen bei Schutzmaßnahmen einbezieht (Scherzinger 2002).

In den Poldern des Nationalparks Unteres Odertals bestehen die Prozessschutzmaßnahmen, die bis 2010 erfolgen sollen, im Zulassen ungesteuerter Sukzessionen, also dem Unterlassen direkter anthropogener Eingriffe auf ca. 50 Prozent der Feuchtwiesenareale, die derzeit noch extensiv als Grasland genutzt werden. Als mittelfristige Prozessschutzmaßnahmen sind die Wiederherstellung eines naturnahen Überflutungsregimes und die Reaktivierung alter zusammenhängender Flussarme der Oder vorgesehen (IUS 1999).

## 1.6. Statistische Habitatmodelle

Statistische Habitateignungsmodelle stellen eine formale statistische Beziehung zwischen dem Auftreten von Tier- oder Pflanzenarten sowie abiotischen und biotischen Umweltparametern her (Kleyer et al. 1999/2000). Auf der Grundlage von meist in Geländeuntersuchungen erhobenen Umweltfaktoren quantifizieren statistische Habitatmodelle die Eignung von Landschaftsausschnitten als Lebensraum von Arten (Morrison et al. 1998). Sie stellen dadurch eine Verknüpfung zwischen Landschaft und Spezies dar (Schröder 2000). Mit Habitatmodellen werden zwei grundlegende Ziele verfolgt: Zum einen dienen sie mit der räumlich expliziten Vorhersage des Auftretens von Arten, also der Regionalisierung biotischer Information, zum anderen verbessern sie durch die Gewichtung von Habitatfaktoren das Verständnis der jeweiligen Art-Umwelt-Beziehung (Morrison et al. 1998, Rudner et al. 2004). Sie tragen dazu bei, die Habitatansprüche von Arten zu quantifizieren, indem sie die Analyse der Umweltfaktoren erlauben, die die Verteilung der Art maßgeblich beeinflussen. Sie unterstützen bei der Charakterisierung von Optimalhabitaten von Arten, indem sie den Einfluss von Faktoren auf die Verteilung der Art quantifizieren (Schröder 2001).

Wiens (1989) fasst den Zusammenhang zwischen dem vorhandenen Expertenwissen von Ornithologen und quantitativer ökologischer Forschung wie folgt zusammen: “[...] the general habitat associations of many species are known to any good birdwatcher, and the word of ecologists might be regarded as expressing that knowledge in detailed quantitative analyses“ (zit. in Hielscher 2001, S.15).

Habitateignungsmodelle sind räumlich explizit und liefern demnach flächenscharfe Prognosen über die Verteilung der Art im Raum. Sie sind aber nicht dynamisch, da sie aus einzelnen „schlaglichtartigen“ Erhebungen der Verteilung der Arten abgeleitet werden. Für die Situation bei der Aufnahme der Arten wird implizit eine Gleichgewichtssituation zwischen Spezies und Landschaft angenommen (Schröder 2000). Die Modelle implizieren, dass Vorkommen und

Umweltbedingungen einer Gleichgewichtssituation entsprechen. Wenn aus dem Habitatmodell abgeleitet wird, dass sich nach Eingriffen in die Landschaft das Auftreten der Tierart ändert, so geben statistische Habitateignungsmodelle keine Information darüber, wann dieser Prozess abgeschlossen sein wird und sich ein neues Gleichgewicht einstellt (Kleyer et al. 1999/2000; Schröder 2000).

Habitatmodelle können für die Naturschutzforschung wesentlich sein, wenn sie für die Vorkommensprognose und die Prognose der Überlebensfähigkeit von Arten geeignet sind. (Kleyer et al. 1999/2000). Der angewandte Naturschutzaspekt von statistischen Habitatmodellen besteht darin, dass sie eine direkte Vorhersage der Auswirkungen von Umweltveränderungen auf den Lebensraum von Arten ermöglichen können. Dadurch dienen die Modelle dazu, Schutzmaßnahmen für Arten zu entwickeln und zu optimieren (Lindenmayer et al. 1991). Um Eingang in die Naturschutzpraxis zu finden, unterliegt die Auswahl der Habitatfaktoren der Prämisse der schnellen und kostengünstigen Erhebbarkeit (Schröder 2001).

Potentiell ist eine Vielzahl von Faktoren dazu geeignet, das Vorkommen von Arten in einem Untersuchungsraum zu erklären. Zu diesen zählen topographische, edaphische, geologische und klimatische Faktoren, Landschaftsstrukturmaße, Landschaftsheterogenitätsmaße, die Landnutzungsentwicklung ebenso wie biotische Faktoren, wie z. B. Prädation, Parasiten, Konkurrenz und auch quantitative Maße für die Verbundenheit und Erreichbarkeit geeigneter Habitate z. B. in verinselten Landschaften (Kuhn 1998; Kuhn und Kleyer 1999/2000; Schröder und Reineking 2004a). Es ist zu berücksichtigen, dass Habitatmodelle unvollständige Abbildungen der realen Beziehung zwischen Organismus und Umwelt sind, die mittels Präsenz-Absenz-Daten und relevanten messbaren Habitateigenschaften (Habitatfaktoren) für jeweils abgegrenzte homogene Untersuchungseinheiten geschätzt werden und die Vorkommenswahrscheinlichkeit oder die Inzidenz, d.h. Vorkommen oder Nichtvorkommen der Art im Raum, prognostizieren (Lindenmayer et al. 1991; Kleyer et al. 1999/ 2000). Damit entsprechen statistische Habitatmodelle dem Wunsch, transparente, eindeutig nachvollziehbare und objektivere Prognosen in der Landschaftsplanungspraxis bei der Abschätzung von Umweltveränderungen auf Fauna und Flora einzubeziehen (Schröder 2001).

Neben statistischen Habitatmodellen existieren noch wissensbasierte Habitatmodelle (Kleyer et al. 1999/2000). Diese fassen die langjährige Geländeerfahrung von Experten zusammen und formalisieren diese, indem sie regelbasiert, z. B. unter Einbezug von Fuzzy-Logik und neuronalen Netzen, die Beziehungen und Wechselwirkungen zwischen Landschaftsfaktoren, welche die Habiteignung beeinflussen in Flussdiagrammen abbilden (Lutze et al. 1999). Über



Geographische Informationssysteme und deren Raum- und Sachdatenbasis wird anschließend der notwendige reale Raumbezug hergestellt. Wissensbasierte Habitatmodelle erreichen vor allem regional z. T. sehr exakte Vorhersagen und sind eine weitere Möglichkeit der Operationalisierung von fachspezifischem biologischem Expertenwissen auf Landschaftsebene (Lutze et al. 1999).

Eine grundsätzliche Annahme der Modellierung von Tierhabitaten besteht darin, dass die Tiere die Habitate so nutzen, dass ihre Fitness optimiert wird. Dies bedeutet, dass Habitate höherer Qualität proportional häufiger genutzt werden als Habitate geringerer Qualität (Mühlenberg 1993, Schröder und Reineking 2004a). Die Modellbildung beruht zudem auf der Prämisse, dass die ausgewählten Schlüsselfaktoren jene sind, welche für die Habitatwahl der Arten wichtig sind und den Anspruch der Arten an ihren Lebensraum hinreichend gut charakterisieren (Schröder 2000). Das heißt entscheidende Faktoren für die Habitateignung sind bei der Auswahl der Variablen zumindest indirekt enthalten (Guisan und Zimmermann 2000). Folglich sollte die Auswahl der meist in Geländearbeit zu erhebenden Variablen auf einem umfassenden Studium der Literatur zur Autökologie der jeweils betrachteten Art basieren, um keine statistischen „Scheinkorrelationen“ zwischen dem Auftreten einer Tierart und dem Auftreten von Umweltfaktoren herzustellen (Mühlenberg 1993).

Anschließend erfolgt die Gewichtung der Habitatfaktoren durch die Auswahl jener Variablen, die statistisch signifikant zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen der Art trennen (Kleyer et al. 1999/2000). Wie alle induktiven Verfahren erzeugen statistische Habitatmodelle nur Hypothesen über die kausalen Zusammenhänge der Habitatwahl von Arten, welche mittels deduktiver, experimenteller Verfahren durch Biologen überprüft werden sollten (Schröder und Reineking 2004a). Die verwendeten statistischen Verfahren sind dabei stets korrelative Verfahren, die zwar Zusammenhänge in der Art-Habitat-Beziehung erkennen lassen (Austin 2002), aus denen sich aber prinzipiell keine Kausalität ableiten lässt (Schröder und Reineking 2004a). Allerdings sind korrelative Verfahren geeignet, um neue Hypothesen hinsichtlich der Art-Habitat-Beziehung zu generieren (Morrison et al. 1998). Was statistische Habitatmodelle nicht leisten können, ist eine Abbildung der dynamischen Entwicklung einer Population oder der Veränderung der Habitatgüte im Laufe eines bestimmten Zeitraums (Guisan und Zimmermann 2000). Dies kann bestenfalls dadurch erreicht werden, dass für jeden Zeitpunkt, für den neues, die Veränderungen der Umwelt dokumentierendes Datenmaterial zur Verfügung steht, auch die Modelle angepasst werden (multitemporale Modellbildung) (Schröder 2000). In der vorliegenden Arbeit wird diesem Sachverhalt durch die Erfassung der

Vegetationsstrukturvariablen an zwei Zeitpunkten (Mitte Mai, Mitte Juni) während der Brut-saison des Wachtelkönigs Rechnung getragen.

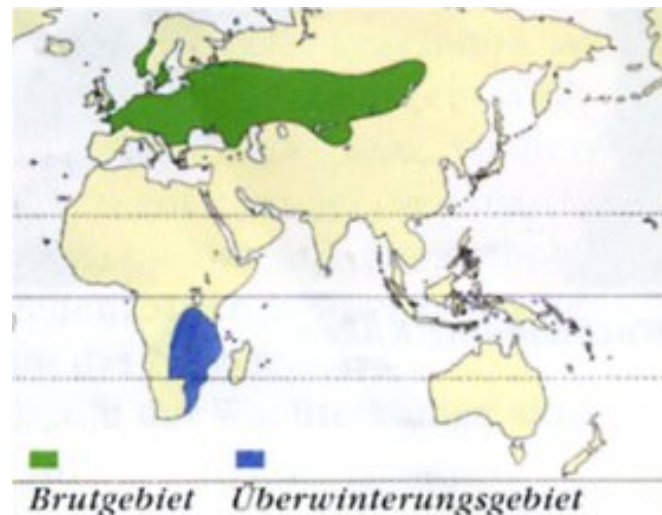
## 1.7. Die Biologie der Art: Der Wachtelkönig (*Crex crex* L.)



**Abb. 1** Wachtelkönig

### 1.7.1. Verbreitungs- und Brutgebiet

Als Langstreckenzugvogel gliedert sich das Areal des Wachtelkönigs in ein Überwinterungs- und ein Brutgebiet. Als Überwinterungsgebiete weisen Braaksma und van der Straaten (1973) das südliche und südöstliche Afrika aus. Stowe und Becker (1992) spezifizieren die Überwinterungsgebiete und nennen als Hauptländer Zaire, Sambia, Malawi, Zimbabwe, das östliche Südafrika, den Süden Tansanias und das nördliche und östliche Botswana. Das Brutgebiet erstreckt sich auf die gemäßigte Zone der West- und Zentralpaläarktis von Westeuropa bis zur Lena im Osten (Braaksma und van der Straaten 1973; Schäffer 1994). Green et al. (1997) geben als Koordinaten für die östliche Grenze des Brutareals von Wachtelkönigen Koordinaten bis 120° östlicher Länge, bei einer Nord-Süderstreckung des Brutgebiets in Eurasien zwischen 41° bis 62° nördlicher Breite an (Abb. 2).



**Abb. 2** Brut- und Überwinterungsgebiete des Wachtelkönigs (Quelle: Hoyo et al. 1996)

Braaksma und van der Straaten (1973) umreißen die nördliche Brutgebietsgrenze wie folgt: Die Nordgrenze des Brutgebietes verläuft durch das südliche und mittlere Skandinavien, Südfinnland und erreicht bei Karelien eine Ausdehnung bis  $62^\circ$  nördlicher Breite. Weiter östlich erreichen Sommernachweise bis Archangelsk im Petschoragebiet bis  $64^\circ$  nördlicher Breite und im Ural bis  $61^\circ$  nördlicher Breite. In Westsibirien liegt die Nordgrenze bei ungefähr  $60^\circ$ , in Mittelsibirien an der Nishnaja Tunguska bei etwa  $62^\circ$  nördlicher Breite. Im Nordosten reicht das Areal bis in das Wiljuf-Becken. Die Ostgrenze verläuft von dort aus nach SSW ins NW-Vorland des Baikalsees. Der europäische Teil des Brutgebiets (Abb. 3) erstreckt sich in seiner Nord-Süderstreckung vom mittleren Skandinavien bis in den Süden Bulgariens. Die Art tritt jedoch nicht in Griechenland, sehr selten in Italien und nicht auf der Iberischen Halbinsel auf. Nördlich des  $62.$  Breitengrades treten die Vögel nur vereinzelt in isolierten Vorkommen auf, auf Island wurden sie noch nie beobachtet. Die Südgrenze des europäischen Brutgebiets erstreckt sich von den Pyrenäen, über Norditalien, Jugoslawien und Bulgarien zur Nordküste des Schwarzen Meeres, über die Krim und die Kaspische Senke bis nach Nord- und Ostkasachstan (Rheinwaldt 1993).



**Abb. 3** Europäischer Teil des Brutgebiets (Quelle: Snow und Perrins 1998)

Nach Osten fortgesetzt verläuft die Südgrenze des Brutareals zwischen dem Schwarzen und dem Kaspischen Meer, über den Uralfluss und die untere Wolga bis zur Küstenebene der Kaspischen Senke. Weiter ostwärts folgt sie über den Kaukasus, Zentralanatolien und Armenien bis hin zum Nordiran (Braaksma und van der Straaten 1973). Die westliche und nordwestliche Grenze des Brutvorkommens von Wachtelkönigen bilden Westirland, die äußeren Hebriden und in kleiner Zahl die Shetlands, Orkneys und Färöer Inseln (Braaksma und van der Straaten 1973).

### **1.7.2. Jahreszyklus, Partnerschaftssystem und Brutbiologie**

Wachtelkönige treffen ab Ende April aus den süd- und südostafrikanischen Winterquartieren wieder in Mitteleuropa ein, die Männchen wenige Tage vor den Weibchen (Braaksma und van der Straaten 1973). Zunächst besetzen die Männchen „Rufplätze“ in höher wüchsigen Wiesen oder hochgewachsener krautreicher Vegetation, so auch in Stauden, die sie punktgenau Nacht für Nacht wieder aufsuchen. Sie beginnen wenige Tage nach der Rückkehr mit ihrem charakteristischen, zweisilbigen Ruf (Krärrk – Krärrk) ihre Reviere abzugrenzen und Weibchen anzulocken (Braaksma und van der Straaten 1973). Der Ruf ertönt in der Nacht nahezu ununterbrochen zwischen 23 und 3 Uhr, aber auch darüber hinaus in unregelmäßigen Abständen (Schäffer 1995). Fangrath und Schäffer (1997) zählten durchschnittlich 22 000 Lautäußerungen je Individuum pro Nacht bei fünf verhörten männlichen Wachtelkönigen.

Grundsätzlich sind die Vögel sowohl tag- als auch nachtaktiv, wobei sie tagsüber durch ihr Revier streifen und nur gelegentlich rufen. Green et al. (1997) fassen die Ergebnisse zur Ökologie des Wachtelkönigs zusammen und betonen, dass zahlreiche Autoren auf die Bildung von Rufergruppen männlicher Wachtelkönige zu Beginn der Brutperiode hinweisen. Es bilden sich Rufergruppen mit 3 bis 10 Individuen, deren Rufplätze lediglich 50 bis 200 m voneinander entfernt sind, wahrscheinlich um die Anziehungskraft auf die eintreffenden Weibchen zu verstärken, die wenige Tage später die jeweiligen Brutgebiete überfliegen (Ottval und Peterson 1998). Braaksma und van der Straaten (1973) bezeichnen die Art noch als streng territorial. Heute ist bekannt, dass männliche Rufer sowohl tagsüber als auch während der Nacht durch „Territorien“ anderer Männchen streifen (Schäffer 1997).

Das Partnerschaftssystem, das in diesem Kapitel beleuchtet wird, wurde von Tyler (1996) in Schottland sowie Schäffer (1997) in Ostpolen umfassend untersucht. Dabei stellten sie fest, dass sich Weibchen und Männchen während der Paarungszeit nicht länger als 7 bis 10 Tage miteinander vergesellschafteten. In dieser Zeit entfernten sich Männchen nicht weiter als 5 m von den Weibchen, wie Tyler und Green (1996) in Schottland mittels Radiotelemetrie ermittelten. Während dieser Verpaarungsphase verringerte sich die Rufaktivität des Männchens deutlich. Während unverpaarte Männchen noch zu 90 Prozent zwischen 23 und 3 Uhr nachts annähernd durchgehend riefen, verringerte sich die Rufdauer verpaarter Männchen auf 10 – 15 Prozent im gleichen Zeitraum (Tyler und Green 1996). Dies ist als deutliches Indiz für die Verpaarung eines männlichen Revierinhabers zu deuten (Schäffer 1994, 1997).

Nach der Verpaarung vollenden beide Partner, in einem Abstand von weniger als 200 m vom Rufplatz entfernt, eine von mehreren vom Männchen zuvor vorgefertigte Nestkuhle. Beim Nestbau werden vor allem abgestorbene Stängel und Blätter verwendet, die in der Nähe des Nests gesucht werden (Green et al. 1997). In dieses Nest legt das Weibchen anschließend 7 bis 12 (durchschnittlich 10) Eier (Tyler 1996), meist eines pro Tag. Die Männchen rufen während der Phase der Eiablage nur gelegentlich und in unregelmäßigen Abständen tagsüber weiter (Schäffer 1994, 1997). Die Brut beginnt erst nach Ablage des letzten Eies, dauert zwischen 15 und 19 Tagen und wird vom Weibchen alleine bewerkstelligt (Tyler 1996; Green et al. 1997). Die Partnerbindung zwischen dem Elternpaar endet folglich vor Brutbeginn, indem das Männchen das Revier und das Weibchen verlässt und Verpaarungen mit weiteren Weibchen anstrebt (Schäffer 1997). Das Weibchen hingegen verlässt während der Brutzeit das Nest nur kurz, um wenige Meter vom Nest entfernt Nahrung zu suchen (Tyler und Green 1996). Nach dem Schlüpfen der Jungen (Pulli) werden sie vom Weibchen nicht weiter als 100 bis

200m vom Nest weggeführt und zunächst von Schnabel zu Schnabel gefüttert (Green et al. 1997).

Tyler (1996) ermittelte durch Radiotelemetrie, dass die Jungen durchschnittlich nur etwa 12 Tage von der Mutter begleitet wurden. Anschließend lebten sie selbständig bis zum Flüggewerden mit einem Alter von etwa 35 Tagen, während sich die Mutter nach dem Verlassen ihrer Jungen wieder mit einem rufenden Männchen vergesellschaftete, um eine zweite Brut anzustreben (Tyler 1996). Schäffer (1997) bezeichnet das Partnerschaftssystem des Wachtelkönigs folglich als sukzessiv polygam. Nach der Brutsaison durchlaufen sowohl die männlichen als auch die weiblichen Altvögel zeitgleich eine Vollmauser und sind in dieser Zeit flugunfähig (Green et al. 1997). Während dieser Zeit bewegen sie sich nur über kurze Distanzen und verbleiben in den Brutrevieren oder, falls die Fläche gemäht wurde, in Hochstauden oder hohen krautigen Beständen an den Seitenstreifen der Brutreviere (Schäffer 1997). Die Vögel verlassen Mitteleuropa etwa ab Mitte August. Sie ziehen überwiegend nachts (Green et al. 1997). Die Zugroute der Wachtelkönige trennt sich in eine Westroute über Gibraltar und eine östliche über den Nahen Osten und Ägypten. Eine weitere, weit weniger stark frequentierte Zugroute verläuft über den zentralen Mittelmeerbereich über die Insel Malta, über der bis in die 1960er Jahre zahlreich, heute aber nur noch vereinzelt ziehende Wachtelkönige beobachtet werden. Die Wachtelkönige sind während ihres Zugs auf Vegetationsbestände angewiesen, die ihnen ausreichend Deckung bieten. Da die Grasbestände der afrikanischen Savannen während der Hauptregenzeiten deutlich höher und dichter aufwachsen und damit eine günstigere Ausprägung für die Wiesenvögel ausbilden, folgern Stowe und Becker (1992), dass die Zugroute der Verlagerung der innertropischen Konvergenzzone (ITC) und den damit verbundenen Regenzeiten folgt. So erreichen die Wachtelkönige beispielsweise Kenia Ende Oktober und das südöstliche Afrika Mitte Dezember (Stowe und Becker 1992).

### **1.7.3. Nahrung**

Wachtelkönige sind omnivor. Nach Reichholf (1991) setzt sich das Verhältnis aus 80 Prozent tierischer Nahrung, wovon etwa zwei Drittel Insekten sind, und 20 Prozent pflanzlichen Bestandteilen zusammen. Green et al. (1997) kommen zu dem Ergebnis, dass sich die Nahrung des Wachtelkönigs in Abhängigkeit von der geografischen Lage des Brutgebiets aus einer weiten Spanne von Invertebraten und in geringen Anteilen aus kleinen Amphibien und Fischen zusammensetzt. Während Tyler (1996) in Schottland ermittelte, dass die Nahrung überwiegend aus Regenwürmern und Schnecken bestand, ermittelte Schäffer (1997) in Ostpolen, dass Insekten in einer Größe von 5 bis 12 mm den Hauptbestandteil der Nahrung während

der Brutsaison bildeten. Die Nahrung wurde tagsüber, meist unter dem Schutz hoch deckender Wiesenvegetation, vom oder aus dem Boden aufgepickt oder mit dem Schnabel direkt von der Vegetation geklaubt. Braaksma und van der Straaten (1973) führen als nachgewiesene Beutetiere unter den Insekten Heuschrecken, Käfer, Ameisen, Libellen, Schnaken, Fliegen und Ohrwürmer an. Ferner nennen sie Tausendfüßler, Spinnen, Weberknechte, Regenwürmer, kleine Schnecken und junge Frösche sowie als vegetabile Bestandteile grüne Teile von Ackerrunkräutern und Wiesenpflanzen, aber auch Getreidekörner und junge Grashalme. Nach Green et al. (1997) ist es unsicher, ob diese pflanzlichen Bestandteile direkt oder indirekt über die Invertebraten aufgenommen werden, in deren Magen sie sich befinden. Reichholf (1991) weist auf den insgesamt hohen Nahrungs- und damit Energiebedarf der selbst nur etwa 150 g schweren Vogelart hin. Braaksma und van der Straaten (1991) geben als Tagesbedarf eine Menge etwa 60 bis 80 Regenwürmer oder 20 bis 60 größere Heuschrecken an.

#### **1.7.4. Habitat**

Braaksma und van der Straaten (1973) beschreiben das bevorzugte Habitat des Wachtelkönigs als baumfreie oder -arme, vorzugsweise wechselfeuchte, hochgrasige, möglichst extensiv bewirtschaftete Wiesen. Das sind z. B. Überschwemmungsausien in Flussniederungen, ferner ungedüngte feuchte Mähwiesen und Niedermoorflächen, die zwar eine Feuchtigkeit und Staunässe aufweisen können, aber während der Brutzeit frei von stehendem Wasser sein sollten. Im Gegensatz zu anderen Rallen ist der Wachtelkönig nicht direkt an das Vorhandensein offener Wasserstellen gebunden (Stiefel 1991), und es besteht keine Bindung an ausgesprochen nasse Lebensräume (Green et al. 1997). Der bevorzugte Lebensraum von Wachtelkönigen in Mitteleuropa ist offenes Gelände, vorzugsweise extensiv genutzte Wiesen, die feucht bis staunass, aber auch trocken sein können, wobei generell eine hohe Vegetationsdichte ein Vorkommen voraussetzt (Schäffer 1994). Begrenzende Faktoren bei der Besiedlung von Flächen sind die Vegetationshöhe und die Dichte der Vegetation (Tyler 1996; Schäffer 1997). Wachtelkönige besiedeln die Flächen erst, wenn dies auf über 20 bis 30 cm angewachsen sind, was in etwa ihrer eigenen Körpergröße von ~ 25 cm entspricht. Als optimale Wuchshöhe des Graslands in Wachtelkönighabitaten gibt Schäffer (1999) die Spanne zwischen 50 und 70 cm an. In den meisten aktuellen Lebensräumen des Wachtelkönigs wird die jährliche Produktion an pflanzlicher Biomasse durch Mahd, Beweidung oder Winterüberflutung entfernt (Green et al. 1997). Nach Schäffer (1997) werden Flächen, auf denen sich abgestorbene pflanzliche Biomasse aus dem Vorjahr akkumuliert, als Bruthabitate ebenso gemieden, wie Wiesen, deren Struktur verhindert, dass Wachtelkönige durch ihre unteren Schichten laufen

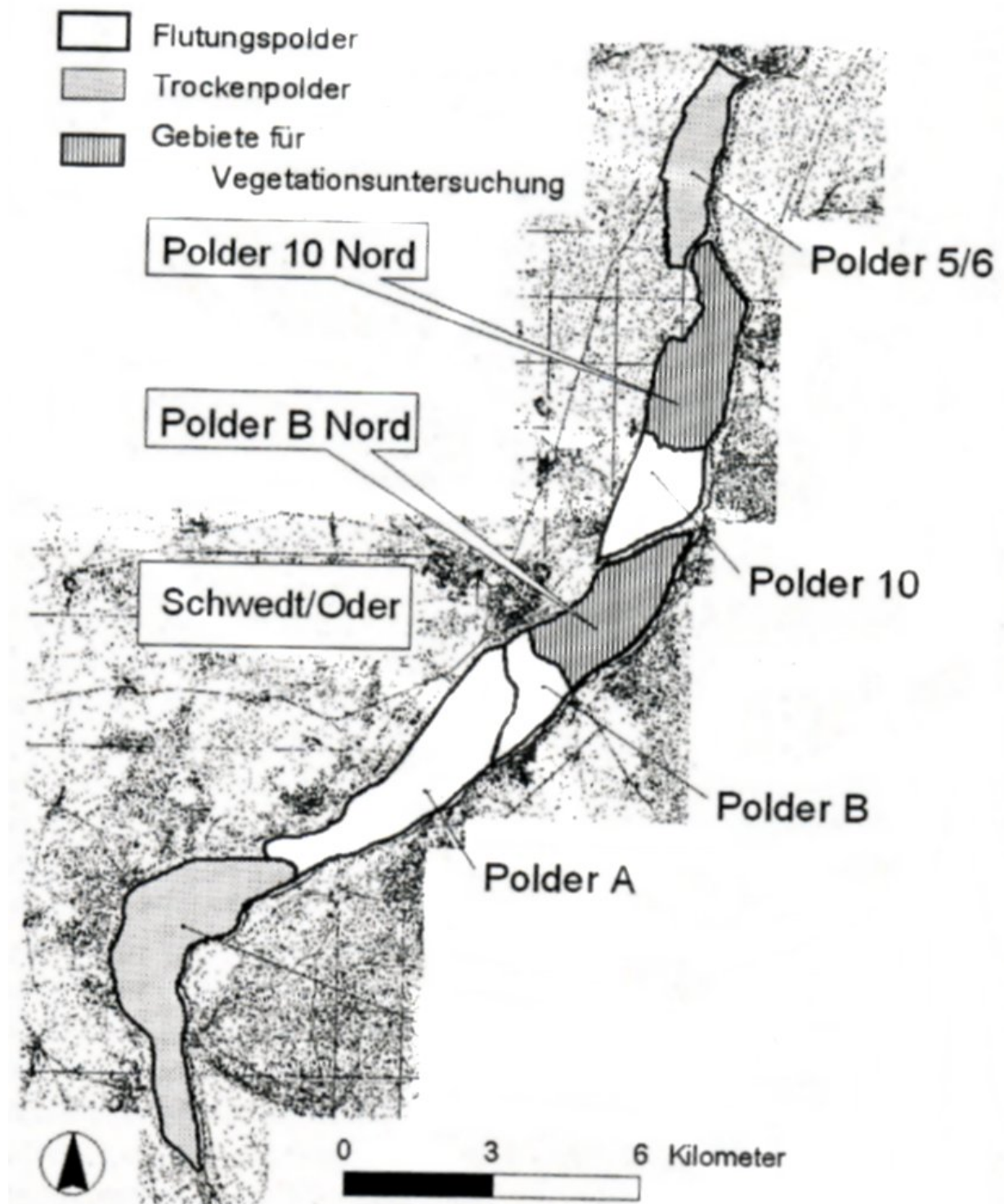


können. Dies sind z. B. Wiesen, die Bulten in der Unterschicht ausbilden, wie *Juncus spec.* oder dichtstehende Grasbestände in gedüngten oder sehr nährstoffreichen Wiesen. Ebenso gemieden werden Wiesen, die durch Regen und Wind zu Boden gedrückt wurden und Wiesenbrachen, die auf nährstoffreichen Böden eine zu dichte Vegetation ausbilden (Schäffer 1997).

## 2. Das Untersuchungsgebiet

### 2.1. Lage

Der Nationalpark Unteres Odertal befindet sich 60 km nordöstlich von Berlin in Nordostbrandenburg, direkt an der Staatsgrenze zwischen der Bundesrepublik Deutschland und der Republik Polen, östlich des Mittelzentrums Schwedt. Der Park erstreckt sich auf einer Länge von 60 km zwischen Hohensaaten im Süden und Szczecin im Norden. Er umfasst die 2 bis 7 km breite Flussaue des Unterlaufs der Oder und die östlich und westlich anschließenden Hangbereiche der weichselglazialen Grundmoränenhochflächen (Vössing 1994). Insgesamt weist das Schutzgebiet eine Fläche von ca. 105 km<sup>2</sup> auf, wovon 17,57 km<sup>2</sup> mit Wäldern und Forsten bestanden sind, 75,07 km<sup>2</sup> von Grasland und 12,36 km<sup>2</sup> von Wasserflächen eingenommen werden (Vössing 1994). Die Untersuchungen der Arbeit beziehen sich auf die Polderflächen, die zwischen den parallel zur Oder verlaufenden Winter- und Sommerdeichen eingedeicht sind (Abb. 4). Neben vereinzelt Auwaldresten ist der überwiegende Teil der Polder mit Grasländern bestanden. Die naturnahen Eichenmischwälder, die Kiefernforste und die Halbtrocken- und Trockenrasengesellschaften an den Talhängen der Oder, die ebenfalls Teil des Nationalparks sind, wurden nicht in die Untersuchungen einbezogen. Sie kommen als Habitat für den Wachtelkönig nicht in Frage.



**Abb. 4** Hauptuntersuchungsgebiete für Vegetationsstrukturaufnahmen in Wachtelkönigrevieren und Gliederung der Polderflächen des Nationalparks Unteres Odertal (Quelle: Mammen et al. (2005), nach eigenem Entwurf verändert)

## **2.2. Das Flusseinzugsgebiet der Oder und seine naturräumliche Gliederung**

Das Einzugsgebiet der Oder umfasst eine Gesamtfläche von 118 861 km<sup>2</sup> und befindet sich zu 89 Prozent auf dem Staatsgebiet der Republik Polen, zu 6 Prozent auf dem Gebiet der Tschechischen Republik und zu weniger als 5 Prozent auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland (LUA 1994). Das Einzugsgebiet gliedert sich in zwei Haupteinzugsgebiete: Das der Oder selbst und jenes des größten Nebenflusses, der Warta (Warthe), die bei Küstrin südlich des Oderbruches in die Oder mündet. Während die mittlere und obere Oder aus Zuflüssen der Mittelgebirge des südwestlichen Polens und nordwestlichen Tschechiens (Adler-, Altvader-, Iser- und Riesengebirge) gespeist wird, handelt es sich bei der Warthe um einen stark mäandrierenden Fluss des polnischen Tieflandes, der trotz des gegenüber der Oder größeren Einzugsgebiets einen geringeren Abfluss aufweist (Dohle et al. 1999).

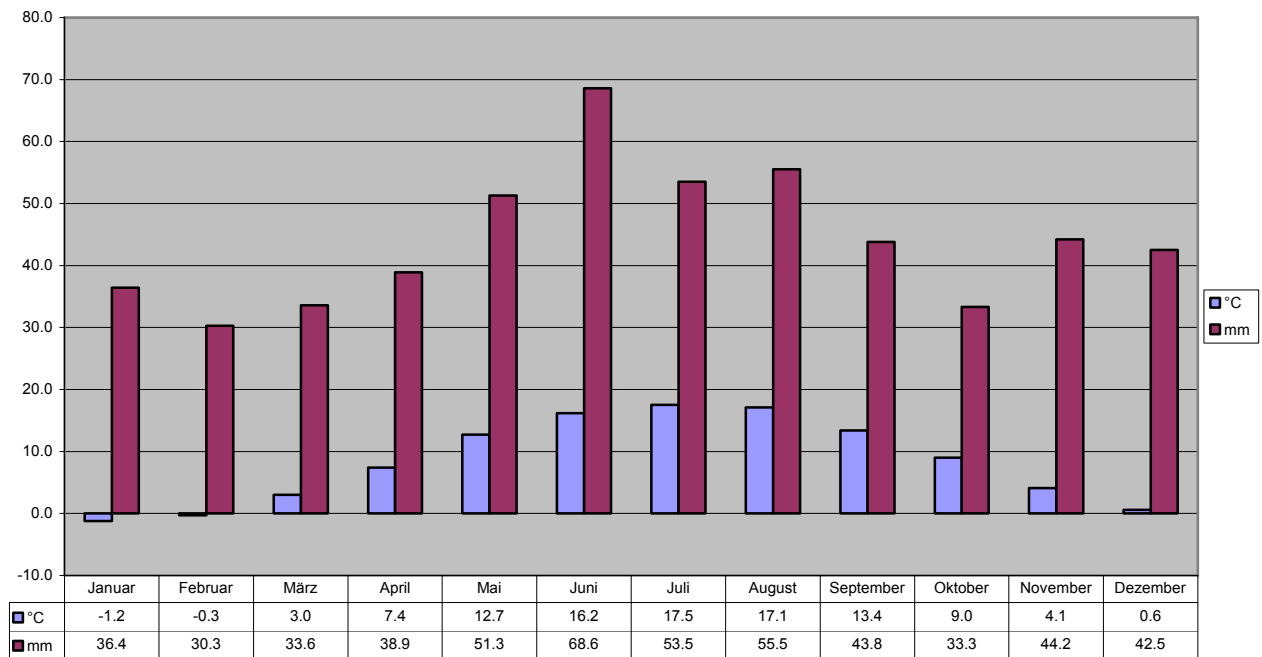
Scholz (1963) fasst das mittlere und untere Odertal in der naturräumlichen Einheit Odertal zusammen. Beide wurden durch die beiden letzten Stadien des Weichselglazials (Frankfurter und Pommersches Stadium) geprägt. Ab der Mündung der Warthe in die Oder verwendet Scholz (1963) den Begriff des Unteren Odertals. Mit dem Eintritt des Flusses in die Mitteleuropäische Tieflandsenke bei Hohensaaten verringert sich das Fließgefälle der Oder und beträgt in ihrem Unterlauf zwischen Schwedt und Szczecin auf einer Fließstrecke von 50,3 km nur 84 cm (Dohle et al. 1999). Vor der Eindeichung der unteren Oder wurde die Talauie bei lang anhaltenden Hochwassern aufgrund des geringen Fließgefälles fast in ihrer gesamten Breite (3 bis 7 km) weiträumig überflutet (Dohle et al. 1999).

## **2.3. Klima**

Das Klima Brandenburgs wird aufgrund seiner Lage im Einflussbereich der Westwindzone zu einem hohen Anteil von zyklonalen Wetterlagen mit atlantischen Luftmassen bestimmt, die ein sommerliches Maximum der Niederschläge bedingen (Heyer 1959). Die große Variabilität im Wettergeschehen Brandenburgs hat ihre Ursache im häufigen Auftreten antizyklonaler Wetterlagen mit stabilen Hochdruckgebieten und kontinentalem Luftmasseneinfluss, die vor allem im Spätsommer und Winter vorkommen. Sie führen häufig zu stabilen, wolkenarmen „Strahlungswetterlagen“ mit hohen Tagesmaxima im Sommer und Spätsommer sowie stabilem Hochdruckeinfluss und längeren Phasen kalter „Ausstrahlungsnächte“ im Winter (Scherf und Viehrig 1995). Im Osten Brandenburgs treten diese Wetterlagen häufiger auf als im stärker maritim beeinflussten Nordwesten des Landes (Heyer 1959). Böer (1967) gliedert das

Klima Brandenburgs deshalb in zwei Klimahauptgebiete: Das stärker maritim beeinflusste Binnentiefeland Nord- und Nordwestbrandenburgs und das stärker kontinental beeinflusste Binnentiefeland Ost- und Südostbrandenburgs, wobei es aufgrund der geringen Höhendifferenzierung Brandenburgs zwischen 1 und 202 m ü. N.N nur geringe Unterschiede zwischen der Temperaturamplituden der Minima- und Maximatemperatur gibt. Hinsichtlich der Niederschlagsverteilung ist die Höhendifferenzierung des Landes als mesoklimatischer Faktor stärker wirksam, mit erhöhten Niederschlägen an NW-exponierten Hängen und Leewirkungen mit verringerten Niederschlägen in den Niederungen und Urstromtälern (Hendl 1969). Zudem weisen die großen Flusstäler und Niederungen im Osten des Landes einen kontinentaleren Gang der Jahrestemperatur auf und werden deshalb von Heyer (1962) als kontinentale Niederrungsklimate klassifiziert. Der Klimaatlas der DDR (1953) ordnet das Untersuchungsgebiet dem Mecklenburgisch-Brandenburgischen Übergangsklima zu, wobei bei weniger als 500 mm Jahresniederschlagssumme die kontinentalen Einflüsse überwiegen. Dittberner und Köhler (1998) bezeichnen das Klima des Unteren Odertals als „Übergangsklima“ zum gemäßigt-kontinentalen Klima des östlichen Mitteleuropas. Heyer (1962) und Böer (1967) weisen dem Gebiet in ihren Klimaregionalisierungen des Landes Brandenburg eine Spanne jährlicher Niederschlagssummen zwischen 480 und 540 mm zu. Vössing und Gille (1994) geben eine Spanne der Niederschlagssummen zwischen 400 und 460 mm an und betonen die starken jährlichen Variabilitäten. Neben der Niederschlagsarmut weist das Lokalklima des Unteren Odertals, bedingt durch die Senkenlage, eine außergewöhnliche Häufung von Frühjahrs- und Herbstfrösten auf (Jehle und Pankoke 1999).

Zusammenfassend handelt es sich beim Unteren Odertal somit um eine der niederschlagsärmsten Landschaften Deutschlands. Der Deutsche Wetterdienst betreibt im Bereich des Nationalparks und in Schwedt keine Klimastation. Es liegen also für den Nationalpark keine aktuellen und offiziellen langjährigen Messreihen vor. Die folgenden Angaben beziehen sich auf die dem Nationalpark nächstgelegene Klimastation des Deutschen Wetterdienstes in Angermünde, die sich auf der Grundmoränenhochfläche ca. 20 km westlich von Schwedt auf 47 m ü. NN befindet (Abb. 5). Es ist davon auszugehen, dass die Niederschlagssummen im Unteren Odertal aufgrund der Leelage der Talauie etwas geringer, und die Temperaturamplituden zwischen Januar- und Julitemperatur entsprechend der etwas kontinentaleren Ausprägung des Klimas in Flusstälern etwas größer sind.



**Abb. 5** Monatliche Temperaturmittelwerte und langjähriges Mittel monatlicher Niederschlagssummen für den Zeitraum 1961 – 1990

## 2.4. Geologische und geomorphologische Situation

Die Oberflächenformen des Unteren Odertals wurden durch das Pommersche Stadium des Weichselglazials geprägt. Die Stauch- und Blockmoränenzüge der Pommerschen Haupteisrandlage finden sich nur wenige Kilometer südlich der Nationalparkgrenze, in mehreren Bögen bei Chorin, Liepe und Oderberg und queren bei Glietzen die Oder (Liedtke und Marcinek 1994). Zu dieser Zeit flossen die Schmelzwässer über das Thorn-Eberswalder Urstromtal Richtung Westen. Nach dem Rückzug des Eises brach die Oder als Schmelzwasserabflussbahn Richtung Norden durch und löste das Thorn-Eberswalder Urstromtal als Hauptabflussrinne ab. Der Fluss grub sich ein 3 bis 5 km breites Tal durch die heute im Unteren Odertal an den Talflanken bis zu 30 m mächtig anstehenden Grund- und Endmoränenzüge der Uckermärkischen Hochfläche (Liedtke 1961). Zwischen der Stromniederung und der Grundmoränenhochfläche befinden sich verschiedene 3 bis 5 km breite Talsandterrassen auf einer Meereshöhe zwischen 14 und 30 m ü. NN, die mit deutlichen Stufen gegen die beiden anschließenden Einheiten abgesetzt sind (Scholz 1963). Die Talsandterrassen mit der weitesten Ausdehnung im Unteren Odertal befinden sich bei Schwedt-Meyenburg und Gartz. Die Sande wurden durch abfließende Schmelzwässer nach der Veränderung der Hauptabflussrinne Rich-

tung Norden und Nordwesten vom Thorn-Eberswalder Urstromtal ins nördlich gelegene Netze-Randow Urstromtal sedimentiert.

Die trockenen und nährstoffarmen Sandböden, die eine geringe nutzbare Feldkapazität aufweisen und deren Grundwasserstand sich in 10 bis 15 m Tiefe befindet, wurden aufgrund der besonderen klimatischen Bedingungen zum Anbau der Sonderkultur Tabak genutzt. Neben dem Tabakanbau werden die Flächen heute auch vereinzelt zum Spargelanbau verwendet. Aufgrund ihrer Trockenheit und Grundwasserferne trugen die Talsandareale Traubeneichenwälder und Kiefern-mischwälder als natürliche Waldgesellschaften, in denen aufgrund der klimatischen Trockenheit einzelne Vertreter südlicher und kontinentalerer Floren ihre nördliche bzw. westliche Verbreitungsgrenze fanden (Scholz 1963).

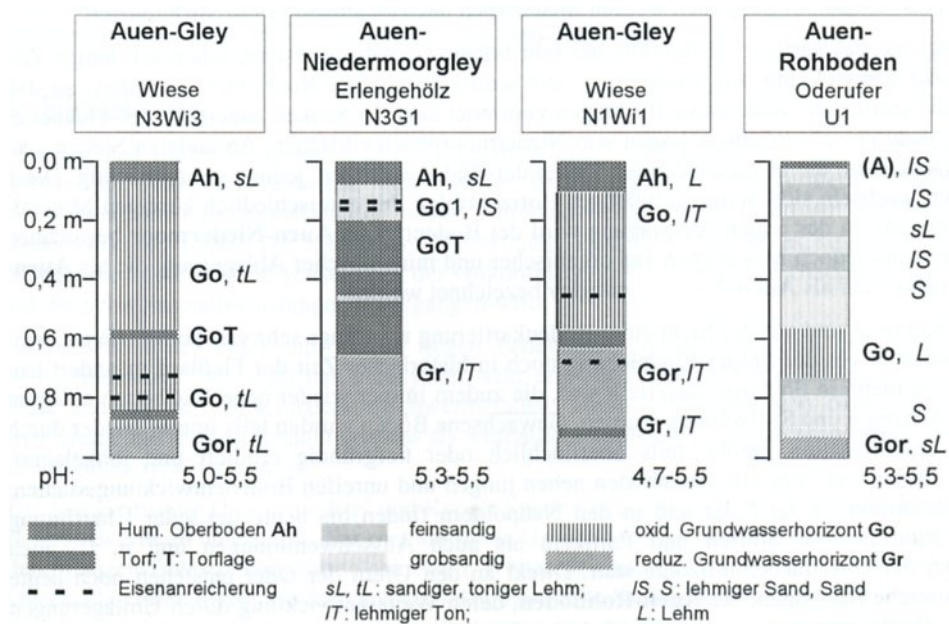
Neben der Ackernutzung sind auf den Talsandterrassen heute Kiefernforste zu finden. Die Talsandareale sollen im Zuge der Nationalparkentwicklung als Landschaftsschutzgebiet gestaltet werden und als Pufferzone für den Nationalpark dienen. Die Talau selbst, die eine durchschnittliche Höhenlage von ca. 1 bis 2 m ü. NN aufweist, wird von geringmächtigen holozänen Deckschichten aus Sanden, Lehmen und Tonen geprägt, die mäandrierende und sich ständig verlagernde Flussarme der Oder sedimentierten. Im nördlichen Teil des Nationalparks werden die Lehme und Tone durch Torfe überdeckt (Weigmann und Schumann 1999). Geologisch handelt es sich bei dem Nordteil um ein Senkungsgebiet mit natürlicher Sumpfbildung und aktivem Wachstum von Torfmooren (Schroeder 1994).

## **2.5. Böden**

Rezente Auenböden (Auensande, -lehme, -tone) entwickeln sich aus den holozänen Sedimenten, die bei Hochwasser der Flüsse abgelagert werden. Je nach Fließgeschwindigkeit und Schwebfracht der Gewässer sedimentieren dabei grobe bis feine Sedimentpartikel in unregelmäßiger Wechsellagerung. Aufgrund der großen Grundwasserschwankungen in Auen und des über die meiste Zeit des Jahres oberflächenfernen Grundwasserstands weisen typische Auenböden meist keine hydromorphen Merkmale auf (Kuntze et al. 1994). Die Weitläufigkeit der Aue, das geringe Fließgefälle und die durch die Eindeichungen der Polder verringerten Fließgeschwindigkeiten im Unteren Odertal führten zur Sedimentation meist feinkörniger mineralischer Substrate und zur Ausbildung von Auenlehmen und Auentonen (Weigmann und Schumann 1999). Eine weitere Folge des geringen Fließgefälles und der Eindeichung sind ganzjährig hochanstehende Grundwasserstände, die nur mäßig schwanken, so dass die Grundwasser-

dynamik relativ gering ist und die Böden stark hydromorphe Merkmale aufweisen (Weigmann und Schumann 1999).

In den Senkenbereichen der Aue entwickelten sich in den limnischen und semiterrestrischen Bereichen bei hoch anstehendem Grundwasser Röhrichte, so dass die rezente und subrezente Bildung von Niedermooren mit zum Teil mehreren zehner Metern Mächtigkeiten die Folge war. Vor der Eindeichung, als der Flusslauf stark mäandrierte und der Unterlauf der Oder in mehrere sich ständig verlagernde Flussarme unterteilt war, wurden bestehende Bodenprofile gekappt und überspült, was zum Teil zu einer Wechsellagerung mineralischer Sedimente und Torflagen in unterschiedlichen Mächtigkeiten führte. Die beschriebene Auendynamik bewirkte ein komplex angeordnetes kleinräumiges Mosaik von Bodentypen und Mischbodentypen (Abb. 6). Die Böden im Trockenpolder bei Stolpe, der im Winter nicht geflutet wird, sind ebenso als Auen-Gleye entstanden. Sie erfahren keine aktuelle Sedimentation mehr, weisen aber nach wie vor hohe Grundwasserstände auf. Weigmann und Schumann (1999) kennzeichnen die im Unteren Odertal entwickelten Bodentypen wie folgt:



**Abb. 6** Bodenprofil-Typen im Unteren Odertal (Quelle: Weigmann und Schumann 1999)

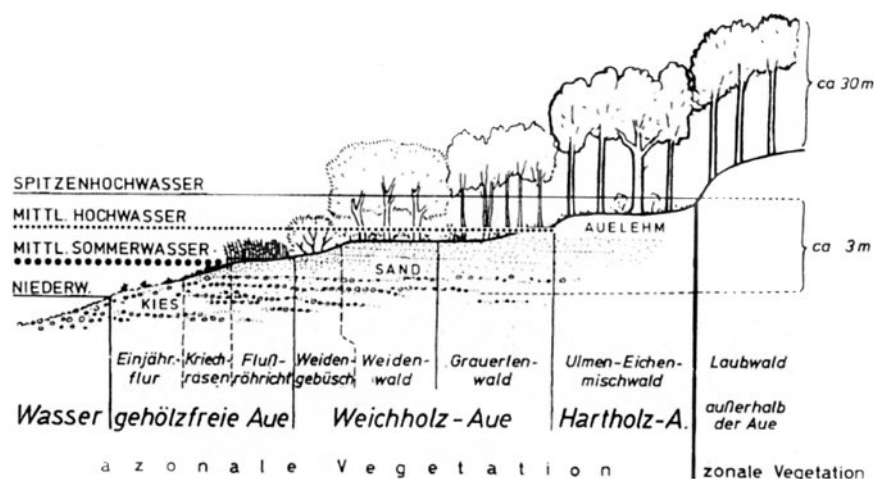


- Auen-Gleye: Sedimentationsböden mit wechselnden Lagen verschiedener Korngrößen, überwiegend Lehm, teils tonreich, partiell mit geringmächtigen Torfschichten. Es herrscht ein häufig oberflächennaher, nur gering schwankender Grundwasserspiegel, was zur Ausbildung von hydromorphen Merkmalen, reduzierten Grundwasserhorizonten und von Eisenbändern und -konkretionen in den oxidierten Grundwasserhorizonten führte.
- Auen-Anmoorgleye: Weit verbreiteter Mischtyp zwischen mineralischen Gley- und Niedermoortorfprofilen, der durch unregelmäßige geringmächtige Torfablagerungen zwischen mineralischen Sedimentschichten charakterisiert ist.
- Auen-Niedermoorgleye: Torffreie Niedermoorprofile über häufig mineralischem Grundwasserhorizont.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass in den Poldern des Nationalparks Unteres Odertal bei hoch anstehendem Grundwasser Auen-Gleye stellenweise als Mischtypen der Auen-Niedermoorgleye oder Anmoorgleye verbreitet sind. Am Oderufer befinden sich Uferwälle mit sandreichen Auen-Rohböden.

## **2.6. Die Geschichte der Landnutzung und ihre Auswirkungen auf die natürliche Vegetation**

Die natürliche Vegetation des Unteren Odertals bestand aus der typischen, parallel zum Flusslauf zonierte Abfolge der Auenvegetation von Flüssen der collin-planaren Stufe. Vom Flusslauf ausgehend, waren dies einjährige Fluren und Kriechrasen, Flussröhricht, Buchmandelweidengebüsch, Silberweidenauwald, Grauerlenwald und Hartholzauwälder aus Ulmen und Eichen (Ellenberg 1995) (Abb. 7).



**Abb. 7** Azonale Vegetationsabfolge der in Auen großer Flüsse der collin-planaren Stufe (Quelle: Ellenberg 1995)

Die Anfänge der landwirtschaftlichen Nutzung des Untersuchungsgebiets liegen in der Mitte des 18. Jahrhunderts, als erstmals Siedler auf Anweisung Friedrich II. begannen, die lichte und lockerere Bewaldung aus Bruch- und Auwäldern zu roden, um Grasfluren zu schaffen (Coste 1927). Aufgrund der Beeinträchtigung durch häufig auftretendes Hochwasser wurden die Areale, die der natürlichen Düngung durch die Oder unterlagen, vermutlich nur sehr sporadisch genutzt (Ringk 1916). Die Heuernte wurde mit Lastkähnen über die verzweigten Arme des Flussästuars transportiert. Zur Weidenutzung mussten die Rinder durch die flachen Wasserläufe geführt werden, wenn nicht gar schwimmen, um eine der zahllosen Inseln in der Aue zu erreichen (Schalitz und Petrich 1999).

Nach der Eindeichung, Trockenlegung und Kultivierung des sich südlich an das Odertal anschließenden Oderbruches Mitte des 18. Jahrhunderts wurde die wasserbauliche Regulierung der Oder mit dem Bau einer flussparallel verlaufenden Wasserstraße nach Norden fortgesetzt – zunächst nur, um die Vorflut des Oderbruchs zu verbessern (Hermann 1930). Mitte des 19. Jahrhunderts begann die Eindeichung des Unteren Odertals mit dem Bau der Deiche des Trockenpolders zwischen Hohensaaten und Stützkow. Zwischen 1892 und 1896 wurde das nördlich anschließende Wiesengebiet zwischen Schwedt und Ognica (ehemals Nipperwiese) durch Sommerdeiche gegen Überflutung geschützt und im Jahr 1904 das Gesetz zur „Verbesserung der Vorflut an der unteren Oder“ erlassen, das die Eindeichung des restlichen Unterlaufs zur Folge hatte. Das Gesetz wurde zwischen 1907 und 1931 mit einem enormen Aufwand menschlicher Arbeitskraft, d.h. mit Spaten, Schaufel und Schubkarre umgesetzt, indem Deiche aufgehäuft und Schöpfwerke installiert wurden (Kieseritzky 1938).

Das Ziel dieser Maßnahmen war in erster Linie die Verbesserung der Bedingungen für die Landwirtschaft bei Ausnutzung der Vorteile der düngenden Winterüberströmung der Stromtalwiesen im Unteren Odertal (Kieseritzky 1938). So wurden z. B. neben den Einlasswehren für das Wasser auch Kahnschleusen in die Deiche eingebaut, um die Abfuhr des Erntegutes mit Doppellastkähnen, so genannten Heugespannen, zu erleichtern (Dohle et al. 1999). Zum Betrieb der wasserbaulichen Anlagen wurde im Jahr 1931 die Polizeiverordnung zur Regelung der Wasserwirtschaft im Gebiet der unteren Oder (Wässerverordnung) erlassen. Diese Regelung sah die Öffnung der Deichtore zur Überflutung der Nasspolder zwischen dem 15. November und dem 15. Dezember und das Schließen der Deichtore mit dem möglichst raschen Abpumpen des Wassers ab dem 1. April vor, um eine möglichst frühzeitige Bewirtschaftung der Wiesen zuzulassen (Vössing 1998). Mit dieser Wässerverordnung von 1931 rechtfertigen die Wasserbehörden bis zum heutigen Tag die Steuerung der Überflutung der Nasspolder im Nationalpark. Diese Regelung der Überflutung ist leider mit katastrophalen Auswirkungen für einzelne Vogelarten im Nationalpark verbunden. So beginnen einige seltene Limikolen und Watvögel am Rand des „großen Sees“ gerade mit ihrer Brut, wenn ihnen im April durch das Abpumpen des Wassers in der Poldern rasch die Lebensgrundlage entzogen wird.

Ein weiterer Grund für die Anlage der Deiche und die Schaffung von Poldern am Unterlauf der Oder bestand darin, dass die Odermündung zuweilen zufriert oder mächtige sich übereinanderschiebende Eisschollen den Abfluss der Oder behindern, so dass weite Teile des Hinterlandes im Winter überschwemmt wurden. Mit der Anlage der Polderflächen schuf man Retentionsräume, in denen man die Hochwasser zurückhalten konnte und so z. B. die Überflutung von Teilen der Stadt Stettin verhinderte (Kieseritzky 1930).

Mit der Eindeichung der Oderaue veränderten sich die Bedingungen für die landwirtschaftliche Nutzung und die Vegetation im Untersuchungsgebiet gravierend (Schalitz und Petrich 1999). Nur das Winterhochwasser lagerte nach der Eindeichung bei der Winterüberflutung noch seinen düngenden Schlick ab. Im Frühjahr wurde das überschüssige Wasser durch Schöpfwerke abgepumpt, wodurch die Grundwasserstände stark absanken (Kieseritzky 1938). Vor allem dies hatte große Auswirkungen auf die Pflanzenbestände des Unteren Odertals. Dort, wo die üppigen Rohrglanzgrasbestände (*Phalaridetum arundinaceae*) vor der Eindeichung vor allem mit der Sumpfpflatterbse (*Lathyrus palustris*) vergesellschaftet waren, konnten sich nach der Eindeichung aufgrund des sich absenkenden Grundwasserspiegels zunehmend Wiesenfuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*), Sumpfrispe (*Poa palustris*), Knickfuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*) und Weißes Straußgras (*Agrostis stolonifera*) durchsetzen

(Könemann und Lehmann 1932). Es fanden sich am Anfang der 1930er Jahre im Untersuchungsgebiet drei dominante Wiesenausprägungen (Könemann und Lehmann 1932):

- Schlankseggenwiesen (*Caricetum gracilis*) mit geringen Anteilen an Wasserschwaden (*Glyceria maxima*) und Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) bei sommerlichen Grundwasserständen von 30 bis 40 cm unter Flur
- Rohrglanzgraswiesen (*Phalaridetum arundinaceae*) bei Grundwasserständen zwischen 50 und 90 cm unter Flur
- Wiesenfuchsschwanzwiesen (*Alopecuretum pratensis*) mit Anteilen von Wiesenrispe (*Poa pratensis*) und Wiesenschwingel (*Festuca pratensis*) bei Grundwasserständen von über 100 cm unter Flur

Ab den 1950er Jahren wurden alle landwirtschaftlich genutzten Standorte in der DDR systematisch melioriert. Im Unteren Odertal betraf dies vor allem die Entwässerung von Moorstandorten. Es folgten anschließend ein Agrarstrukturwandel und die Mechanisierung der Landwirtschaft mit der Bearbeitung größerer Flächen mit schwereren Maschinen (Schalitz und Petrich 1999). Die Großseggenesellschaften (*Caricetum gracilis*) der Polderflächen des Unteren Odertals wurden durch Grabenentwässerungen und Düngung während der 1960er Jahre zurückgedrängt, so dass Ende der 1960er Jahre nur noch zwei dominierende Pflanzengesellschaften ermittelt wurden (Schalitz 1970):

- Die Wiesenfuchsschwanzgesellschaft (*Alopecuretum pratensis*) bei Grundwasserständen im Sommer zwischen 50 und 90 cm
- Die Rohrglanzgrasgesellschaft (*Phalaridetum arundinaceae*) bei Grundwasserständen von 15 bis 50 cm unter Flur

Obwohl die Standorte aufgrund der Pflanzengesellschaften als sehr nährstoffreich zu erkennen waren, wurden im Trend der allgemeinen Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion in der DDR in den 1970er und 1980er Jahren die Düngergaben stark erhöht. Dabei wurde meist nur unzureichend berücksichtigt, dass die Standorte schon naturgegeben ein hohes Nährstoffpotential besitzen und die Nährstoffzufuhr über die Sedimente der Überflutungen nicht unerheblich ist (Schalitz und Petrich 1999).

Schalitz et al. (1984) ermittelten eine nach der Winterüberflutung pflanzenverfügbare Nährstoffzufuhr von 7 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> pro Hektar und Jahr und 11 kg K<sub>2</sub>O pro Hektar und Jahr.

Eine weitere Zufuhr von Nährstoffen musste folglich erheblichen Einfluss auf die Ökosysteme nehmen. So verringerte sich beispielsweise die Artenzahl der unterschiedlichen Ausprägungen des *Phalaridetum arundinaceae* in den feuchten Lagen drastisch, und es blieben fast reine Nutzpflanzenbestände mit *Phalaris arundinacea* und *Glyceria maxima* übrig (Schalitz und Petrich 1999). Wiesenfuchsschwanzwiesen (*Alopecuretum pratensis*) wurden im Zuge von Meliorationsmaßnahmen ebenso umgebrochen wie Queckenbestände, die keine guten Erträge lieferten. Stattdessen wurden für die Landwirtschaft leistungsfähige Gräser, vor allem das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), angesät. Die Grundwasserstände wurden durch Pumpen und Schöpfwerke reguliert. Die Steigerung der Ertragsmengen auf 90 dt/ha und der Qualität der Ernten als Futtermittel waren beträchtlich. Das Untere Odertal wurde zum ertragreichsten Graslandgebiet der DDR, welches den Futterbedarf größerer Teile des Landes deckte und zu wirtschaftlichem Wohlstand der Produktionsbetriebe in der Region führte. Nur an wenigen Stellen des Untersuchungsgebiets musste die landwirtschaftliche Nutzung in besonders nassen Jahren unterbleiben, und zwar in den nassesten Poldern, deren Geländeoberfläche nur wenige cm über dem Mittelwasserstand liegt (Schalitz und Petrich 1999). Die Vorstellungen zur Nutzung änderten sich grundlegend mit der einstweiligen Unterschutzstellung des Gebiets 1992 und der Option, einen Nationalpark einzurichten. Die weidewirtschaftliche Nutzung war auf extensive Mutterkuh- und Jungrinderhaltung umzustellen und auf mineralische Düngung war grundlegend zu verzichten. Die Mähnutzung wurde von drei- auf zweimaligen Schnitt reduziert.

Obwohl die Düngung nach 1990 eingestellt wurde, blieben die einmal entstandenen Pflanzengesellschaften weitgehend unverändert, da die Nährstoffgehalte vor allem der tonigen Schlickböden nicht ohne Weiteres gesenkt werden konnten (Schalitz und Petrich 1999). Die Ansaaten reiner Rohrglanzgrasbestände auf Standorten des natürlichen *Alopecuretum pratensis* sind bei sommerlichen Grundwasserständen von 50 bis 90 cm unter Flur, auch heute trotz des Verzichts auf mineralische Düngemittel und bei verringerter Nutzungsintensität noch anzutreffen und erweisen sich als außerordentlich zählebig (Schalitz und Petrich 1999). Ziel der Landnutzung aus Sicht des Naturschutzes war nach der vorläufigen Unterschutzstellung 1992 die Wiederherstellung eines naturnäheren Zustandes der Vegetation. Aus naturwissenschaftlicher Sicht scheint es bei Betrachtung der Vegetationsgeschichte heute realistisch, die Arten- und Formenvielfalt der 1960er Jahre mit artenreichen Ausprägungen des *Phalaridetum arundinaceae* und *Alopecuretum pratensis* wiederherzustellen (Schalitz und Petrich 1999).

## 2.7. Der Nationalpark Unteres Odertal

Der Nationalpark wurde nach der einstweiligen Sicherstellung des Gebiets durch den Bund im Jahre 1992 durch das Nationalparkgesetz von 1995 als erster und bisher einziger Nationalpark des Landes Brandenburg durch den Landtag in Potsdam festgestellt. Nach dem Nationalparkgesetz ist der Leitgedanke des Nationalparks, „das Untere Odertal in seiner Gesamtheit für den Naturhaushalt zu erhalten und zu entwickeln, durch einmalige biotoplenkende Maßnahmen zu optimieren und durch umfangreiche Flächenankäufe dauerhaft zu sichern“ (Mittelverteilungsschreiben des Bundes 1992, zit. in IUS 1999). Weitere Ziele des Nationalparks Unteres Odertal sind gemäß des Mittelverteilungsschreibens des Bundes (zit. in IUS 1999):

- Die Erhaltung und Wiederherstellung gebietstypischer Biozöosen, insbesondere der Trockenrasen der Odertalhänge, der Hartholz- und Weichholzauenwälder und der standortgemäßen Laubmischwälder
- Die Sicherung der Flussniederung als bedeutsames Durchzugs-, Rast-, Überwinterungsgebiet und als Brutplatz für die Avifauna
- Die Optimierung von Fortpflanzungs- und Nahrungshabitaten gefährdeter Arten durch Biotoplenkung
- Die Abwehr bestehender Beeinträchtigungen und die Entflechtung von Nutzungsinteressen

### **3. Material und Methoden**

#### **3.1. Ornithologische Datengrundlagen**

##### **3.1.1. Kartierung der Rufplätze**

Die Erfassung der Rufplätze männlicher Wachtelkönige erfolgt im Unteren Odertal seit 1994 zweimal pro Brutsaison durch Mitglieder der *Arbeitsgemeinschaft für Ornithologie Unteres Odertal (OAG)*, jeweils Mitte Mai und Mitte Juni. Die Kartierungen werden von mehreren Bearbeitern gleichzeitig durchgeführt. Sie erfolgen nach Sonnenuntergang in warmen Nächten, wenn die Rufaktivität der Vögel die höchste Frequenz und Intensität zwischen 23 und 3 Uhr früh erreicht (Fangrath und Schäffer 1995). Die Vögel werden von den Feld- und Plattenwegen des Nationalparks aus verhört und die Rufplätze möglichst exakt in topografische Karten des Maßstabs 1:10 000 eingetragen. Aufgrund der beschriebenen Rufortstreue (Green et al. 1997), der Häufigkeit der Rufe (> 20 000-mal pro Nacht) (Fangrath und Schäffer 1995) und der hohen Frequenz ihrer Wiederholungen können die nächstens kartierten Rufplätze als sichere Präsenz der Art gewertet werden.

##### **3.1.2. Telemetrie der Wachtelkönige**

Im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens *Beitrag extensiv genutzten Grünlandes zur Erhaltung stark gefährdeter Vogelarten, z. B. Wachtelkönig* des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) wurden zwischen 1998 und 2000 30 Wachtelkönige telemetriert und die Ortungspunkte in topografische Karten des Maßstabes 1: 5000 eingetragen. Details zu Fang, Besenderung und Telemetrie der Vögel sind in Fischer et al. (1999) und Helmecke (2000) ausführlich dargestellt.

#### **3.2. Digitale räumliche Datengrundlagen**

Die digitalen Kartengrundlagen, die in dieser Arbeit Verwendung finden, entstammen dem Pflege- und Entwicklungsplan (PEPL) des Nationalparks Unteres Odertal, der vom *Verein zur Förderung des Deutsch-Polnischen Internationalparks e.V.* an das *Institut für Umweltstudien (IUS) Weisser und Ness GmbH* in Heidelberg und Potsdam in Auftrag gegeben wurde (IUS 1999).

### 3.2.1. Vegetationsaufnahmen und -kartierung

Die Erfassung der Pflanzengesellschaften in den Poldern erfolgte zwischen 1994 und 1997 durch Konczak (1999) in mehr als 500 Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet (1964). Dabei wurde die detaillierte räumliche Verbreitung der Pflanzengesellschaften in Vegetationskarten (Vegetationsmosaiken) großmaßstäbig kartiert (IUS 1999; Konczak 1999). Die Nomenklatur der Pflanzengesellschaften richtet sich nach dem Kontext der Mitteleuropäischen Zentralassoziationen, die Oberdorfer (1992a, 1992b, 1993a, 1993b) für Süddeutschland beschrieben hat. Bei Gesellschaften, die in Süddeutschland nicht vorkommen, werden Nomenklaturen nach Passarge (1964, 1996) sowie nach Passarge und Hofmann (1968) verwendet. Der Assoziationsbegriff wird im Sinne von Ellenberg (1963) verwendet. Die Zuordnung der Assoziationen zu den Flächeneinheiten des gesamten Untersuchungsgebiets erfolgte aufgrund der großen räumlichen Ausmaße des Nationalparks durch Begehungen und den Abgleich der Grenzen der Vegetationseinheiten mit Colorinfrarot (CIR)-Luftbildaufnahmen im Maßstab 1 : 20 000.

### 3.2.2. Digitale Bodenkarten

Zur Darstellung der räumlichen Verbreitung der Bodenarten im Untersuchungsgebiet wurden im Zuge der Erstellung des Pflege- und Entwicklungsplanes (PEPL) die Karten der Reichsbodenschätzung im Maßstab 1 : 25 000 in digitale Form überführt (IUS 1999). Die Kartierung der Leitbodenformen sowie der Bodenwasser- und Substratverhältnisse geht auf Karten der mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) zurück, die von 1974 bis 1981 unter Leitung des Bereichs Bodenkunde des Forschungszentrums für Bodenfruchtbarkeit in Müncheberg im Maßstab 1 : 25 000 flächendeckend für die landwirtschaftlich genutzten Standorte DDR durchgeführt wurde.

### 3.3. Vegetationsstrukturkartierung

Die Erfassung der Vegetationsstruktur erfolgte im Jahr 2002 für 16 Variable in den Vegetationskartierungseinheiten des Pflege- und Entwicklungsplanes, die insgesamt die weiteste Verbreitung im Nationalpark aufweisen. Die wichtigsten Vegetationseinheiten seien hier genannt: Rohrglanzgraswiesen (*Phalaridetum arundinaceae*), Schlankseggenriede (*Caricetum gracilis*), Wiesenfuchsschwanzwiesen (*Alopecuretum pratensis*), Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretum elatoris*), Wasserschwadnröhricht (*Glycerietum maximae*) und meist mit Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) angesäte Intensivgrasländer mit unterschiedlich hohen Anteilen ruderaler Arten.



Die Variablen wurden an vier Zeitpunkten erhoben: Anfang Mai, Mitte Mai, Ende Mai und Mitte Juni. In den Vegetationseinheiten wurden die Variablen auf mindestens fünf Aufnahmeplots (1 m x 1 m) aufgenommen. Die Plots wurden durch den Wurf eines Beutels in die Fläche ausgewählt. Es wurde darauf geachtet, dass ein Mindestabstand von 30 m zwischen den Aufnahmeflächen nicht unterschritten wurde. Des Weiteren wurden die gleichen Variablen zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai auf 58 Aufnahmeflächen in 36 Wachtelkönigrevieren und zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni auf 58 Aufnahmeflächen in 53 Vogelrevieren erfasst. Die 16 Variablen waren:

- Die Wuchshöhe der Vegetation (vhoeh)
- Der Gesamtdeckungsgrad des Graslandbestandes (gdeckung)
- Die Wuchshöhe der Oberschicht (hobersch)
- Die Wuchshöhe der Mittelschicht (hmittel)
- Die Wuchshöhe der Unterschicht (hunter)
- Der Deckungsgrad der Oberschicht (dobersch)
- Der Deckungsgrad der Mittelschicht (dmittel)
- Der Deckungsgrad der Unterschicht (dunter)
- Die Höhe abgestorbener pflanzlicher Biomasse (haphyto)
- Der Deckungsgrad abgestorbener pflanzlicher Biomasse (daphyto)
- Gesamtkrautanteil am Gesamtdeckungsgrad des Bestandes (gkrautanteil)
- Krautanteil am Deckungsgrad der Oberschicht (kranober)
- Krautanteil am Deckungsgrad der Mittelschicht (kranmitt)
- Krautanteil am Deckungsgrad der Unterschicht (kranunte)
- Durchdringbarkeit des Bestands (durchdr)
- Homogenität des Bestands (homogen)

Als kategorial skalierte unabhängige Variable wurde die Landnutzung erfasst (Kap.3.4).

Die Höhe der Vegetation war definiert als die Höhe der Linie auf einer 1 m breiten und 1.5 m hohen Tafel, die zu mehr als ein Drittel von Pflanzen abgedeckt wurde, beobachtet aus einer Entfernung von 5 m und einer Höhe von 1.75 m. Der Gesamtdeckungsgrad und der Deckungsgrad einzelner Schichten wurden in fünfprozentigen Abstufungen geschätzt. Als Höhe einer Schicht wurde die Mitte einer Wuchsschicht in cm über dem Boden festgelegt.

Der Anteil an Gräsern und krautigen Pflanzen an der Gesamtvegetation und den einzelnen Schichten wurde ebenfalls in Prozent geschätzt. Die Durchdringbarkeit der Vegetation wurde ermittelt, indem mit einem Bein durch die Vegetation geschwungen und der Widerstand, den die Vegetation dem geschwungenen Bein entgegensetzt, in einer Ordinalskala mit sechs Klassen abgeschätzt wurde. Die Methode geht auf Schäffer (1997) zurück, der den so genannten „Stiefeltest“ bei der Ermittlung der Habitateigenschaften von Wachtelkönigen in Ostpolen entwickelt hat. Er hat den Widerstand, den die Vegetation einem durch die Vegetation schwingenden Bein entgegensetzt, mit dem gemessenen Durchdringungswiderstand korreliert und dabei ermittelt, dass der Widerstand, der ein leichtes Durchschwingen eines Beins durch Graslandvegetation verhindert, einem Widerstand von 10 Newton entspricht.

Unbestritten weist die Methode subjektive Ungenauigkeiten durch die Bearbeiter auf, ist aber geeignet, um in kurzer Zeit einen Datensatz mit relativ großem Stichprobenumfang zu erzeugen. Die Methode wurde im Unteren Odertal lediglich vom Autor selbst angewandt, so dass sich das Problem der intersubjektiven Ungenauigkeit der Methode in Grenzen hält.

Die Kürze der Wachstumsperiode von Anfang Mai bis zum Mähen der Wiesen, oft schon ab Mitte bis Ende Mai, erlaubte es nicht, aufwändigere Messtechniken zur Erfassung der Vegetationsstruktur einzusetzen. Der „Stiefeltest“ wurde auch gewählt, weil dieser bereits während des BfN-Projekts zwischen 1998 und 2000 angewendet worden war und eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse ermöglichte.

Die Klassen des „Stiefeltests“ waren:

- Klasse 1: sehr leicht durchdringbar
- Klasse 2: leicht durchdringbar
- Klasse 3: mäßig durchdringbar
- Klasse 4: schwer durchdringbar
- Klasse 5: sehr schwer durchdringbar
- Klasse 6: nicht durchdringbar

### **3.4. Erfassung der Landnutzung**

Die Art und der Zeitpunkt der Landnutzung im Nationalpark wurde durch Mitarbeiter der Naturwacht Unteres Odertal (Ranger) bei ihren täglichen Besucherführungen im Nationalpark in drei Klassen erfasst: Mähwiese, Brache und Weide. Die Kartierungen wurden möglichst flächenscharf in topografische Karten des Maßstabs 1: 10 000 übertragen.

### 3.5. Variablenauswahl

Die meisten Variablen der Vegetationsstruktur wurden auf Grundlage bereits bestehenden Wissens über die Habitatansprüche des Wachtelkönigs ausgewählt (Stowe und Hudson 1991; Green und Stowe 1993; Schäffer und Münch 1993; Green 1996; Tyler 1996; Tyler und Green 1996; Green et al. 1997; Schäffer 1997). Dadurch sollte zum einen die von Mühlenberg (1993) beschriebene Gefahr von Scheinkorrelationen bei der Analyse von Art-Habitat-Beziehungen minimiert und zum anderen der von Rushton et al. (2004) postulierte Paradigmenwechsel in der Analyse der Verbreitung von Tierarten nachvollzogen werden (Kap. 5.1.4). Die Variablen, die auf der Grundlage bestehenden Wissens über die Habitatansprüche des Wachtelkönigs ausgewählt wurden, sind:

- Die Höhe der Vegetation (vhöhe)
- Der Gesamtdeckungsgrad des Graslandbestandes (gdeckung)
- Die Höhe der Mittelschicht (hmittel)
- Der Deckungsgrad der Mittelschicht (dmittel)
- Die Höhe abgestorbener pflanzlicher Biomasse (haphyto)
- Der Deckungsgrad abgestorbener pflanzlicher Biomasse (daphyto)
- Die Höhe der Unterschicht (hunter)
- Der Deckungsgrad der Unterschicht (dunter)

Da das Verfahren der statistischen Habitatmodellierung neben dem prädiktiven Charakter der Vorhersage zukünftiger Verteilungen von Arten auch einen hypothesentestenden, erklärenden Charakter aufweist (Guisan und Zimmermann 2000; Schröder und Reineking 2004a), wurden über die oben genannten Variablen hinaus auch Variablen der Vegetationsstruktur erhoben, für die ein Zusammenhang mit dem Vorkommen des Wachtelkönigs lediglich vermutet wurde. Sie sollten als erklärende Variable getestet werden, um anschließend gegebenenfalls neue Hypothesen zur Erklärung des Vorkommens von Wachtelkönigen zu generieren. Dazu wurden Variablen ausgewählt, die von einem Bearbeiter in kurzer Zeit mit einem möglichst großen Stichprobenumfang im Gelände, d.h. mit möglichst einfachen Methoden, schnell erfasst werden konnten. Bei der Erfassung der Variablen wurde auf aufwändige technische Geräte verzichtet, um eine spätere Anwendbarkeit der Modelle auch durch die direkte Ansprache von Pflanzenbeständen im Gelände zu ermöglichen. Die Variablen, deren Einfluss auf die abhängige Variable getestet werden sollten sind:

- Die Wuchshöhe der Oberschicht (hobersch)
- Der Deckungsgrad der Oberschicht (dobersch)
- Der Kräuteranteil (gkrautanteil) am Gesamtdeckungsgrad der Graslandbestände

### **3.6. Logistische Regression als Methode in der Habitatmodellierung**

Regressionsanalysen eignen sich zur Analyse der Beziehungen zwischen einer abhängigen und einer oder mehrerer unabhängiger Variablen. Die logistische Regression schätzt die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Auftretens von Variablen in Abhängigkeit der Ausprägung unabhängiger Variablen (Hosmer und Lemeshow 2000).

Bei Analysen zur Erklärung von Art-Umwelt-Beziehungen untersucht die binäre logistische Regression die Beziehung zwischen einer Menge unabhängiger erklärender Variablen, hier den untersuchten Habitatfaktoren, und einer dichotomen abhängigen Variable, hier also dem Vorkommen der Art (codiert mit „1“), bzw. dem Nichtvorkommen der Art (codiert mit „0“). Garantiert wird diese Beschränkung des Wertebereichs der abhängigen Variablen durch die logit-Transformation. Zur Bestimmung der Vorkommenswahrscheinlichkeit der abhängigen Variablen wird letztendlich eine multivariate lineare Regression durchgeführt (Backhaus et al. 2000). In der statistischen Habitatmodellierung mittels logistischer Regression ist die bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeit der abhängigen Variablen nicht linear von den Habitatfaktoren abhängig und kann als Habitateignung interpretiert werden (Kleyer et al. 1999/2000).

In der vorliegenden Untersuchung wurden alle Aufnahmeflächen der Vegetationsstrukturvariablen, die weiter als 200 m von Rufplätzen männlicher Wachtelkönige entfernt lagen, als Abwesenheit (0) gewertet, während die Aufnahmen, die weniger als 100 m von Rufplätzen entfernt lagen, als Präsenz (1) gewertet wurden. Präsenz und Abwesenheit von Arten sind im Verfahren der statistischen Habitatmodellierung als artspezifisch festzulegende Parameter zu verstehen (Kleyer et al. 1999/2000).

Die Auswahl der erklärenden Variablen im multivariaten Regressionsmodell wird aufgrund der statistischen Signifikanz und des biologischen Erklärungsgehalts der Habitatfaktoren getroffen (Morrison et al. 1998; Kleyer et al. 1999/2000; Schröder 2000, 2001). Neben metrisch skalierten Variablen können in die logistische Regression auch kategorial skalierte Variablen einfließen (Hosmer und Lemeshow 2000). Neben linearen und sigmoidalen Zusammenhängen zwischen abhängigen und unabhängigen Variablen können auch Optimumkurven zur Ni-

schencharakterisierung von Organismen durch das Hinzufügen quadratischer Terme modelliert werden (Peeters und Gardeniers 1998).

Die Schätzung der Regressionskoeffizienten erfolgt nach dem Maximum-Likelihood-Verfahren (Backhaus et al. 2000). Dabei wird eine Likelihoodfunktion (L) aufgestellt, welche die Wahrscheinlichkeit der beobachteten Daten als eine Funktion der unbekanntenen Regressionskoeffizienten ausdrückt. Anstelle von L wird oft mit der Größe  $-2 \log L$  ( $-2LL$ ) gerechnet. Ihr Wert lässt sich aus der Devianz berechnen. Um die Signifikanz einer erklärenden Variablen für die Vorhersage der abhängigen Variable zu bestimmen, werden die Devianzen für ein Modell mit bzw. ohne Berücksichtigung dieser Variable verglichen (Likelihood-Ratio-Test) (Rudner et al. 2003).

In der logistischen Regression wird zur Ermittlung der Signifikanz von Variablen der Likelihood-Ratio-Test (LR-Test) verwendet. Dieser beruht auf dem Vergleich der Abweichungen (Devianz D) für ein Modell mit bzw. ohne die fragliche Variable. Die Devianz ( $-2 \log$  Likelihood) entspricht dem zweifachen natürlichen Logarithmus des Quotienten aus dem Likelihood des angepassten Modells und dem Likelihood des gesättigten Modells (Backhaus et al. 2000). Vergleicht man sämtliche univariaten Modelle miteinander, so können mittels des Wertes der LR-Statistik, d.h. mit der erreichten Anpassungsverbesserung bzw. Devianzverringerung, Aussagen zur Trennschärfe der einzelnen Variablen abgeleitet werden (Hosmer und Lemeshow 2000). „Je stärker der Effekt, den die Berücksichtigung einer Variable gegenüber einem Nullmodell bedeutet, desto höher ist der Anteil der Varianz, der durch diese Variable erklärt wird, und desto besser vermag diese Variable zwischen den beiden Gruppen Vorkommen und Nichtvorkommen zu trennen (Trennschärfe)“ (Schröder 2000, S. 25).

Dieser Zusammenhang bestimmt auch die Reihenfolge der Variablenauswahl beim vor- bzw. rückwärts schrittweisen Verfahren der logistischen Regression, was über den Test auf signifikante Modellverbesserungen durch Hinzu- oder Wegnahme einer erklärenden Variablen in das bzw. aus dem Modell gesteuert wird (Hosmer und Lemeshow 1989, zit. in Schröder 2000). Ausgehend von einem Nullmodell, welches lediglich die relative Vorkommenswahrscheinlichkeit der berechneten Variable  $\beta_0$  berücksichtigt, werden Schritt für Schritt so lange Variablen in das Modell aufgenommen, wie sich – getestet anhand der Likelihood-Ratio-Teststatistik (LR) – signifikante Modellverbesserungen ergeben (Hosmer und Lemeshow 2000). Beim rückwärts-schrittweisen Verfahren, das von Reineking und Schröder (2004a) bevorzugt wird, werden so lange Variablen aus dem „vollen“, alle erklärenden Variablen berücksichtigenden Modell herausgenommen, bis sich signifikante Modellverschlechterungen

ergeben. Schröder (2000) wendet für die Aufnahme in das Modell ein Signifikanzniveau von  $p = 0.05$  und für den Ausschluss aus dem Modell ein Signifikanzniveau von  $p = 0.10$  an.

Um Habitate und Nicht-Habitate bei der Betrachtung den bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Prognosen zu klassifizieren, ist es notwendig, so genannte Schwellenwerte der Vorkommenswahrscheinlichkeit ( $P_{krit}$ ) zu wählen, ab dem ein Biotop als Habitat angesehen wird (Schröder 2000). Mittels einer Klassifikationsregel werden hierfür aus den vorhergesagten Vorkommenswahrscheinlichkeiten ( $P$ ) dichotome Vorkommensprognosen abgeleitet und mit den Beobachtungen des Auftretens der Art verglichen. Die Klassifikationsraten, d.h. die Belegungen der Klassifikationsmatrix, sind dabei stark vom gewählten Klassifikationsschwellenwert abhängig (Abb. 8).

$$\text{Prognose } P_{01} = \begin{cases} \text{Nichtvorkommen (0)} & \text{falls } P < P_{krit} \\ \text{Vorkommen (1)} & \text{falls } P \geq P_{krit} \end{cases}$$

		Daten			
		1	0		
Prog- nose	1	a	b	a+b	0 : Nichtvorkommen 1 : Vorkommen
	0	c	d	c+d	
		a+c	b+d	n	

a	: Anzahl korrekter Vorkommensprognosen
b	: Anzahl falscher Vorkommensprognosen (Fehler 1. Art)
c	: Anzahl falscher Nichtvorkommensprognosen (Fehler 2. Art)
d	: Anzahl korrekter Nichtvorkommensprognosen
(a+c) / n	: Prävalenz (Anteil der Vorkommen)

a: Sensitivität  
d: Spezifität

**Abb. 8** Klassifikationsmatrix zur Gegenüberstellung von beobachteten Daten und Vorkommensprognosen (Quelle: Schröder 2000)

### 3.6.1. Multivariate Modellbildung

Die multivariate Modellbildung findet unter Berücksichtigung der statistischen Trennfähigkeit und des ökologischen Erklärungsgehalts der einzelnen unabhängigen Variablen statt (Kleyer et al. 1999/2000). Ein aufwändiger Aspekt bei der Bildung von Habitatmodellen stellt der Vergleich der Klassifikationsgüten aller möglichen Variablenunterkombinationen dar. Es ist ein Verfahren, das sich bei einer großen Anzahl signifikant trennender Variablen häufig aus-

schließt, da sich die Anzahl der zu testenden Variablenkombinationen pro hinzugefügter Variable stark erhöht. Auch bei einer überschaubaren Anzahl signifikant trennender Variablen stellt die Bildung aller Variablenunterkombinationen ein langwieriges Verfahren iterativer Modellschätzungen dar. Dieses erfordert ein hohes Maß an Erfahrung und Verständnis der zugrunde liegende Theorie sowie die empirische und ökologische Rechtfertigung der ausgewählten Variablen (Neter et al. 1989; Lindenmayer et al. 1999; Schröder 2000). Da das Verfahren aufwändig ist, wird bei der multivariaten Modellbildung häufig auf automatisierte, vorwärts oder rückwärts-schrittweise Verfahren der Variablenauswahl zurückgegriffen (Reineking und Schröder 2004b). In der vorliegenden Arbeit wurden beide Verfahren getestet, sowohl das „ökonomische“ rückwärts-schrittweise Verfahren als auch die Bildung aller möglichen Variablenunterkombinationen signifikant trennender Variablen ( $p < 0.05$ ). Bei der Bildung aller möglichen Variablenunterkombinationen wurden lediglich jene auch hoch signifikant trennenden Variablen nicht einbezogen, die eine extrem links- oder rechtsschiefe Verteilung aufwiesen und deren ökologische Interpretierbarkeit zur Ermittlung von Habitatansprüchen nicht gegeben schien. Der Ausschluss jener Variablen geschah auch unter dem pragmatischen Gesichtspunkt, die Anzahl der Modelle, die anschließend durch räumliche und zeitliche Übertragung getestet wurden, in einem durchführbaren Rahmen zu halten (Tab. 7.; Tab. 8:)

### **3.6.2. Maße zur Beurteilung der Kalibrierungs- und Diskriminierungseigenschaften der Modelle**

Um die Anpassung der einzelnen Modelle an den Trainingsdatensatz zu beurteilen wurden verschiedene Maße erhoben, die unterschiedliche Aspekte der Modellgüte quantifizieren (Fielding und Haworth 1995). Ein Problem bei der Erhebung von Maßen zur Beurteilung der Diskriminanzeigenschaften von Modellen besteht in der starken Abhängigkeit einer Reihe von Gütemaßen von einem letztlich subjektiv gewählten Klassifikationsschwellenwert  $P_{krit}$ , der festlegt, ab wann eine Raumeinheit als potentiell Habitat oder als Nichthabitat angesehen wird (Schröder und Richter 1999/2000).

Özesmi und Mitsch (1997, zit. in Schröder 2000) wählen als Schwellenwert denjenigen Wert, der den Anteil korrekter Klassifikationen maximiert ( $P_{krit} = P_{opt}$ ). Capen et al. (1986, zit. in Schröder 2000), wählen hingegen den Schwellenwert, bei dem Sensitivität und Spezifität denselben Wert annehmen.

In der vorliegenden Untersuchung wurden als schwellenwertabhängige statistische Gütemaße die Prävalenz, d.h. der Anteil korrekter Prognosen, die Sensitivität als Anteil korrekter Vor-



kommensprognosen, die Spezifität mit dem Anteil korrekter Nichtvorkommensprognosen und Cohen's Kappa (Cohen's  $\kappa$ ) ermittelt. Weiterhin wurde die Area under Curve (AUC-Wert) als schwellenwertunabhängiges Gütemaß ermittelt (Reineking und Schröder 2004b). Als Kalibrierungsgütemaße wurde Nagelkerkes  $R^2$  und die Devianz (-2 Log Likelihood) berechnet (Reineking und Schröder 2004b).

Die Bildung dieser Gütemaße wird im folgenden Abschnitt erläutert:

**-2 Log Likelihood (-2LL):** Als allgemeines Gütekriterium wird der Wert der Devianz (D), der mit dem jeweiligen Modell erreicht wird, relativ zu dem mit dem Nullmodell erhaltenen herangezogen. Je besser das Modell zur Trennung der beiden Ausprägungen der abhängigen Variablen beiträgt, desto näher ist der LL-Wert seinem Maximum von Null. Die Devianz ergibt sich aus der Multiplikation des LL-Wertes des geschätzten Modells mit -2. Je kleiner ihr Wert ausfällt, desto besser ist das Gesamtmodell zu beurteilen. Der Grund für die Multiplikation mit -2 liegt darin, dass diese Größe dann asymptotisch verteilt ist. Damit ermöglicht die Devianz einen Test der Nullhypothese, so dass das Modell eine perfekte Anpassung liefert. Eine hohe Irrtumswahrscheinlichkeit für die Ablehnung der Nullhypothese (hohes Signifikanzniveau) entspricht einer hohen Anpassung (Backhaus et al. 2000).

$$Devianz(D) = -2 \lg \left[ \frac{Likelihood(angepasstesModell)}{Likelihood(gesättigtesModell)} \right]$$

**Nagelkerkes  $R^2$  ( $R^2_N$ ):** Quantifiziert den durch das Modell erklärten Anteil der Varianz der abhängigen Variable.  $R^2_N$  erreicht Werte zwischen 0 und 1. Je stärker der Effekt, den die Berücksichtigung einer Variable gegenüber dem Nullmodell bedeutet (univariater Fall), bzw. je stärker der Effekt der verbesserten Modellanpassung, der mit der Hereinnahme einer einzelnen Variable in das Modell verbunden ist (multivariater Fall), desto größer ist der durch diese Variable erklärte Varianzanteil, und desto besser vermag diese Variable zwischen den beiden Gruppen Vorkommen und Nichtvorkommen zu trennen (Nagelkerke 1991; Backhaus et al. 2000).

Wenn LL die Log Likelihood des Modells ist, dann ist Nagelkerkes  $R^2$  ( $R^2_N$ ):

$$R^2_N = \frac{1 - e^{-\frac{2}{N}(LL - LL_0)}}{1 - e^{-\frac{2}{N}LL_0}}$$

Nagelkerkes  $R^2$  ( $R^2_N$ ) normiert das Bestimmtheitsmaß nach Cox und Snell (1989)  $R^2_{(Cox\ und\ Snell)}$  auf den maximal erreichbaren Wert (Reineking und Schröder 2004b). Die Gütemaße der Devianz, das Bestimmtheitsmaß  $R^2_{(Cox\ und\ Snell)}$  und  $R^2_{(Nagelkerke)}$ , hängen direkt voneinander ab und sind qualitativ gleich (Schröder 2000), weshalb in der Arbeit auf die explizite Interpretation der Devianz und  $R^2_{(Cox\ und\ Snell)}$  verzichtet wird.

**Prävalenz:** Die Prävalenz entspricht dem Anteil korrekter Prognosen in der Klassifikationsmatrix (Abb. 8).

**Sensitivität:** Die Sensitivität entspricht dem Anteil korrekt vorhergesagter Vorkommensprognosen (Abb. 8).

**Spezifität:** Die Spezifität entspricht dem Anteil korrekt vorhergesagter Nichtvorkommensprognosen (Abb. 8).

**Cohen's  $\kappa$**  ist ein Gütemaß für die Trennfähigkeit (Diskriminanz) von Modellen und erfasst den Anteil der über den Zufall hinausgehenden konkordanten Urteile. Es setzt konkordante Urteile ( $p(o)$ ) in Bezug zu zufällig zu erwartenden konkordanten Urteilen ( $p(e)$ ). Die Idee von Cohen's  $\kappa$  ist, den Anteil erwarteter korrekter Vorhersagen von dem beobachteten Anteil korrekter Vorhersagen abzuziehen und so zu normieren, dass das Maximum 1 ist (Reineking und Schröder 2004b). Es handelt sich demnach um ein zufallskorrigiertes Maß für den Anteil korrekter Vorhersagen.

$$\text{Cohen's } \kappa = \frac{p(o) - p(e)}{1 - p(e)}$$

Notationen:

$$p(o) = p(\text{observed}) = \frac{a + d}{N}$$

$$p(e) = p(\text{expected}) = \frac{(a + c) * (a + b) + (c + d) * (b + d)}{N}$$

Notationen:

a = Anzahl korrekter Prognosen (Prävalenz)

b = Anzahl korrekter Vorkommensprognosen (Sensitivität)

c = Anzahl falscher Vorkommensprognosen (Spezifität)

d = Anzahl korrekter Nichtvorkommensprognosen

N = Größe der Stichprobe

Für die Werte von Cohen's  $\kappa$  gilt:

$\kappa = 1 = p(\text{observed}) = 1 =$  nur korrekte Prognosen

$\kappa = 0 = p(o) = p(e) =$  Der Anteil der korrekten Prognosen entspricht der Zufallserwartung

$\kappa = -1 = p(o) = p(e) =$  (alle vier Randsummen sind identisch) nur falsche Prognosen

(Bortz et al. 2001, zit. in Rudner et al. 2003)

Anteil der über den Zufall hinausgehenden konkordanten Urteile

theoretisch möglich:  $1 - p(e)$

tatsächlich aufgetreten:  $p(o) - p(e)$

Monserud und Leemans (1992) interpretieren die Ausprägungen der Werte von Cohen's  $\kappa$  wie folgt:

< 0.05	No
0.05 - 0.20	Very poor
0.20 - 0.40	Poor
0.40 - 0.55	Fair
0.55 - 0.70	Good
0.70 - 0.85	Very good
0.85 - 0.99	Excellent
0.99 - 1.00	Perfect

**AUC-Wert:** Der AUC-Wert entspricht der „Area under Curve“, der Fläche unter einer Receiver-Operator-Curve (ROC-Kurve)

**ROC-Kurven:** ROC-Kurven werden auf folgende Weise konstruiert: Jede vom Modell vorhergesagte Vorkommenswahrscheinlichkeit wird als Schwellenwert verwendet, so dass alle Beobachtungen mit einer kleineren vorhergesagten Vorkommenswahrscheinlichkeit als dieser Schwellenwert als Nichtvorkommen vorhergesagt werden. Alle anderen werden als Vorkommen vorhergesagt (Reineking und Schröder 2004a).

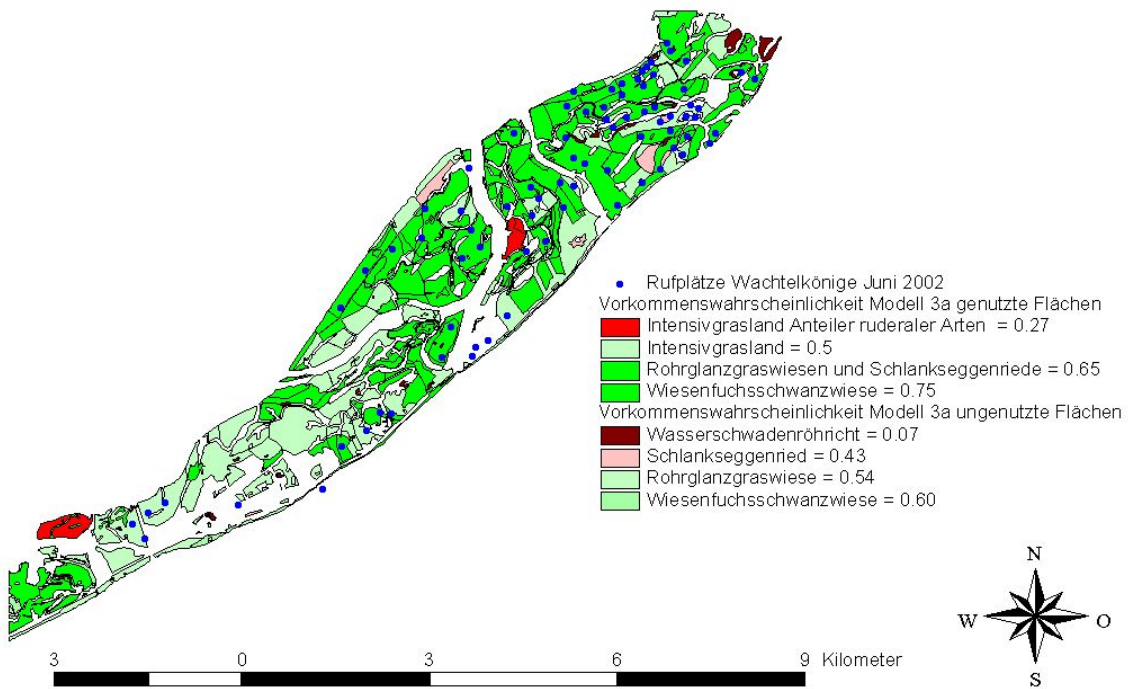
Ausgehend von dieser Klassifikation werden auch hier die Sensitivität und die Spezifität zu diesem Schwellenwert berechnet. Die Sensitivitätswerte werden gegen die entsprechenden Werte von (1-Spezifität) in der ROC-Kurve aufgetragen.

### **3.6.3. Räumliche und zeitliche Übertragung der Modellprognosen (Modellvalidierung)**

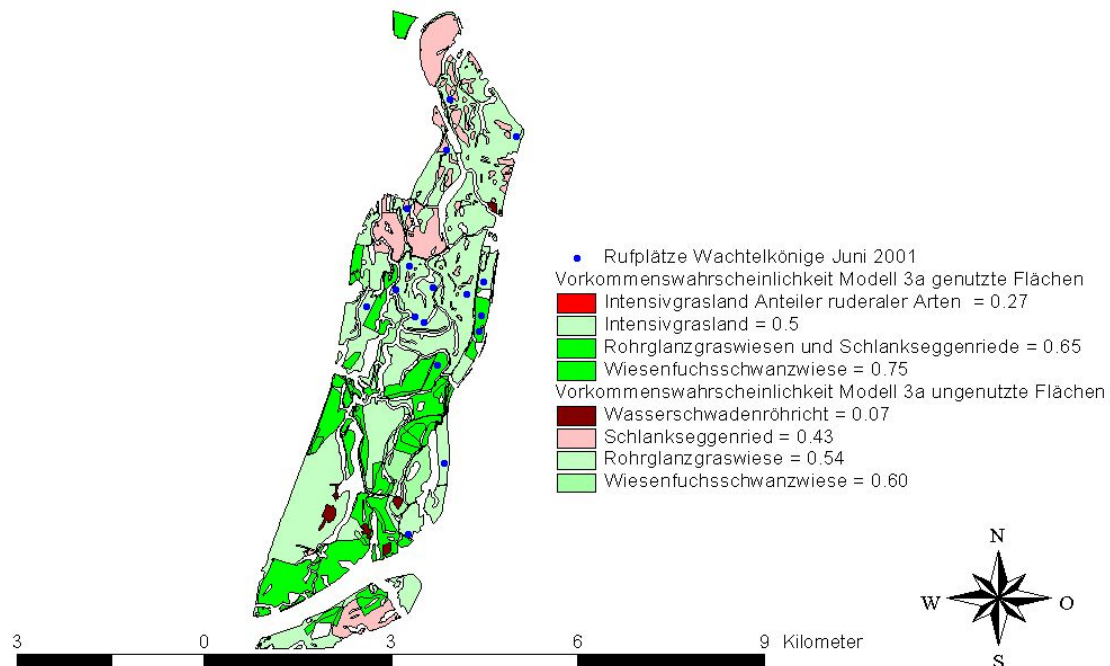
Die mittleren bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Vegetationseinheiten wurden auf alle gleich kartierten Vegetationseinheiten im südlichen Teil des Nationalparks übertragen, um die Gültigkeit der Modelle abzuschätzen, indem die Übereinstimmung zwischen den prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten und dem tatsächlichen Auftreten des Wachtelkönigs quantifiziert wurde. Als Schwellenwert für eine Vorkommensprognose wurde ein ( $P_{\text{krit}}$ ) von 0.5 gewählt. Ebenso wurden die berechneten bedingten Wahrscheinlichkeiten auf die gleich kartierten Vegetationseinheiten der Jahre 1999, 2000 und 2001 übertragen und Prognosen und tatsächliche Vorkommen männlicher Rufer gegenübergestellt (zeitliche Übertragung). Die Quantifizierung der Vorhersageleistung der Modelle erfolgte, indem Prognosen und Beobachtungen in Klassifikationsmatrizen (Abb. 1) gegenübergestellt wurden.

Aufgrund der Größe der „Home-range“ des Wachtelkönigs lassen sich Absenzen des Wachtelkönigs im Unteren Odertal zwar mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit, aber nicht sicher bestimmen und Vorhersagen. Deshalb wurde die Vorhersageleistung der Modelle validiert, indem ausschließlich die Sensitivität, d.h. der Anteil korrekter Vorkommensprognosen quantifiziert wurde. Auch hier wurde als Schwellenwert ( $P_{\text{krit}}$ ) für ein prognostiziertes Vorkommen ein Wert von 0.5 gewählt. Auf die Quantifizierung der Spezifität wurde verzichtet. Die Übertragung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Modelle auf andere Raumeinheiten und Erfassungszeiträume sollte der quantitativen Abschätzung der Gültigkeit der Modelle, über den so genannten „Trainingsdatensatz“ hinaus, dienen.

Die Abschätzung der Anwendbarkeit und Zuverlässigkeit von Habitatmodellen ist von Bedeutung für den Erfolg der Modellierung und für die korrekte Einschätzung der Modellergebnisse. Da in der Naturschutzbiologie und im Ökosystemmanagement meist Entscheidungen unter Vorhandensein von Unsicherheiten getroffen werden müssen, sollte versucht werden, die Zuverlässigkeit der mathematischen Modelle zu quantifizieren (Schröder 2000).



**Abb. 9** Räumliche Übertragung der Vorkommenswahrscheinlichkeit des Modells 3a auf gleich kartierte Vegetationseinheiten im südlichen Teil des Nationalparks zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni (Ausschnitt aus dem gesamten Untersuchungsgebiet)



**Abb. 10** Zeitliche Übertragung der Vorkommensprognosen des Modells 3a auf gleich kartierte Vegetationseinheiten im Jahr 2001 (Mitte Juni)

### 3.7. Methode der GIS-Analyse

Um weitere Informationen über Habitatstrukturen und Habitatpräferenzen zu erhalten, wurden um die Rufplätze männlicher Wachtelkönige kreisförmige Distanzkorridore mit den Radien 120 m, 135 m und 142 m gelegt und mit flächenhaft vorliegenden digitalen Datenschichten (Assoziationen und Biotoptypen) verschnitten. Dabei wurden die Anteile der Kartierungseinheiten in den Distanzkorridoren (beobachteter Wert) dem zu erwartenden Wert einer theoretischen Gleichverteilung der Kartierungseinheiten in einem definierten Untersuchungsgebiet (Nullhypothese), gegenübergestellt. Ein einfacher Faktor (beobachteter/erwarteter Wert) gibt Aufschluss über die Präferenz einer einzelnen Klasse (Blaschke 1997). Die prozentualen Flächenanteile der einzelnen Flächendatenschichten wurden also mit den erwarteten Werten, d.h. mit den relativen Flächenanteilen eines definierten Untersuchungsgebiets, in Beziehung gesetzt. Bildet man zudem den Auswahlindex („electivity index“ nach Ricklefs (1979) = (beobachteter Wert – erwarteter Wert) / (beobachteter + erwarteter Wert)), so beschränkt man den möglichen Wertebereich des Index auf die Spanne zwischen -1 und +1. Blaschke (1997) wer-

tete Auswahlindices zwischen -0,1 und 0,1 als der durchschnittlichen Erwartung und der Unschärfe der Daten entsprechend und damit als neutral. Werte zwischen -1 und -0,1 entsprechen nach Blaschke (1997) einer Unterrepräsentiertheit gegenüber der Gleichverteilung und Werte zwischen 0,1 und 1 einer Überrepräsentiertheit gegenüber der Gleichverteilung. Die Methode wurde beispielsweise bereits von Schuster (1990), Slotta-Bachmayr und Werner (1990), Gottschalk (1995), Blaschke (1997), Hielscher (2001) sowie Dormann et al. (2004) zur Ermittlung von Habitatpräferenzen von Vogelarten angewandt.

## 4. Ergebnisse

### 4.1. Univariate logistische Regressionsmodelle

Vor der Bildung multivariater logistischer Regressionsmodelle empfehlen Hosmer und Lemeshow (2000) die Schätzung sämtlicher univariater logistischer Modelle, um anschließend nur jene zu berücksichtigen, die auf einem Niveau von  $p < 0.25$  signifikant sind. Schröder (2000) wendet ein sehr viel konservativeres Signifikanzniveau von  $p < 0.05$  zur Aufnahme von Variablen in die Modelle an, dem auch bei der vorliegenden Untersuchung gefolgt wurde.

Die grundsätzliche Frage zum Signifikanztest der einzelnen Variablen lautet: Erklärt das Modell, welches die fragliche Variable beinhaltet, mehr über die abhängige Variable als ein Modell ohne diese Variable? Um die Signifikanz einer erklärenden Variablen für die Vorhersage der abhängigen Variable zu bestimmen, werden die Devianzen für ein Modell mit, bzw. ohne Berücksichtigung dieser Variablen miteinander verglichen (Likelihood-Ratio (LR)-Test) (Rudner et al. 2003).

#### 4.1.1. Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai

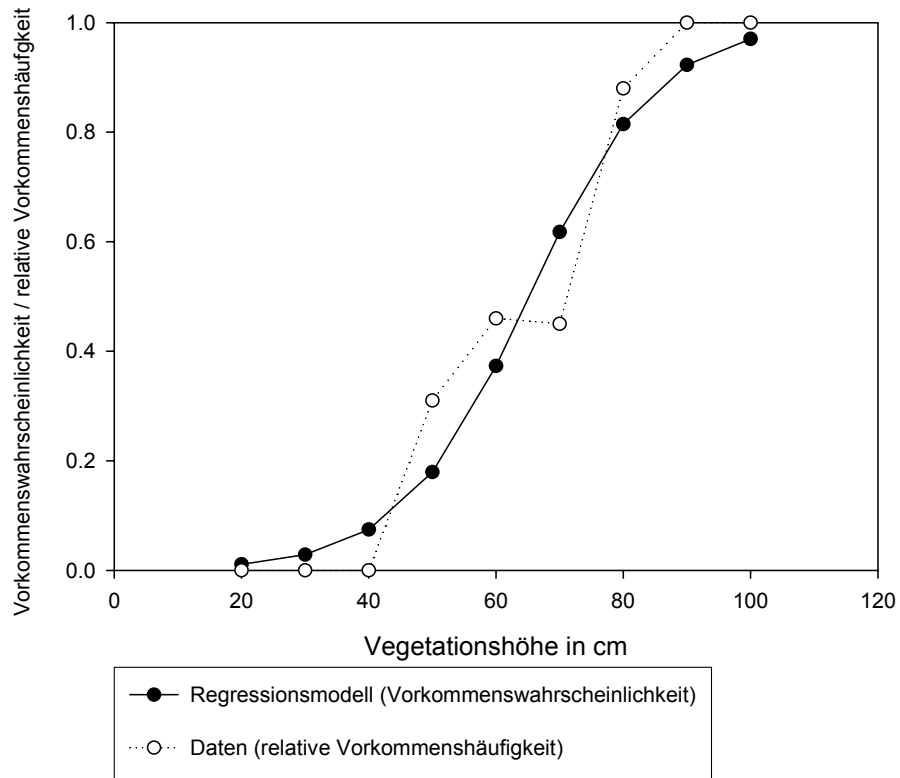
Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die statistischen Parameter und die wichtigsten Gütemaße aller univariaten logistischen Regressionsmodelle der Variablen der Vegetationsstruktur für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai 2002.

**Tab. 1:** Statistische Parameter und Gütemaße der Kalibrierung aller univariaten logistischen Regressionsmodelle der Variablen der Vegetationsstruktur für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai 2002

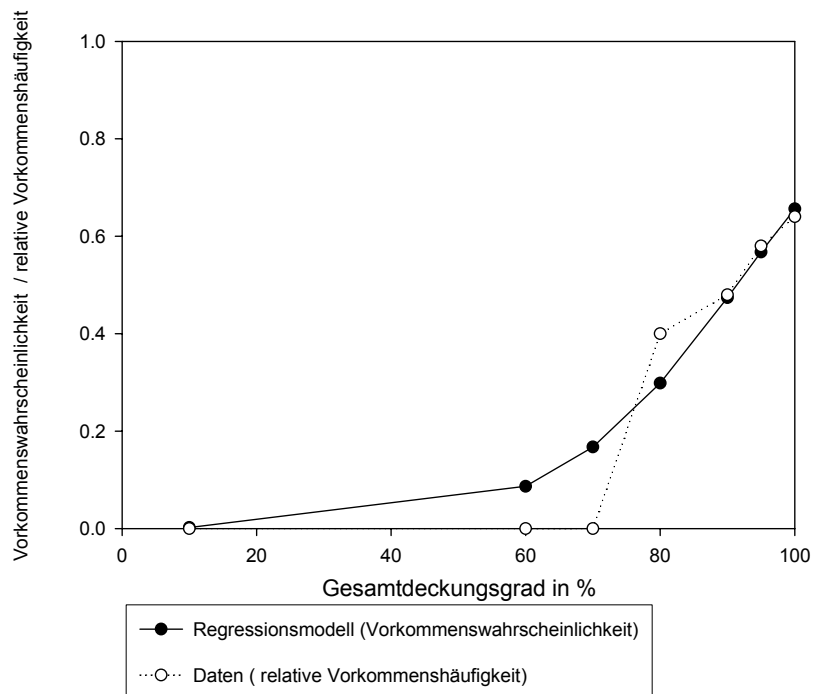
Variable	Regressionskoeffizient $\beta$	Standardfehler von $\beta$	Signifikanz-	Konstante	-2 Log Likelihood	R <sup>2</sup> Nagelkerke
vhoehe	0.100	0.000	< 0.0001	-6.520	105.449	0.447
gdeckung	0.075	0.026	0.049	-6.854	132.785	0.192
hobersch	0.107	0.023	< 0.0001	-8.389	92.848	0.545
dobersch	0.001	0.006	0.140	0.051	149.561	0.000
hmittel	0.063	0.015	< 0.0001	0.000	121.966	0.301
dmittel	0.11	0.015	0.11	0.140	147.340	0.027
hunter	0.238	0.057	< 0.0001	0.000	122.075	0.300
dunter	-0.037	0.017	0.030	0.030	144.427	0.062
haphyto	0.004	0.030	0.184	0.184	147.292	0.28
daphyto	0.007	0.006	0.218	0.218	148.031	0.19
gkrautanteil	-0.20	0.011	0.069	0.730	146.135	0.042



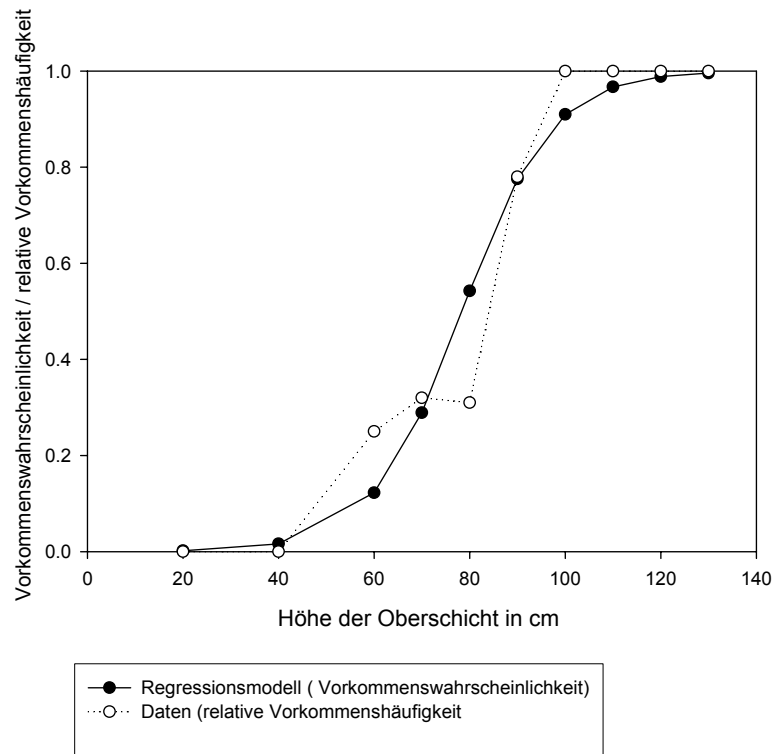
Zum Aufnahmezeitpunkt der Vegetationsstrukturvariablen Mitte Mai trennen 6 Variablen  $p < 0.05$  signifikant zwischen der abhängigen Variablen Vorkommen (1) und Nichtvorkommen (0) rufender Wachtelkönigsmännchen. Es sind dies die Variablen „Vegetationshöhe“ (vhoehe), „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung), „Wuchshöhe der Oberschicht“ (hobersch), „Wuchshöhe der Mittelschicht“ (hmittel), „Wuchshöhe der Unterschicht“ (hunter) und „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter). Tab. 1: zeigt, dass jene Variablen, welche die Wuchshöhe des Pflanzenbestands (vhoehe) oder einzelner Schichten des Pflanzenbestands repräsentieren (hobersch, hmittel, hunter), stark positive Regressionskoeffizienten aufweisen. Das heißt je höher die Wuchshöhe des Pflanzenbestands und einzelner Schichten, desto höher ist die bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeit für Wachtelkönige im Nationalpark Unteres Odertal zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai. Die Variable „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung) weist ebenfalls einen hohen positiven Regressionskoeffizienten auf, während die Variable „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter) einen schwach negativen Regressionskoeffizienten besitzt. Es folgt die grafische Darstellung der univariaten logistischen Regressionsmodelle der  $p < 0.05$  trennenden Variablen der Vegetationsstruktur für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai. In den Grafiken werden die empirisch ermittelten relativen Vorkommenshäufigkeiten und die Vorkommenswahrscheinlichkeiten, die mittels logistischer Regression berechnet wurden, einander gegenübergestellt. Dadurch erhält man einen guten optischen Eindruck von der Kalibrierung des jeweiligen univariaten Modells (Reineking und Schröder 2004a).



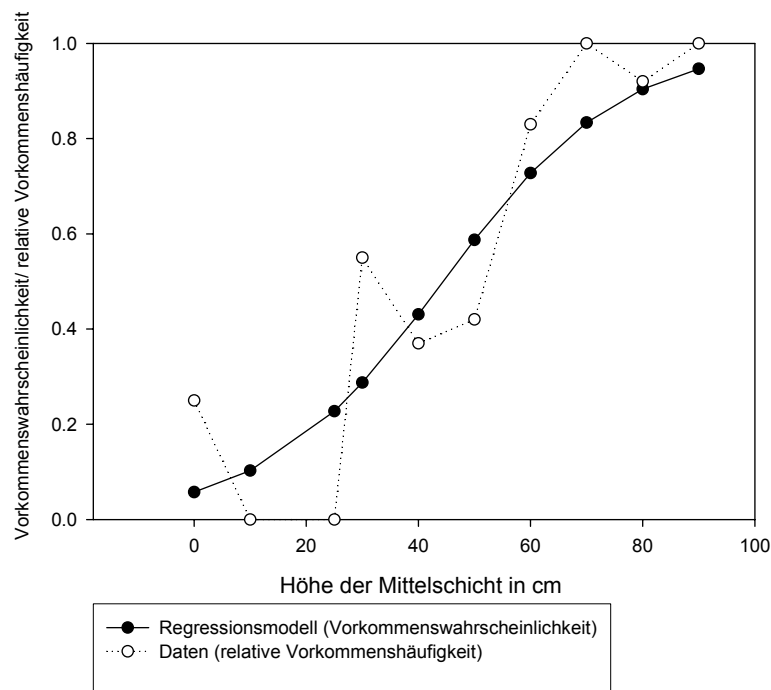
**Abb. 11** Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe) zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai 2002 ( $p < 0.001$ )



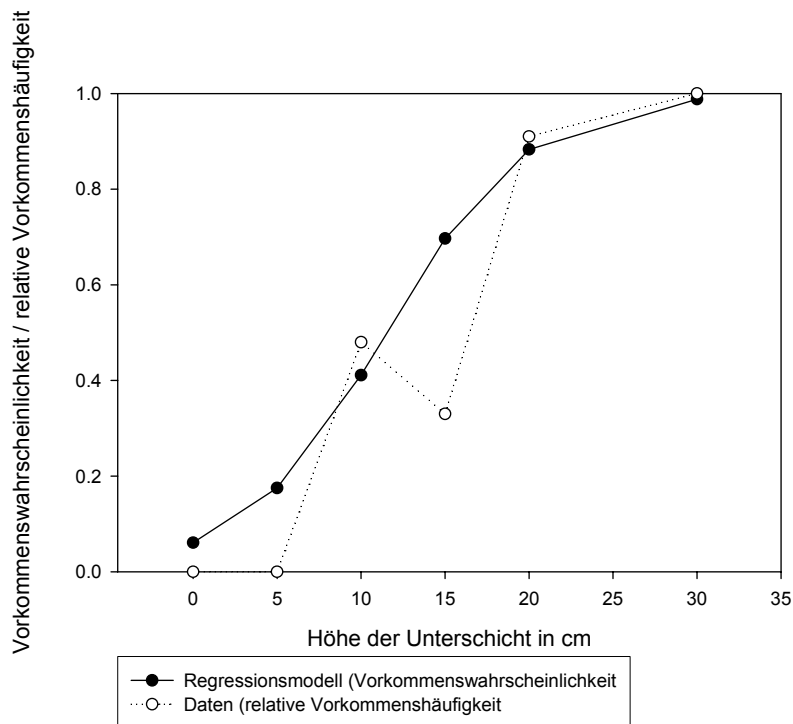
**Abb. 12** Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung) Mitte Mai 2002 ( $p = 0.05$ )



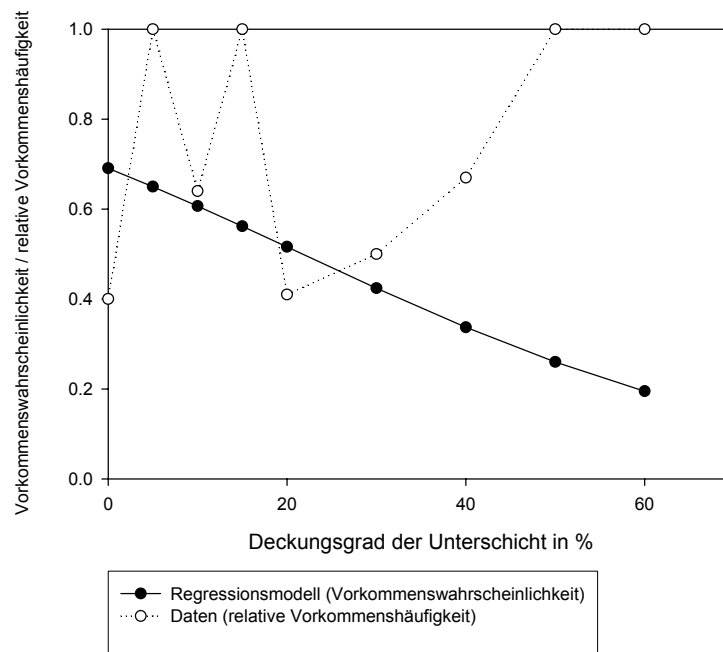
**Abb. 13** Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Wuchshöhe der Oberschicht“ (hobersch) Mitte Mai 2002 ( $p < 0.0001$ )



**Abb. 14** Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Wuchshöhe der Mittelschicht“ (hmittel) Mitte Mai 2002 ( $p < 0.0001$ )



**Abb. 15** Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Wuchshöhe der Unterschicht“ (hunter) Mitte Mai 2002 ( $p < 0.0001$ )



**Abb. 16** Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter) Mitte Mai 2002 ( $p < 0.0001$ )

#### 4.1.1.1. Test auf Kollinearität der unabhängigen Variablen

Kollinearität liegt vor, wenn einzelne unabhängige Variable hoch miteinander korreliert sind. Sind mehrere Variablen daran beteiligt, spricht man von Multikollinearität. Kollinearität kann bei der multivariaten Modellbildung zu verschiedenen Problemen führen (Hosmer und Lemeshow 2000):

- Die Regressionskoeffizienten können große Standardfehler aufweisen.
- Die Vorzeichen können eigenwillig verteilt sein: Zwei stark positiv korrelierte Variablen können Koeffizienten mit unterschiedlichem Vorzeichen erhalten. Dabei können die Regressionskoeffizienten ungewöhnlich groß werden.
- Aus kleinen Veränderungen in den Daten können große Veränderungen in den Regressionskoeffizienten entstehen.

Die Gründe für die Auswirkungen liegen darin, dass bei hoch korrelierten Variablen nicht genügend Informationen zur Schätzung des unabhängigen Einflusses von Variablen vorliegen (Rudner et al. 2003). Als Richtlinie zur Aufnahme von Variablen in multivariate Modelle geben Capen et al. (1995) einen Schwellenwert der Korrelationskoeffizienten von 0.4 an, während Fielding und Haworth (1997) einen Wert von 0.7 anführen. Tab. 2: führt die bivariaten Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen den hoch signifikant trennenden unabhängigen Variablen für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai auf.

**Tab. 2:** Bivariate Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen den hoch signifikant ( $p < 0.05$ ) trennenden unabhängigen Variablen für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai

	Gdeckung	hobersch	hmittel	hunter	dunter
vhoehe	0.229	0.118	-0.160	-0.115	0.374
gdeckung	***	0.208	-0.501	0.163	-0.189
hobersch		***	-0.496	0.085	0.097
hmittel			***	-0.362	0.005
hunter				***	-0.300

Tabelle 2 zeigt, dass die einzelnen Variablen der Wuchshöhen nur schwach bis mäßig miteinander korreliert sind, also relativ unabhängig voneinander zur Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs beitragen. So beträgt der bivariate Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman zwischen den Variablen vhoehe und hobersch 0.118, zwischen vhoehe und hunter -0.115, zwischen vhoehe und hmittel -0.501, zwischen hobersch und hmittel -0.496, zwi-

schen hoversch und hunter 0.085 und zwischen hmittel und hunter  $-0.362$ , so dass einer Aufnahme all jener Variablen in multivariate Regressionsmodelle unter dem Gesichtspunkt der Vermeidung von Kollinearität nichts im Wege steht.

#### **4.1.1.2. Univariate logistische Regressionsmodelle standardisierter abhängiger Variablen**

Bei der logistischen Regression gibt die Größe des Regressionskoeffizienten die für die abhängigen Variablen zu erwartende Änderung an, wenn sich der Wert der unabhängigen Variablen um eine Einheit erhöht (Thiede 1993). Er besitzt folglich die gleiche Dimension wie die unabhängige Variable. Da die unabhängigen Variablen nicht dimensionslos sind, kann der quantitative Vergleich von Regressionskoeffizienten mit jenen aus einer anderen Anwendung des logistischen Modells nicht direkt angestellt werden, weil sich die Maßstäbe der unabhängigen Variablen voneinander unterscheiden. Um die Werte der Regressionskoeffizienten direkt miteinander vergleichen zu können, muss der Regressionskoeffizient  $\beta$  normiert (standardisiert) werden (Thiede 1993).

Die Standardisierung:

$$\beta = \beta \sqrt{\text{var}(x)}$$

mit

$\beta$  = logistischer Regressionskoeffizient in der Stichprobe

$\sqrt{\text{var}(x)}$  = Standardabweichung der Werte der unabhängigen Variablen

Die Standardisierung führt zu einem dimensionslosen Koeffizienten  $\beta$ , weil  $\sqrt{\text{var}(x)}$  die Dimension der unabhängigen Variablen besitzt. Ändert sich also der Wert der unabhängigen Variablen in positiver Richtung um eine Einheit  $\sqrt{\text{var}(x)}$ , so gibt der Regressionskoeffizient  $\beta$  die zu erwartende Änderung der logit-transformierten abhängigen Variablen an. Unterschiedliche Dimensionen behindern somit nicht mehr den quantitativen Vergleich der Koeffizienten. Die Regressionskoeffizienten standardisierter unabhängiger Variablen eignen sich zur Darstellung und Interpretation der Einflussstärke unterschiedlicher unabhängiger Variablen (Thiede 1993). „Für den Fall standardisierter unabhängiger Variablen gilt, dass die Höhe des  $\beta$ -Wertes anzeigt, wie gut es um deren Trennkraft bestellt ist. (Je größer, desto besser). Hohe

Werte bedeuten eine große Steigung der logistischen Funktion und begrenzen damit den Wahrscheinlichkeitsübergang der abhängigen Variablen auf einen engen Wertebereich“ (Backhaus et al. 2000, S. 113). Tab. 3: gibt eine Übersicht der Regressionskoeffizienten standardisierter unabhängiger Variablen der Vegetationsstruktur für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai.

**Tab. 3:** Regressionskoeffizienten standardisierter unabhängiger Variablen der Vegetationsstruktur in univariaten logistischen Regressionsmodellen für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai

Variable	Regressionskoeffizient $\beta$	Standardfehler von $\beta$	Signifikanz (p)	Konstante	-2 Log Likelihood	R <sup>2</sup> Nagelkerke
vhoehe	1.806	0.362	< 0.0001	-0.021	105.449	0.447
gdeckung	1.477	0.520	0.049	0.131	132.785	0.192
hobersch	2.568	0.193	< 0.0001	0.265	92.848	0.545
dobersch	0.2	0.194	0.140	0.74	149.561	0.000
hmittel	1.284	0.305	< 0.0001	0.119	121.966	0.301
dmittel	0.293	0.198	0.11	0.074	147.340	0.027
hunter	1.314	0.315	< 0.0001	0.179	122.075	0.300
dunter	-0.457	0.210	0.030	0.071	144.427	0.062
haphyto	0.347	0.261	0.184	0.086	147.292	0.28
daphyto	0.242	0.196	0.218	0.076	148.031	0.19
gkrautanteil	-0.365	0.201	0.069	0.76	146.135	0.042

Betrachtet man die Regressionskoeffizienten ( $\beta$ ) der standardisierten unabhängigen Variablen, die  $p > 0.05$  signifikant zwischen der abhängigen Variablen trennen, lässt sich folgende Reihenfolge der Einflussstärke der Variablen im jeweiligen univariaten logistischen Regressionsmodell erkennen:

- |   |                  |
|---|------------------|
| 1. Wuchshöhe der Oberschicht (hobersch)               | $\beta = 2.568$  |
| 2. Wuchshöhe der Vegetation (vhoehe)                  | $\beta = 1.806$  |
| 3. Gesamtdeckungsgrad der Graslandbestände (gdeckung) | $\beta = 1.477$  |
| 4. Wuchshöhe der Unterschicht (hunter)                | $\beta = 1.314$  |
| 5. Wuchshöhe der Mittelschicht (hmittel)              | $\beta = 1.284$  |
| 6. Deckungsgrad der Unterschicht (dunter)             | $\beta = -0.457$ |

Die hohen positiven Werte der Regressionskoeffizienten der Variablen „Wuchshöhe der Vegetation“ oder einzelner Schichten der Grünlandvegetation bestätigen die Hypothese, dass die Wuchshöhe von Graslandbeständen einer der Schlüsselfaktoren für die Besiedlung von Wiesen durch Wachtelkönig zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai darstellt. Dabei haben die Wuchshöhen höherer Vegetationsschichten des Graslandes, die Variablen „Wuchshöhe der

der Oberschicht“ (hobersch) und die Variable „Wuchshöhe der Vegetation“ einen stärkeren Einfluss auf die abhängige Variable als jene Variablen, die Wuchshöhen niedriger Schichten der Graslandvegetation repräsentieren, nämlich die Variable „Wuchshöhe der Mittelschicht“ (hmittel) und die Variable „Wuchshöhe der Unterschicht“ (hunter). Der Wuchshöhe der Vegetation als positiver Habitatfaktor ist im Nationalpark keine Grenze nach oben gesetzt. Das heißt, dass sich mit zunehmender Wuchshöhe der Vegetation (vhoehe), zunehmender Höhe der Oberschicht (hobersch), zunehmender Höhe der Mittelschicht (hmittel) und zunehmender Höhe der Unterschicht (hunter) die bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeit von männlichen Rufern im jeweiligen univariaten Regressionsmodell erhöht. Dies geschieht sigmoidal ansteigenden Regressionskurve bis zu den höchsten im Odertal gemessenen Werten der Variablen „Wuchshöhe der Vegetation“ von 100 cm, „Wuchshöhe der Oberschicht“ von 130 cm, „Wuchshöhe der Mittelschicht“ von 90 cm und „Wuchshöhe der Unterschicht“ von 30 cm (Abb. 12, Abb. 13, Abb. 14, Abb. 15). Neben den Wuchshöhen zeigt die Variable „Gesamtdeckungsgrad“ der Pflanzenbestände (gdeckung) den engsten Zusammenhang mit dem Auftreten männlicher Wachtelkönige. Wiesen, die bereits Mitte Mai einen Gesamtdeckungsgrad von 95 oder 100 Prozent aufweisen, verzeichnen deutlich höhere Vorkommenswahrscheinlichkeiten für Wachtelkönige als Wiesen, die 80 oder 90 Prozent Gesamtdeckungsgrad aufweisen.

#### 4.1.2. Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni

Tab. 4: führt die Parameter und Gütemaße der Kalibrierung aller univariaten logistischen Regressionsmodelle für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni auf.

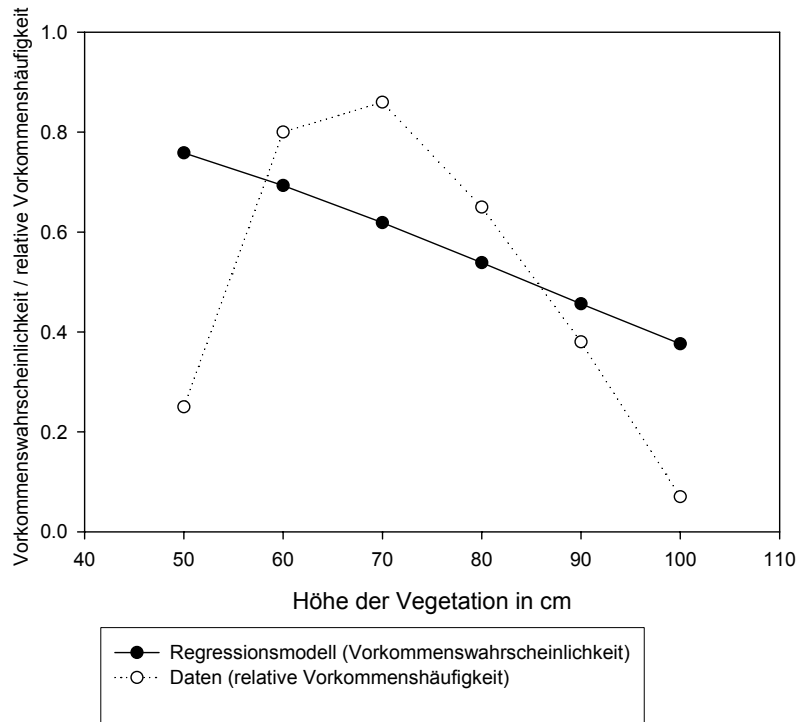
**Tab. 4:** Parameter und Gütemaße der Kalibrierung aller univariaten logistischen Regressionsmodelle für den Zeitpunkt Mitte Juni

Variable	Regressionskoeffizient $\beta$	Standardfehler von $\beta$	Signifikanzniveau	Konstante	-2 Log Likelihood	R <sup>2</sup> Nagelkerke
vhoehe	-0.033	0.014	0.02	2.795	135.350	0.073
gdeckung	0.072	0.028	0.01	-6.638	129.690	0.141
hobersch	0.012	0.011	0.284	-0.940	139.951	0.015
dobersch	-0.044	0.014	0.001	0.892	122.538	0.222
hmittel	0.005	0.017	0.783	-0.053	141.067	0.001
dmittel	0.007	0.011	0.505	-0.299	136.063	0.006
hunter	0.063	0.029	0.030	-0.613	140.699	0.065
dunter	0.020	0.010	0.037	-0.264	136.399	0.000
haphyto	-0.069	0.025	0.007	0.670	132.304	0.110
daphyto	-0.027	0.006	0.000	1.087	119.724	0.252
gkrautanteil	-0.017	0.012	0.140	0.725	138.846	0.029

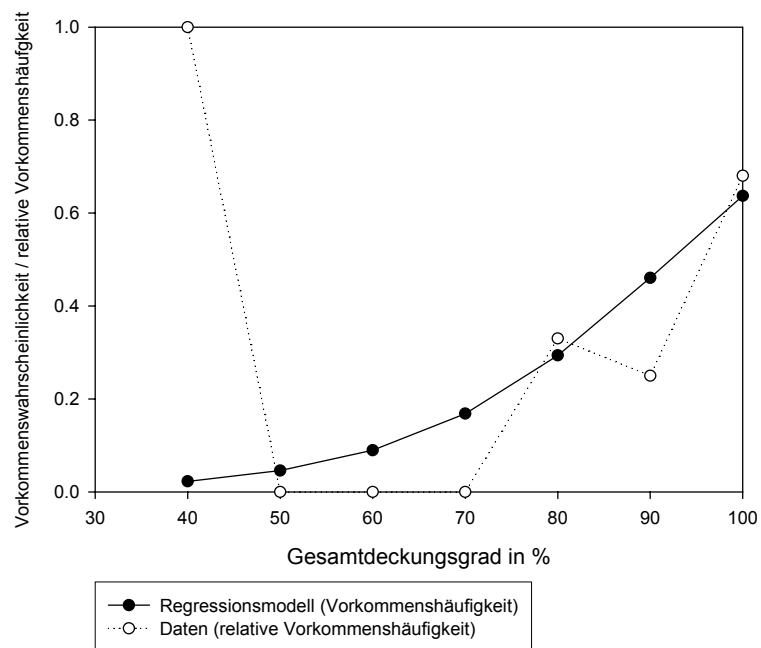


Tab. 4: zeigt, dass zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni sieben Variablen  $p < 0.05$  signifikant zwischen dem Vorkommen und Nichtvorkommen des Wachtelkönigs im Nationalpark trennen. Es sind dies die Variablen: „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe), „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung), der „Deckungsgrad der Oberschicht“ (dobersch), „die Wuchshöhe der Unterschicht“ (hunter), der „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter), die „Höhe der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse“ (haphyto) und der „Deckungsgrad der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse“ (daphyto). Die Variablen „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung), „Höhe der Unterschicht“ (hunter) und „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter) erzielen im jeweiligen univariaten logistischen Regressionsmodell positive Regressionskoeffizienten. Das bedeutet mit zunehmendem Gesamtdeckungsgrad, zunehmender Wuchshöhe der Unterschicht und zunehmendem Deckungsgrad der Unterschicht des Graslandes erhöht sich die Vorkommenswahrscheinlichkeit für Wachtelkönige im jeweiligen univariaten Regressionsmodell zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni.

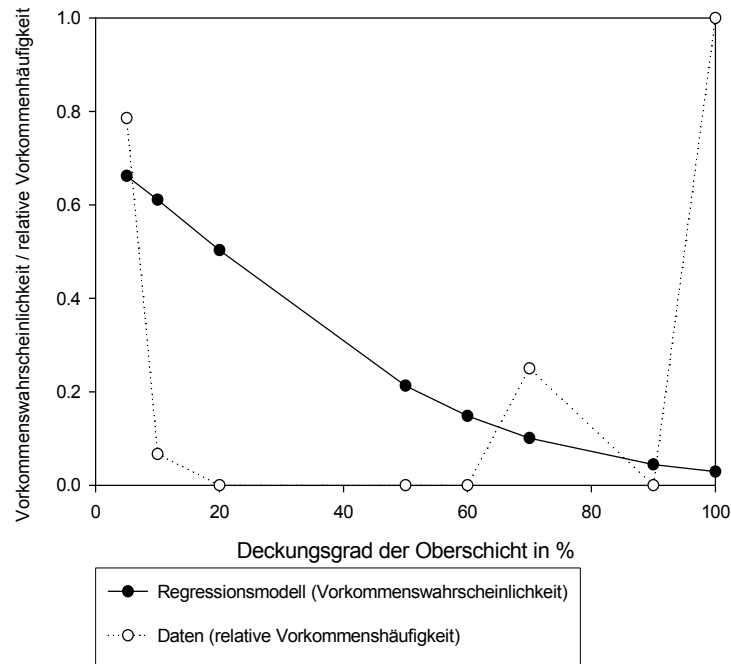
Die Variablen „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe), „Deckungsgrad der Oberschicht“ (dobersch), „Höhe des Bestandes abgestorbener pflanzlicher Biomasse“ (haphyto) und „Deckungsgrad abgestorbener pflanzlicher Biomasse“ (daphyto) hingegen erreichen im univariaten logistischen Regressionsmodell negative Regressionskoeffizienten. Mit abnehmenden Werten jener Variablen verringert sich die Vorkommenswahrscheinlichkeit der abhängigen Variablen zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni. Die folgenden Abbildungen zeigen wiederum die grafische Darstellung aller  $p < 0.05$  signifikant trennenden Variablen in der direkten Gegenüberstellung der relativen Vorkommenshäufigkeit in den Daten und der bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeit im jeweiligen univariaten logistischen Regressionsmodell.



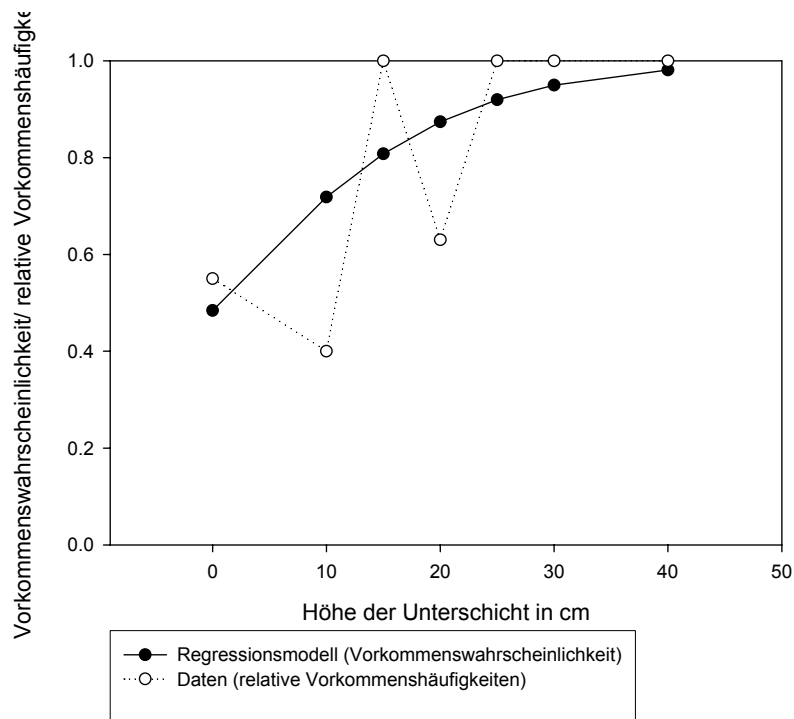
**Abb. 17** Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoeh) Mitte Juni 2002 ( $p = 0.02$ )



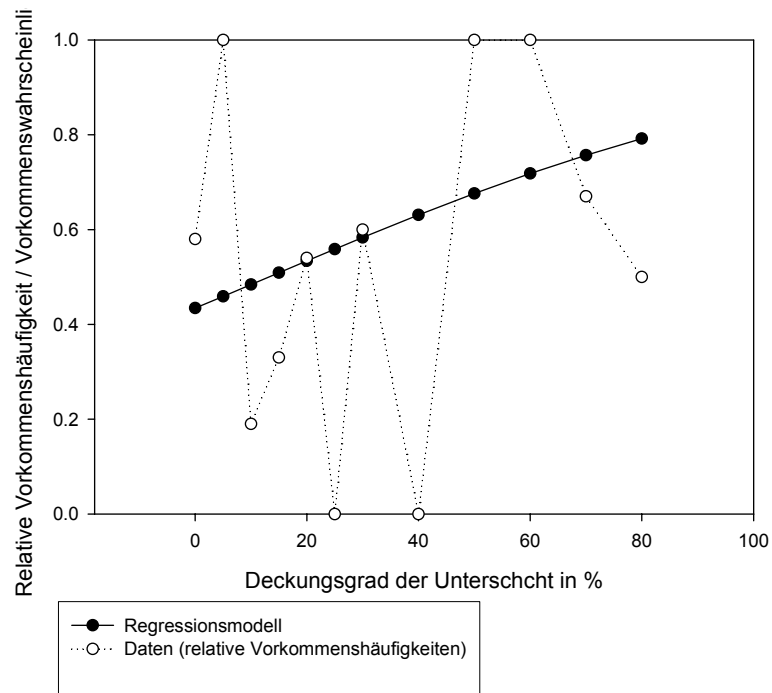
**Abb. 18** Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung) Mitte Juni 2002 ( $p = 0.001$ )



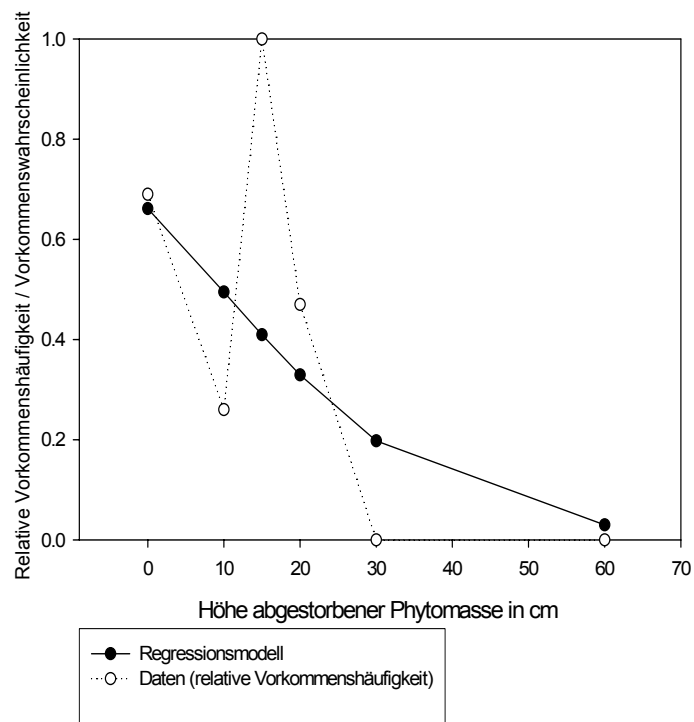
**Abb. 19** Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Deckungsgrad der Oberschicht“ (dobersch) Mitte Juni ( $p = 0.001$ )



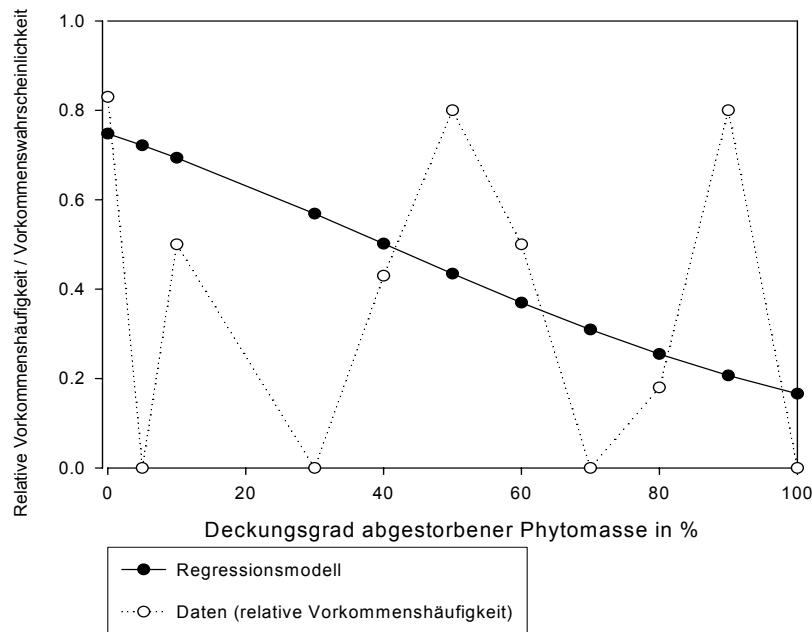
**Abb. 20** Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Wuchshöhe der Unterschicht“ (hunter) Mitte Juni ( $p = 0.007$ )



**Abb. 21** Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Deckungsgrad der Unterschicht“(dunter) Mitte Juni (p = 0.037)



**Abb. 22** Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige Mitte Juni in Abhängigkeit der Variable „Höhe abgestorbener Phytomasse“(haphyto) Mitte Juni 2002 (p = 0.007)



**Abb. 23** Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Deckungsgrad abgestorbener pflanzlicher Biomasse“ (daphyto) Mitte Juni 2002 ( $p = 0.000$ )

#### 4.1.2.1. Test auf Kollinearität der unabhängigen Variablen

Tab. 5: enthält die bivariaten Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen den hoch signifikant trennenden unabhängigen Variablen zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni.

**Tab. 5:** Bivariate Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen den hoch signifikant ( $p < 0.05$ ) trennenden unabhängigen Variablen für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni

	gdeckung	doersch	hunter	dunter	haphyto	daphyto
vhoehe	-0.036	-0.279	-0.105	-0.170	-0.246	0.126
gdeckung	***	-0.015	-0.027	0.134	0.047	0.073
doersch		***	-0.225	0.158	-0.240	0.146
hunter			***	-0.178	-0.060	-0.084
dunter				***	0.104	0.283
haphyto					***	-0.670

Tab. 5: belegt auch zwischen den Mitte Juni  $p < 0.05$  signifikant trennenden Variablen sehr geringe Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman. Eine Ausnahme bildet das Paar der Variablen „Höhe der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse“ (haphyto) und „Deckungsgrad der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse“ (daphyto). Zwischen diesen beiden Variablen beträgt der Rangkorrelationskoeffizient 0.67, so dass auf den Einbezug der Variablen „haphyto“

in multivariate Regressionsmodelle zugunsten von „daphyto“ verzichtet wurde, um Kollinearität zu vermeiden. Die Variable „daphyto“ weist ein wesentlich höheres  $R^2$  nach Nagelkerke auf und erklärt damit einen wesentlich höheren Anteil der Varianz der abhängigen Variablen (Vergleich Nagelkerkes  $R^2$ : daphyto–haphyto = 0.252 – 0.110).

#### 4.1.2.2. Univariate logistische Regressionsmodelle standardisierter unabhängiger Variablen

Tab. 6: gibt eine Übersicht über die wichtigsten statistischen Parameter aller univariaten logistischen Regressionsmodelle der standardisierten unabhängigen Variablen der Vegetationsstruktur für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni.

**Tab. 6:** Statistische Parameter der univariaten logistischen Regressionsmodelle standardisierter unabhängiger Variablen der Vegetationsstruktur für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni

Variable	Regressionskoeffizient $\beta$	Standardfehler von $\beta$	Signifikanz	Konstante	-2 Log Likelihood	$R^2$ Nagelkerke
vhoehe	0.497	0.213	0.02	0.269	135.350	0.073
gdeckung	0.876	0.338	0.01	0.202	129.690	0.141
hobersch	0.221	0.206	0.284	0.265	139.951	0.015
dobersch	-1.110	0.347	0.001	0.156	122.538	0.222
hmittel	0.55	0.200	0.783	0.254	141.067	0.001
dmittel	0.133	0.200	0.505	0.133	136.063	0.006
hunter	0.469	0.216	0.030	0.469	140.699	0.065
dunter	0.457	0.219	0.037	0.457	136.399	0.000
hapyhto	-0.671	0.248	0.007	-0.671	132.304	0.110
daphyto	0.027	0.232	0.000	0.027	119.724	0.252
gkrautanteil	-0.302	0.205	0.140	0.257	138.846	0.029

Betrachtet man die Rangfolge der Stärke ihres Einflusses ( $\beta$ ) auf die abhängige Variable Vorkommen des Wachtelkönigs Mitte Juni, ergibt sich folgende Reihenfolge:

1. Deckungsgrad der Oberschicht (dobersch) = - 1.110
2. Gesamtdeckungsgrad des Graslandbestandes (gdeckung) = 0.876
3. Höhe abgestorbener pflanzlicher Biomasse (hapyhto) = - 0.671
4. Wuchshöhe der Vegetation (vhoehe) = - 0.497
5. Wuchshöhe der Unterschicht (hunter) = 0.469
6. Deckungsgrad der Unterschicht (dunter) = 0.457
7. Deckungsgrad abgestorbener pflanzlicher Biomasse (daphyto) = - 0.027

Die zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni  $p < 0.05$  signifikant trennenden unabhängigen Variablen erreichen insgesamt geringere absolute Werte der Regressionskoeffizienten als zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai. Die Variable „Deckungsgrad der Oberschicht“ (dobersch) weist

den höchsten absoluten Betrag eines Regressionskoeffizienten mit einem  $\beta$  von -1.110 und das zweitgrößte  $R^2$  nach Nagelkerke aller univariaten logistischen Regressionsmodelle zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni mit einem Wert von 0.222 auf. Demnach besitzt sie den statistisch größten Einfluss auf die abhängige Variable aller  $p < 0.05$  signifikant trennenden Variablen Mitte Juni. Die Interpretation des Regressionskoeffizienten dieser Variablen lässt den Schluss zu, dass sich mit abnehmendem Deckungsgrad der Oberschicht die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs erhöht. Aufgrund der extrem schiefen Häufigkeitsverteilung der Variablen (Anhang A1), ist es jedoch kaum sinnvoll, sie in multivariate Modelle einzubeziehen. Es könnte kaum ein Nutzen im Sinne einer ökologischen Interpretation dieser Variablen hinsichtlich der Habitatansprüche der Art erreicht werden. Bei dieser Variablen besteht eine deutliche Diskrepanz zwischen der statistischen Signifikanz und dem ökologischen Erklärungsgehalt dieser Variablen, wie sie bei statistischen Habitatmodellen häufig auftreten (Kleyer et al. 1999/2000). Auf den Einbezug der Variablen „Deckungsgrad der Oberschicht“ (doersch) in die multivariaten Modellen wurde deshalb verzichtet.

Das Problem extrem schiefer Häufigkeitsverteilungen tritt ebenso bei den Variablen „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung), „Höhe abgestorbener pflanzlicher Biomasse“ (haphyto) und „Deckungsgrad abgestorbener Biomasse“ (daphyto) auf (Anhang A1). Im Gegensatz zur Variablen „Deckungsgrad der Oberschicht“ (doersch) gibt es aber bei diesen Variablen Hinweise für eine ökologische Bedeutung hinsichtlich der Habitatwahl des Wachtelkönigs (Tyler 1996; Green et al. 1997; Schäffer 1999). Daher wurden die Variablen bei der Bildung multivariater logistischer Regressionsmodelle einbezogen. Der positive Regressionskoeffizient der standardisierten Variablen „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung) belegt, dass sich mit zunehmendem Gesamtdeckungsgrad die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs erhöht. Betrachtet man die Verteilungen der relativen Vorkommenshäufigkeiten genauer (Anhang A3), erkennt man, dass Wachtelkönige in Graslandbeständen, die nicht zu 100 Prozent decken, kaum auftreten. Auch bei dieser Variablen stellt sich daher das Problem der extrem links-schiefen Häufigkeitsverteilung. Das heißt, dass es Mitte Juni nur noch vereinzelt Vegetationseinheiten gibt, die Gesamtdeckungsgrade  $< 100$  Prozent aufweisen. Die Variable „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe) besitzt im univariaten logistischen Regressionsmodell einen Regressionskoeffizienten mit einem negativem Vorzeichen. Dies impliziert, dass sich mit abnehmender Vegetationshöhe die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs verringert. Schaut man sich die Verteilung der relativen Vorkommenshäufigkeiten (Anhang A3) an, bildet sich in der Verteilung der relativen Vorkommenshäufigkeiten ein Optimum im Bereich der Wuchshöhe der Vegetation zwischen 60 cm und 80 cm über der Bodenoberfläche. Dieser

Optimalbereich wird durch das univariate Regressionsmodell nicht abgebildet, weil sich „Gaußsche Glockenkurven“ bei univariaten Regressionsmodellen nur dann bilden, wenn der Regressionskoeffizient des quadrierten Terms einer Variablen ein negatives und der Regressionskoeffizient der Variablen ein positives Vorzeichen besitzen (Schröder 2005, mündlich). Dies ist bei der Variablen „Vegetationshöhe“ (vhoeh) nicht der Fall.

Die Variablen „Höhe der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse“ (haphyto) und „Deckungsgrad der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse“ (daphyto) sind Variablen, deren Auftreten an Brachen gebunden sind. Ihre negativen Regressionskoeffizienten belegen, dass die potentielle Habitateignung mit abnehmenden Werten der Variablen steigt. Folglich ist die Habitateignung auf genutzten oder beweideten Flächen zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni höher als auf Brachen. Der negative Regressionskoeffizient und das sehr hohe Kalibrierungsgütewert der Variablen daphyto, die das höchste  $R^2$  nach Nagelkerke (1991) aller unabhängigen Variablen zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni aufweist, ist ein Indikator für den hohen Einfluss von Wiesenutzung auf die Habitateignung von Graslandarealen als potentielle Wachtelkönighabitate. Dieser Sachverhalt wird auch durch den  $p < 0.0001$  signifikanten Einfluss der kategorial skalierten Variable „Landnutzung“ bestätigt (Kap. 4.6.). Die Variablen „Höhe- und Deckungsgrad der Unterschicht sind ökologisch eindeutiger zu interpretieren: Je höher die Wuchshöhe der Unterschicht der Wiesen und je höher der Deckungsgrad der Unterschicht, desto höher ist auch die potentielle Habitateignung für Wachtelkönige zur Hauptbrutzeit des Wachtelkönigs Mitte Juni.



## **4.2. Multivariate logistische Regressionsmodelle**

### **4.2.1. Vergleich der Kalibrierungs- und Diskriminierungsgütemaße**

Nachdem die Bestimmung des Signifikanzniveaus der einzelnen Variablen in univariaten Modellen die Anzahl der potentiell in ein multivariates logistisches Regressionsmodell einfließenden Variablen auf ein überschaubares Maß reduziert hatte, wurden alle ökologisch sinnvoll interpretierbaren Variablenunterkombinationen gebildet. Anschließend wurden statistische Gütemaße zur Beurteilung der Kalibrierungs- und Diskriminierungseigenschaften dieser Modelle berechnet. Als Gütemaße der Kalibrierung wurde Nagelkerkes  $R^2$ , als Gütemaße der Diskriminierung die Prävalenz, die Sensitivität, die Spezifität, Cohens K und der AUC-Wert gebildet (Reineking und Schröder 2004a). Das Ziel des Vergleichs statistischer Kalibrierungs- und Diskriminierungsgütemaße ist es, jene Kombination zu finden, die eine möglichst geringe Anzahl an Variablen beinhaltet, und einen möglichst hohen Anteil der Varianz der abhängigen Variablen erklärt. Die ausführliche Diskussion der Vorgehensweise der multivariaten Modellbildung erfolgt in Kap. 5.1.4

#### **4.2.1.1. Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai**

Bei allen möglichen Variablenunterkombinationen wurden von den sechs ( $p < 0.05$ ) signifikant trennenden Variablen die „Höhe der Unterschicht“ (hunter) und der „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter) nicht einbezogen, weil diese in ihren Wertausprägungen recht geringe Spannweiten besitzen (Anhang A1). Sie decken damit eine ebenso geringe Spannweite eines ökologischen Gradienten ab und können deshalb nicht ökologisch im Sinne der Ermittlung von Habitatansprüchen interpretiert werden (Schröder und Reineking 2004a). Trotz der statistischen Signifikanz schien bei diesen Variablen ein ökologischer Zusammenhang im Hinblick auf die Habitatwahl des Wachtelkönigs sehr unwahrscheinlich.

Auf die Variable „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter) wurde auch deshalb verzichtet, weil besonders beim Schätzen geringer Deckungsgrade, wie sie die Variable fast ausschließlich in ihren Wertausprägungen auswies (Anhang A1), in der Regel wesentlich höhere Fehler auftreten, als bei der Schätzung höherer Deckungsgrade von Vegetationsschichten (Dierschke 1994). Dieser Zusammenhang erschwert die praktische Anwendung des Modells durch intersubjektive Schätzfehler bei Geländeansprachen.

Die anschließende Tab. 7: führt die statistischen Gütemaße der Kalibrierung und Diskriminierung der Modelle aller ökologisch sinnvoll interpretierbaren Variablenunterkombinationen der  $p < 0.05$  signifikant trennenden Variablen zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai. Eine ausführliche Besprechung der Ergebnisse dieses Vergleichs erfolgt in Kapitel 4.5.

**Tab. 7:** Statistische Gütemaße der Kalibrierung und Diskriminierung der ökologisch sinnvoll interpretierbaren Variablenunterkombinationen Mitte Mai

Modellkürzel	ASTV	RSLR	4a	3 a	3b	3c	3d	2a	2b	2c	2d	2e	2f	1a	1b	1c	1d	1e	1f
Variablen																			
vhoehe	X	X	X	X	X	X		X	X	X				X					
hobersch	X	X	X	X	X		X	X			X	X			X				
hmittel	X		X	X		X	X		X		X		X			X			
gdeckung	X	X	X		X	X	X			X		X	X				X		
hunter	X																	X	
dunter	X																		X
Gütemaße																			
Nagelkerkes R <sup>2</sup>	0.666	0.643	0.651	0.611	0.643	0.547	0.567	0.611	0.506	0.530	0.545	0.563	0.339	0.447	0.545	0.301	0.192	0.300	0.062
Sensitivität	0.875	0.875	0.875	0.768	0.875	0.786	0.714	0.768	0.768	0.821	0.750	0.714	0.786	0.804	0.661	0.589	0.732	0.464	0.768
Spezifität	0.824	0.846	0.846	0.882	0.846	0.765	0.824	0.865	0.706	0.712	0.765	0.827	0.549	0.642	0.692	0.808	0.539	0.846	0.327
Anteil korrekter Prognosen	0.851	0.861	0.861	0.822	0.861	0.776	0.766	0.815	0.738	0.769	0.757	0.769	0.673	0.727	0.806	0.694	0.639	0.648	0.556
kappa	0.700	0.716	0.722	0.646	0.716	0.556	0.535	0.631	0.475	0.535	0.514	0.539	0.338	0.457	0.615	0.394	0.272	0.306	0.010
AUC	0.920	0.912	0.912	0.903	0.912	0.874	0.873	0.893	0.856	0.873	0.870	0.865	0.780	0.842	0.849	0.751	0.671	0.735	0.627

Notationen: ASTV = Alle ( $p < 0.05$ ) signifikant trennenden Variablen  
RSLR = Rückwärts schrittweise erstelltes logistisches Regressionsmodell (LR)

#### 4.2.1.2. Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni

In den Vergleich aller möglichen Variablenkombinationen zur multivariaten Modellbildung wurden die Variablen „Deckungsgrad abgestorbener pflanzlicher Biomasse“ (daphyto), „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe), „Wuchshöhe der Unterschicht“ (hunter) und „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung) einbezogen. Die  $p < 0.05$  trennenden Variablen „Deckungsgrad der Oberschicht“ (dobersch) und „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter) wiesen extrem schiefe Häufigkeitsverteilungen der Variablen auf (vgl. Anhang A1), so dass sie in ihrer ökologischen Interpretierbarkeit in multivariaten Regressionsmodellen nur wenig hilfreich erschienen.

Die Variable „Höhe abgestorbener pflanzlicher Biomasse“ (haphyto) weist einen recht hohen bivariaten Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman mit der Variable Deckungsgrad abgestorbener pflanzlicher Phytomasse (daphyto) von -0.67 auf und wurde deshalb zur Vermeidung von Kollinearität bei der Modellbildung aller Variablenunterkombinationen nicht berücksichtigt. In Tab. 8: sind statistische Gütemaße der Kalibrierung und Diskriminierung aller ökologisch sinnvoll interpretierbaren Variablenunterkombinationen der  $p < 0.05$  signifikant trennenden Variablen zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni dargestellt. Auch hier erfolgt die ausführliche Besprechung der Ergebnisse des Vergleichs in Kapitel 4.5.

**Tab. 8:** Statistische Gütemaße der Kalibrierung und Diskriminierung der ökologisch sinnvoll interpretierbaren Variablenunterkombinationen Mitte Juni

Modellkürzel	ASTV	RSLR		4a	3a	3b	3c	3d	2a	2b	2c	2d	2e	2f	1a	1b	1c	1d	1e	1f	1g
Variablen			Variablen																		
vhoehe	X		vhoehe	X	X	X	X		X	X	X				X						
gdeckung	X		gdeckung	X	X	X		X	X			X	X			X					
dobersch	X	X	hunter	X	X		X	X		X		X		X			X				
hunter	X	X	daphyto	X		X	X	X			X		X	X				X			
dunter	X																		X		
haphyto	X																			X	
daphyto	X	X																			X
Gütemaße																					
Nagelkerkes R <sup>2</sup>	0.467	0.430		0.381	0.243	0.299	0.358	0.354	0.170	0.176	0.268	0.186	0.289	0.322	0.073	0.141	0.222	0.110	0.065	0.000	0.252
Sensitivität	0.946	0.897		0.810	0.845	0.793	0.810	0.810	0.948	0.810	0.793	0.845	0.759	0.810	0.897	0.897	0.914	0.759	0.931	0.897	0.759
Spezifität	0.636	0.591		0.636	0.455	0.568	0.659	0.591	0.546	0.523	0.568	0.296	0.568	0.636	0.682	0.477	0.455	0.568	0.340	0.114	0.386
% korr. Prog.	0.814	0.765		0.735	0.677	0.696	0.745	0.716	0.775	0.686	0.696	0.608	0.677	0.735	0.804	0.716	0.716	0.677	0.677	0.559	0.598
kappa	0.606	0.504		0.453	0.312	0.368	0.475	0.409	0.518	0.343	0.368	0.149	0.331	0.453	0.591	0.392	0.389	0.331	0.292	0.011	0.150
AUC	0.867	0.891		0.826	0.748	0.768	0.825	0.817	0.690	0.705	0.770	0.738	0.797	0.818	0.900	0.663	0.689	0.658	0.652	0.623	0.608

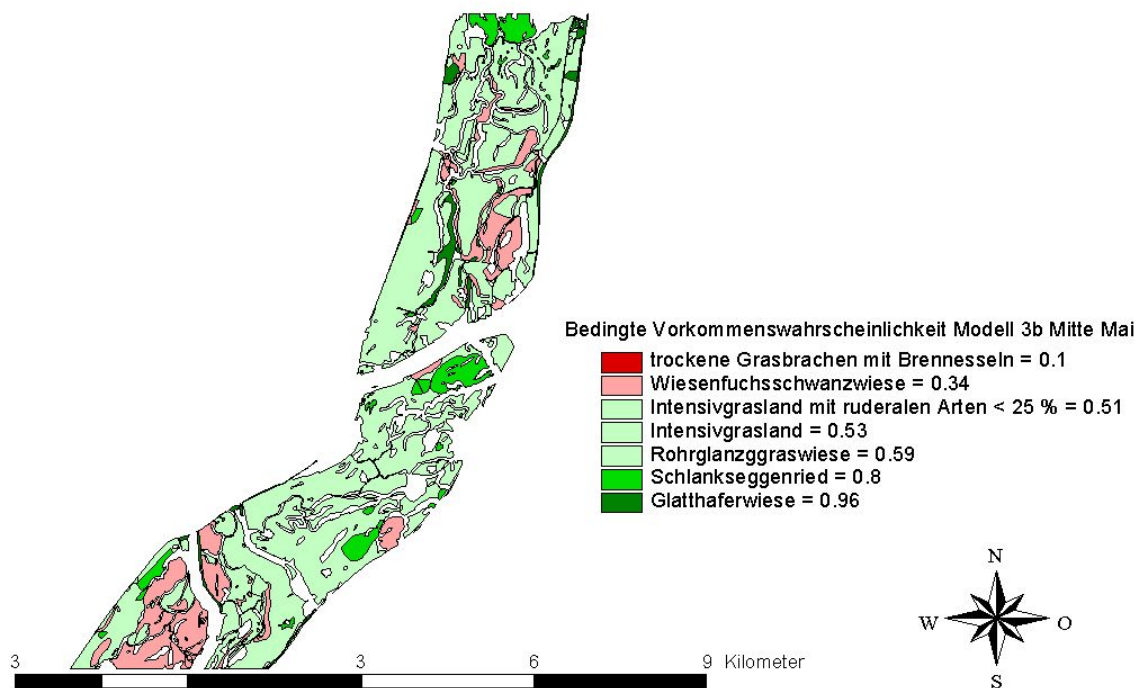
Notationen: ASTV : Modell, das alle ( $p < 0.05$ ) signifikant trennenden Variablen enthält

RSLR: Modell, das die Variablen nach der rückwärts-schrittweisen logistischen Regression enthält

### 4.3. Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten in Habitateignungskarten

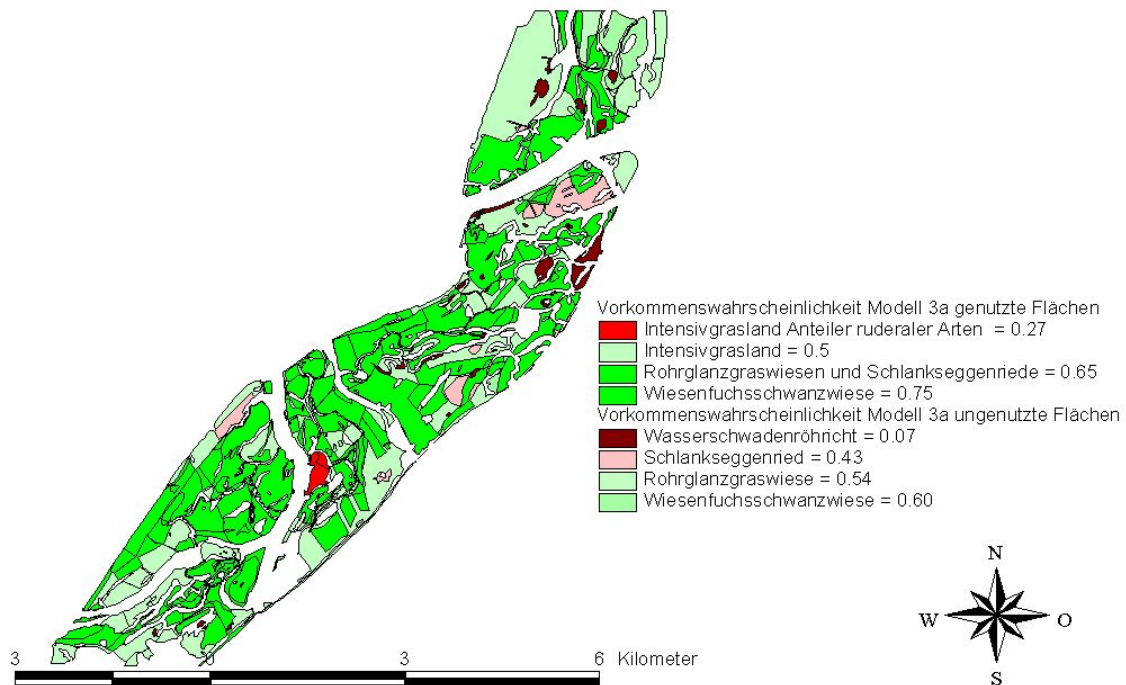
Die räumlich explizite Darstellung der bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeit von statistischen Habitatmodellen in Habitateignungskarten entsteht, in dem die Modellfunktion oder die Variablen einschließlich der Regressionsfunktion in die Sachdatenbank eines Geografischen Informationssystems eingegeben werden (Kleyer et al. 1999/2000). Auf dieser Grundlage können die Fehler zwischen Modellprognose und dem tatsächlichen Auftreten der Tierart quantifiziert werden, wie dies im folgenden Kapitel 4.4 geschieht.

Abb. 24 stellt die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Modells 3b (siehe Tab. 8:) für Mitte Mai kartografisch dar.



**Abb. 24** Habitateignungskarte mit räumlicher Darstellung der bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeit des Modells (3b) Mitte Mai (Ausschnitt aus dem Untersuchungsgebiet)

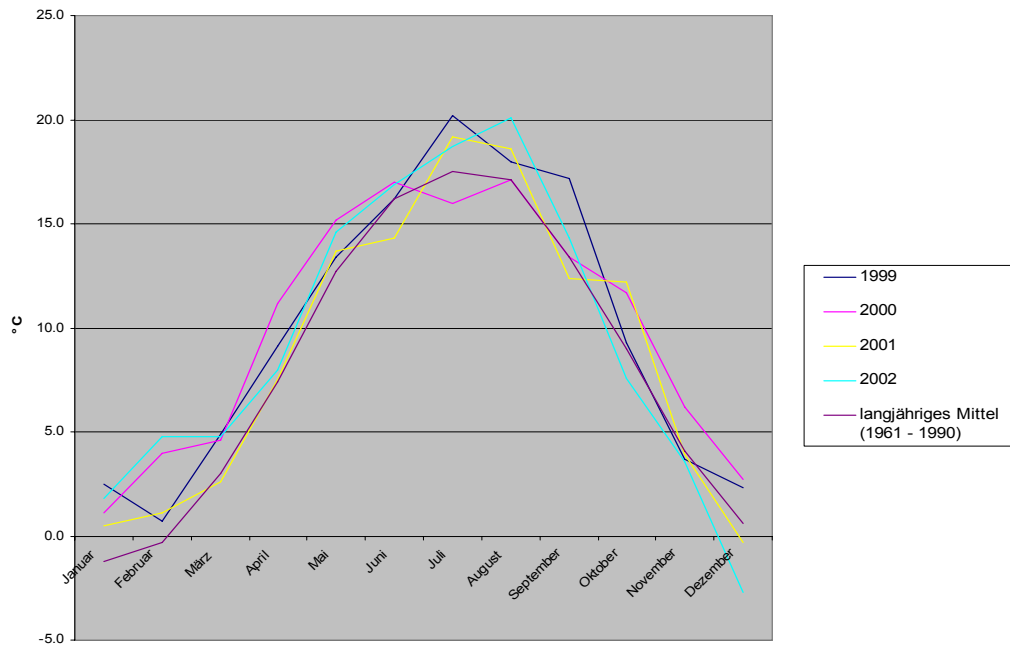
Abb. 25 zeigt die räumlich differenzierte Vorkommenswahrscheinlichkeiten des Modells (3a) für den Aufnahmezeitpunkt der Variablen Mitte Juni als Habitateignungskarte.



**Abb. 25** Habitateignungskarte mit räumlicher Darstellung der bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeiten des Modells (3a) für Mitte Juni (Ausschnitt aus dem Untersuchungsgebiet)

#### 4.4. Modellvalidierung

In diesem Kapitel finden sich die Ergebnisse der räumlichen Übertragung der bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Modelle auf Gebiete innerhalb des Nationalparks, in denen keine Variablen zur Bildung von Regressionsmodellen erhoben wurden. Ebenso wurden die Vorkommenswahrscheinlichkeiten auf Untersuchungszeiträume übertragen, die einen ähnlichen Witterungsverlauf im Frühjahr aufwiesen wie im Jahr 2002 (Abb. 26). Auch dort wurden die mittleren Vorkommenswahrscheinlichkeiten auf gleich kartierte Vegetationseinheiten übertragen und die Prognoseleistung der Modelle getestet, indem der Anteil korrekter Vorkommensprognosen (Sensitivität) der Vorhersagen quantifiziert wurde.



**Abb. 26** Monatsmitteltemperaturen der Jahre 1999 – 2002 der Station Angermünde im Vergleich zum langjährigen Mittel der Jahre 1961 - 1990

Tab. 9: beinhaltet den Vergleich der korrekten Vorkommensprognosen (Sensitivität) aller multivariaten logistischen Regressionsmodelle für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai bei der räumlichen Übertragung im Mai 2002 und bei der zeitlichen Übertragung auf die Zeitpunkte Mai 2001, Mai 2000 und Mai 1999. Die ausführliche Besprechung der Ergebnisse der Quantifizierung der Modellübertragungen erfolgt in Kapitel 4.5.



**Tab. 9:** Vergleich der korrekten Vorkommensprognosen (Sensitivität) der multivariaten Modelle bei der räumlichen Übertragung für Mai 2002 (502) und der zeitlichen Übertragung auf die Zeitpunkte Mitte Mai 2001 (501), Mai 2000 (500) und Mai 1999 (599)

Modellkürzel	ASTV	RSLR	4a	3 a	3b	3c	3d	2a	2b	2c	2d	2e	2f	1a	1b	1c	1d	1e	1f
Enthaltene Variablen																			
vhoehe	X	X	X	X	X	X		X	X	X				X					
hobersch	X	X	X	X	X		X	X			X	X			X				
hmittel	X		X	X		X	X		X		X		X			X			
gdeckung	X	X	X		X	X	X			X		X	X				X		
hunter	X																	X	
dunter	X																		X
502 räumliche Übertragung (nutzungsunabhängig)	0.82	0.82	0.43	0.43	0.82	0.82	0.43	0.43	0.82	0.82	0.43	0.43	0.66	0.82	0.43	0.54	0.52	0.82	0.43
501 zeitliche Übertragung (nutzungsunabhängig)	0.88	0.88	0.68	0.68	0.88	0.88	0.68	0.68	0.88	0.88	0.68	0.68	0.79	0.88	0.68	0.65	0.75	0.88	0.68
500 zeitliche Übertragung (nutzungsunabhängig)	0.85	0.88	0.76	0.76	0.85	0.85	0.76	0.76	0.85	0.85	0.76	0.76	0.84	0.85	0.76	0.7	0.81	0.85	0.76
599 zeitliche Übertragung (nutzungsunabhängig)	0.86	0.86	0.77	0.77	0.86	0.86	0.77	0.77	0.86	0.86	0.77	0.77	0.84	0.86	0.77	0.72	0.82	0.86	0.77
durchschnittliche Sensitivität der Übertragungen 99 – 02 (nutzungsunabhängig)	0.85	0.86	0.66	0.66	0.85	0.85	0.66	0.66	0.85	0.85	0.66	0.66	0.78	0.85	0.66	0.65	0.73	0.85	0.66

Notationen: ASTV: Modell, das alle ( $p < 0.05$ ) signifikant trennenden Variablen enthält

RSLR: Modell, das die Variablen nach der rückwärts-schrittweisen logistischen Regression enthält

Tab. 10: enthält den Vergleich der korrekten Vorkommensprognosen (Sensitivität) der Juni-Modelle bei der räumlichen und zeitlichen Übertragung. Die ausführliche Besprechung der Ergebnisse der Quantifizierung der Modellübertragungen erfolgt in Kapitel. 4.5.

Aufgrund des großen erwarteten Einflusses der kategorialen Variablen „Landnutzung“ wurden zwei verschiedene Verfahren der räumlichen und zeitlichen Übertragung angewendet: Zum einen wurde die Variable „Landnutzung“ in ihren Kategorien (genutzt und ungenutzt) als unabhängige Variable in die logistische Regression einbezogen. Die berechneten Vorkommenswahrscheinlichkeiten wurden dann jeweils nutzungsabhängig übertragen. Den Vegetationseinheiten wurde, je nachdem ob sie im Jahr 2002 genutzt wurden oder nicht, eine unterschiedliche Vorkommenswahrscheinlichkeit übertragen.

**Tab. 10:** Vergleich der korrekten Vorkommensprognosen (Sensitivität) der Juni-Modelle bei der räumlichen Übertragung für Juni 2002 (602) und der zeitlichen Übertragung auf den Zeitpunkt Mitte Juni 2001 (601), Juni 2000 (600) und Juni 1999 (699)

Modellkürzel	ASTV	RSLR		4a	3a	3b	3c	3d	2a	2b	2c	2d	2e	2f		1a	1b	1c	1d	1e	1f	1g
Enthaltene Variablen			Variablen												Variablen							
vhoehe	X		vhoehe	X	X	X	X		X	X	X				vhoehe	X						
gdeckung	X		gdeckung	X	X	X		X	X			X	X		gdeckung		X					
dobersch	X	X	hunter	X	X		X	X		X		X		X	dobersch			X				
hunter	X	X	daphyto	X		X	X	X			X		X	X	daphyto				X			
dunter	X														hunter				X			
haphyto	X														dunter						X	
daphyto	X	X													daphyto							X
602 räumliche Übertragung																						
nutzungsdifferenziert	0.73	0.73		0.54	1	0.73	0.73	0.73	0.89	0.68	0.73	1	0.73	0.73		1	0.78	0.86	0.89	0.86	0.86	0.73
nutzungsunabhängig	1	1		0.98	0.98	1	0.98	1	0.98	1	0.75	0.98	1	0.7		0.98	0.98	0.58	1	1	0.76	0.70
601 zeitliche Übertragung																						
nutzungsdifferenziert	0.73	0.73		0.49	0.96	0.73	0.67	0.73	0.63	0.61	0.67	0.97	0.73	0.73		1	0.71	0.86	0.63	0.86	0.86	0.67
nutzungsunabhängig	0.97	0.97		0.98	0.98	0.97	0.98	0.97	0.98	0.97	0.85	0.98	0.97	0.77		0.98	0.98	0.52	0.95	1	0.89	0.77
600 zeitliche Übertragung																						
nutzungsdifferenziert	0.59	0.59		0.49	0.89	0.59	0.59	0.59	0.61	0.72	0.59	0.9	0.59	0.59		0.89	0.62	0.83	0.62	0.83	0.83	0.59
nutzungsunabhängig	0.87	0.87		0.97	0.97	0.87	0.97	0.87	0.97	0.87	1	0.97	0.87	0.72		0.97	0.97	0.6	0.78	1	1	0.72
599 zeitliche Übertragung																						
nutzungsdifferenziert	0.63	0.63		0.46	0.86	0.63	0.63	0.63	0.64	0.71	0.63	0.86	0.63	0.63		0.97	0.62	0.87	0.67	0.87	0.87	0.63
nutzungsunabhängig	0.86	0.86		0.96	0.96	0.86	0.96	0.86	0.96	0.86	0.83	0.96	0.86	0.68		0.96	0.96	0.53	0.85	1	0.89	0.68
durchschnittlich 99-02																						
nutzungsdifferenziert	0.67	0.67		0.50	0.93	0.67	0.66	0.67	0.69	0.68	0.66	0.93	0.67	0.67		0.97	0.68	0.86	0.70	0.86	0.86	0.66
nutzungsunabhängig	0.93	0.93		0.97	0.97	0.93	0.97	0.93	0.97	0.93	0.86	0.97	0.93	0.72		0.97	0.97	0.56	0.90	1.00	0.89	0.72

Notationen: ASTV: Modell, das alle ( $p < 0.05$ ) signifikant trennenden Variablen enthält  
RSLR: Modell, das die Variablen nach der rückwärts-schrittweisen logistischen Regression enthält

## 4.5. Modellauswahl

Bei der Prognose der Auswirkungen veränderter Umweltbedingungen auf die potentielle Habitataignung einer Art geht es darum, ein Modell auszuwählen, das eine möglichst geringe Anzahl an Variablen enthält und gleichzeitig möglichst gute Kalibrierungs- und Diskriminierungseigenschaften zum unterliegenden Trainingsdatensatz aufweist. Um den Gültigkeitsbereich des Habitatmodells abzuschätzen, sollten die Modellergebnisse aber vor allem bei der räumlichen und zeitlichen Übertragung (Validierung), also bei der Anwendung in anderen Untersuchungsgebieten und anderen -zeiträumen getestet werden. Dadurch werden der Gültigkeitsbereich der Modelle getestet und seine Anwendbarkeit in der Naturschutzpraxis über das Untersuchungsgebiet hinaus abgeschätzt (Schröder 2000). Zur Wahl des Modells, das im Nutzungsszenario zur Beurteilung der Auswirkungen der veränderten Landnutzung auf die Habitatgüte der Art in Kap. 4.7 angewandt wird, wurden die in Kap. 4.2 erhobenen Gütemaße der Kalibrierung und Diskriminierung und die Klassifizierungsgütemaße bei der räumlichen und zeitlichen Übertragung (Sensitivitäten) berücksichtigt.

### 4.5.1. Auswahl eines multivariaten Modells für Mitte Mai

Bei den Mai-Modellen überragt das multivariate Modell 3b. Es enthält die drei Variablen „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe), „Wuchshöhe der Oberschicht“ (hobersch) und „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung).

**Tab. 11:** Variablen in der Regressionsgleichung des Modells 3b

Variable	Regressionskoeffizient $\beta$	Standardfehler von $\beta$	Signifikanz (p)
Wuchshöhe der Vegetation vhoehe	0.077	0.025	.002
Wuchshöhe der Oberschicht hobersch	0.085	0.026	.001
Gesamtdeckungsgrad gdeckung	0.071	0.034	.039
Konstante	-18.324	4.389	.000

Die Regressionskoeffizienten aller drei Variablen besitzen ein positives Vorzeichen. Das heißt mit zunehmender Vegetationshöhe ( $\beta = 0.077$ ), mit zunehmender Höhe der Oberschicht ( $\beta = 0.085$ ) und mit zunehmenden Gesamtdeckungsgrad ( $\beta = 0.071$ ) des Graslandes erhöht sich in diesem Modell die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs.

Dieses Modell, dessen Variablen auch bei der rückwärts schrittweisen Verfahren der Variablenauswahl ausgewählt wurde, erreicht ein  $R^2$  nach Nagelkerke von 0.643, einen Anteil korrekter Prognosen von 86.1 Prozent, eine Sensitivität von 87.5 Prozent und einen Cohen's kappa-Wert von 0.716, was von Monserud und Leemans (1992) als „very good“ und von Landis und Koch (1977) als „substantial“ klassifiziert wird. Der AUC-Wert beträgt 0.912, den Hosmer und Lemeshow (2000) in die Klasse „outstanding“ einstufen. Bei der räumlichen Übertragung auf den südlichen Teil des Nationalparks erreicht das Modell richtige Vorkommensprognosen von 82 Prozent. Bei den zeitlichen Übertragungen 2001 erreichte es gültige Vorkommensprognosen von 88 Prozent, für das Jahr 2000 85 Prozent und für 1999 86 Prozent.

Ein höheres  $R^2_N$  (0.666) als Kalibrierungsgütemaß, bei vergleichbaren Werten der Diskriminierungsgütemaße und gleichen Sensitivitätswerten bei der räumlichen und zeitlichen Übertragung der Modellergebnisse, erreicht lediglich das Modell, das alle signifikant trennende Variablen beinhaltet und das Modell 4a (vhoeh, hober, hmittel und gdeckung) ( $R^2_N = 0.651$ ). Diese Modelle enthalten aber 4 bzw. 6 Variablen, weshalb dem Modell mit 3 Variablen bei der Auswahl der Vorzug gegeben wurde. Die Modelle 3c (vhoeh, hmittel, gdeckung), 2b (vhoeh, hmittel) 2c (vhoeh, gdeckung) und auch die univariaten logistischen Regressionsmodelle 1a (vhoeh) und 1e (hunter) erreichen ähnlich gute Sensitivitätswerte bei der räumlichen und zeitlichen Übertragung. Sie weisen jedoch z. T. deutlich geringe Kalibrierungs- und Diskriminierungsgütemaße zum unterliegenden Datensatz auf. Aufgrund ihrer guten Ergebnisse bei der zeitlichen und räumlichen Übertragung könnten sie als Alternativen zum Modell 3b angesehen werden.

Betrachtet man die sehr hohe Anpassungsgüte und Vorhersageleistung des univariaten Regressionsmodells 1a, welches nur die Variable „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoeh) enthält mit durchschnittlichen Sensitivitätswerten von 0.85 und die Beteiligung dieser Variablen an allen multivariaten Modellen, die bei der räumlichen und zeitlichen Übertragung hohe Sensitivitätswerte erzielen, so lässt sich vermuten, dass es sich bei der Variablen „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoeh) zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai um die wichtigste Schlüsselvariable für die Habitatwahl männlicher Wachtelkönige handelt. Die Variablen „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung), mit einer durchschnittlichen Sensitivität bei der Übertragung von 0.73 so wie die Variable „Wuchshöhe der in der Oberschicht“ (hober) mit einer durchschnittlichen Sensitivität bei den Übertragungen von 0.66, sowie die Variable „Wuchshöhe der Mittelschicht“ (hmittel) mit einer durchschnittlichen Sensitivität bei der Übertragung von 0.65 sind weitere Parameter, welche die Eignung von Wiesen als Habitat des Wachtelkönigs sehr deut-

lich positiv beeinflussen. Die univariaten logistischen Regressionsmodelle der genannten Variablen erreichen allerdings bei der Modellübertragung nicht ganz die gute Vorhersageleistung der Variablen „Vegetationshöhe“ (vhoehe) mit dem durchschnittlichen Sensitivitätswert bei der Übertragung von 0.85, weshalb die Vegetationshöhe als der wichtigste Schlüsselfaktor für die Habitatwahl des Wachtelkönigs zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai angesehen werden kann.

#### **4.5.2. Auswahl des multivariaten Modells für Mitte Juni**

Die Auswahl eines multivariaten Modells für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni erweist sich schwieriger als Mitte Mai. Dies hängt zum einem damit zusammen, dass die kategoriale Variable „Landnutzung“ einen größeren Einfluss auf die Habitateignung ausübt als Mitte Mai (Kap. 4.7). Zum anderen trennt eine größere Anzahl an Variablen  $p < 0.05$  signifikant zwischen der abhängigen Variablen. Die signifikant trennenden Variablen zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni sind zudem in ihren Ausprägungen weniger eindeutig ökologisch zu interpretieren als Mitte Mai.

Betrachtet man die bei der Übertragung der Modelle berechneten Sensitivitäten der Modelle, unabhängig der kategorialen Variablen „Landnutzung“, dann erreichen jene Modelle, welche die Variable „Deckungsgrad abgestorbener pflanzliche Biomasse“ (daphyto) enthalten, hohe Werte, z. B. das Modell 3c (vhoehe, hunter, daphyto). Aufgrund der hohen Werte der Kalibrierungs- und Diskriminierungsgütemaße der Modelle, die daphyto einschließen, ist festzuhalten, dass die Nutzung von Grassland ein sehr wichtiger Faktor für die Eignung von Flächen als Wachtelkönighabitate zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni ist. Das hohe Kalibrierungsgütemaß der Variable „Deckungsgrad abgestorbener pflanzlicher Biomasse“ (daphyto) mit einem  $R^2$  Nagelkerke von 0.252, der höchste Wert beim direkten Vergleich der Kalibrierungsgütemaße aller univariaten logistischen Regressionsmodelle Mitte Juni, spricht zudem für die Nutzung von Grassland als Schlüsselfaktor für die Habitateignung des Wachtelkönigs. Betrachtet man die bei der Übertragung erreichten Sensitivitätswerte unabhängig von der Ausprägung der Landnutzung, verringert sich der Einfluss der Variable daphyto entsprechend deutlich.

Setzt man bei der Interpretation der multivariaten Modelle aber den großen Einfluss voraus, den eine Wiesen- oder Weidenutzung von Grasland auf die Habitateignung von Wachtelkönigen ausübt, oder betrachtet diesen Zusammenhang als bereits bekannt (Tyler 1996; Schäffer 1997), stellt sich die Frage, welche Variablenkombination, unabhängig von der Variablen

„Deckungsgrad abgestorbener pflanzlicher Biomasse“ (daphyto), das Vorkommen der rufenden Wachtelkönigsmännchen am besten prognostiziert.

Unabhängig von der kategorialen Variablen „Landnutzung“, erreicht das Modell 3a, welches die Variablen „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe), „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung) und „Wuchshöhe der Unterschicht“ (hunter) beinhaltet, befriedigende Werte der Diskriminierung und Kalibrierung und erreicht bei der räumlichen und zeitlichen Übertragung unter Berücksichtigung der Landnutzungsdifferenzierung von den Modellen, die 3 Variablen enthalten, die besten Werte (durchschnittlicher Sensitivitätswert 0.97). Das Modell 3a scheint somit zur Anwendung im Landnutzungsszenario geeignet. In dem Modell besitzt die Variable „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe) einen Regressionskoeffizienten  $\beta$  mit einem negativen Vorzeichen und die beiden Variablen „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung) und „Höhe der Unterschicht“ (hunter) Regressionskoeffizienten mit einem positiven Vorzeichen. Das bedeutet mit abnehmender Vegetationshöhe, zunehmendem Gesamtdeckungsgrad und steigender Höhe der Unterschicht erhöht sich die bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeit von Wachtelkönigen im Modell 3a zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni (Tab. 12:).

**Tab. 12:** Variablen in der Regressionsgleichung des Modells 3a

Variable	Regressionskoeffizient $\beta$	Standardfehler von $\beta$	Signifikanz (p)
Wuchshöhe der Vegetation      vhoehe	-0.037	0.017	0.025
Gesamtdeckungsgrad            gdeckung	0.053	0.025	0.033
Wuchshöhe der Unterschicht    hunter	0.081	0.033	0.015
Konstante	-3.149	2.813	0.263

## 4.6. Anwendung der multivariaten Modelle im Landnutzungsszenario

In diesem Kapitel wird die kategorial skalierte Variablen „Landnutzung“ in die logistischen Regressionsmodelle einbezogen. Will man die Vorkommenswahrscheinlichkeiten des Auftretens einer Zielart bei veränderten Umweltbedingungen, etwa eines Szenarios veränderter Landnutzung, prognostizieren, ist der Einbezug der kategorial skalierten Variablen in multivariate Regressionsmodelle unerlässlich.

Die logistische Regression erlaubt neben der Verwendung metrisch skaliertem ausdrücklich auch die Einbeziehung kategorial skaliertem unabhängiger Variablen (Hosmer und Lemeshow 2000). Bei kategorial skalierten Variablen besteht die Notwendigkeit, die Kategorien der Variablen zu codieren, damit die kategorialen Variablen im logit-Modell numerischen Rechenoperationen unterzogen werden können (Backhaus et al. 2000). Große Bedeutung erreicht die (0-1)-Dummy-Codierung kategorialer exogener Variablen. „Besitzt eine nominal skalierte exogene Variable  $k$  - Kategorien, kann  $k - 1$  ihrer Kategorien jeweils eine Indikatorvariable zugeordnet werden, die anzeigt, ob ein Merkmalsträger dieser Kategorie angehört“ (Thiede 1993). Formal werden somit beim Kodieren  $k$ -Kategorien einer exogenen kategorialen Variablen durch  $k - 1$  Indikatorvariablen ersetzt. Falls ein Merkmalsträger einer bestimmten Kategorie angehört, realisiert die zugeordnete Indikatorvariable den Wert Eins, anderenfalls den Wert Null (Backhaus et al. 2000). Obwohl für die Dummy-Codierungen der Ausprägungen der kategorial skalierten Variablen jeweils Regressionskoeffizienten geschätzt werden, besitzen sie keine direkte numerische Aussagekraft in multiplen logistischen Regressionsmodellen und können deshalb nicht gleich den Regressionskoeffizienten metrisch skaliertem Variablen in multiplen Regressionsmodellen interpretiert werden. Vielmehr wird für die Ausprägung jeder Dummy-Variablen ein Regressionskoeffizient bestimmt, der einen relativen Vergleich der Vorkommenswahrscheinlichkeit im Vergleich zu der Referenzkategorie erlaubt, d. h. zur Ausprägung der Merkmalsvariablen, die bei der Kodierung ausgelassen wurde (Thiede 1993). Im vorliegenden Fall erhält man also Regressionskoeffizienten für die Ausprägung genutztes Grasland (Wiese und Weide) und kann diese zu der Ausprägung der Merkmalsvariablen, die bei der Kodierung ausgelassen wurde (Brache), relativ in Bezug setzen. Es werden relative Vorkommenswahrscheinlichkeiten quantitativ zueinander in Beziehung gesetzt. Ein Wachtelkönigvorkommen auf einem genutzten Graslandareal ist in der Interpretation der Ergebnisse dann um einen bestimmten Faktor wahrscheinlicher als auf einem nicht genutzten Areal. Auf



„Weide“ als eigene Kategorie wurde verzichtet, weil die zu geringe Anzahl der Stichprobe keine zuverlässigen Aussagen erwarten ließ.

Bei Einbezug eines Nutzungsszenarios in eine räumliche Vorkommensprognose eines ausgewählten Habitatmodells (3b im Mai, 3a im Juni) werden zunächst die relativen Vorkommenshäufigkeiten der unterschiedlichen Ausprägungen der kategorialen Variablen zueinander in Beziehung gesetzt. Dadurch werden relative Unterschiede in den Vorkommenswahrscheinlichkeiten für genutzte und ungenutzte Flächenanteile erkannt. Die relativen Unterschiede in der bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeit zwischen den Ausprägungen der Variablen wurden anschließend auf die Mittelwerte der prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeit der Vegetationseinheiten angerechnet. Dadurch wurde die veränderte bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeit von Wachtelkönigen bei Auflassung der Landnutzung in Prozessschutzarealen prognostiziert.

#### **4.6.1. Einbezug der kategorial skalierten Variable Landnutzung in das Regressionsmodell für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai**

In diesem Kapitel werden die Parameter des univariaten logistischen Regressionsmodells für die kategoriale unabhängige Variable „Landnutzung“ in ihren zwei Kategorien „Nutzung“ (Wiesen und Weiden) und Nichtnutzung (Brache) dargestellt. Die folgenden Tabellen zeigen die Berechnungen für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai.

**Tab. 13:** Parametercodierung des univariaten logistischen Regressionsmodells der kategorialen Variable „Landnutzung“ Mitte Mai 2002

Nutzungsart	Häufigkeit	Parametercodierung
Brache	41	1.000
Wiese	67	0.000

**Tab. 14:** Gütemaße des univariaten logistischen Regressionsmodells mit der kategorialen Variable „Landnutzung“ Mitte Mai 2002

Schritt	-2 Log-Likelihood	Cox & Snell R-Quadrat	Nagelkerkes R-Quadrat
1	148.767(a)	0.007	0.010

**Tab. 15:** Variablen in der Gleichung des univariaten logistischen Regressionsmodells der kategorialen Variable „Landnutzung“ Mitte Mai 2002

Variablen	Regressionskoeffizient B	Standardfehler von $\beta$	Signifikanz (p)
Nutzung(1)	-0.356	0.398	0.371
Konstante	0.210	0.246	0.393

Es ergeben sich zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai für Grasland bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeiten bei den unterschiedlichen Ausprägungen der kategorialen Variablen von  $P(\text{Vorkommen des Wachtelkönigs}) = 0.53659$  und  $P(\text{Nichtvorkommen des Wachtelkönigs}) = 0.46341$ .

Setzt man die Vorkommenswahrscheinlichkeiten der zwei Ausprägungen der abhängigen Variablen für das Beispiel Mitte Mai zueinander in Beziehung, erhält man folgende Gleichung:

$$\ln\left(\frac{P(Y = 1) = 0.53659}{P(Y = 0) = 0.46341}\right) = 0.1466221$$

Notation:

ln: Logarithmus von 2

P = Bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeit

Y = Ausprägung der abhängigen Variablen (Wachtelkönig)

Daraus ergibt sich folgender Faktor des Chancenverhältnisses (odds) für das Auftreten eines Wachtelkönigs zwischen den zwei Ausprägungen der kategorialen Variablen von:

$$e^{0.1466221} = 1.1579162$$

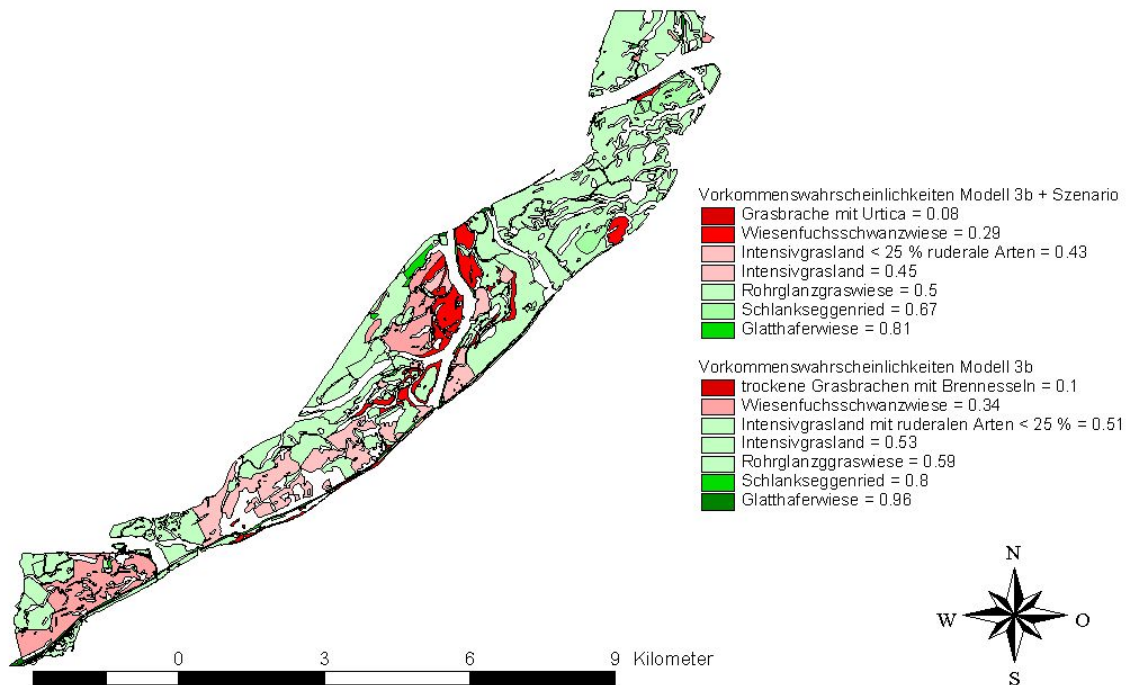
Notation:

$e$  = Eulersche Zahl

Auf genutzten Arealen im Nationalpark Unteres Odertal war die Wahrscheinlichkeit des Auftretens eines Wachtelkönigs also um 15.79 Prozent höher als auf nichtgenutzten Flächen.

Rechnet man die 15.79 Prozent auf die Variablenmittelwerte der Vegetationseinheiten und die Vorkommenswahrscheinlichkeiten des ausgewählten Modells (3b) an, so ergibt sich eine entsprechend verringerte Vorkommenswahrscheinlichkeit in den Gebieten, in denen die Landnutzung in den geplanten Prozessschutzarealen aufgegeben werden soll.

Abb. 27 illustriert die Anwendung des Szenarios mit der beabsichtigten Landnutzungsänderung bis zum Jahr 2010 auf das ausgewählte Modell 3b.



**Abb. 27** Anwendung des Szenarios mit der beabsichtigten Landnutzungsänderung bis zum Jahr 2010 auf das ausgewählte Modell 3b (Ausschnitt aus dem Untersuchungsgebiet)

#### 4.6.2. Einbezug der kategorial skalierten Variable Landnutzung in das Regressionsmodell für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni

Die folgenden Tabellen zeigen die Berechnungen für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni.

**Tab. 16:** Parametercodierung des univariaten logistischen Regressionmodells der kategorialen Variable „Landnutzung“ Mitte Juni 2002

Nutzungsart	Häufigkeit	Parametercodierung
Wiese	70	1.000
Brache	33	0.000

**Tab. 17:** Gütemaße des univariaten logistischen Regressionsmodells mit der kategorialen Variable „Landnutzung“

Schritt	-2 Log-Likelihood	Cox & Snell R-Quadrat	Nagelkerkes R-Quadrat
1	120.312(a)	0.183	0.245

**Tab. 18:** Variablen in der Gleichung des univariaten logistischen Regressionsmodells der kategorialen Variable „Landnutzung“ Mitte Juni 2002

Variable	Regressionskoeffizient $\beta$	Standardfehler $\beta$	Signifikanz
Nutzung(1)	2.056	0.485	0.000
Konstante	-1.139	0.406	0.005

Es ergeben sich die gleichen Rechenschritte wie zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai. Die bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeiten für Grasland liegen bei den unterschiedlichen Ausprägungen der kategorialen Variablen von  $P(\text{Vorkommen des Wachtelkönigs}) = 0.71429$  und  $P(\text{Nichtvorkommen des Wachtelkönigs}) = 0.28571$ .

Setzt man die Vorkommenswahrscheinlichkeiten der zwei Ausprägungen der abhängigen Variablen also auch für das Beispiel Mitte Juni zueinander in Beziehung, erhält man folgende Gleichung:

$$\ln\left(\frac{P(Y=1)=0.71429}{P(Y=0)=0.28571}\right) = 0.9163117$$

Notation:

P = Bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeit

Y = Ausprägung der abhängigen Variablen

Es ergibt sich folgender Faktor für das Chancenverhältnis (odds) für das Auftreten eines Wachtelkönigs zwischen den beiden Ausprägungen (Nutzung und Nichtnutzung von Grasland) der kategorialen Variablen:

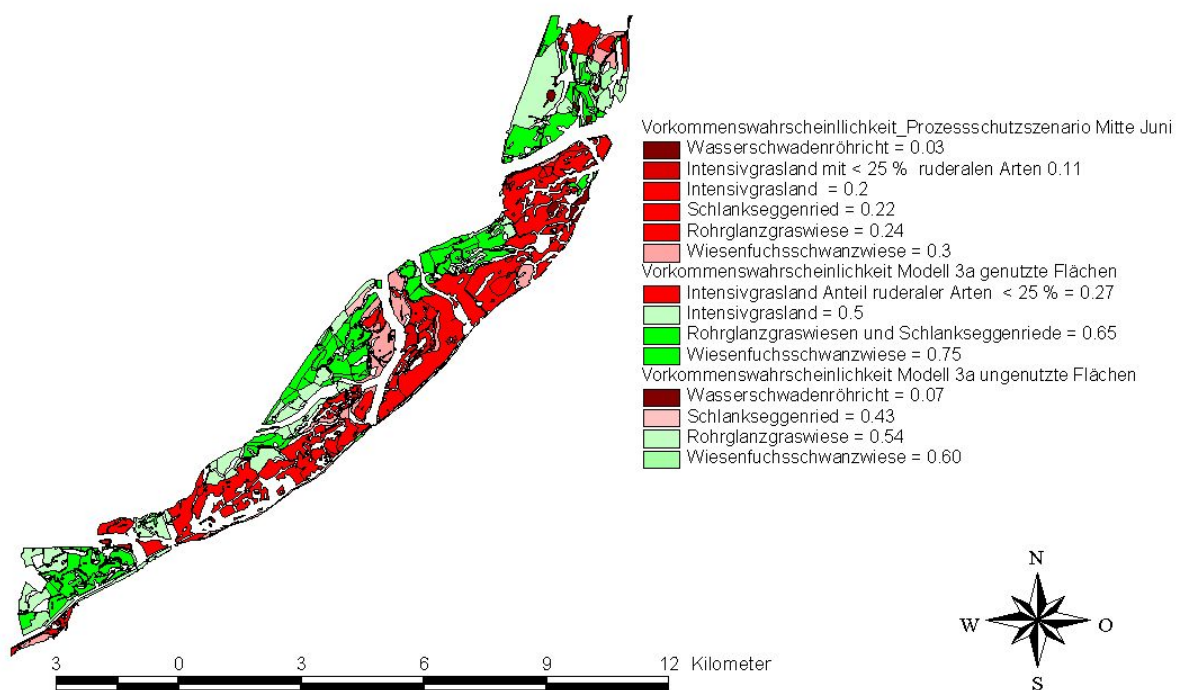
$$e^{0.9163117} = 2.500051$$

Notation:

$e$  = Eulersche Zahl

Auf genutzten Arealen im Nationalpark Unteres Odertal war die Wahrscheinlichkeit des Auftretens eines Wachtelkönigs im Vergleich zu nicht genutzten Arealen also um etwa 60 Prozent höher. Rechnet man 60 Prozent auf die bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeiten des ausgewählten Modells 3b an, ergibt sich eine entsprechend verringerte Vorkommensprognose in den Gebieten, in denen die Landnutzung aufgelassen wird.

Abb. 28 illustriert die geänderten Vorkommensprognosen des Wachtelkönigs bei den Landnutzungsänderungen bis zum Jahr 2010 für den Zeitpunkt Mitte Juni.

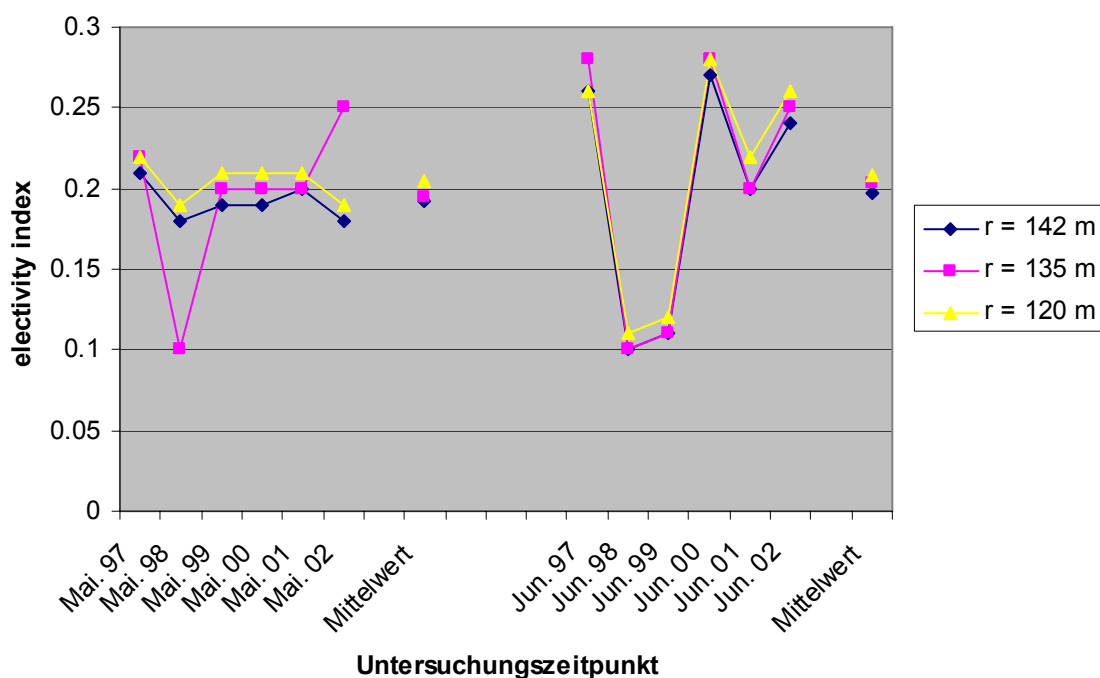


**Abb. 28** Geänderte Vorkommensprognosen des Wachtelkönigs bei den geplanten geänderten Landnutzungen bis zum Jahr 2010 für den Zeitpunkt Mitte Juni

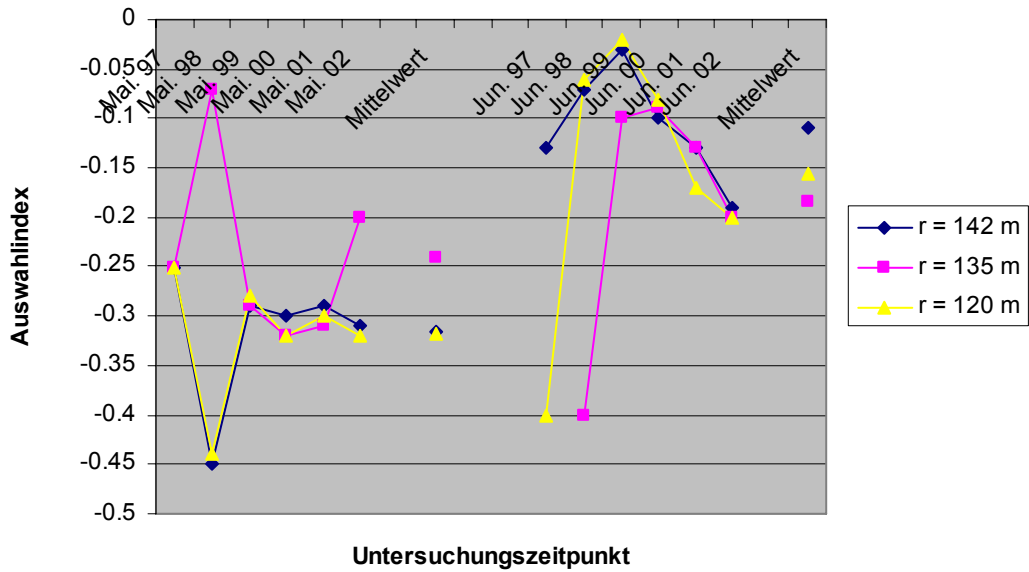
Bei der Anwendung von Habitatmodellen in Nutzungsszenarios wird keine Aussage getroffen, wann sich ein neues Gleichgewicht zwischen geänderten Umweltbedingungen und dem Auftreten von Arten eingestellt hat (Kleyer et al. 1999/2000). Es handelt sich lediglich um die Änderung von Vorkommenswahrscheinlichkeiten. Das tatsächliche Vorkommen von Arten wird von vielen weiteren Faktoren bestimmt (Schröder und Reineking 2004a).

## 4.7. Ergebnisse der GIS-Analyse

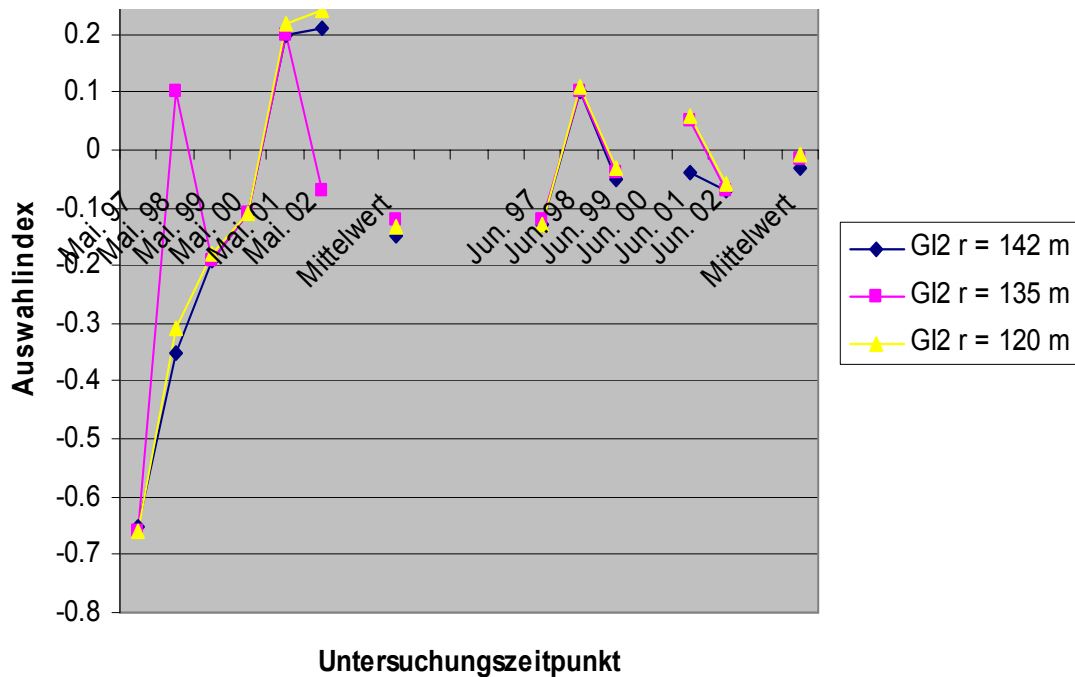
Zur Ermittlung von Habitatpräferenzen wurden die Rufplätze des Wachtelkönigs mit Distanzkorridoren unterschiedlicher Größe umgeben (gepuffert) und mit Karten der relevanten Flächendatenschicht der Vegetationseinheiten (Pflanzenassoziationen) verschnitten. Die prozentualen relativen Flächenanteile der gepufferten Kreise wurden in Bezug mit relativen Flächenanteilen des definierten Untersuchungsgebiets gesetzt. Als – letztlich subjektiv festgelegtes – Untersuchungsgebiet wurde als potentiell Verbreitungsgebiet für den Wachtelkönig erachtet und umfasst alle Graslandareale der Polderflächen in der Aue des Nationalparks. Die Methode zur Ermittlung der Auswahlindices ist im Methodenteil in Kap. 3.7 ausführlich dargestellt. Eine kritische Erörterung der Methode und der Ergebnisse folgen in der Diskussion in Kapitel 5.5. Die folgenden Abbildungen (Abb. 29–37) zeigen den zeitlichen Verlauf der Werte der Auswahlindices der wichtigsten Pflanzenassoziations- bzw. Vegetationseinheiten im Nationalpark für Distanzkorridore der Radien 120 m, 135m und 142m jeweils zu den Kartierungszeitpunkten für Wachtelkönige in Synchronzählungen Mitte Mai und Mitte Juni. Ausgewertet wurden die Daten jeweils für Zeitraum zwischen 1997 und 2002.



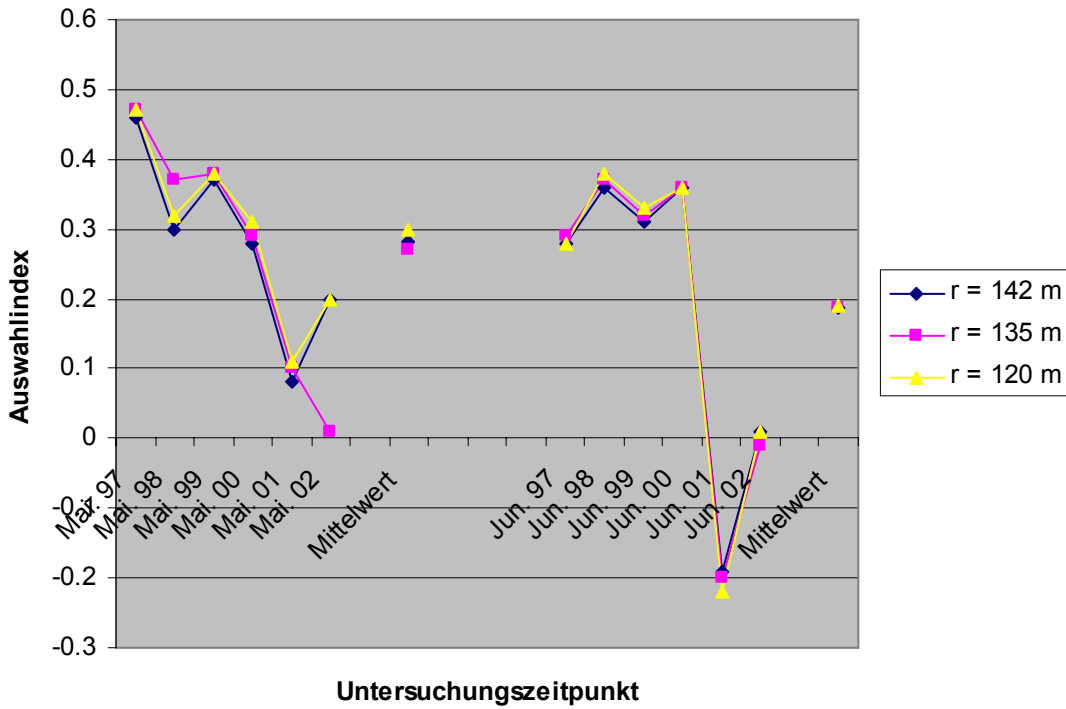
**Abb. 29** Vergleich der Auswahlindices unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziations-einheit Rohrglanzgraswiesen (*Phalaridetum arundinaceae*) (MG7)) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002



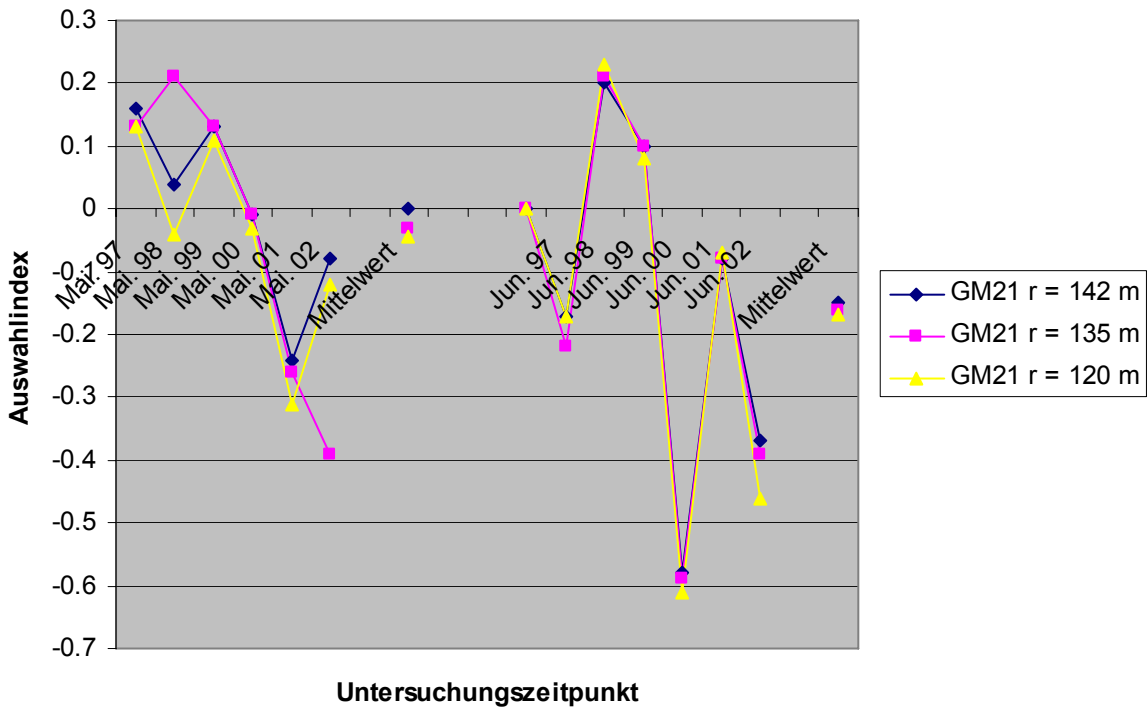
**Abb. 30** Vergleich der Auswahlindizes unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziations-einheit Wiesenfuchsschwanzwiese (*Alopecuretum pratensis* (GG 31)) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002



**Abb. 31** Vergleich der Auswahlindizes unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Vegetations-einheit Intensivgrasland (neben Gräsern auch einzelne Kräuter vorhanden) (GI 2) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002

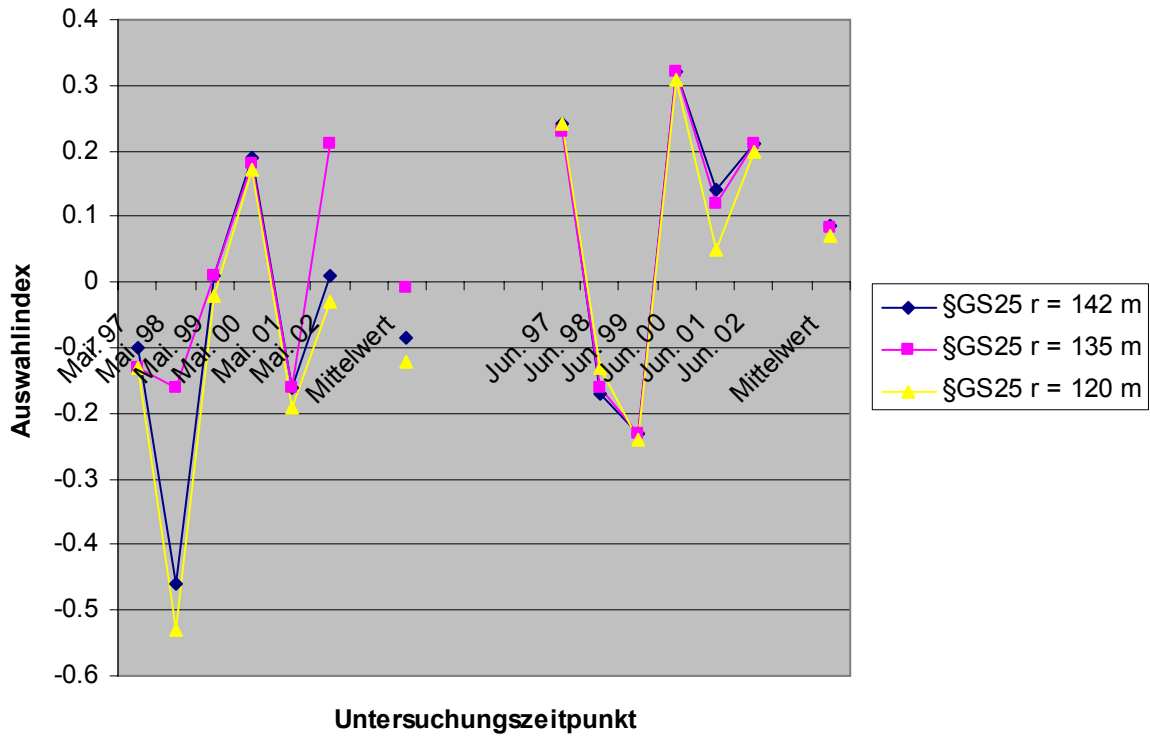


**Abb. 32** Vergleich der Auswahlindizes unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziationsseinheit Schlankseggenried (*Caricetum gracilis* (MG 2)) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002

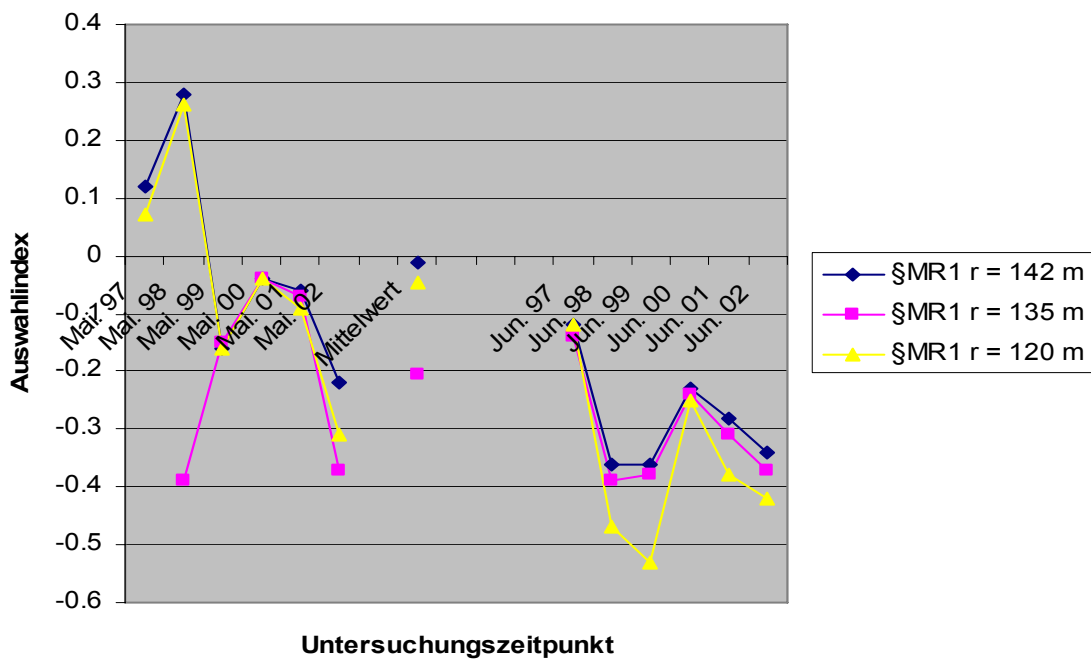


**Abb. 33** Vergleich der Auswahlindizes unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziationsseinheit Glatthaferwiese (*Arrhenatheretum elatioris* (GM 21)) für Mitte Mai und Mitte Juni von im Zeitraum 1997-2002

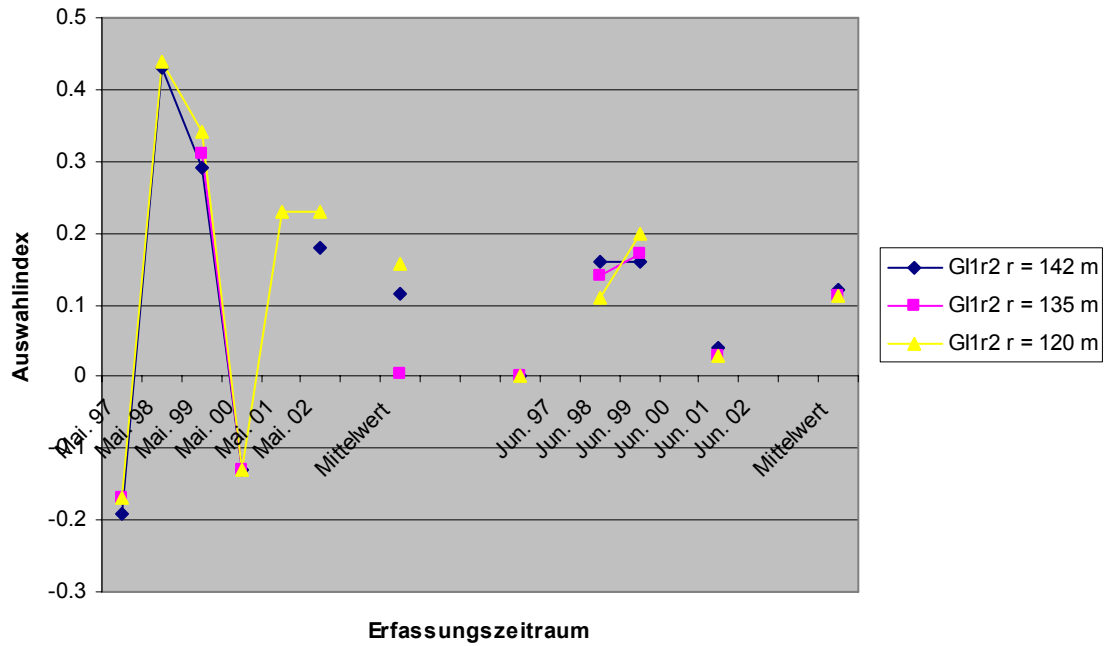




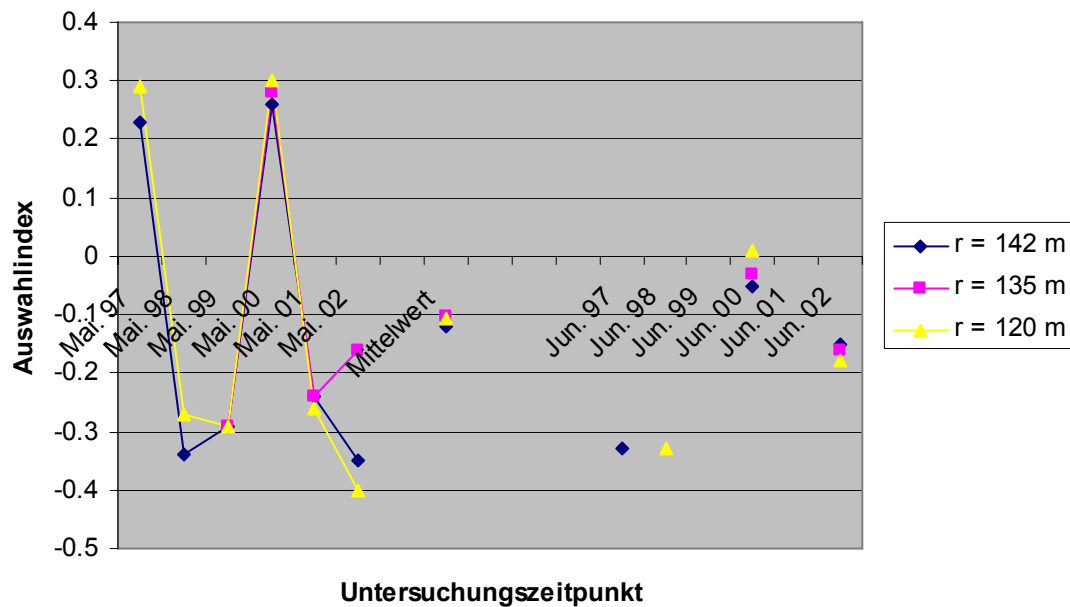
**Abb. 34** Vergleich der Auswahlindices unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziationsseinheit Zaunwinden – Hopfenseiden - Gesellschaft (*Cuscuta convolvulatum elatioris* (GS 25)) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002



**Abb. 35** Vergleich der Auswahlindices unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziationsseinheit Schilfröhricht (*Scirpo Phragmitetum* (MR 1)) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002

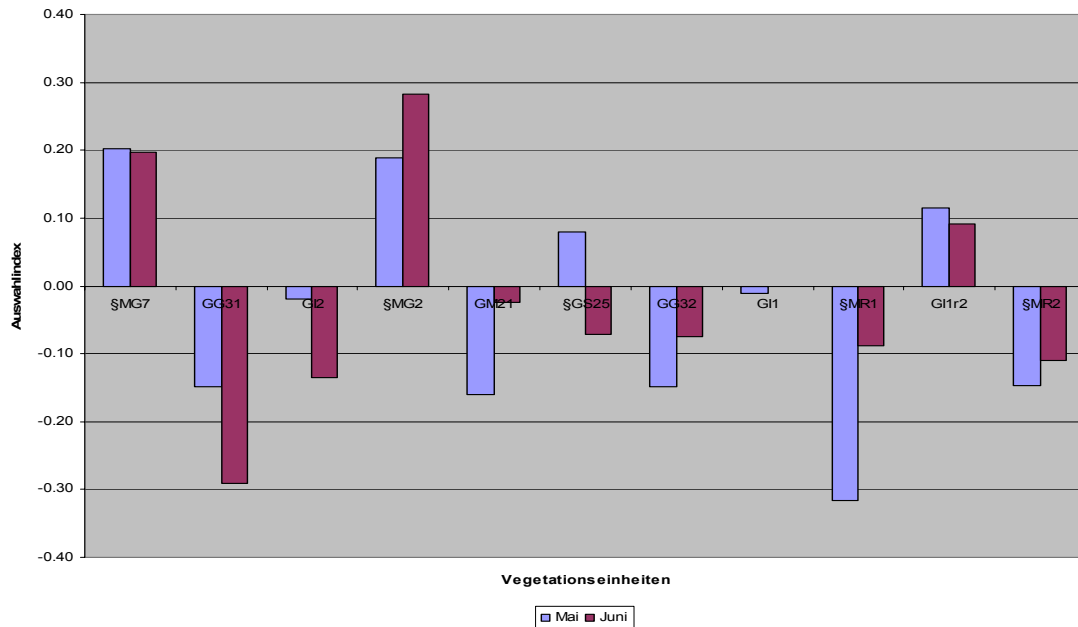


**Abb. 36** Vergleich der Auswahlindizes unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Vegetations-einheit Intensivgrasland mit einem Anteil an Ruderalarten mit einer Gesamtdeckung von 25-50 Prozent (GI1r2) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002



**Abb. 37** Vergleich der Auswahlindizes unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziati-onseinheit Wasserschwadenröhrich (*Glycerietum maximae*) (MR 2) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002

Die folgende Grafik bietet einen Vergleich der mittleren Auswahlindizes der drei Pufferradien (142m, 135 m und 120 m) für die weitverbreiteten Vegetationseinheiten im Nationalpark Unteres Odertal.



**Abb. 38** Vergleich der mittleren Auswahlindizes dreier unterschiedlicher Pufferradien (142 m, 135 m, 120 m) für die kartierten Vegetationseinheiten im Nationalpark Unteres Odertal für den Zeitraum 1997-2002.

Notationen:

§MG7: Rohrglanzgraswiese (*Phalaridetum arundinaceae*)

GG31: Wiesenfuchsschwanzwiese (*Alopecuretum pratensis*)

GI2: Intensivgrasland

§MG2: Schlankseggenried (*Caricetum gracilis*)

GM21: Glatthaferwiese (*Arrhenatheretum elatoris*)

§GS25: Zaunwinden – Hopfenseide – Gesellschaft (*Cuscuta – Convolvuletum – elatoris*)

GG32: Rasenschmielen – Gesellschaft (*Deschampsietum caespitosae*)

GI1: Intensivgrasland (fast ausschließlich aus Gräsern bestehend)

§MR1: Schilfröhricht (*Scirpo – Phragmitetum*)

GI1r2: Intensivgrasland (mit einem Anteil ruderaler Arten mit 25 – 50 Prozent Gesamtdeckung)

§MR2: Wasserschwadenröhricht (*Glycerietum maximae*)

### **Mittels GIS-Analyse abgeleitete Habitatpräferenzen Mitte Mai**

Die Auswertung der Flächeninhalte der unterschiedlichen Pufferradien zeigt Mitte Mai eine deutliche relative Bevorzugung der Vegetationseinheiten Rohrglanzgraswiesen (MG7) und Schlankseggenried (MG2). Eindeutig relativ gemieden werden hingegen Wiesenfuchschwanzwiesen (GG31). Ein differenzierteres Bild zeigt sich bei Glatthaferwiesen (GM21), Rasenschmielenwiesen der Assoziation *Deschampsietum caespitosae* (GG 32), bei Schilfröhrichten der Assoziationen *Scirpo-Phragmitetum* (MR1) und Wasserschwadenröhrichten der Assoziation *Glycerietum maximae* (MR 2) sowie beim Intensivgrasland mit Ruderalarten mit einem Gesamtdeckungsgrad von 25-50 Prozent (GI1r2). Hier ist keine zeitliche Konstanz bei der Auswahl jener Gesellschaften über alle beobachteten Zeitschritte hinweg festzustellen. Der Einfluss der unterschiedlichen Pufferradien auf die Auswahlindices von Vegetationseinheiten ist bis auf Ausnahmen zu vernachlässigen.

### **Mittels GIS-Analyse abgeleitete Habitatpräferenzen Mitte Juni**

Die Auswertung der Flächeninhalte der unterschiedlichen Pufferradien zeigt auch Mitte Juni eine deutliche relative Bevorzugung der Vegetationseinheiten Rohrglanzgraswiesen (MG7). Nach den Flächenanteilen in den Puffern wurden die Vegetationseinheiten Wiesenfuchschwanzwiese (GG31), Intensivgrasland (GI2), in dem auch Kräuter vorkommen, und Röhrichtmoore der Assoziation *Glycerietum maximae* (MR2) relativ gemieden. Ein differenziertes Bild zeigt sich auch hier bei Schlankseggenrieden (MG2), bei Intensivgrasland mit einem Anteil ruderaler Arten mit einem Gesamtdeckungsgrad von < 25 Prozent (GI1r 2), bei Glatthaferwiesen (GM21), wechselfeuchtem Auengrünland der Assoziation *Deschampsietum caespitosum* (GG32), Röhrichtmooren der Assoziationen *Scirpo-Phragmitetum* (MR1), *Glycerietum maximae* (MR2) und auch beim Intensivgrasland mit Ruderalarten mit einem Gesamtdeckungsgrad von 25 bis 50 Prozent (GI1r2). Hier ist ebenfalls keine zeitliche Konstanz bei der Auswahl jener Gesellschaften über alle beobachteten Zeitschritte festzustellen. Der Einfluss der unterschiedlichen Pufferradien auf die Auswahlindices von Vegetationseinheiten ist auch hier zu vernachlässigen.

#### 4.8. Vergleich der Ergebnisse multivariater Regressions- und Pufferanalysen

Die beiden Tab. 19: und Tab. 20: zeigen die Gegenüberstellung der Ergebnisse der Habitateignung von Vegetationseinheiten, die mittels Regressionsanalysen und GIS-Analyse für die Aufnahmezeitpunkte Mitte Mai (Tab. 19:) und Mitte Juni (Tab. 20:) berechnet wurden.

**Tab. 19:** Vergleich der Habitateignung von Vegetationseinheiten der mittels Regressionsanalysen und GIS-Analyse erzielten Ergebnisse zum Kartierungszeitpunkt Mitte Mai

Vegetationseinheit	VKW Modell 3b	mittlerer Auswahlindex
MG7	0.63	0.2
MG2	0.7	0.19
MG7n2	0.63	0.54
GI1r2	0.5	0.12
GI2n2	0.5	0.3
GG31	0.28	-0.15
GM21	0.97	-0.16
GG32	-	-0.15
MR1	-	-0.32
MR2	-	-0.15

Notationen:

VKW Modell 3b = mittlere bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeit der Vegetationseinheiten bei Anwendung des für den Zeitpunkt Mitte Mai ausgewählten Modells 3b

Mittlerer Auswahlindex = mittlerer Auswahlindex der drei Puffergrößen 120 m, 135 m, 142 m des Untersuchungszeitraums (1997-2002) Mitte Mai

Im direkten Vergleich der Ergebnisse der Regressions- und GIS-Analyse ergeben sich große Übereinstimmungen hinsichtlich der Indizien der Habitatwahl von Wachtelkönigen. So zeigen die Vegetationseinheiten Rohrglanzgraswiesen (MG7), Schlankseggenriede (MG2), mäßig intensiv genutzte Rohrglanzgraswiesen (MG7n2), Intensivgrasland mit Ruderalarten, die einen Gesamtdeckungsgrad von 25 bis 50 Prozent aufweisen (GI1r2), und mäßig intensiv genutztes Intensivgrasland (GI2n2) die gleiche positive Habitateignung im Vergleich zwischen den bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeiten, die den jeweiligen Vegetationseinheiten mittels des ausgewählten multivariaten Modells 3b zugewiesen wurden und den mittels GIS-Analyse ermittelten Auswahlindices. Der Vegetationseinheit Wiesenfuchsschwanzwiese (GG31) wird mittels Regressionsmodell 3b im Mittel die Vorkommenswahrscheinlichkeit 0.28 zugewiesen und bei einem Schwellenwert von  $P_{krit} = 0.5$  als Nichthabitat prognostiziert. Sie erreicht in der GIS-Analyse einen ebenso negativen Auswahlindex von  $-0.16$ . Auch hier besteht also eine Übereinstimmung zwischen den beiden Verfahren.

Nur bei der Vegetationseinheit Glatthaferwiesen (*Arrhenateretum elatoris*) (GM21) ergeben sich große Differenzen zwischen der bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeit, welches das ausgewählte Modell 3b der Gesellschaft zuweist (0.97), und dem Auswahlindex der GIS-Analysen von -0.15. Die hohe Diskrepanz zwischen den beiden Werten liegt wohl zum einen darin begründet, dass die Stichprobe von GM21 zur Berechnung der Vorkommenswahrscheinlichkeit im Regressionsmodell recht klein war und die Ergebnisse entsprechend unsicher.

Zum anderen erreichen Glatthaferwiesen durch die weit über den Kräutern stehenden Blütenstände des Glatthafers (*Arrhenaterum elatius*) große Wuchshöhen in der Oberschicht und eine hohe Wuchshöhe der Vegetation (vhoehe), so dass der Gesellschaft durch das Modell 3b eine sehr hohe mittlere Vorkommenswahrscheinlichkeit verliehen wird.

Durch die genannten Parameter wird die reale Habitateignung von Glatthaferwiesen als Wachtelkönighabitat sicher weit überschätzt. Glatthaferwiesen weisen zwar nach Modell 3b eine günstige Vegetationsstruktur für Wachtelekönigreviere Mitte Mai auf, sie wachsen aber im Unteren Odertal auf relativ trockenen Standorten, oft an den Hängen von Deichen und kommen deshalb als Wachtelkönighabitat nicht in Frage. In den Nasspoldern weisen eine deutlich geringere Habitateignung auf, als ihnen das Modell 3b zuweist.

**Tab. 20:** Vergleich der Habitateignung von Vegetationseinheiten der mittels Regressionsanalysen und GIS-Analyse erzielten Ergebnisse für Mitte Juni

Vegetationseinheit	VKW Modell 3a genutzt	VKW Modell 3a ungenutzt	mittlerer Auswahlindex
MG7	0.65	0.54	0.2
MG2	0.65	0.54	0.28
MG7n1	0.65	0.54	0.45
MG7n2	0.65	0.54	0.3
GI2	0.50	-	-0.13
GI2r1	0.27	-	0.45
GI2n2	0.27	-	0.19
GG31	0.75	0.60	-0.29
MR2	-	0.07	-0.11

Notationen:

VKW Modell 3a = mittlere bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeit der Vegetationseinheiten bei Anwendung des Mitte Juni präferierten Modells 3a

Mittlerer Auswahlindex = mittlerer Auswahlindex der drei Puffergrößen 120 m, 135 m, 142 m des Untersuchungszeitraums (1997-2002) zum Kartierungszeitpunkt Mitte Juni

Auch zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni ergeben sich gute Übereinstimmungen im Vergleich der Ergebnisse der beiden Verfahren, auch wenn größere Abweichungen zu verzeichnen sind als zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai. Die Vegetationseinheiten Rohrglanzgraswie-

sen (MG7), Schlankseggenriede (MG2), intensiv genutzte Rohrglanzgraswiesen (MG7n1) und mäßig intensiv genutzte Rohrglanzgraswiesen (MG7n2) werden mittels des ausgewählten Regressionsmodells 3a im Mittel der Aufnahmen als geeignete Habitate prognostiziert und erreichen deutlich positive Auswahlindices. Sie werden also auch mittels GIS-Analyse, als deutlich präferierte Vegetationseinheiten ausgewiesen. Eine weitere Übereinstimmung ergibt sich bei der Gesellschaft Wasserschwadnröhricht (*Glycerietum maximae*) (MR2), die mittels logistischer Regression bei einem Schwellenwert  $P_{krit} < 0.5$  als Nichthabitat prognostiziert wird und einen negativen Auswahlindex bei der Verschneidung von gepufferten Rufplätzen und Pflanzengesellschaften erreicht. Abweichungen in den Ergebnisse im Vergleich der beiden Verfahren ergeben sich hingegen bei den Vegetationseinheiten Intensivgrasland (GI2), Intensivgrasland mit ruderalen Arten < 25 Prozent Gesamtdeckung (GI2r1), mäßig intensiv genutztes Intensivgrasland (GI2n2) und Wiesenfuchsschwanzwiesen (GG31). Intensivgrasland (GI2) und Wiesenfuchsschwanzwiesen (GG31) erreichen im ausgewählten multiplen Regressionsmodell 3a, im Mittel Vorkommenswahrscheinlichkeiten  $> 0.5$  und werden damit als potentielle, wenn auch mäßig geeignete Flächen prognostiziert. Sie erzielen aber bei der GIS-Analyse negative Auswahlindices. Die Abweichungen kommen zustande, weil Intensivgrasland (GI2) und Wiesenfuchsschwanzwiesen (GG31) im Juni Deckungsgrade von 100 Prozent erreichen. Bei nicht allzu großen Wuchshöhen zeigen sich zwei Sachverhalte, die hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten im Modell 3b begünstigen, so dass sie den Schwellenwert  $P_{krit} = 0.5$  zur positiven Vorkommensprognose überschreiten.

Bei Wiesenfuchsschwanzwiesen (GG31) ergibt sich eine Differenzierung zwischen den Pflanzengesellschaften, die sich im Nass- und Trockenpolder ausgebildet haben. Während die trockenere Variante der Wiesenfuchsschwanzwiesen in den Trockenpoldern im Mittel nur bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeiten von 0.36 erreicht, erzielen die Wiesenfuchsschwanzwiesen in den Nasspoldern bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeiten von 0.58 und werden folglich als Habitate klassifiziert. Die Wiesenfuchsschwanzwiesen in den Nasspoldern erscheinen also in der multiplen Regressionsanalyse  $P_{krit} = 0.5$  als geeignete Wachtelkönighabitate. Diese feinere Differenzierung zwischen Wiesenfuchsschwanzwiesen in Trocken- und Nasspoldern wird durch die Bildung von Mittelwerten zur Vorkommensprognose für das gesamte Untersuchungsgebiet leider nicht explizit berücksichtigt, weil beide Varianten in der Vegetationskartierung mit der gleichen Einheit als GG31 klassifiziert wurden.

Intensivgrasland mit ruderalen Arten < 25 Prozent Gesamtdeckung (GI2r1) und mäßig intensiv genutztes Intensivgrasland (GI2n2) werden jeweils im Regressionsverfahren als Nichthabitat klassifiziert. Sie erreichen in der GIS-Analyse positive Auswahlindices. Wiesen der Kar-

Vegetationseinheit Intensivgrasland mit ruderalen Arten < 25 Prozent Gesamtdeckung (GI2r1) erreichen Mitte Juni Wuchshöhen der Vegetation (vhoehe) von 100 cm und liegen damit weit über dem Optimalbereich der relativen Vorkommenshäufigkeiten und des multivariaten Regressionsmodells. Gleichzeitig erreicht diese Vegetationseinheit kaum Gesamtdeckungsgrade (gdeckung) von 100 Prozent, bei gleichzeitig nur niedrigen Wuchshöhen der Unterschicht, so dass ihm das Modell 3b (mit den Variablen vhoehe, gdeckung, hunter) im Mittel nur eine niedrige bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeit verleiht. Auf die Vegetationseinheit „mäßig intensiv genutztes Intensivgrasland“ (GI2n2) treffen die beiden Merkmale „Wuchshöhe weit über dem Optimalbereich Mitte Juni“ und „niedrige Wuchshöhe der Unterschicht“ zu. Wenn mäßig intensiv genutztes Intensivgrasland (GI2n2) nicht zu hohe Wuchsdichten in den unteren Vegetationsschichten erreicht, ist diese Vegetationseinheit als Bruthabitat ebenso geeignet wie Intensivgrasland mit ruderalen Arten < 25 Prozent Gesamtdeckung (GI2r1).



## **5. Diskussion**

In den folgenden Kapiteln werden zunächst die Ergebnisse der univariaten und multivariaten Regressionsanalysen diskutiert. Anschließend erfolgt eine Charakterisierung des Optimalhabitats des Wachtelkönigs im Nationalpark Unteres Odertal. Die Ergebnisse der beiden Schritte werden dann zu den bisherigen Erkenntnissen zur Habitatwahl des Wachtelkönigs in Bezug gesetzt. Es folgt eine Diskussion der Anwendung der multivariaten Regressionsmodelle in Nutzungsszenarien beabsichtigter Landnutzungsänderungen bis zum Jahr 2010. Anschließend werden die Methoden und Ergebnisse der GIS-Analyse diskutiert und die Ergebnisse der Regressions- und GIS-Analyse miteinander verglichen.

### **5.1. Regressionsanalysen**

#### **5.1.1. Variablenselektion und grundsätzliche ökologische Bedeutung der Variablen hinsichtlich der Habitatwahl von Wachtelkönigen**

In diesem Kapitel werden die Methode der Variablenauswahl und die ökologische Bedeutung dieser Variablen für die Habitatwahl des Wachtelkönigs diskutiert.

Die Auswahl der Vegetationsstrukturvariablen, die als potentielle Prädiktorvariablen im Gelände erfasst wurden, erfolgte auf Grundlage des bestehenden Wissens über die Habitatwahl des Wachtelkönigs. Reineking und Schröder (2004a) sehen dieses Verfahren als eine effektive Methode der Variablenselektion und als „radikale“ Alternative zu statistischen Auswahlverfahren, die angewendet werden können, wenn zahlreiche Variablen z. B. aus GIS- und Fernerkundungsdaten zur Bildung räumlicher Vorhersagemodelle zur Verfügung stehen. Dieser Sachverhalt ist bei der vorliegenden Untersuchung nicht gegeben. Deshalb bot sich ein stark hypothesengeleitetes Auswahlverfahren an. Ein entscheidendes Argument für eine hypothesengeleitete Variablenauswahl besteht darin, Scheinkorrelationen zwischen dem Auftreten von Arten und Umweltparametern zu vermeiden. Scheinkorrelationen sind besonders dann zu vermeiden, wenn ein Habitatmodell vorrangig dazu dienen soll, die Habitatansprüche von Arten zu erklären und zu quantifizieren (Schröder und Reineking 2004a).

Bei der prädikativen Modellbildung zur Vorhersage des Artvorkommens bei geänderten Umweltbedingungen sind Scheinkorrelationen zwischen Umweltparametern und dem Auftreten von Tierarten tolerabel, da ja letztlich Variablenkombinationen gesucht werden, die das Auftreten einer Art möglichst gut vorhersagen. Dabei ist es zunächst nicht wichtig, ob auch ein kausaler Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Arten und einzelnen Umweltparametern besteht. In diesem Fall besteht ein korrelativer statistisch gesicherter Zusammenhang zwischen Variablen und dem Auftreten einer Art, der geeignet ist, möglichst gute Vorhersagen zu treffen, was den Ansprüchen der prädiktiven Habitatmodelle zunächst genügt (Schaefer 2002, mündlich).

Aus Sicht von Reineking und Schröder (2004a) ist die Frage offen, wie umfassend das Wissen zu den Habitatansprüchen einer Art sein muss, damit eine stark hypothesengeleitete „a priori“-Auswahl der Variablen eine datengeleitete statistische Auswahl in ihrer Qualität übertrifft. Eine datengeleitete statistische Auswahl kam in der vorliegenden Untersuchung nicht in Frage, weil keine geeigneten Variablen aus hochauflösenden Fernerkundungsdaten in einem entsprechenden Maßstab zur Verfügung standen.

Zahlreiche Variablen, die in der vorliegenden Untersuchung aus GIS- und Fernerkundungsdaten hätten flächenhaft gewonnen werden können, betreffen die Quantifizierung der Landschaftsstruktur und der Fragmentierung potentieller Habitate im Untersuchungsgebiet (Blaschke 1999). Landschaftsstrukturmaße zur Quantifizierung der Fragmentierung und Konnektivität potentieller Habitate wurden in Habitatmodellen von Kuhn (1998) für Spinnen, von Blaschke (1999) für Amphibien, von Kuhn und Kleyer (1999/2000) für Heuschrecken und von Schröder (2000) ebenfalls für Heuschrecken erhoben. Da es sich beim Unteren Odertal für den Wachtelkönig um eng zusammenhängende Bruthabitate in Form der klar umgrenzten Polderflächen innerhalb des Nationalparks handelt, und die Entfernungen zwischen potentiell geeigneten Habitaten von einer großen flugfähigen Art problemlos überwunden werden können, stellen sich kaum Fragen der Fragmentierung und Konnektivität von Habitaten für den Wachtelkönig zum Zeitpunkt der Untersuchung kaum. Bei kleineren Arten würde bei der Ausweisung von Schutzgebieten Aspekte der Fragmentierung und der Verbundenheit potentieller Habitate eine sehr viel wichtigere, z. T. entscheidende Rolle für den genetischen Austausch zwischen den Individuen spielen.

So hätte bei der vorliegenden Untersuchung die Erhebung von quantitativen Strukturmaßen, wie sie mit Software wie z. B. FRAGSTATS (Mcgarigal und Marks 1994) technisch ohne weiteres möglich gewesen wäre, und der spätere Einbezug dieser Maße bei der Modellierung keinen Sinn ergeben. Denn bei der vorhandenen Vegetationskartierung handelt es sich um eine diskrete Abgrenzung von Flächeneinheiten eines in der Realität meist stetigen Übergangs zwischen den Vegetationseinheiten. Quantitative Strukturmaße, auf die Verbreitung der Vegetationseinheiten angewendet, wären deshalb der Landschaftswahrnehmung durch die Art (Morrison et al. 1998), wie sie die Habitatmodellierung anstrebt, nicht gerecht geworden.

Ebenso wurden Variablen höherer Schichten der Vegetationsstruktur, wie sie z. B. Sträucher oder Bäume darstellen, nicht in die Regressionsanalysen einbezogen, weil sich in der Literatur zur Autökologie des Wachtelkönigs keine Hinweise zur Bedeutung jener Variablen fanden. „Es ist ohne Frage sinnvoll, die betrachteten Variablen entsprechend dem vorhandenen Vorwissen auf diejenigen zu beschränken, für die ein Zusammenhang mit dem Vorkommen der Art plausibel ist. Das Problem der starken ‚a priori-Auswahl‘ der Variablen liegt darin, dass die Zahl ‚vernünftiger Variablen‘ oftmals immer noch sehr groß ist, und die weitere Reduzierung der Variablen für Geländeerhebungen schwierig zu begründen ist“ (Reineking und Schröder 2004a, S. 44). Green et al. (1997) fassen die bisherigen Ergebnisse zur Habitatwahl des Wachtelkönigs hinsichtlich der Vegetationsstruktur wie folgt zusammen: “Two important features of selected habitats are that they are tall enough to provide cover (< 20 cm) and that they are not so dense that they are difficult for the birds to walk through (Tyler 1996, Schäffer 1997). In most habitats selected by corncrakes much of the annual production of plant material is removed each year by mowing, grazing or winter floods, so that stands of dead grasses from the previous year’s growth tend to be avoided by corncrakes. It is believed, that though sufficiently tall, the dense mat and tussock structure renders them unsuitable. Other vegetation with closely spaced and robust stems or leaves, such as tussock-forming species of *Juncus* may also be unsuitable for this reason. Closely spaced grasses in fertilised meadows may also be too dense, and are certainly so if they are pushed to the ground by wind and rain. On nutrient-rich soils the vegetation on abandoned meadows and other farmland tends to become too dense for Corncrakes within a few years.” (1997, S. 122)

Die ökologische Bedeutung der ausgewählten Variablen „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhöhe), „Wuchshöhe der Oberschicht“ (hobersch), „Deckungsgrad des Graslandbestandes“ (gdeckung), „Wuchshöhe der Mittelschicht“ (hmittel), „Deckungsgrad der Mittelschicht“ (dmittel), „Höhe abgestorbener pflanzlicher Biomasse“ (haphyto), „Deckungsgrad abgestorbener

pflanzlicher Biomasse“ (daphyto), „Wuchshöhe der Unterschicht“ (hunter) und „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter) scheint durch die zusammenfassende Betrachtung und Auswertung der Arbeiten von Stowe und Hudson (1991), Stowe et al. (1993), Green und Stowe (1993), Schäffer und Münch (1993), Green (1996), Tyler (1996), Tyler und Green (1996) und Schäffer (1997) gesichert.

Über die genannten Variablen hinaus wurden weitere Variablen in die logistische Regressionsanalyse einbezogen, um deren Einfluss auf die Verbreitung von männlichen Rufern des Wachtelkönigs zu testen. In der vorliegenden Untersuchung waren dies die Variablen „Wuchshöhe der Oberschicht“ (hobersch), „Deckungsgrad der Oberschicht“ (dobersch) und „Kräuteranteil am Gesamtdeckungsgrad der Graslandbestände“ (gkrautanteil). Es sollte getestet werden, ob die Variablen „Wuchshöhe und der Deckungsgrad der Oberschicht“ die Habitatwahl beeinflussen.. Insgesamt wurde die Auswahl der Variablen bewusst an Parameter angelehnt, die bei der pflanzensoziologischen Erfassung nach Braun – Blanquet (1964) von Graslandbeständen erhoben werden, oder die aus den pflanzensoziologischen Aufnahmen indirekt abgeleitet werden könnten, um eine spätere Verknüpfung zwischen diesen Aufnahmen und den in der vorliegenden Arbeit entwickelten statistischen Habitatmodellen in der Naturschutzpraxis zu ermöglichen. Dieser Aspekt ist hinsichtlich einer späteren Anwendung der statistischen Habitatmodelle zur Vorhersage von Wachtelkönigvorkommen in der Naturschutzpraxis zu berücksichtigen.

## 5.1.2. Ökologische Interpretation des Einflusses einzelner Variablen

### Mitte Mai

Forschungsfragen der vorliegenden Untersuchung waren u.a.: Welche der ausgewählten Variablen der Vegetationsstruktur beeinflussen die Habitatwahl des Wachtelkönigs am stärksten, und welche Parameter können als Schlüsselparameter für die Habitatwahl des Wachtelkönigs zu den jeweiligen Zeitpunkten angesehen werden? Die Interpretation der Regressionskoeffizienten einzelner standardisierter unabhängiger Variablen im jeweiligen univariaten logistischen Regressionsmodell erlaubt eine ökologische Interpretation der Stärke des Einflusses einzelner signifikant trennender unabhängiger Variablen.

Zum Aufnahmezeitpunkt der Vegetationsstrukturvariablen Mitte Mai trennen sechs Variablen signifikant ( $p < 0.05$ ) zwischen der abhängigen Variablen Vorkommen (1) und Nichtvorkommen (0) rufender Wachtelkönigsmännchen. Es sind dies die Variablen „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe), „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung), „Wuchshöhe der Oberschicht“ (hobersch), „Wuchshöhe der Mittelschicht“ (hmittel), „Wuchshöhe der Unterschicht“ (hunter) und „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter).

Betrachtet man die Rangfolge der Regressionskoeffizienten ( $\beta$ ) der standardisierten unabhängigen Variablen, lässt sich die Stärke des Einflusses der einzelnen Variablen im jeweiligen univariaten logistischen Regressionsmodell erkennen:

1. Wuchshöhe der Oberschicht (hobersch)	$\beta = 2.568$
2. Wuchshöhe der Vegetation (vhoehe)	$\beta = 1.806$
3. Gesamtdeckungsgrad der Graslandbestände (gdeckung)	$\beta = 1.477$
4. Wuchshöhe der Unterschicht (hunter)	$\beta = 1.314$
5. Wuchshöhe der Mittelschicht (hmittel)	$\beta = 1.284$
6. Deckungsgrad der Unterschicht (dunter)	$\beta = -0.457$

Augenfällig ist, dass die Variablen, die Wuchshöhen des Pflanzenbestandes oder einzelner Schichten des Pflanzenbestandes repräsentieren, stark positive Regressionskoeffizienten aufweisen. Je höher die Wuchshöhe des Pflanzenbestandes und je höher die Wuchshöhe einzelner Schichten der Graslandbestände, desto höher ist die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai. Dabei ist zu beachten, dass die einzelnen Variablen der Wuchshöhen nur schwach bis mäßig untereinander korreliert sind, also relativ

unabhängig voneinander zur Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs beitragen. So beträgt der bivariate Korrelationskoeffizient nach Spearman zwischen den Variablen „vhoehc“ und „hobersch“ 0.118, zwischen „vhoehc“ und „hunter“ -0.115, zwischen „vhoehc“ und „hmittel“ -0.501, zwischen „hobersch“ und „hmittel“ -0.496, zwischen „hobersch“ und „hunter“ 0.085 und zwischen „hmittel“ und „hunter“ -0.362, so dass einer Aufnahme all jener Variablen in multivariate Regressionsmodelle unter dem Gesichtspunkt der Vermeidung von Kollinearität nichts im Wege steht.

Die hohen positiven Werte der Regressionskoeffizienten der standardisierten Variablen „Wuchshöhe der Vegetation“ und der Wuchshöhe einzelner Schichten der Grünlandvegetation (hobersch, hmittel, hunter) bestätigen die Erkenntnis, dass die Wuchshöhe von Graslandbeständen einen Schlüsselfaktor für die Besiedlung von Wiesen durch den Wachtelkönig darstellt (Cadbury 1980; Schäffer und Münch 1993; Tyler 1996; Green et al. 1997; Schäffer 1997).

In der vorliegenden Untersuchung haben die Variablen der Wuchshöhen höherer Vegetationsschichten des Graslandes, nämlich „Wuchshöhe der Oberschicht“ (hobersch) und „Wuchshöhe des Pflanzenbestandes“ (vhoehc) einen stärkeren Einfluss auf die abhängige Variable als die Variablen der Wuchshöhen niedrigerer Schichten der Graslandvegetation, nämlich „Wuchshöhe der Mittelschicht“ (hmittel) und „Wuchshöhe der Unterschicht“ (hunter). Dieser Sachverhalt legt den Schluss nahe, dass der Deckungsgrad höherer Wuchsschichten der Graslandvegetation für die Habitatwahl des Wachtelkönigs eine wichtigere Rolle spielt als die Wuchshöhen niedrigerer Wuchsschichten des Graslandes. Dem Einfluss der vier genannten Variablen als positiver Habitatfaktor für männliche Rufer im Nationalpark Unteres Odertal ist zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai nach oben keine Grenze gesetzt. Mit zunehmender Höhe der Vegetation (vhoehc), der Oberschicht (hobersch), der Mittelschicht (hmittel) und der Unterschicht (hunter) erhöht sich die relative Vorkommenshäufigkeit männlicher Rufer sigmoidal in der Modellkurve ansteigend (Abb. 13, Abb. 14, Abb. 15, Abb. 16) bis zu den höchsten im Odertal absolut gemessenen Werten der vhoehc von 100 cm, hobersch von 130 cm, hmittel von 90 cm und hunter von 30 cm. Neben den genannten Variablen der Wuchshöhen der Wiesenbestände beeinflusst die Variable „Gesamtdeckungsgrad der Pflanzenbestände“ (gdeckung) die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs am stärksten. Wiesen, die im Mai bereits einen Gesamtdeckungsgrad von 95 oder 100 Prozent aufweisen, verzeichnen deutlich höhere relative Vorkommenshäufigkeiten von Wachtelkönigen als Wiesen, die 80 oder 90 Prozent Gesamtdeckungsgrad aufweisen. Unterschreitet der Gesamtdeckungsgrad der Wiesenbestände Werte von 80 Prozent, wie dies in trockenen Grasbrachen auf Sand mit ei-

nem höheren Anteil ruderaler Arten (AC 1) und in den trockeneren Beständen der Wiesenfuchsschwanzwiesen (*Alupecuretum pratensis*) (GG31) der Fall ist, dann ist die relative Vorkommenshäufigkeit für männliche Rufer nur sehr gering und ein Vorkommen von Wachtelkönigen quasi ausgeschlossen (vgl. Anhang A3).

Die Variable „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter) erreicht einen negativen Regressionskoeffizienten. Da die Variable aber nur geringe absolute Werte zwischen null und 20 Prozent erreicht (A1, Anhang), ist schwer vorstellbar, dass die Ausprägung dieser Variablen Einfluss auf die Durchdringbarkeit von Wiesen für Wachtelkönige zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai besitzt.

### 5.1.3. Ökologische Interpretation des Einflusses einzelner Variablen Mitte Juni

Zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni trennen sieben Variablen ( $p < 0.05$ ) zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen des Wachtelkönigs. Es sind dies auch hier die Variablen „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe), „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung), „Deckungsgrad der Oberschicht“ (dobersch), „Wuchshöhe der Unterschicht“ (hunter), „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter), „Höhe abgestorbener pflanzlicher Biomasse“ (haphyto) und „Deckungsgrad der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse“ (daphyto).

Betrachtet man auch hier die Rangfolge ihrer Einflussstärke auf die abhängige Variable anhand der standardisierten Regressionskoeffizienten ( $\beta$ ), ergibt sich folgende Abfolge:

1. Deckungsgrad der Oberschicht (dobersch)	$\beta = - 1.110$
2. Gesamtdeckungsgrad des Graslandbestandes (gdeckung)	$\beta = 0.876$
3. Höhe abgestorbener pflanzlicher Biomasse (haphyto)	$\beta = - 0.671$
4. Wuchshöhe der Vegetation (vhoehe)	$\beta = - 0.497$
5. Wuchshöhe der Unterschicht (hunter)	$\beta = 0.469$
6. Deckungsgrad der Unterschicht (dunter)	$\beta = 0.457$
7. Deckungsgrad abgestorbener pflanzlicher Biomasse (daphyto)	$\beta = - 0.027$

Die Variable „Deckungsgrad der Oberschicht“ (dobersch) weist den höchsten absoluten Betrag eines Regressionskoeffizienten mit einem  $\beta$  von  $-1,110$  und das zweitgrößte  $R^2$  nach Nagelkerke (1991) aller univariaten logistischen Regressionsmodelle mit einem Wert von 0.222

auf. Diese Variable besitzt demnach den statistisch größten Einfluss auf die abhängige Variable. Da 70 von 103, also mehr als zwei Drittel aller Beobachtungen im Datensatz Mitte Juni, einen Deckungsgrad der Oberschicht von nur fünf Prozent aufweisen, der jeder Vegetationseinheit zugewiesen wurde, in denen die Blütenstände der Obergräser über die Vegetationsschichten hinausragen, ist eine ökologische Interpretation dieser Variablen hinsichtlich einer Habitatpräferenz des Wachtelkönigs kaum sinnvoll. Denn der durch den Regressionskoeffizienten nahe gelegte Schluss, dass mit abnehmendem Deckungsgrad der Oberschicht die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs steigt, ist aufgrund der schiefen Verteilung der Variablen ökologisch schwierig zu interpretieren. Deshalb wurde auf die Einbeziehung der Variablen „Deckungsgrad der Oberschicht“ zur Bildung aller möglichen Variablenunterkombinationen und folgerichtig auch auf die Einbeziehung der Variablen bei der Charakterisierung des Optimalhabitates der Art verzichtet.

Das Problem schiefer Häufigkeitsverteilungen tritt auch bei den Variablen „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung), „Höhe abgestorbener pflanzlicher Biomasse“ (haphyto) und „Deckungsgrad abgestorbener Biomasse“ (daphyto) auf (vgl. Anhang A1). Im Gegensatz zur Variablen „Deckungsgrad der Oberschicht“ (doersch) gibt es aber bei diesen Variablen Hinweise für die ökologische Bedeutung hinsichtlich der Habitatwahl des Wachtelkönigs (Tyler 1996; Green et al. 1997; Schäffer 1999), weshalb diese Variablen bei der Bildung multivariater logistischer Regressionsmodelle einbezogen wurden.

Der positive Regressionskoeffizient der standardisierten Variablen „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung) belegt, dass sich mit zunehmendem Gesamtdeckungsgrad die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs Mitte Juni erhöht. Betrachtet die Häufigkeitsverteilungen der Variablen genauer (vgl. Anhang A3), erkennt man, dass die Art in Graslandbeständen, die nicht zu 100 Prozent decken, kaum auftritt. Auch bei dieser Variablen stellt sich das Problem der extrem linksschiefen Häufigkeitsverteilung. Mitte Juni gibt es also nur noch vereinzelt Pflanzengesellschaften, die Deckungsgrade  $< 100$  Prozent aufweisen. Hinsichtlich der Quantifizierung von Habitatansprüchen ist diese Variable deshalb nur bedingt hilfreich.

Die Variable „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe) hingegen besitzt einen Regressionskoeffizienten mit negativem Vorzeichen, was im univariaten logistischen Regressionsmodell (Abb. 17) aussagt, dass sich mit abnehmender Vegetationshöhe die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs verringert. Schaut man sich die relativen Vorkommenshäufigkeiten in den Daten (vgl. Anhang A3) genauer an, handelt es sich aber bei den dem Regressionsmodell zu Grunde liegenden relativen Vorkommenshäufigkeiten um ein Optimum der



Wuchshöhe der Vegetation zwischen 60 und 80 cm über der Bodenoberfläche. Dieser Optimalbereich wird durch das univariate Regressionsmodell nicht abgebildet, weil sich „Gaussche Glockenkurven“ bei univariaten Regressionsmodellen nur dann bilden, wenn der Regressionskoeffizient des quadrierten Terms einer Variablen ein negatives Vorzeichen und der Regressionskoeffizient der Variablen gleichzeitig ein positives Vorzeichen besitzt (Schröder und Reineking 2004a). Dies ist bei der Variablen „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe) nicht der Fall.

Die Variablen „Höhe der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse“ (haphyto) und „Deckungsgrad der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse“ (daphyto) sind in ihrem Auftreten an Brachen gebunden ist. Ihre negativen Regressionskoeffizienten belegen, dass die potentielle Habitateignung mit abnehmenden Werten dieser Variable im jeweiligen Regressionsmodell steigt. Folglich ist die Habitateignung auf genutzten oder beweideten Flächen für Wachtelkönige Mitte Juni deutlich höher als auf Brachen. Der negative Regressionskoeffizient und das sehr hohe Kalibrierungsgütemaß der Variablen „Deckungsgrad abgestorbener pflanzlicher Biomasse“ (daphyto), die das höchste  $R^2$  nach Nagelkerke (1991) mit einem Wert von 0.252 aufweist, sind weitere Indikatoren für den hohen Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung auf die Habitateignung. Dieser Sachverhalt wird auch durch den großen Einfluss der kategorial skalierten Variable „Landnutzung“ gestützt (Kap. 4.7). In die multivariate Modellbildung wurde anschließend lediglich die Variable „Deckungsgrad der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse“ (daphyto) einbezogen, weil sie einen recht hohen Korrelationskoeffizienten nach Spearman mit der Variable „Höhe der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse“ (haphyto) von 0.67 besitzt, aber einen höheren Anteil der Varianz der abhängigen Variable erklärt (Vergleich  $R^2$  nach Nagelkerke: daphyto = 0.252; haphyto = 0.110). Höhe und Deckungsgrad der Unterschicht (hunter, dunter) sind ebenfalls eindeutig ökologisch zu interpretieren: Je höher die Wuchshöhe der Unterschicht der Wiesen und je höher der Deckungsgrad der Unterschicht, desto höher ist die potentielle Habitateignung Mitte Juni zur Hauptbrutzeit des Wachtelkönigs.

#### **5.1.4. Multivariate Modellbildung**

Insbesondere bei der multivariaten Modellbildung zur Vorhersage zukünftiger Verteilungen von Arten (prädiktive Modellbildung) ist es wichtig, dass eine überschaubare Anzahl an Variablen nicht überschritten wird. Zum einen, um die Modelle ökologisch interpretieren zu können: Modelle, die z. B. 20 Variablen oder mehr beinhalten, sind ökologisch kaum noch inter-

pretierbar (Reineking und Schröder 2004b). Zum anderen steigt bei prädiktiven Habitatmodellen mit der Anzahl der einbezogenen Variablen die Wahrscheinlichkeit der „Überanpassung“ der Modelle an den Datensatz, auf dessen Grundlage sie erstellt wurden. Fragen der Modellvereinfachung und -validierung haben im Modellbildungsprozess deshalb eine große Bedeutung (Schröder und Reineking 2004a).

Harrell (2001) beschreibt das Problem der „Überanpassung“, des „Overfitting“ von Modellen. Überangepasste Modelle erklären die Varianz der abhängigen Variablen des Trainingsdatensatzes, auf dessen Grundlage sie erstellt werden, sehr gut, weisen aber hohe Abweichungen in der Erklärung der Vorkommen auf, wenn sie auf unabhängige Daten übertragen werden. Prädiktive statistische Habitatmodelle sollten deshalb keine zu hohe Anpassung an den Trainingsdatensatz aufweisen, da sie bei der Übertragung auf andere Testgebiete oder Untersuchungszeiträume meist schlechtere Prognosen ergeben.

Die multivariate Habitatmodellbildung findet grundsätzlich unter der Prämisse statt, dass nur ein Teil der für die jeweilige Zielart entscheidenden Habitatfaktoren in die Modellierung einbezogen werden kann (Harrell 2001). Modelle mit einer reduzierten Anzahl an Variablen weisen normalerweise eine geringere Varianz (variance) auf, die aber durch eine erhöhte systematische Verzerrung (bias) „erkauft“ wird (Reineking und Schröder 2004a). „Der Zielkonflikt zwischen Ungenauigkeit und Verzerrung der Modellschätzungen wird als ‚bias-variance trade off‘ bezeichnet und bei Harrell (2001) ausführlich beschrieben. Vorhersagen mit einer geringeren Anzahl an Variablen sind sicherer, zeigen dafür aber größere systematische Abweichungen vom wahren Wert“ (Schröder und Reineking 2004a, S. 47). Da die Varianz der Modelle häufig über den Bias dominiert, liefern verzerrte Schätzverfahren häufig bessere Prognosen bei der Übertragung und Validierung der Modelle (Harrell 2001).

Unter diesem Gesichtspunkt ist festzuhalten, dass die prädiktive Bildung multipler Habitatmodelle dem Grundsatz „keep it simple“ folgen sollte (Reineking und Schröder 2004a). Soll das multivariate Modell zudem später zumindest eine ungefähre Einschätzung der Habitateignung von Flächen im Gelände ermöglichen und auch von Naturschutzpraktikern im Gelände angewendet werden können, so ist bei der Auswahl auf Variablen zu verzichten, die nur nach umfassendem Literaturstudium oder unter Zuhilfenahme aufwändiger technischer Geräte im Gelände ermittelt werden können. Dieser Aspekt ordnet sich schlüssig in das Leitbild statistischer Habitatmodelle „Keep it simple“ ein. Reineking und Schröder (2004b) weisen darauf hin, dass zu komplexe Modelle, die eine hohe Anzahl an Variablen beinhalten bei Naturschutzpraktikern meist auf Vorbehalte stoßen und in absehbarer Zeit kaum Aussicht auf prak-

tische Anwendung haben. Es bot sich in der vorliegenden Untersuchung deshalb an, die Variablen zur Erfassung der Habitatstruktur des Wachtelkönigs mit möglichst einfachen Schätz- oder Messverfahren im Gelände zu ermitteln, wie sie im Zuge der Erfassung von Deckungsgraden einzelner Pflanzenschichten nach Braun-Blanquet (1964) in der geobotanischen Forschung seit langem Anwendung finden.

Burnham und Anderson (2002) führen aus, dass in der Vergangenheit die Erklärung der Verteilung einer Art häufig auf einem so genannten „Hypothesen-testenden“, rein statistischen Ansatz beruhte. Variablen wurden in statistische Habitatmodelle aufgenommen, wenn ihr Regressionskoeffizient signifikant von Null abwich und sich durch ihre Aufnahme in das Modell eine Verringerung der Abweichung der Residuen ergab. Dadurch wurde die Hypothese des Einflusses von Variablen auf die Verbreitung einer Art getestet und in schrittweisen Verfahren so lange Variablen in die Regressionsmodelle aufgenommen, wie die Aufnahme eine Verringerung der Abweichung der Residuen nach sich zog. Mit der Vielzahl der durch moderne GIS- und Fernerkundungsmethoden auch flächenhaft erfassbaren und damit zur prädiktiven Habitatmodellbildung potentiell zur Verfügung stehenden Variablen erhöhte sich die Gefahr der bereits beschriebenen „Überanpassung“ der Modelle an die Trainingsdatensätze (Harell 2001; Reineking und Schröder 2004b). Bei dem rein statistischen „Hypothesen-testenden“ Ansatz wurde letztlich jenes Modell ausgewählt, welches die geringste Abweichung der Residuen zu den empirisch ermittelten relativen Vorkommenshäufigkeiten aufwies.

Rushton et al. (2004) postulieren einen Paradigmenwechsel in der Analyse der räumlichen Verteilung von Tierarten von diesem „Hypothesen-testenden“, rein statistischen Ansatz hin zu einem so genannten „theoretisch-informationsgestützten Ansatz“ (information-theoretic approach). Letzterer beruht auf der „a priori“-Formulierung mehrerer Modelle, die auf dem bisherigen Verständnis der jeweiligen Art-Habitat-Beziehung basieren (Rushton et al. 2004). Auf dieser Grundlage werden mehrere Modelle formuliert und anschließend getestet, welches der Modelle die Verbreitung der Art in der Realität am besten erklärt (Rushton et al. 2004).

Der Modellierer wählt anschließend jenes Modell aus, welches die Verteilung der Art in der Realität am besten erklärt, ohne den Erklärungsgehalt einzelner Variablen statistisch getestet zu haben (Burnham und Anderson 2002). Der „theoretisch-informationsgestützte“ Ansatz setzt voraus, dass bereits ein ausreichendes Wissen über die Zusammenhänge der Art-Habitat-Beziehung besteht und dass die ausgewählten Variablen den Prozess, welcher der Habitatwahl zu Grunde liegt, möglichst gut repräsentieren (Rushton et al. 2004). Eine grundsätzliche Einschränkung bei diesem Ansatz besteht in der Tatsache, dass letztlich nur das Beste aus

einer Anzahl „a priori“ formulierter Modelle ausgewählt werden kann. Eberhardt (2003) gibt zu bedenken, dass die Auswahl von Variablen für Habitatmodellen ohne vorherige statistische Analyse unter Anwendung explorativer statistischer Verfahren, die in der Regel auf Hypothesentests beruhen, der ökologischen Interpretation des Modellierers unterliegen. In der vorliegenden Untersuchung wurde deshalb versucht, einen Kompromiss zwischen den beiden Ansätzen zu finden. So wurde zunächst die statistische Signifikanz der einzelnen unabhängigen Variablen getestet. Von den  $p < 0.05$  trennenden Variablen wurden dann nur jene Variablen in die multivariaten Modelle einbezogen, deren Kombination eine schlüssige ökologische Interpretation auf Grundlage des bisherigen Wissens zur Habitatwahl des Wachtelkönigs zuließen. Zudem wurden bei der Modellauswahl, die im folgenden Kapitel diskutiert wird, Modelle bevorzugt, die bei der räumlichen und zeitlichen Übertragung der Modellprognosen ein hohes Maß korrekter Vorhersagen (Sensitivitäten) erreichten.

## **5.2. Charakterisierung der Optimalhabitate des Wachtelkönigs im Nationalpark Unteres Odertal**

Aus den univariaten und multivariaten logistischen Regressionsmodellen und den relativen Häufigkeitsverteilungen der Wachtelkönige bei den unterschiedlichen Wertausprägung einzelner Variablen (A1, Anhang) lassen sich die Optimalhabitate des Wachtelkönigs im Unteren Odertal zu den zwei Aufnahmezeitpunkten charakterisieren.

### **5.2.1. Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai**

Das Optimalhabitat des Wachtelkönigs zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai stellen jährlich genutzte Wiesenbestände dar, die durch folgende Parameterausprägungen gekennzeichnet sind:

- Sie weisen eine Wuchshöhe der Vegetation ( $v_{hoehe}$ ) von mehr als 80 cm auf;
- die Blattflächen decken bei senkrechter Projektion einer Lichtquelle die Bodenoberfläche vollständig ab, weisen also einen Gesamtdeckungsgrad von 100 Prozent auf;
- die Blütenstände der Obergräser erreichen eine Wuchshöhe von  $> 90$  cm;
- die Mittelschicht erreicht Wuchshöhen von mehr als 60 cm und weist Deckungsgrade von über 80 Prozent auf;
- die Unterschicht erreicht Wuchshöhen von 20 cm und nur sehr geringe Deckungsgrade von etwa 10 Prozent.

## **Erläuterung der einzelnen Parameter des Optimalhabitats Mitte Mai**

Je höher die Vegetationshöhe (vhöhe) der Graslandbestände, desto höher ist die Vorkommenswahrscheinlichkeit für männliche Rufer Mitte Mai. Oberhalb einer Wuchshöhe der Vegetation von 80 cm steigt die Vorkommenswahrscheinlichkeit sprunghaft an. Bei einer Wuchshöhe von 70 cm beträgt die bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeit 0.45, bei 80 cm Wuchshöhe bereits 0.88. Den gleichen Trend weisen die Variablen „Wuchshöhe der Oberschicht“ (hobersch) und „Wuchshöhe der Mittelschicht“ (hmittel) auf: Je höher Ober- und Mittelschicht aufwachsen, desto höher ist die Vorkommenswahrscheinlichkeit männlicher Wachtelkönige. Hinsichtlich des Schutzes des Wachtelkönigs vor Fressfeinden spielt wahrscheinlich die Variable „Wuchshöhe der Mittelschicht“ eine entscheidende Rolle: Während die Wuchshöhe der Unterschicht (hunter) von den Vögeln durch ihre Körpergröße von 20 bis 25 cm selbst überragt wird, sind wahrscheinlich die Variablen „Wuchshöhe und Deckungsgrad der Mittelschicht“ entscheidend, um den Vögeln ausreichend Schutz vor Greifvögeln zu bieten. Die Mittelschicht der Wiesen weist häufig einen Anteil hochdeckender Kräuter auf. Niedrige Deckungsgrade der Unterschicht (dunter) wirken sich positiv auf die potentielle Habitataignung der Wiesen für Wachtelkönige aus. Daraus kann geschlossen werden, dass sich das Optimalhabitat für Wachtelkönige Mitte Mai durch eine gute Durchdringbarkeit bei gleichzeitig hohen Deckungsgraden in den oberen Vegetationsschichten auszeichnet.

## **Räumliche Verortung der Optimalhabitate im Nationalpark Unteres Odertal**

Durch den hohen Aufwuchs der Graslandbestände im Unteren Odertal bereits Mitte Mai, der auf die hohen Nährstoffeinträge während der Winterüberflutung zurückzuführen ist, erweisen sich die schnellwüchsigen Pflanzengesellschaften, die eine weite Verbreitung im Unteren Odertal finden, nämlich die Rohrglanzgraswiesen (*Phalaridetum arundinaceae* (MG7)), die Schlankseggenriede (*Caricetum gracilis* (MG2)) und die mäßig intensiv genutzten und etwas dichtwüchsigeren Rohrglanzgrasbestände (MG7n2), als sehr gut geeignete Wachtelkönighabitate zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai. Ebenso geeignet sind die mäßig intensiv genutzten Intensivgrasländer (GI2n2). Hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten weisen ebenfalls die dichten Rohrglanzgrasbestände (GI1, GI2) auf, die in der Vegetationskarte als intensiv genutztes Grasland ausgewiesen sind.

Das Optimalhabitat des Wachtelkönigs findet Mitte Mai seine räumliche Verortung vor allem in den topografisch höher gelegenen, die nach Abflauen des Hochwassers im Frühjahr zuerst trocken fallen und deshalb einen höheren Nährstoffumsatz und einen zügigeren und dichteren Aufwuchs der Vegetation aufweisen. Auch Schlankseggenriede der Assoziation *Caricetum gracilis* erreichen die Aufwuchshöhe und Struktur, die zur Ausbildung von sehr gut geeigneten Flächen führen können. In der Oderaue erreichen die Graslandareale der genannten Pflanzengesellschaften innerhalb der Polderflächen meist bereits Mitte Mai Wuchshöhen von mehr als 60 cm, so dass Wiesen mit Wuchshöhen unter 50 cm im Nationalpark im Mai 2002 nicht von Wachtelkönigen besiedelt wurden. Unterschreitet der Gesamtdeckungsgrad der Wiesen Werte von 80 Prozent, wie dies in trockenen Grasbrachen auf aufgespülten Sandflächen mit einem höheren Anteil ruderaler Arten (AC1) der Fall ist, ist die relative Vorkommenshäufigkeit für männliche Rufer nur sehr gering, und ein Vorkommen von Wachtelkönigen quasi ausgeschlossen (vgl. Anhang A3). Rohrglanzgraswiesen (*Phalaridetum arundinaceae* (MG7)), Schlankseggenriede (*Caricetum gracilis* (MG2)), dichtwüchsiger Rohrglanzgrasbestände (MG7n2) und die mäßig intensiv genutzte Intensivgrasländer (GI2n2) decken bereits Mitte Mai meist an die 100 Prozent, so dass auch hier Wiesen, die weniger als 80 Prozent Gesamtdeckungsgrad aufwiesen, zu diesem Zeitpunkt nicht von männlichen Ruffern genutzt wurden. Bei den als Intensivgrasland (GI2) kartierten Flächen im nichtüberfluteten Trockenpolder des Nationalparks handelt es sich eher um kurzrasige, sehr früh genutzte kleereiche Wiesenansaat, die aufgrund ihrer niedrigen Wuchshöhe von < 20 cm als Rufplätze für Wachtelkönige nicht in Frage kommen.

### **5.2.2. Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni**

Beim Optimalhabitat des Wachtelkönigs im Nationalpark Unteres Odertal zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni handelt es sich um eine jährlich genutzte Mähwiese, deren Vegetationsstruktur durch folgende Parameterausprägungen eine optimale Eignung erreicht:

- Die Wuchshöhe der Vegetation (vhoehe) liegt zwischen 60 bis 80cm;
- der Gesamtdeckungsgrad beträgt 100 Prozent;
- die Wuchshöhe der Unterschicht (hunter) beträgt > 25 cm;
- das Erntegut wird jährlich entfernt, so dass auf den Wiesen keine abgestorbene pflanzliche Biomasse akkumuliert.

## **Erläuterung der einzelnen Parameter des Optimalhabitats**

Anders als zum Zeitpunkt Mitte Mai, zeichnet sich das Optimalhabitat Mitte Juni durch ein Optimum in der Vegetationshöhe aus. Unterschreitet die Wuchshöhe Werte von 60 cm und überschreitet sie 80 cm, verringert sich die Vorkommenswahrscheinlichkeit männlicher Wachtelkönige. Ein weiteres charakteristisches Merkmal der Optimalhabitats Mitte Juni ist die Wuchshöhe der Unterschicht von > 25 cm.

Das Optimalhabitat zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni findet seine räumliche Verortung vor allem in genutzten Wiesenfuchsschwanzwiesen (*Alopecuretum pratensis*) in den Nasspoldern, in den locker wüchsigen, < 80 cm hoch aufgewachsenen Rohrglanzgraswiesen (*Phalaridetum arundinaceae*) der tiefer gelegenen Bereiche der Flutungspolder und in den Schlankseggenrieden (*Caricetum gracilidis*) der Nasspolder. In den höher gelegenen, im Frühjahr schneller abtrocknenden Rohrglanzgraswiesen (*Phalaridetum arundinaceae*) werden deutlich höhere Wuchshöhen erreicht, so dass sie als optimales Bruthabitat für Wachtelkönige Mitte Juni nicht in Frage kommen. Als Intensivgrasland (GI1, GI2) kartierte Flächen kommen zwar, wenn sie nicht zu dicht stehende Grasbestände aufweisen, unter Umständen noch als Habitat in Frage, sie sind aber wegen ihres sehr hohen Aufwuchses und ihrer verringerten Durchdringbarkeit keinesfalls optimal, sondern in vielen Teilen des Nationalparks als Lebensraum für Wachtelkönige zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni ungeeignet. Ebenso ungeeignet sind mittelfristig alle Flächen, deren Nutzung eingestellt wird, weil sich in ihren unteren Wuchsbereichen abgestorbene pflanzliche Biomasse akkumuliert und diese etwa 4 Jahre nach Auflassen der Nutzung so hohe Dichten erreicht, die ein Durchschlüpfen der Wachtelkönige durch die unteren Wiesenschichten verhindert (Rothenbücher et al. 2005).

## **5.3. Vergleich der Untersuchungsergebnisse mit bisherigen Ergebnissen zur Habitatwahl des Wachtelkönigs**

### **5.3.1. Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai**

Die vorliegenden Parameter zur Habitatwahl des Wachtelkönigs zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai bestätigen die Ergebnisse von Cadbury (1980), Tyler (1996), Schäffer (1997) und Wettstein et al. (2001).



Schäffer (1997) ermittelte in Ostpolen ebenfalls die Wuchshöhe und den Deckungsgrad von Wiesenbeständen als entscheidende Faktoren für die Besiedlung von Wiesenflächen durch Wachtelkönige. Er ermittelte ein Minimum in der Wuchshöhe von Wiesen von 20 cm und minimale Deckungsgrade der Grasbestände von mehr als 50 Prozent, um von Wachtelkönigen besiedelt zu werden. Die Deckungsgrade der Vegetation wurden von Schäffer (1997) allerdings mit einer anderen Methode ermittelt als in der vorliegenden Untersuchung. Er positionierte markierte Stöcke auf dem Boden unterschiedlicher Wiesentypen und schätzte den Anteil der Stöcke, die bei vertikaler Aufsicht auf den Grasbestand durch die Vegetation verdeckt wurden. Wurden mehr als 50 Prozent verdeckt und war die Wuchshöhe des Bestandes höher als 20 cm, wurde die Fläche durch Wachtelkönige besiedelt.

Tyler (1996) fasst als wichtigste Parameter für Wachtelkönighabitate zusammen, dass sie hoch genug  $> 20$  cm aufgewachsen sein müssen, um ausreichend Deckung zu bieten. Er quantifiziert allerdings nicht das Maß der Vegetationsdeckung. Cadbury (1980) ermittelte an der nördlichen Verbreitungsgrenze des Wachtelkönigs im Brutgebiet in Schottland ebenfalls eine minimale Wuchshöhe der Wiesenbestände von  $> 20$  cm, um als Wachtelkönighabitat in Frage zu kommen. Hatten die Wiesen im Norden Schottlands noch nicht die Wuchshöhe erreicht, nutzten Wachtelkönige höher wüchsige Kräuter wie die Brennnessel (*Urtica dioica*) oder feuchtere, höher wüchsige Vegetation mit Schwertlilie (*Iris pseudacorus*), Schilf (*Phragmites australis*) oder Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) als Rufplätze und wechselten erst später im Juni in die Wiesen, die dann eine ausreichende Wuchshöhe erreicht hatten. Stowe et al. (1993) ermittelten, dass ein Großteil der Variation des Auftretens von Wachtelkönigen in Großbritannien und Irland durch das Vorkommen von Vegetationseinheiten erklärt werden konnte, die hohe Deckungsgrade aufweisen. In der unmittelbaren Umgebung der Rufplätze von Wachtelkönigen waren die Anteile in der Vegetationszusammensetzung im Jahr 1978 geschätzt worden und die Untersuchung mit der gleichen Methode im Jahr 1988, ebenfalls in der unmittelbaren Umgebung von männlichen Rufern, wiederholt worden.

Stowe et al. (1993) erstellten ebenfalls ein multivariates logistisches Regressionsmodell zur Erklärung des Vorkommens von Wachtelkönigen in einen Vergleich von Flächen, die sowohl 1978 als auch 1988 rufende Wachtelkönigmännchen verzeichneten, mit Flächen, die 1978 rufenden Männchen aufwiesen, aber 1988 nicht mehr durch Wachtelkönige besiedelt waren (Präsenz - Abwesenheit Daten). Aus den Regressionsanalysen ergab sich, dass Flächen mit einem höheren Anteil an Schwertlilie (*Iris pseudacorus*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Schilf (*Phragmites australis*) und einen höheren Anteil an Heu- gegenüber Silagewiesen aufwiesen, eine signifikant höhere Wahrscheinlichkeit verzeichneten, dass auch im Jahr 1988

noch Wachtelkönige auftraten. Signifikant unwahrscheinlicher war ein Auftreten von Wachtelkönigen, wenn höhere prozentuale Anteile kurzrasiger trockener Weiden und feuchter Weiden in den Untersuchungseinheiten vorkamen, die von *Juncus spec.*- und *Carex spec.*-Arten dominiert waren (Stowe et al. 1993). Des Weiteren ergaben die Analysen daß 10 km<sup>2</sup> - Rasterquadrate, die einen hohen Anteil hochdeckender Wiesengesellschaften verzeichneten, eine signifikant höhere Vorkommenswahrscheinlichkeit für das Auftreten männlicher Wachtelkönig im Jahr 1988 verzeichneteten, als 10 km<sup>2</sup>-Rasterquadrate, die einem hohen Anteil von Graslandgesellschaften aufwiesen, die nur niedrige Deckungsgrade erreichen (Stowe et al. 1993). Diese Analyse wurde auf einer deutlich größeren räumlichen Skala durchgeführt als die Vorliegende, weshalb ihre Resultate nicht direkt quantitativ verglichen werden können.

### **5.3.2. Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni**

Die vorliegenden Ergebnisse zur Ausprägung der Optimalhabitate des Wachtelkönigs zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni decken sich mit den Ergebnissen von Schäffer (1997). Er ermittelte in Ostpolen unter Anwendung einer ähnlichen Methode zur Erfassung der Vegetationsstruktur wie in der vorliegenden Untersuchung eine optimale Wuchshöhe der Vegetation von 50 bis 70 cm. Ebenso ermittelte er, dass Wiesen als Habitat gemieden werden, die einen Durchdringungswiderstand boten, der das leichte Schwingen eines Beines durch die Wiesenvegetation behindert. Jene Wiesen zeigten einen Durchdringungswiderstand im unteren Wuchsbereich von > 15 Newton und wurden von Wachtelkönigen nicht mehr besiedelt.

Der Sachverhalt, dass hohe Deckungsgrade in oberen Wuchsschichten des Graslandes und hohe Gesamtdeckungsgrade die Vorkommenshäufigkeit des Wachtelkönigs im Monat Juni begünstigten, blieb auch im Juni bestehen. Für Mitte Juni allerdings mit der Ergänzung, dass die Durchdringbarkeit der Vegetation gewährleistet sein muss, um als Wachtelkönighabitat in Frage zu kommen. Etwa vier Jahre nach dem Brachfallen kommen Grasländer nicht mehr als Wachtelkönigbruthabitat in Frage, weil sich abgestorbene pflanzlicher Biomasse in der Unterschicht so dicht akkumuliert, dass sie von Wachtelkönigen nicht mehr durchlaufen werden können (Rothenbücher et al. 2005).

„An important feature of selected habitats is that they are not so dense that they are difficult for the corncrakes to walk through, so in most habitats the annual production of plant material is removed each year by mowing, grazing or winter floods” (Green et al. 1997, S. 122).

Für den Nationalpark Unteres Odertal ist diese Aussage dahingehend einzuschränken, dass sich im Untersuchungsgebiet trotz regelmäßiger Überflutung der Nasspolder abgestorbene

pflanzliche Biomasse in den Wiesenbrachen akkumuliert und sich im Frühjahr nach der Winterüberflutung zu einen nassen „Filz“ verdichtet. Dieser „Filz“ verhindert das leichte Durchschwingen eines Beines durch die Wiesenvegetation, so dass davon auszugehen ist, dass diese Flächen von Wachtelkönigen nicht durchdrungen werden können (Schäffer 1997).

## 5.4. Anwendung der Modelle im Nutzungsszenario der beabsichtigten Landnutzungsänderungen

Bei der Anwendung von statistischen Habitatmodellen in Nutzungsszenarien wird implizit angenommen, dass sich zwischen den veränderten Umwelteigenschaften und Vorkommen der Tierart in Zukunft ein Gleichgewicht einstellt (Schröder 2000). Die Prognosen veränderter Vorkommenswahrscheinlichkeiten lassen aber die Frage offen, wann sich ein neues Gleichgewicht zwischen Umwelt und Verteilung der Art wieder eingestellt. Es wird demnach nicht die Dynamik der Flächenveränderungen von Habitaten abgebildet, sondern nur deren Resultate (Kleyer et al. 1999/2000). Bis zum Eintreten der geplanten Umweltveränderungen, wird hinsichtlich aller übrigen Umweltparametern wie z. B. Vegetationszusammensetzung und -bedeckung, Biotoptypen usw. von konstanten Bedingungen ausgegangen (Schröder 2000).

### 5.4.1. Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai

Für das Szenario der beabsichtigten Landnutzungsänderungen ergeben sich negative Auswirkungen auf die Habitateignung des Wachtelkönigs, auch wenn sie bei weitem nicht so schwerwiegend ausfallen wie zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni. So verringert sich die prognostizierte bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeit auf den Prozessschutzflächen nach den Modellberechnungen um ca. 15 Prozent.

**Tab. 21:** Veränderung der prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeit in Totalreservaten (Mitte Mai).

<b>Vegetationseinheit</b>	<b>VKW Modell (3b)</b>	<b>prog. VKW Schutzgebiet</b>
Rohrglanzgraswiesen (MG7)	0.63	0.53
Schlankseggenried (MG2)	0.7	0.59
Wiesenfuchsschwanzwiesen (GG31)	0.28	0.24
Intensivgrasland (GI2)	0.23	0.19
Intensivgrasland mit ruderalen Arten < 25 Prozent Gesamtdeckung (GI2r1)	0.5	0.42
Glatthaferwiesen (GM21)	0.95	0.8
Grasbrachen mit Urtica (AC1)	0.09	0.008

Notationen:

VKW Modell 3b: mittlere Vorkommenswahrscheinlichkeit für das ausgewählte Modell 3b

prog. VKW Schutzgebiet: mittlere prognostizierte Vorkommenswahrscheinlichkeit für die beabsichtigten Prozessschutzflächen

Tab. 21: verdeutlicht, dass sich die mittlere bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeit der wichtigsten Vegetationseinheiten, der Rohrglanzgraswiesen (*Phalaridetum arundinaceae* (MG7) und Schlankseggenriede (*Caricetum gracilis*) (MG2) zwar verringert, jene Gesellschaften aber bei der Vorkommensprognose nicht den gewählten kritischen Schwellenwert ( $P_{krit}$ ) von 0.5 unterschreiten. Sie werden sie deshalb weiterhin als geeignete Habitate klassifiziert.

Lediglich in der Vegetationseinheit Intensivgrasland mit ruderalen Arten (< 25 Prozent Gesamtdeckungsgrad) ändert sich die Vorkommensprognose grundlegend von geeignet (0.5) zu nicht geeignet (0.42). Die Ergebnisse des Modells im Nutzungsszenario werden durch die Analyse der Rufplätze männlicher Wachtelkönige bestätigt: Mitte Mai 2002 traten Wachtelkönige in Flächen auf, die bereits 1998 als Totalreservate ausgewiesenen und die von Konczak (1999) als Rohrglanzgraswiesen (MG7) und Schlankseggenriede (MG2) kartiert worden waren. Das heißt, Flächen der Vegetationseinheiten Rohrglanzgraswiesen und Schlankseggenriede wurden von männlichen Wachtelkönigen als Rufplätze besiedelt, obwohl sie seit etwa fünf Jahren nicht mehr als Wiese genutzt worden waren.

#### **5.4.2. Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni**

Für Mitte Juni zeigt sich eine deutliche Verschlechterung der Habitateignung in den Prozessschutzarealen. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs auf Brachen verringert sich um 60 Prozent gegenüber genutzten Arealen, so dass sich die Eignung der Flächen als Habitate mittelfristig deutlich (Kap 4.7) verringert und sie nicht mehr besiedelt werden können. Grünlandflächen, die 1998 in Prozessschutz überführt worden waren, wurden nach etwa 4 Jahren nicht mehr durch rufende Wachtelkönige zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni besiedelt (Rothenbücher et al. 2005).

## 5.5. GIS – Analyse

Ein grundsätzliches Problem bei der Bildung von Distanzkorridoren (Pufferung) um Punktkartierungen eines Vogelvorkommens zur „künstlichen“ Generierung von Revieren besteht in der Tatsache, dass es sich bei den gewählten Distanzkorridoren um kreisrunde Flächen handelt, die im vorliegenden Fall um die Rufplätze männlicher Wachtelkönige gelegt wurden. Diese Flächen entsprechen in Form und Größe zunächst nicht einem realen Vogelrevier, sondern vielmehr einer vereinfachten Annäherung an dessen räumliche Ausmaße. Die Radien der Distanzkorridore wurden auf der Grundlage von Telemetriestudien gewählt, die im Unteren Odertal von Fischer et al. (1998, 1999) und Helmecke (2000) durchgeführt wurden. Die Auswertung der Telemetriedaten erfolgte mit der „minimum-convex-polygon“ – Methode. Bei 30 telemetrierten, meist männlichen Individuen ergab sie eine Häufung der Flächengröße der Aktionsradien in einem Bereich zwischen 4 und 6 ha (Helmecke 2000). Deshalb wurden als Pufferradien in der GIS-Analyse Distanzkorridore von 120 m (~ 4.52 ha), 135m (~ 5.73 ha) und 142m (~ 6.33 ha) gewählt. Lausch (2004) weist darauf hin, dass bei der Ermittlung geeigneter Pufferradien im Rahmen GIS-gestützter Habitatanalysen Telemetrieergebnisse von hohem Wert sind. Sie schlägt vor, Distanzkorridore unterschiedlicher Radien um die Punktvorkommen von Tierarten zur Analyse von Habitatansprüchen zu verwenden. Bei Pufferanalysen werden Kartierungseinheiten mit einem großen relativen Anteil am Untersuchungsgebiet bei Auswahlverfahren tendenziell geringer von der Wahl des Radius der Distanzkorridore beeinflusst als seltenere Kartierungseinheiten (Blaschke 1997). Dieses Ergebnis kann durch die vorliegende GIS-Analyse bestätigt werden.

Bei den meisten GIS-gestützten Habitatanalysen zur Ermittlung von Habitatpräferenzen von Singvogelarten, z. B. Schuster (1990), Marka (1994) und Gottschalk (1995), beruht die Abgrenzung der Reviere auf der Kartierungsmethode von Bibby et al. (1981). Durch die Beobachtung der Antreffpunkte von Individuen werden „Papierreviere“ in großmaßstäbigen Karten konstruiert. Die Karten werden anschließend digital in Geografische Informationssysteme überführt und mit Flächenparametern der Habitatausstattung verschnitten. Bei Wiesenbrütern, die von der Vegetation verdeckt durch die Vegetation schlüpfen wie der Wachtelkönig, ist diese Vorgehensweise nicht möglich. Sandkühler und Schröder (1999) betonen, dass die Qualität von GIS-Analyse entscheidend von der Qualität der zu Grunde liegenden Kartengrundlagen abhängt. Je exakter die Abgrenzungen von Vegetations- oder Struktureinheiten in digita-

len Karten sind, desto größer ist die Anzahl der ermittelten Einheiten in den Vogelrevieren, und desto genauer ist die Analyse der Flächeninhalte in den Distanzkorridoren. Ein Hauptproblem bei der Qualität der digitalen Kartengrundlage stellt somit die maßstabsbedingte Ungenauigkeit bei der Abgrenzung der Kartierungseinheiten dar. So finden z.B. Strukturen der Übergangsbereiche zwischen den Kartierungseinheiten, Ungenauigkeiten bei der Abgrenzung, bzw. einzelne wichtige, jedoch nicht flächig in der Landschaft befindliche Strukturen oft keine Berücksichtigung (Gottschalk 1995; Sandkühler und Schröder 1999).

Bezzel (1982) ermittelte beispielsweise, dass viele Vogelarten maximale Abundanzen auf Mischflächen oder in Saumbiotopen erreichen, weshalb GIS-gestützte Habitatanalysen, die auf der Grundlage von Biotoptypen ermittelt werden, häufig Ergebnisse mit geringer Aussageschärfe erreichen. Dormann et al. (2004) verdeutlichen das Problem der fehlenden Datentiefe von Grundlagenkarten: „Was für einen Vogel wichtig ist, z. B. die Verteilung der Beute und der Räuber, Verteilung von Artgenossen, Sitz-, Jagd- oder Singwarten, Verteilung von Brutmöglichkeiten und Verstecken, ist häufig nicht deckungsgleich mit den Merkmalen, über die raumbezogene Daten erfasst werden wie Topografie, Verteilung von Vegetationseinheiten, Biotoptypen, Bodentypen usw., so dass häufig die Frage offen bleibt, ob die mittels GIS-Analysen ermittelten Parameter wirklich wichtige Aspekte der Ökologie des betrachteten Organismus widerspiegeln“ (Dormann et al. 2004, S. 89). Die fehlende Datentiefe von GIS-Analysen, die z. B. auf der Grundlage von Biotoptypenkarten durchgeführt werden, kann aber durch die Erfassung zusätzlicher Habitatelemente ausgeglichen werden, wie dies Pechacek (1995) für Spechtarten im Nationalpark Berchtesgaden durchgeführt hat. Er hat 13 zusätzliche Parameter in Biotoptypenkarten integriert und in die räumliche Analyse einbezogen.

Ein weiteres Problem GIS-gestützter Habitatanalysen ist die Wahl der geeigneten räumlichen Skala, auf der die Untersuchung stattfindet (Lausch 2004). Man kann für die Abgrenzung des Untersuchungsgebiets die optimale Fläche berechnen, wie dies Holland (2003) für Laufkäfer durchgeführt hat. Das Problem der Abgrenzung des Untersuchungsgebiets wird von Verbylla und Chang (1994) als „study area framing bias“ beschrieben. In der vorliegenden Arbeit wurde das Untersuchungsgebiet pragmatisch definiert, da nur die Polderflächen innerhalb des Nationalparks Unteres Odertal als Lebensraum für Wachtelkönige in Frage kommen und klar abgegrenzt werden können.

Ein weiteres Problem stellt die zeitliche Konstanz der mittels GIS-Analysen ermittelten Habitatpräferenzen dar. Bei der Verschneidung von Distanzkorridoren mit Biotoptypenkarten im Regierungsbezirk Leipzig zeigten sich deutliche Abweichungen in der zeitlichen Konstanz

der ermittelten Habitatpräferenzen von Vogelarten über drei weit auseinander liegende Zeitschnitte, so dass Dormann et al. (2004). GIS-Analysen, die nur auf einem Zeitpunkt beruhen, grundsätzlich in ihrer Gültigkeit in Frage stellen. Die Autoren beleuchten weiterhin das Problem der zeitlichen und räumlichen Autokorrelation von GIS-gestützten Habitatanalysen: Zum einen neigen Vogelarten dazu, sich in der Nähe von Artgenossen niederzulassen, wie dies auch für den Wachtelkönig bei der Bildung männlicher Rufergruppen vor allem zu Beginn der Brutperiode beschrieben wird (Schäffer und Münch 1993; Green et al. 1997; Ottvall und Peterson 1998a). Dies führe dazu, dass es auch zur Besiedlung suboptimaler Habitats kommen kann, die in Analysen fälschlicherweise als bevorzugte Habitats gewertet werden.

Die Nutzung suboptimaler Habitats kann nach Dormann et al. (2004) zudem ebenso auftreten, wenn langlebige standorttreue Vogelarten für mehrere Jahre in einem Gebiet bleiben, obwohl dieses schon länger nicht mehr als Habitat geeignet ist. Diese Gefahr besteht bei Wachtelkönigen nicht, weil sie eher selten das dritte Lebensjahr erreichen und nur bedingt ortstreu sind. Nur etwa 10 bis 15 Prozent eines Jahrgangs konnten im darauf folgenden Jahr in dem Brutgebiet, in dem sie geschlüpft sind, als Wiederfang nachgewiesen werden (Stowe und Green 1997). Trotz der kritischen Einschränkungen von GIS-gestützten Habitatanalysen ist festzuhalten, dass es sich bei der Verschneidung des Vorkommens von Tierarten mit Flächendatenschichten um eine Methode handelt, mit der eine große Anzahl zügig Vogelreviere analysiert werden können. Als Methode zur Abschätzung von Habitatansprüchen ist sie z.B. bei kleinmaßstäbigen digitalen Kartengrundlagen angemessen. Untersuchungen zur Habitatwahl von Gämsen und Steinadlern im Nationalpark Berchtesgaden bestätigen die Eignung GIS-gestützter Habitatanalysen auch bei relativ kleinmaßstäbigen Kartengrundlagen zur Abschätzung von Habitatansprüchen von Arten (d' Oleire-Oltmanns 1991). In der vorliegenden Untersuchung bestätigt der Vergleich der Ergebnisse von Regressions- und GIS-Analyse in Kapitel 5.6. die Tendenz der Ergebnisse der GIS-Analyse in vielen Fällen.



## 5.6. Vergleich der Ergebnisse zwischen Regressions- und GIS-Analysen

In den folgenden beiden Unterkapiteln werden die Ergebnisse der beiden Verfahren miteinander verglichen und Gründe für die Abweichungen diskutiert.

### 5.6.1. Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai

Im direkten Vergleich der Ergebnisse der Regressions- und GIS-Analyse ergeben sich große Übereinstimmungen in der Tendenz der Ergebnisse der ermittelten Habitatpräferenzen von Wachtelkönigen (Kap. 4.8). So zeigen die Vegetationseinheiten Rohrglanzgraswiesen (MG7), Schlankseggenriede (MG2), mäßig intensiv genutzte Rohrglanzgraswiesen (MG7n2), Intensivgrasland mit Ruderalarten, die einen Gesamtdeckungsgrad von 25 bis 50 Prozent aufweisen (GI1r2), und mäßig intensiv genutztes Intensivgrasland (GI2n2) die gleiche positive Tendenz der Ergebnisse hinsichtlich der Habitateignung im Vergleich der mittleren bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeiten und Auswahlindices, die mittels GIS-Analyse ermittelt wurden. Der Vegetationseinheit Wiesenfuchsschwanzwiese (GG31) wird im Regressionsmodell 3b im Mittel eine bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeit von 0.28 zu Teil. Bei einem Schwellenwert  $P_{krit}$  von 0.5 wird die Vegetationseinheit als Nichthabitat prognostiziert und erreicht in der GIS-Analyse einen ebenso negativen Auswahlindex von  $-0.16$ . Auch hier besteht eine Übereinstimmung im Ergebnis der beiden Verfahren. Nur bei der Vegetationseinheit Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretum elatoris*) (GM21) ergeben sich große Differenzen zwischen der bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeit, die das ausgewählte Modell 3b der Gesellschaft zuweist (0.97), und dem Auswahlindex der GIS-Analysen von  $-0.15$ . Die hohe Diskrepanz zwischen den beiden Werten liegt wohl zum einen darin begründet, dass die Stichprobe von GM21 zur Berechnung der Vorkommenswahrscheinlichkeit im Regressionsmodell ( $n = 5$ ) recht klein war und das Ergebnis entsprechend unsicher ist. Zum anderen erreichen Glatthaferwiesen hohe Wuchshöhen in der Oberschicht und eine hohe Wuchshöhe der Vegetation ( $v_{hoehe}$ ) durch die Blütenstände des Glatthafers (*Arrhenatherum elatius*), die weit über den Kräutern stehen. Deshalb erreicht die Gesellschaft sehr hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten im Modell 3b, das den Variablen „Wuchshöhe der Vegetation ( $v_{hoehe}$ )“ und „Wuchshöhe der Oberschicht“ ( $h_{obersch}$ ) hohe Regressionskoeffizienten zuweist. Dadurch wird die Habitateignung von Glatthaferwiesen sicher weit überschätzt. Sie weisen zwar nach Modell 3b eine günstige Vegetationsstruktur für Wachtelekönige Mitte Mai auf, wachsen aber im Unteren Odertal auf relativ trockenen Standorten, oft an den Hängen von Deichen, und

kommen deshalb als Lebensraum eher nicht in Frage. Auch in den Nasspoldern besitzen sie, eine deutlich geringere Habitataignung, als ihnen das Modell 3b zuweist.

### 5.6.2. Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni

Auch für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni ergeben sich gute Übereinstimmungen im Vergleich der Ergebnisse der beiden Verfahren (Kap. 4.8), auch wenn deutlich größere Abweichungen in der Tendenz der Ergebnisse festzustellen sind als zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai. Die Vegetationseinheiten Rohrglanzgraswiesen (MG7), Schlankseggenriede (MG2), intensiv genutzte Rohrglanzgraswiesen (MG7n1) und mäßig intensiv genutzte Rohrglanzgraswiesen (MG7n2) werden im Mittel als geeignete Habitate prognostiziert und erreichen in der GIS-Analyse deutlich positive Auswahlindices. Auch mittels GIS-Analyse werden sie als deutlich präferierte Vegetationseinheiten ausgewiesen. Eine weitere Übereinstimmung ergibt sich bei der Gesellschaft *Glycerietum maximae* (MR2), die mittels logistischer Regression als Nichthabitat prognostiziert wird, und die einen negativen Auswahlindex bei der Verschneidung von gepufferten Rufplätzen und Pflanzengesellschaften erreicht. Abweichungen in den Ergebnissen im Vergleich der beiden Verfahren ergeben sich hingegen bei den Vegetationseinheiten Intensivgrasland (GI2), Intensivgrasland mit ruderalen Arten < 25 Prozent Gesamtdeckung (GI2r1), mäßig intensiv genutztes Intensivgrasland (GI2n2) und Wiesenfuchsschwanzwiesen (GG31).

Intensivgrasland (GI2) und Wiesenfuchsschwanzwiesen (GG31) erreichen im ausgewählten multiplen Regressionsmodell 3a im Mittel Vorkommenswahrscheinlichkeiten  $> 0.5$  und werden damit als potentielle, wenn auch mäßig geeignete Flächen prognostiziert. Bei der GIS-Analyse erzielen sie jedoch negative Auswahlindices. Die Abweichungen kommen zustande, weil Intensivgrasland (GI2) und Wiesenfuchsschwanzwiesen (GG31) im Juni Gesamtdeckungsgrade (gdeckung) von 100 Prozent bei gleichzeitig nicht allzu große Wuchshöhen der Vegetation (vhoehe) erreichen. Diese Sachverhalte begünstigen eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten in Modell 3b, so dass die beiden Vegetationseinheiten den Schwellenwert zur Vorkommensprognose überschreiten. Bei Wiesenfuchsschwanzwiesen (GG31) ergibt sich zusätzlich eine Differenzierung zwischen den Gesellschaften, die sich im Nass- und im Trockenpolder ausgebildet haben. Während die trockenere Variante der Wiesenfuchsschwanzwiesen in den Trockenpoldern im Mittel nur Vorkommenswahrscheinlichkeiten von 0.36 erreicht, erzielen die Wiesenfuchsschwanzwiesen in den Nasspoldern mittlere Vorkommenswahrscheinlichkeiten von 0.58 und werden als Habitate klassifiziert.

Die Wiesenfuchsschwanzwiesen in den Nasspoldern erscheinen in der multivariaten Regressionsanalyse als geeignete Habitate. Die feinere Differenzierung zwischen Wiesenfuchsschwanzwiesen in Trocken- und Nasspoldern wird durch die Bildung von Mittelwerten zur Vorkommensprognose für das gesamte Gebiet nicht berücksichtigt, weil beide Varianten in der Vegetationskartierung durch Konczak (1999) mit der gleichen Einheit versehen wurden. Intensivgrasland mit ruderalen Arten < 25 Prozent Gesamtdeckung (GI2r1) und mäßig intensiv genutztes Intensivgrasland (GI2n2) werden jeweils im Regressionsverfahren im Mittel als Nichthabitat klassifiziert. Sie erreichen in der GIS-Analyse jedoch positive Auswahlindices. Wiesen der Kartierungseinheit Intensivgrasland mit ruderalen Arten < 25 Prozent Gesamtdeckung (GI2r1) erreichen Mitte Juni Wuchshöhen der Vegetation (vhoehe) von etwa 100 cm und somit Wuchshöhen, die sich weit über dem Optimalbereich befinden. Gleichzeitig erreicht die Vegetationseinheit kaum Gesamtdeckungsgrade (gdeckung) von 100 Prozent bei gleichzeitig nur niedrigen Wuchshöhen der Unterschicht, so dass der Vegetationseinheit im Modell 3b (mit den Variablen vhoeh, gdeckung, hunter) nur niedrige bedingte Vorkommenswahrscheinlichkeiten verliehen werden. Auf die Vegetationseinheit mäßig intensiv genutztes Intensivgrasland (GI2n2) treffen die Merkmale der Wuchshöhe weit über dem Optimalbereich Mitte Juni und jenes der niedrigen Wuchshöhe der Unterschicht zu. Wenn mäßig intensiv genutztes Intensivgrasland (GI2n2) nicht zu hohe Wuchsdichten in den unteren Wuchsschichten erreicht, ist diese Vegetationseinheit als Bruthabitat für Wachtelkönige ebenso geeignet, wie Intensivgrasland mit ruderalen Arten < 25 Prozent Gesamtdeckung (GI2r1).

## **5.7. Vorschläge zur Optimierung des Schutzes von Wachtelkönighabitaten im Nationalpark Unteres Odertal**

Der größte Teil des globalen Wachtelkönigbestands lebt während der Brutzeit in Habitaten, deren Erhalt von landwirtschaftlicher Nutzung abhängig ist (Crockford et al. 1995; Green et al. 1997; Flade 1997). „Dazu gehören verschiedene Typen von Wiesen, extensiv genutzte Weiden und Brachflächen aber auch extensiv genutzte Äcker. Das Fortbestehen der Habitate von Wachtelkönigen ist also hochgradig von einem angepassten Flächenmanagement abhängig“ (Flade 1997, S. 141). Der Wachtelkönig wird deshalb als Zielart eines Naturschutzmanagements im Pflege- und Entwicklungsplan des Nationalparks Unteres Odertal berücksichtigt. Zumindest auf einem Teil der Fläche, die nicht näher räumlich eingegrenzt wird, soll das Naturschutzmanagement hinsichtlich der Schaffung und Erhaltung geeigneter Habitate optimiert werden (IUS 1999). In diesem Kapitel wird von der Voraussetzung ausgegangen, dass auf

dem gesamten in Nutzung verbleibenden Areal innerhalb des Nationalparks das Management für den Schutz der Habitate des Wachtelkönigs optimiert wird. Im Folgenden werden konkrete Maßnahmen für ein Landnutzungsmanagement vorgeschlagen, um die Habitateignung von Flächen, die auch nach 2010 in extensiver landwirtschaftlicher Nutzung verbleiben, zu erhalten und zu verbessern. Im Falle des Wachtelkönigs als Zielart eines Naturschutzmanagements betreffen die Maßnahmen zur Optimierung der Schutzes zwei wesentliche Aspekte:

- Die Schaffung einer für Wachtelkönige geeigneten Vegetationsstruktur
- Die Erstellung eines Nutzungsmanagements, das an die Brutbiologie der Art angepasst ist und eine möglichst zahlreiche Reproduktion der Art ermöglicht

Stowe und Green (1997) fassen die Forschungsergebnisse zu den Schutzansprüchen des Wachtelkönigs zusammen. Demnach benötigen Wachtelkönige grundsätzlich:

- bereits Mitte Mai hochaufgewachsene Vegetation, die früh im Jahr Schutz vor Feinden bietet und in denen sich die Rufer verstecken können
- extensiv genutzte Wiesen oder ähnlich hochdeckende Vegetation, die ein leichtes Durchdringen der Vögel zulassen
- durchschnittliche Nutzungszeitpunkte der Flächen nach dem 1. August
- von innen nach außen gemähte Wiesen (wachtelkönigfreundliches Mähen), um die Verluste von Jungvögeln bei der Mahd zu minimieren
- hochaufgewachsene Vegetation, die auch nach der Nutzung eines Großteiles der Wiesen ausreichend Schutz bietet und in die sich die Vögel zur Mauser zurückziehen können

Die Maßnahmen für ein Flächenmanagement lassen sich für den Nationalpark Unteres Oder-tal präzisieren. Als erste Maßnahme ist die Umwandlung von Ackerflächen in Dauergrünland im südlichen Teil des Parks zu nennen. Zur Initialisierung einer geeigneten Vegetationsstruktur im Dauergrünland wäre es wünschenswert, auf diesen Flächen Wiesenansaat durchzuführen. Dabei würde es sich anbieten, Rohrglanzgrasbestände anzusäen, deren Halme nicht zu dicht sein und die in ihrer Wuchsdichte der natürlichen *Phalaridetum arundinaeae* entsprechen sollten. Dies wäre eine effektive Maßnahme, um den Anteil schnellwüchsiger und hochdeckender Wiesen im Trockenpolder zu erhöhen.

Des weiteren wäre im Zusammenhang mit der Herstellung und dem Erhalt einer geeigneten Vegetationsstruktur eine „Vernässung“ des Trockenpolders anzustreben. Dazu wären zwei

konkrete Maßnahmen vorstellbar: Zum einen könnte man den Trockenpolder an das Überflutungsregime der Oder anschließen. Dazu müssten Deichtore in den Sommerdeich des Trockenpolders integriert werden und zumindest ein ähnliches Flutungsmanagement installiert werden, wie es derzeit in den Nasspoldern gehandhabt wird. Durch das Öffnen der Deichtore zur Winterüberflutung am 15. November und Schließen der Deichtore nicht vor dem 15. April würde es auch im Trockenpolder zu einer winterdüngenden Wiesenüberflutung kommen. Dieser Aspekt wäre förderlich für eine für Wachtelkönige geeignete Vegetationsstruktur der Graslandvegetation. Dem Trockenpolder würden durch die Winterüberflutung reichlich Nährstoffe und Wasser zugeführt, was einen schnelleren und höheren Wuchs des Graslands zur Folge hätte. Dieser Sachverhalt hätte positive Auswirkungen für die Habitatsignung des Graslands, insbesondere für die Verbesserung der Vegetationsstruktur als geeignete Rufplätze für männliche Wachtelkönige im Mai. Zusätzlich wäre mit einer Winterüberflutung aufgrund höherer Nährstoffeinträge auch mit höheren Nährstoffumsätzen und folglich mit der Ausbildung eines reichhaltigeren Beutespektrums für den Wachtelkönig zu rechnen.

Eine Alternative zu der genannten Maßnahme bestünde darin, die Deichtore ganzjährig offen zu lassen und den Wasserstand im Trockenpolder ganzjährig an die Hochwasserganglinie der Oder anzuschließen. Die Überflutungsdynamik wäre mit Erosions- und Sedimentationsprozessen in den Poldern verbunden, womit strukturbildende Prozesse einhergehen, die das ständige Werden und Vergehen von Primärstandorten und offenen Sukzessionsstadien bedingen, die von Wachtelkönigen als Habitate genutzt werden können (Mammen et al. 2005).

Es ist allerdings nicht zu erwarten, dass sich bei Öffnung der Deichtore diese Dynamik in vollem Umfang einstellt. Dazu wäre ein Schleifen oder zumindest ein Rückbau des Sommerdeichs notwendig. Dies wäre eine Maßnahme, die in absehbarer Zeit im Unteren Odertal nicht umzusetzen sein wird, weil es sich bei der Oder um eine internationale Schifffahrtsstraße handelt, die durch den Rückbau der Deiche in ihrer Schifffahrtsfähigkeit beeinträchtigt wäre. Durch den derzeitigen Ausbau der parallel zur Oder verlaufenden „Hohensaaten–Friedrichsthaler Wasserstraße“ wäre es möglich, die Großschifffahrt im Bereich des Nationalparks auf diesen Kanal umzuleiten und die Oderaue wieder an das Hochwasserregime der Oder anzuschließen. Dies würde internationale Regelungen der Schifffahrt mit dem neuen EU-Mitglied Polen voraussetzen, die zumindest auf längere Sicht nicht ausgeschlossen werden sollten (IUS 1999).

Unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten stellt bereits der Einbau von Deichtoren in den Sommerdeich des Trockenpolders eine aufwändige und kostenintensive Maßnahme dar. Eine mittelfristig durchführbare Maßnahme hingegen ist die Anhebung der Grundwasserstände in den

Trockenpoldern, bzw. der Verzicht auf ein künstliches Absenken der Grundwasserstände. Im Trockenpolder werden diese durch Schöpfwerke und Pumpen künstlich auf 1 m unter Flur gehalten. Um eine geeignete Vegetationsstruktur für die Ausbildung geeigneter Wachtelkönighabitate herzustellen, sollten diese ebenso wie im Nasspolder auf ein Niveau von 30 bis 60 cm unter Flur, also auf ihr natürliches Maß, wieder angehoben werden. Dies würde dazu beitragen, die Ausbildung natürlicher Schilfseggriede (*Caricetum gracilis*) und Rohrglanzgraswiesen (*Phalaridetum arundinaceae*) im Trockenpolder zu fördern oder angesäte Rohrglanzgrasbestände (Intensivgrasland) in ihrer Beständigkeit zu erhalten (Schalitz und Petrich 1999). Weiterhin wäre es wünschenswert, kleereiche Intensivgrasländer im Trockenpolder durch Ansaaten von lockeren Rohrglanzgrasbeständen zu ersetzen, um die positive Entwicklung der Habitateignung von Wiesenflächen für Wachtelkönige zu initialisieren und zu beschleunigen. Darüber hinaus würde durch diese Maßnahme gewährleistet, dass große zusammenhängende Areale entstünden und eine mögliche Fragmentierung der Habitate eingeschränkt würde. Entscheidend für die Optimierung des Schutzes von Wachtelkönighabitaten ist der Nutzungszeitpunkt der Flächen. Dieser sollte jeweils nach dem ersten September eines Jahres erfolgen, um eine zweite Brut der Art zu sichern. Eine zweite Brut ist dringend notwendig, um die Population im Unteren Odertal, die durch die Ausweisung der Schutzzone 1 (Prozessschutzflächen) annähernd 30 Prozent gut geeigneter Habitate einbüßt, zu stabilisieren. Stowe und Green (1997) schlagen eine Nichtnutzung der Fläche in einem Radius von 200 bis 300 m um den Rufplatz männlicher Wachtelkönige vor. Dadurch wird gewährleistet, dass sowohl ein mögliches Nest, das sich nie weiter als 100 m vom Rufplatz entfernt befindet (Tyler 1996), als auch der Aktionsraum der Jungvögel vollständig geschützt werden. Der Radius von 200 bis 300 m um die Rufplätze dürfte folglich ausreichend sein. Er setzt aber voraus, dass die Rufplätze männlicher Wachtelkönige während der Brutsaison wöchentlich kartiert werden (Mammen et al. 2005). Da es sich bei dem Gebiet um einen Nationalpark handelt, in dem die Nutzung durch späte Mahdtermine in ihrer Wirtschaftlichkeit ohnehin stark eingeschränkt ist, wird in Gebieten, in denen männliche Rufer auftreten, ein Nutzungszeitpunkt nicht vor dem 1. September vorgeschlagen. Dies entspricht einer vollständigen Pflege dieser Gebiete zur Sicherung des Bruterfolgs von Wachtelkönigen. Wirtschaftlich werden diese Flächen dann nahezu wertlos, denn das nach dem ersten September geerntete Heu ist allenfalls noch als Brennstoff zu verwertbar, z. B. in Anlagen zur Gewinnung regenerativer Energien.

In einem Nationalpark sollte jedoch der Schutz der Habitate einer stark vom Aussterben bedrohten Vogelart, zu deren Schutz sich die Bundesrepublik Deutschland in internationalen Abkommen verpflichtet hat, auch bei wirtschaftlichen Einbußen möglich sein. Der Schutz

der Habitate des Wachtelkönigs dient ausdrücklich einem der Ziele des Nationalparks: Der Sicherung und der Optimierung von Fortpflanzungs- und Nahrungshabitaten gefährdeter Arten durch Biotopenkung. Was die Bewirtschaftungsintensität von Flächen außerhalb des Nationalparkes betrifft, so ist neben den genannten Maßnahmen zur Verbesserung des Schutzes von Wachtelkönighabitaten auf organische und mineralische Düngung durch den Menschen zu verzichten, um keine zu dichten Wiesenbestände zu fördern, die ein Durchdringen der unteren Wuchsschichten der Wiesen durch Wachtelkönige im Juni verhindern.

Zusammenfassend ist auch in einem Nationalpark, neben dem Prozessschutz als ein Instrument zur Wiederherstellung von Biodiversität, der Schutz bestimmter, seltener Arten durch gezielte Hilfsmaßnahmen unerlässlich (Scherzinger 2002). „Im Fall der meisten Wiesenvögel kann in Deutschland mittelfristig deshalb auf extensiv genutztes und gepflegtes Grasland nicht verzichtet werden. In vielen Schutzgebieten gleitet die geplante extensive Bewirtschaftung über unzureichend genutzte Flächenbereiche und aufgegebene Flächen ungeplant in freie Sukzession (Verbrachung, bzw. Verschilfung) ab (Mammen et al. 2005). Dies verhindert oft das genannte Schutzziel des Zielartenschutzes zugunsten des Prozessschutzes. Insgesamt darf Prozessschutz nicht als alleiniges oder oberstes Naturschutzziel missverstanden werden, sondern stellt nur einen von mehreren Ansätzen zum Schutz von Biodiversität dar (Piechocki et al. 2004 zit. in Mammen et al. 2005).

## 6. Zusammenfassung, Fazit und Ausblick

Der Wachtelkönig ist die europäische Brutvogelart, über deren Ökologie und Naturschutzbiologie bis Anfang der 1990er Jahre am wenigsten bekannt war (Flade 1991). Wichtige Forschungsfragen zu diesen Themen konnten von Stowe et al. (1993), Green und Tyler (1993), Schäffer und Münch (1993), Tyler (1996), Green et al. (1997) und Schäffer (1997) beantwortet werden. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen basieren auf regional begrenzten Untersuchungen und einer insgesamt überschaubaren Datenbasis. Mit der vorliegenden Arbeit zum wichtigsten Verbreitungsgebiet des Wachtelkönigs in Deutschland konnte die Datenbasis quantitativer Analysen der Habitatansprüche des Wachtelkönigs erweitert werden. Dank der hochauflösenden digitalen Datengrundlagen konnten erstmals multivariate statistische Analyseverfahren zu den Habitatansprüchen des Wachtelkönigs mit einer räumlich expliziten Prognose der Vorkommenswahrscheinlichkeit der Art auf einer kleinmaßstäbigen regionalen Skala (Nationalpark Unteres Odertal) verknüpft werden. Die Gültigkeit der statistischen Habitatmodelle konnte durch räumliche und zeitliche Übertragung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten auf gleiche Vegetationseinheiten getestet und bewertet werden. Dadurch wurde die Eignung der Modelle zur Vorhersage von Flächen als Wachtelkönighabitate bestätigt.

Hinsichtlich der wichtigsten Ausgangshypothesen in Kapitel 1.2 lassen sich folgende Aussagen treffen:

- Flächenbezogene und relativ einfach im Gelände zu erhebende Daten zur Struktur der Graslandvegetation erlauben die Vorhersage von Wachtelkönigpopulationen im Nationalpark Unteres Odertal. Mit Hilfe der Vegetationsstrukturvariablen erlaubt das Verfahren der statistischen Habitatmodellierung sowohl die befriedigende Vorhersage von Wachtelkönigpopulationen, als auch die Bestimmung des Einflusses einzelner Variablen auf die Verbreitung der Art so wie die Ableitung von Schlüsselfaktoren für das Auftreten männlicher Rufer zu den jeweiligen Untersuchungszeitpunkten.
- Die Anwendung statischer Habitatmodelle im Landnutzungsszenario erlaubt die grobe Abschätzung des Einflusses der beabsichtigten Landnutzungsänderungen auf die Eignung von Flächen als Wachtelkönighabitat. Nach den Modellberechnungen verringert sich die Größe der Fläche, die als „gut geeignete“ Wachtelkönighabitate geschätzt



wurden, innerhalb des Nationalparks um etwa 30 Prozent durch die Ausweisung der Prozessschutzareale.

Die Schlüsselfaktoren für die Besiedlung von Wiesen durch Wachtelkönige zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai sind „die Wuchshöhe der Vegetation“ und der „Deckungsgrad der Wiesen“. Je höher die Wuchshöhe des Graslands und je höher der Gesamtdeckungsgrad des Bestands, desto höher ist die Vorkommenswahrscheinlichkeit für männliche Rufer Mitte Mai. Ein Schlüsselfaktor für die Besiedlung von Flächen durch Wachtelkönige zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni ist neben der Wuchshöhe der Vegetation und dem Gesamtdeckungsgrad die Landnutzung. Mitte Juni wird ungenutztes Grasland, spätestens 5 Jahre nach dem Brachfallen, nicht mehr durch Wachtelkönige besiedelt.

Die Struktureigenschaften von Wiesen, die von Wachtelkönigen im Unteren Odertal bevorzugt werden, konnten mittels multivariater Modellbildung präzisiert werden. Die Beschreibung der Strukturparameter in den Optimalhabitaten können als Hypothesen verstanden werden, die in Zukunft in anderen Verbreitungsgebieten der Art getestet werden sollten:

- Wachtelkönige bevorzugen bereits Mitte Mai sehr hoch aufgewachsene Wiesenvegetation (je höher das Grasland, desto häufiger), die Gesamtdeckungsgrade von 100 Prozent aufweisen, und deren Mittelschicht Wuchshöhen von mehr 60 cm und Deckungsgrade von mehr 80 Prozent erreichen. Die Unterschicht jener Wiesen befindet sich in einer Wuchshöhe von etwa 20 cm und weist nur geringe Deckungsgrade auf.
- Zum Aufnahmezeitpunkt Juni bevorzugen Wachtelkönige sehr spät im Jahr genutzte Wiesen, die eine Wuchshöhe zwischen 60 und 80 cm, bei einem Gesamtdeckungsgrad von 100 Prozent erreichen. Die Wuchshöhe der Unterschicht beträgt in den Optimalhabitaten mehr als 25 cm.

Als Forschungsausblick ist darauf hinzuweisen, dass die Gültigkeit der multivariaten logistischen Regressionsmodelle durch die Aufnahme ähnlicher Variablen in unterschiedlichen Vorkommensräumen des Wachtelkönigs in den nächsten Jahren getestet werden sollten.

## 7. Abstract

Until the middle of the last decade, there had been little knowledge about the habitat requirements and conservation biology of corncrakes (Flade 1991). Many questions on these topics have been answered by Stowe et al. (1993), Green and Tyler (1993), Schäffer und Münch (1993). Tyler (1996), Green et al. (1997) and Schäffer (1997). The results of these investigations base upon regional studies with an all in all manageable data pool.

Central aims of the present study were to analyse factors influencing the spatial distribution of corncrakes in the Lower Oder Valley National Park and to predict the spatial distribution of the species, when land use changes. The investigation bases upon two major hypothesis:

- Spatial explicit data on the structure of grassland vegetation enable the prediction of the incidence of corncrakes.
- Statistical habitat suitability models allow the approximation of the influence of land use changes on the suitability of grassland as corncrakes' habitat.

With the present investigation on corncrakes' habitat in breeding area of capital importance in Germany, the data pool on multivariate analyses on the habitat requirements could be enlarged. Based on the high resolution digital spatial database of vegetation units in the national park it was possible to link multivariate statistical analysis on habitat requirements of corncrakes with spatial explicit prognosis of species occurrence on a regional landscape scale. The validity of the univariate and multivariate logistic regression models on the probability of corncrakes occurrence could be tested by the spatial and temporal transfer of the model prognosis to parts of the parks, where no variables for the calibration of the models have been recorded. and to datasets of different years to predict past and future tendencies. Therefore the validity of the models could be approved.

Spatial explicit data on the structure of grassland vegetation enable the prediction of corncrake populations on the landscape scale in the Lower Oder Valley National Park in a satisfying extent. By means of univariate and multivariate statistical habitat models it is possible to designate the influence of variables on the distribution of corncrakes. Furthermore key variables on the occurrence of corncrake populations could be displayed. The application of spa-

tial explicit statistical habitat models in land use scenarios on environmental changes enables an approximate estimation of the influence of land use changes on the suitability of areas as corncrakes habitats.

In the middle of May, key variables of the occurrence of corncrakes in the middle of may were the “ height of vegetation” and “total cover of the grassland vegetation”. The higher the vegetation and the higher the total cover of grassland vegetation, the higher is the probability of the occurrence of corncrakes in the middle of may.

In the middle of June, land use is a key variable for the colonisation of meadows by corncrakes. Additionally fallow grassland has not been colonized by male corncrakes 5 years after abandonment. Parameters on the structure of meadows which have been preferably colonized by corncrakes could be precised. The description of these parameters can be interpreted as attributes of meadows preferred as habitat by corncrakes.

In the middle of May, corncrakes prefer high grown meadows, which are mown once in a year (the higher the meadows grow, the more frequent male corncrakes occur). The middle strata of these meadows reached a height of more than 60 cm and a total cover of more than 80 %. The lower strata of these meadows grow up to 20 cm with achieving only little total cover. In the middle of June, corncrakes prefer meadows, which are mown late in the year. The meadows hold a height of vegetation from 60 - 80 cm and provide a total cover of 100 per cent. The height of the lower strata of grassland vegetation of meadows which have been preferred by corncrakes reaches a height of growth of more than 25 cm.

As an outlook to further investigation, it is proposed to test the validity of the chosen multivariate regression models in other parts of the breeding range of corncrakes. Therefore, it is necessary to detect similar variables of the structure of grassland vegetation in order to compare the results to the present investigation.

## **Danksagung**

An erster Stelle möchte ich mich bei meinem Betreuer Prof. Dr. Gerhard Gerold herzlich bedanken. Er hat mich als Doktorand ausgewählt und ist mir im Laufe der Arbeit unterstützend und mit Geduld zur Seite gestanden. Durch seine Art der Leitung der Abteilung Landschaftsökologie, seine Offenheit und Toleranz für neue Ideen hat er die Durchführung der Arbeit ermöglicht. Dafür bin ich ihm sehr dankbar.

Bei Prof. Dr. M. Mühlenberg bedanke ich mich für die Übernahme des Korreferates und das Interesse am Fortgang der Arbeit. Herrn Prof. Dr. M. Schaefer danke ich für hilfreiche Hinweise und Korrekturen.

Dem Verein zur Förderung des Deutsch-Polnischen Internationalparks e.V. und dem Institut für Umweltstudien (IUS) Weisser und Ness GmbH in Heidelberg danke ich sehr für die Bereitstellung der umfangreichen digitalen Datengrundlagen des Pflege- und Entwicklungsplanes. Ganz herzlich danken möchte ich den Ornithologen, die Wachtelkönige im Unteren Odertal studieren und schützen. Sie haben mir ihre Geländeaufnahmen zur Verfügung gestellt und mit ihrem Sachwissen, ihrer Geländeerfahrung und mit ihrer Begeisterung die Arbeit bereichert. Namentlich bedanke ich mich bei Angela Helmecke, Joachim Sadlik, Stefan Fischer, und allen Mitgliedern der Arbeitsgemeinschaft für Ornithologie und der Naturwacht Unteres Odertal. Herzlich gedankt sei Dr. Jochen Bellebaum für die zahlreichen fachlichen Diskussionen, die mir die Komplexität biologischer und naturschutzfachlicher Forschung immer wieder verdeutlicht haben. Dr. Boris Schröder danke ich für seine Hilfsbereitschaft und dass er mich mit statistischen Habitatmodellen und mit dem GIMOLUS e-learning Modul zum Erlernen der logistischen Regression in Berührung gebracht hat.

Herzlichst Danke sagen möchte ich meinen Freunden Petra Maass, Florian Raecke, Michael Härtel, Angela Kreikemeier, Silke Niehoff und Jochen Just, die unschöne Vorabversionen der Arbeit gelesen, kritisiert und korrigiert haben. Der Deutschen Forschungsgemeinschaft danke ich für die Finanzierung der Geländeaufenthalte und das Forschungsstipendium im Rahmen des Graduiertenkollegs „Wertschätzung und Erhaltung von Biodiversität“.

Schließlich danke ich meinen Eltern, Anneliese und Udo Just, die insgesamt den größten Anteil an meiner Ausbildung getragen haben. Danke!

## Abbildungsverzeichnis

<b>Abb. 1</b>	Wachtelkönig .....	19
<b>Abb. 2</b>	Brut- und Überwinterungsgebiete des Wachtelkönigs (Quelle: Hoyo et al. 1996) .	20
<b>Abb. 3</b>	Europäischer Teil des Brutgebiets (Quelle: Snow und Perrins 1998) .....	21
<b>Abb. 4</b>	Hauptuntersuchungsgebiete für Vegetationsstrukturaufnahmen in Wachtelkönigrevieren und Gliederung der Polderflächen des Nationalparks Unteres Odertal (Quelle: Mammen et al. (2005), nach eigenem Entwurf verändert) .....	27
<b>Abb. 5</b>	Monatliche Temperaturmittelwerte und langjähriges Mittel monatlicher Niederschlagssummen für den Zeitraum 1961 – 1990.....	30
<b>Abb. 6</b>	Bodenprofil-Typen im Unteren Odertal (Quelle: Weigmann und Schumann 1999).....	32
<b>Abb. 7</b>	Azonale Vegetationsabfolge der in Auen großer Flüsse der collin-planaren Stufe (Quelle: Ellenberg 1995).....	34
<b>Abb. 8</b>	Klassifikationsmatrix zur Gegenüberstellung von beobachteten Daten und Vorkommensprognosen (Quelle: Schröder 2000).....	47
<b>Abb. 9</b>	Räumliche Übertragung der Vorkommenswahrscheinlichkeit des Modells 3a auf gleich kartierte Vegetationseinheiten im südlichen Teil des Nationalparks zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni (Ausschnitt aus dem gesamten Untersuchungsgebiet)...	53
<b>Abb. 10</b>	Zeitliche Übertragung der Vorkommensprognosen des Modells 3a auf gleich kartierte Vegetationseinheiten im Jahr 2001 (Mitte Juni).....	54
<b>Abb. 11</b>	Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe) zum Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai 2002 ( $p < 0.001$ ) .....	58
<b>Abb. 12</b>	Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung) Mitte Mai 2002 ( $p = 0.05$ ).....	58
<b>Abb. 13</b>	Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Wuchshöhe der Oberschicht“ (hobersch) Mitte Mai 2002 ( $p < 0.0001$ ).....	59

<b>Abb. 14</b>	Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Wuchshöhe der Mittelschicht“ (hmittel) Mitte Mai 2002 ( $p < 0.0001$ ).....	59
<b>Abb. 15</b>	Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Wuchshöhe der Unterschicht“ (hunter) Mitte Mai 2002 ( $p < 0.0001$ ).....	60
<b>Abb. 16</b>	Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter) Mitte Mai 2002 ( $p < 0.0001$ ).....	60
<b>Abb. 17</b>	Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Wuchshöhe der Vegetation“ (vhoehe) Mitte Juni 2002 ( $p = 0.02$ ).....	66
<b>Abb. 18</b>	Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Gesamtdeckungsgrad“ (gdeckung) Mitte Juni 2002 ( $p = 0.001$ ).....	66
<b>Abb. 19</b>	Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Deckungsgrad der Oberschicht“ (dobersch) Mitte Juni ( $p = 0.001$ ).....	67
<b>Abb. 20</b>	Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Wuchshöhe der Unterschicht“ (hunter) Mitte Juni ( $p = 0.007$ ).....	67
<b>Abb. 21</b>	Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Deckungsgrad der Unterschicht“ (dunter) Mitte Juni ( $p = 0.037$ ) .....	68
<b>Abb. 22</b>	Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige Mitte Juni in Abhängigkeit der Variable „Höhe abgestorbener Phytomasse“ (haphyto) Mitte Juni 2002 ( $p = 0.007$ ) .....	68
<b>Abb. 23</b>	Univariates logistisches Regressionsmodell für das Auftreten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variable „Deckungsgrad abgestorbener pflanzlicher Biomasse“ (daphyto) Mitte Juni 2002 ( $p = 0.000$ ).....	69

<b>Abb. 24</b>	Habitat eignungskarte mit räumlicher Darstellung der bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeit des Modells (3b) Mitte Mai (Ausschnitt aus dem Untersuchungsgebiet).....	78
<b>Abb. 25</b>	Habitat eignungskarte mit räumlicher Darstellung der bedingten Vorkommenswahrscheinlichkeiten des Modells (3a) für Mitte Juni (Ausschnitt aus dem Untersuchungsgebiet).....	79
<b>Abb. 26</b>	Monatsmitteltemperaturen der Jahre 1999 – 2002 der Station Angermünde im Vergleich zum langjährigen Mittel der Jahre 1961 - 1990.....	80
<b>Abb. 27</b>	Anwendung des Szenarios mit der beabsichtigten Landnutzungsänderung bis zum Jahr 2010 auf das ausgewählte Modell 3b (Ausschnitt aus dem Untersuchungsgebiet).....	91
<b>Abb. 28</b>	Geänderte Vorkommensprognosen des Wachtelkönigs bei den geplanten geänderten Landnutzungen bis zum Jahr 2010 für den Zeitpunkt Mitte Juni.....	93
<b>Abb. 29</b>	Vergleich der Auswahlindices unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziationseinheit Rohrglanzgraswiesen ( <i>Phalaridetum arundinaceae</i> ) (MG7)) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002 .....	94
<b>Abb. 30</b>	Vergleich der Auswahlindices unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziationseinheit Wiesenfuchsschwanzwiese ( <i>Alopecuretum pratensis</i> (GG 31)) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002.....	95
<b>Abb. 31</b>	Vergleich der Auswahlindices unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Vegetationseinheit Intensivgrasland (neben Gräsern auch einzelne Kräuter vorhanden) (GI 2) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002.....	95
<b>Abb. 32</b>	Vergleich der Auswahlindices unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziationseinheit Schlankseggenried ( <i>Caricetum gracilis</i> (MG 2)) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002 .....	96
<b>Abb. 33</b>	Vergleich der Auswahlindices unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziationseinheit Glatthaferwiese ( <i>Arrhenatheretum elatioris</i> (GM 21)) für Mitte Mai und Mitte Juni von im Zeitraum 1997-2002.....	96
<b>Abb. 34</b>	Vergleich der Auswahlindices unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziationseinheit Zaunwinden – Hopfenseiden - Gesellschaft ( <i>Cuscuta</i>	

<i>convolvuletum elatioris</i> (GS 25)) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002 .....	97
<b>Abb. 35</b> Vergleich der Auswahlindices unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziationseinheit Schilfröhricht ( <i>Scirpo Phragmitetum</i> (MR 1)) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002 .....	97
<b>Abb. 36</b> Vergleich der Auswahlindices unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Vegetationseinheit Intensivgrasland mit einem Anteil an Ruderalarten mit einer Gesamtdeckung von 25-50 Prozent (GI1r2) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002 .....	98
<b>Abb. 37</b> Vergleich der Auswahlindices unterschiedlicher Pufferradien (r) für die Assoziationseinheit Wasserschwadentröhricht ( <i>Glycerietum maximae</i> ) (MR 2) für Mitte Mai und Mitte Juni im Zeitraum von 1997-2002 .....	98
<b>Abb. 38</b> Vergleich der mittleren Auswahlindices dreier unterschiedlicher Pufferradien (142 m, 135 m, 120 m) für die kartierten Vegetationseinheiten im Nationalpark Unteres Odertal für den Zeitraum 1997-2002 .....	99



## Tabellenverzeichnis

<b>Tab. 1:</b> Statistische Parameter und Gütemaße der Kalibrierung aller univariaten logistischen Regressionsmodelle der Variablen der Vegetationsstruktur für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai 2002 .....	56
<b>Tab. 2:</b> Bivariate Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen den hoch signifikant ( $p < 0.05$ ) trennenden unabhängigen Variablen für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai.....	61
<b>Tab. 3:</b> Regressionskoeffizienten standardisierter unabhängiger Variablen der Vegetationsstruktur in univariaten logistischen Regressionsmodellen für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Mai .....	63
<b>Tab. 4:</b> Parameter und Gütemaße der Kalibrierung aller univariaten logistischen Regressionsmodelle für den Zeitpunkt Mitte Juni .....	64
<b>Tab. 5:</b> Bivariate Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen den hoch signifikant ( $p < 0.05$ ) trennenden unabhängigen Variablen für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni.....	69
<b>Tab. 6:</b> Statistische Parameter der univariaten logistischen Regressionsmodelle standardisierter unabhängiger Variablen der Vegetationsstruktur für den Aufnahmezeitpunkt Mitte Juni.....	70
<b>Tab. 7:</b> Statistische Gütemaße der Kalibrierung und Diskriminierung der ökologisch sinnvoll interpretierbaren Variablenunterkombinationen Mitte Mai .....	75
<b>Tab. 8:</b> Statistische Gütemaße der Kalibrierung und Diskriminierung der ökologisch sinnvoll interpretierbaren Variablenunterkombinationen Mitte Juni.....	77
<b>Tab. 9:</b> Vergleich der korrekten Vorkommensprognosen (Sensitivität) der multivariaten Modelle bei der räumlichen Übertragung für Mai 2002 (502) und der zeitlichen Übertragung auf die Zeitpunkte Mitte Mai 2001 (501), Mai 2000 (500) und Mai 1999 (599) .....	81
<b>Tab. 10:</b> Vergleich der korrekten Vorkommensprognosen (Sensitivität) der Juni-Modelle bei der räumlichen Übertragung für Juni 2002 (602) und der zeitlichen Übertragung auf den Zeitpunkt Mitte Juni 2001 (601), Juni 2000 (600) und Juni 1999 (699) .....	83

<b>Tab. 11:</b>	Variablen in der Regressionsgleichung des Modells 3b .....	84
<b>Tab. 12:</b>	Variablen in der Regressionsgleichung des Modells 3a.....	87
<b>Tab. 13:</b>	Parameterkodierung des univariaten logistischen Regressionsmodells der kategorialen Variable „Landnutzung“ Mitte Mai 2002.....	89
<b>Tab. 14:</b>	Gütemaße des univariaten logistischen Regressionsmodells mit der kategorialen Variable „Landnutzung“ Mitte Mai 2002.....	89
<b>Tab. 15:</b>	Variablen in der Gleichung des univariaten logistischen Regressionsmodells der kategorialen Variable „Landnutzung“ Mitte Mai 2002 .....	90
<b>Tab. 16:</b>	Parameterkodierung des univariaten logistischen Regressionmodells der kategorialen Variable „Landnutzung“ Mitte Juni 2002 .....	91
<b>Tab. 17:</b>	Gütemaße des univariaten logistischen Regressionsmodells mit der kategorialen Variable „Landnutzung“ .....	92
<b>Tab. 18:</b>	Variablen in der Gleichung des univariaten logistischen Regressionsmodells der kategorialen Variable „Landnutzung“ Mitte Juni 2002 .....	92
<b>Tab. 19:</b>	Vergleich der Habitateignung von Vegetationseinheiten der mittels Regressionsanalysen und GIS-Analyse erzielten Ergebnisse zum Kartierungszeitpunkt Mitte Mai.....	101
<b>Tab. 20:</b>	Vergleich der Habitateignung von Vegetationseinheiten der mittels Regressionsanalysen und GIS-Analyse erzielten Ergebnisse für Mitte Juni .....	102
<b>Tab. 21:</b>	Veränderung der prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeit in Totalreservaten (Mitte Mai). .....	124

## Literatur

- Austin, M.P. (2002):** Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157, 101-118.
- Backhaus, K.; Erichson, B.; Plinke, W.; Weiber, R. (2000):** *Multivariate Analysemethoden*. Springer, Berlin.
- Bezzel, E. (1982):** *Vögel in der Kulturlandschaft*. Ulmer, Stuttgart
- Bibby, C.J.; Burgess, N.D.; Hill, A. (1992):** *Bird Census Techniques*. Academic Press, London
- Blaschke, T. (1997):** *Landschaftsanalyse und -bewertung mit GIS*. Schriftenreihe zur Deutschen Landeskunde. Trier
- Blaschke, T. (1999):** *Habitatanalyse und Modellierung mit Desktop-GIS*. In: Blaschke, T. (1999) (Hrsg.): *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung*. Wichmann, Heidelberg
- Braaksma, S.; Straaten van der, J. (1973):** *Crex crex – Wachtelkönig, Wiesenralle*. In: *Glutz von Blotzheim, U.; Bauer, K.; Bezzel, E. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas: Bd. 5*. Akademische Buchhandlung Frankfurt
- Braun – Blanquet, J. (1964):** *Pflanzensoziologie*. 3. Auflage. Wien, New York
- Bortz, J.; Lienert, G.A. ; Boehnke, K. (2000):** *Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik*. Springer, Berlin
- Böer, W. (1967):** Vorschlag einer Einteilung des Territoriums der Deutschen Demokratischen Republik in Gebiete mit einheitlichem Großklima. *Zeitschrift für Meteorologie*, Bd. 17, Heft 9-12, 267-275.
- Burnham, K.P.; Anderson, D.R. (2002):** *Model Selection and Multimodel Inferences. A practical Information – Theoretic – Approach*. Springer, New York
- Cadbury, C.J. (1980):** The status and habitats of the Corncrake in Britain 1978/79. *Bird Study* 27, 203-218.

- Capen, D.E.; Fenwick, J.W., Inkley, D.B.; Boynton, A.C. (1986):** Multivariate models of songbird habitat in New England forests. In: Verner, J.; Morrison, M. L.; Ralph, C.J. (eds.): Wildlife 2000: Modelling habitat relationships of terrestrial vertebrates. Based on an international symposium held at Stanford Sierra Camp, Fallen Leaf Lake. Wisconsin University Press, 171–177.
- Coste, M. (1927):** Der Einfluss der mit der Oderregulierung verbundenen Meliorationen auf die Wiesen im Unter-Odergebiet. Dissertation, Universität Jena
- Cox, D.R.; Snell, S.J. (1989):** Analysis of binary data. Chapman and Hall, London
- Crockford, N.J.; Green, R.E.; Rocamora, G.; Schäffer, N.; Stowe, T.J.; Williams, G.M. (1997):** A summary of the European Action Plan for the Corncrake (*Crex crex*). Vogelwelt, 118, 169-173.
- Dierschke, H. (1994):** Pflanzensoziologie. UTM, Stuttgart
- Dittberner, W.; Köhler, R. (1998):** Das Europäische Vogelschutzgebiet (SPA) Unteres Odertal. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg , 7(3), 195-198.
- Dohle, W.; Weigmann, G.; Schröder, T. (1999):** Das Untere Odertal - Charakterisierung des Untersuchungsgebietes. In: Dohle, W.; Bornkamm, R.; Weigmann, G. (Hrsg.) (1999): Das Untere Odertal – Auswirkungen periodischer Überschwemmungen auf Biozönosen und Arten. Limnologie aktuell, Bd. 9. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- Dormann, C.F.; Lausch, A.; Küster, S. (2004):** Zeitliche Konstanz der Habitatpräferenz in einer sich wandelnden Landschaft – Landschaftsstruktureffekte. In: Dormann, C.F.; Blaschke, T.; Lausch, A.; Schröder, B.; Sondgerath, D. (Hrsg.) (2004): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 7.-10. Oktober am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004
- Eberhardt, E.E. (2003):** What should we do about hypothesis testing? Journal of Wildlife Management, 67, 241-247.
- Ellenberg, H. (1963):** Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Einführung in die Phytologie IV. 2. Stuttgart

- Ellenberg, H. (1995):** Die Vegetation Mitteleuropas und der Alpen in ökologischer Sicht. Ulmer Verlag, Stuttgart
- Fangrath, M., Schäffer, N. (1995):** Sind Wachtelkönigrufe individuell? Journal für Ornithologie, 136, 136–148.
- Fielding, A.H.; Haworth, P.F. (1995):** Testing the Generality of Bird-Habitat-Models. Conservation Biology, 9, 1466-1481.
- Fischer, S.; Dittberner, W.; Helmecke, A.; Sadlik, J. (1998):** Bewertung des Beitrages nationaler und internationaler Naturschutzvorhaben in Deutschland zur Erhaltung stark gefährdeter Vogelarten auf landwirtschaftlich extensiv genutzten Flächen (z. B. Wachtelkönig): Zielkonflikte und Lösungswege. Teilgebiet Unteres Odertal: Projektbericht im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz und des Landesbundes für Vogelschutz e.V.
- Fischer, S.; Bellebaum, J.; Dittberner, W.; Helmecke, A.; Sadlik, J. (1999):** Bewertung des Beitrages nationaler und internationaler Naturschutzvorhaben in Deutschland zur Erhaltung stark gefährdeter Vogelarten auf landwirtschaftlich extensiv genutzten Flächen (z. B. Wachtelkönig): Zielkonflikte und Lösungswege. Teilgebiet Unteres Odertal: Projektbericht im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz und des Landesbundes für Vogelschutz e.V.
- Flade, M. (1991):** Die Habitate des Wachtelkönigs während der Brutsaison in drei europäischen Stromtälern (Aller, Save, Biebrza). Vogelwelt, 112 (1-2),16-39.
- Flade, M. (1997):** Wo lebte der Wachtelkönig in der Urlandschaft? Vogelwelt, 118, 141-146.
- Gerold, G. (1988):** Zur Anwendung von Schätzmodellen der Abspülresistenz tropischer Böden bei Neulanderschließungen am Beispiel der äußeren Tropen. In: Jahrbuch der Geographischen Gesellschaft zu Hannover. S.161-188.
- Gerold, G.; Cyffka, B. (1998):** Regionalisierung der Abflussbildung über die Aggregation homogener Flächen unter Verwendung des Geographischen Informationssystems ARC/INFO und der „Digitalen Reliefanalyse“ (Programm SARA). Forschungsbericht des DFG-Schwerpunktprogramms „Regionalisierung in der Hydrologie.“
- Glutz von Blotzheim, U.; Bauer, K.; Bezzel, E. (Hrsg.) (1973):** Die Vögel Mitteleuropas. Band 5. Akademische Buchhandlung, Frankfurt

- Gottschalk, T. (1995):** Habitatanalyse von Singvogelarten unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems. *Vogelwelt*, 116, 273-284.
- Grabowsky, V.I. (1993):** Spatial distribution and spacing behaviour of males in a Russian corncrake population. *Gibier Faune Sauvage*, 10, 259-279.
- Green, R.E.; Stowe, T.J.: (1993):** The decline of the Corncrake in Britain and Ireland in relation to habitat change. *Journal of applied ecology*, 30, 689-695.
- Green, R.E. (1996):** Factors affecting the population density of the Corncrake (*Crex crex*) in Britain and Ireland. *Journal of applied ecology*, 33, 237-248.
- Green, R.; Rocamora, G.; Schäffer, N. (1997):** Populations, ecology and threats to the Corncrake (*Crex crex*) in Europe. *Vogelwelt*, 118, 117-134.
- Groombridge, B. (2002):** The IUCN Red List of threatened Animals. World Conservation Monitoring Centre. Cambridge
- Guisan, A.; Zimmermann, N.E. (2000):** Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135, 147-186.
- Harell, F.E.J. (2001):** Regression Modelling Strategies – with Applications to Linear Models, Logistic Regression, and Survival Analysis. Springer Series in Statistics. Springer, New York
- Helmecke, A. (2000):** Raum- und Habitatnutzung des Wachtelkönigs (*Crex crex*) im Unteren Odertal. Diplomarbeit Humboldt-Universität zu Berlin. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät I. Institut für Biologie. Unveröffentlicht.
- Hendl, M. (1969):** Grundzüge des Klimas im Havel-Spree-Raum zwischen Nördlichem und Südlichem Landrücken: Wissenschaftliche Abhandlungen der Geographischen Gesellschaft der DDR, Bd.10. Gotha/Leipzig
- Hermann, K. (1930):** Die Entwicklung der Oder vom Natur- zum Kulturstrom. Jahrbuch für die Gewässerkunde Norddeutschlands, Besondere Mitteilungen, Bd. 6, Nr. 2, 1-75.
- Heyer, E. (1959):** Besonderheiten des Klimas des Landes Brandenburg. Wissenschaftliche Zeitschrift der PH Potsdam. Math.-Nat. Reihe, 5, Heft 1, 31-36.

- Heyer, E. (1962):** Das Klima des Landes Brandenburg. Dissertation Pädagogische Hochschule Potsdam
- Hielscher, K. (2001):** Brutvogelgemeinschaften in Niedermooren und Habitatwahl des Schilfrohrsängers (*Acrocephalus schoenobaenus*). Dissertation Universität Potsdam.
- Holland, J.D. (2003):** Factors affecting the extinction threshold and scale of habitat interaction in cerambycid beetles. PhD Thesis, Carleton University Ottawa, Ontario
- Hosmer, D.W.; Lemeshow, S. (2000):** Applied logistic regression. Wiley, New York
- Hoyo, J.; Elliott, A.; Sargatal, J. (1996):** Handbook of the birds of the world, 3, Lynx Edition
- Institut für Umweltstudien Weisser und Ness GmbH (IUS) (1999):** Pflege- und Entwicklungsplan „Unteres Odertal“. – Gutachten im Auftrag des Vereins der Freunde des Deutsch-Polnischen-Nationalparks Unteres Odertal. Heidelberg. Unveröffentlicht.
- Jedicke, E. (1995):** Ressourcenschutz und Prozessschutz. – Diskussion notwendiger Ansätze zu einem ganzheitlichen Naturschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung, 27 (4), 125-133.
- Jedicke, E. (2002):** Räumliche und zeitliche Dynamik in Ökosystemen als Gegenstand der Naturschutzplanung. Geographische Rundschau, 54 (5), 34-39.
- Jehle, P.; Pankoke, K. (1999):** Die Pflanzengesellschaften ausgewählter Totalreservatsflächen im Nationalpark Unteres Odertal. In: Dohle, W.; Bornkamm, R.; Weigmann, G.(Hrsg.) (1999): Das Untere Odertal – Auswirkungen periodischer Überschwemmungen auf Biozöosen und Arten. Limnologie aktuell, Bd. 9. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- Kieseritzky, P. (1938):** Die Verbesserung der Vorflut in der unteren Oder nach dem Gesetz vom 4. August 1904. I. Notwendigkeit und Planung der Vorflutverbesserung, ihre Durchführung und ihre Erfolge. Die Bautechnik, 16, Heft 23-24, 285–292.
- Kiemstedt, J. (1991):** Leitlinien und Qualitätsziele für Naturschutz und Landschaftspflege. In: Henle, K.; Kaule, G.; (Hrsg.): Arten- und Biotopforschung für Deutschland. Forschungszentrum Jülich GmbH

- Kleyer, M.; Kratz, R.; Lutze, G.; Schröder, B. (1999/2000):** Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, 8, 177-194.
- Konczak, P. (1999):** Überblick über die Vegetationsverhältnisse der märkischen Oderaue im Bereich des Nationalparks „Unteres Odertal“. In: Dohle, W.; Bornkamm, R.; Weigmann, G. (Hrsg.) (1999): Das Untere Odertal – Auswirkungen periodischer Überschwemmungen auf Biozöosen und Arten. Limnologie aktuell, Bd. 9. Schweizerbart-sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- Könemann, A.; Lehmann, U. (1932):** Die Wiesen und Weiden an der mittleren und unteren Oder im Abschnitt Frankfurt-Stettin. Landwirtschaftliche. Jahrbücher, 76, 363-458.
- Kratochwil, A. (1989):** Grundsätzliche Überlegungen zu Roten Listen von Biotopen. Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz, 29, 136-150.
- Kuhn, W. (1998):** Flächendeckende Analyse ausgewählter ökologischer Parameter: Bewertung von Habitateignung und –isolation für zwei wirbellose Tierarten mit Hilfe eines geographischen Informationssystems. Peter Lang, Frankfurt.
- Kuhn, W.; Kleyer, M. (1999/2000):** A statistical habitat model for the blue winged grasshopper (*Ödipodia caerulescens*) considering the habitat connectivity. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, 8 (4), 207-218.
- Kuntze, H.; Roeschmann, G.; Schwerdtfeger, G. (1994):** Bodenkunde. 5. Auflage, UTB, Ulmer, Stuttgart
- LUA = Landesumweltamt Brandenburg (1994):** Eine Zusammenfassung, Auswertung und Bewertung des vorhandenen Informationsmaterials über die Oder und ihre deutschen Nebenflüsse. Band 1: Berichte, Band 2: Anlagen. Potsdam
- Landis, J.R.; Koch, G.G. (1977):** Measurement of observer agreement for categorical data. Biometrics, 33(1), 159-174.
- Lausch, A. (2004):** Raum, Zeit, Struktur und Skala in Habitatmodellen. In: Dormann, C.F.; Blaschke, T.; Lausch, A.; Schröder, B.; Söndgerath, D. (Hrsg.): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 7.-10.Oktober am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004



- Liedtke, H. (1961):** Die Talentwicklung im Oderbruch und Unteren Odertal. Die Erde, 1961(4), 259-280.
- Liedtke, H.; Marcinek, J. (1994):** Physische Geographie Deutschlands. Perthes Verlag, Gotha
- Lindenmayer, D.B.; Cunningham, R.B.; Tanton, M.T.; Nix, H.A.; Smith, A.P. (1991):** The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the central highlands of Victoria, South East Australia: VIII: Landscape analysis of the occurrence of arboreal marsupials. Biological Conservation, 89, 83-92.
- Lutze, G.; Wieland, R.; Schultz, A.(1999):** Habitatmodelle für Tiere und Pflanzen - Instrumente zur integrativen Abbildung und Analyse von Lebensraumansprüchen mit direktem Bezug zur Landschaftsstruktur und zur Landnutzung. In: Blaschke, T. (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Wichmann Verlag. Heidelberg
- Mammen, U.; Bahner, T.; Bellebaum, J.; Eikhorst, W.; Fischer, S.; Geisersberger, I.; Helmecke, A.; Hoffmann, J.; Kempf, G.; Künast, O.; Pfützke, S.; Schoppenhorst, A. (2005):** Grundlagen und Maßnahmen für die Erhaltung des Wachtelkönigs und anderer Wiesenvögel in Feuchtgrünlandgebieten. BfN-Skripten, 141, Bundesamt für Naturschutz, Bonn
- Mcgarigal, K. Marks, B. (1994):** Fragstats – Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure, Dolores
- Meteorologischer und Hydrologischer Dienst der Deutschen Demokratischen Republik (1953):** Klimaatlas der Deutschen Demokratischen Republik. Akademie Verlag, Berlin
- Meyer-Cords, C.; Boye, P. (1999):** Schlüssel-, Ziel- und Charakterarten – Zur Klärung einiger Begriffe im Naturschutz. Natur und Landschaft ,74, Heft 3, 99-101.
- Monserud R.A.; Leemans, R. (1992):** Comparing global vegetation maps with Kappa statistics. Ecological Modelling, 62, 275-293.
- Morrison, M.L.; Marcot, B.G.; Mannan, R.W. (1998):** Wildlife-habitat relationships - concepts and applications. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin

- Mühlenberg, M. und Hovestadt, T. (1991):** Das Zielartenkonzept. NNA-Berichte, 5, 36-41.
- Mühlenberg, M. (1993):** Freilandökologie. UTM, Stuttgart
- Mühlenberg, M. (1997):** Kulturlandschaft als Lebensraum. UTM, Stuttgart
- Mühlenberg, M. (1998):** Populationsbiologie und Gefährdung: Das Zielartenkonzept. Artenschutzreport, 12, 1-5.
- Nagelkerke, N.J.D. (1991):** A note on general definition of the coefficient of determination. Biometrika, 78, 691–692.
- Neter, J.; Wasserman, J.; Kutner, M.H. (1989):** Applied linear regression models. Richard D. Irwin, Boston
- Oelke, H. (1975):** Empfehlungen für Siedlungsdichteuntersuchungen so genannter schwieriger Arten. Vogelwelt, 96, 148 -158.
- Oelke, H. (1980):** Siedlungsdichte. In: Berthold, P., Bezzel, E., Thielke, G. (Hrsg): Praktische Vogelkunde. Kilda-Verlag, Greven
- Oberdorfer, E. (1992a):** Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Pflanzensoziologie I. Jena, Stuttgart, New York
- Oberdorfer, E. (1992b):** Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Pflanzensoziologie IV. Jena, Stuttgart, New York
- Oberdorfer, E. (1993a):** Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Pflanzensoziologie II. Jena, Stuttgart, New York
- Oberdorfer, E. (1993b):** Pflanzengesellschaften. Pflanzensoziologie III. Jena, Stuttgart, New York.
- D'Oleire–Oltmanns, W. (1991):** Verteilungsmuster von Tierarten oder –gruppen im Nationalpark Berchtesgaden. Erfassung mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems. Laufener Seminarbeiträge, 7/91, 68-72.
- Özesmi, J.; Mitch, W.J. (1997):** A spatial habitat model for the marsh-breeding-red-winged-blackbird (*Agelaius phoeniceus*) in coastal Lake Erie wetlands. Ecological Modelling, 101, 139-152.

- Ottval, R.; Petterson, J. (1998):** Kornknarrens (*Crex crex*). biotopval, revirstorlek och ortstrohet på Öland: en radiosenderstudie. *Ornis svecica*, 8, 65-76.
- Passarge, H.; Hofmann, G. (1968):** Süddeutsche Pflanzengesellschaften III. Jena.
- Passarge, H. (1964):** Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. I. Jena
- Passarge, H. (1996):** Pflanzengesellschaften Nordostdeutschlands. I. Hydro- und Therophysa. Berlin, Stuttgart
- Pechacek, P. (1995):** Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden – Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte. Forschungsbericht 31, Nationalpark Berchtesgaden
- Peeters, E.T.H.M.; Gardeniers, J.J.P. (1998):** Logistic regression as a tool for defining habitat requirements of two common gammarids. *Freshwater Biology*, 39, 605–615.
- Piechocki, R.; Wierbinski, N.; Potthast, T. (2004):** Vilmer Thesen zum „Prozessschutz“. *Natur und Landschaft*, 79, 53-56.
- Reichholf, J. (1991): Der Wachtelkönig (*Crex crex*):** Eine biologische Charakterisierung. *Vogelwelt*, 112, 1-2, 6-9.
- Reineking, B.; Schröder, B.; (2004a):** Gütemaße für Habitatmodelle. In: Dormann, C.F.; Blaschke, T.; Lausch, A.; Schröder, B.; Söndgerath, D. (Hrsg.): *Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen*. Tagungsband zum Workshop vom 7.-10. Oktober am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004
- Reineking, B.; Schröder, B.; (2004b):** Variablenselektion. In: Dormann, C.F., Blaschke, T.; Lausch, A.; Schröder, B.; Söndgerath, D. (Hrsg.): *Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen*. Tagungsband zum Workshop vom 7.-10. Oktober am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004
- Rheinwald, S. (1993):** Atlas der Verbreitung und Häufigkeit der Brutvögel Deutschlands – Kartierung um 1985. Schriftenreihe des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten 12.
- Richter, O.; Söndgerath, D.; Belde, M.; Schwartz, S.; Schröder, B. (1997):** Kopplung Geographischer Informationssysteme (GIS) mit ökologischen Modellen für das Naturschutzmanagement. In: Suhling, F.; Kratz, R. (Hrsg.): *GIS im Naturschutz: Forschung, Planung, Praxis*. Westarp, Magdeburg

- Ricklefs, R. (1992):** Ecology. Wiley, New York
- Rothenbücher, J.; Bentlage, K.; Just, P. (2005):** Conservation Management of Target Species or Conservation of Processes - Winners and losers of Two Different Conservation Strategies. In: Markussen, M.; Buse, R.; Garrelts, H.; Manez, M.; Marggraf, R.; Menzel, S. (Hrsg.): Valuation and Conservation of Biodiversity – Interdisciplinary Perspectives on the Convention of Biodiversity. Springer, Berlin
- Rudner, M.; Biedermann, R.; Schröder, B.; Kleyer, M. (2003):** GIMOLUS e-learning Modul zum Erlernen der logistischen Regression als Methode in der Habitatmodellierung. <http://www.gimolus.de> (Stand 1.10.04)
- Rudner, M.; Schröder, B.; Biedermann, R.; Kleyer, M. (2004):** Habitatmodellierung im GIMOLUS-e-Learning Modul zur Verwendung der logistischen Regression zur Analyse der Art-Umwelt-Beziehungen. In: Dormann, C.F.; Blaschke, T.; Lausch, A.; Schröder, B.; Söndgerath, D. (Hrsg.): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 7.-10. Oktober am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004
- Rushton, S.P.; Ormerod, S.J.; Kerby, G. (2004):** New paradigms for modelling species distributions? In Journal of applied ecology, 41, 193-200.
- Sandkühler, K.; Schröder, B. (1999):** GIS-unterstützte Habitatstrukturanalyse wiesenbrütender Kleinvögel im Drömling Ostniedersachsens. NNA-Berichte, 3/99, 41-50.
- Schaefer, M. (2003):** Wörterbuch der Ökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- Schalitz, G. (1970):** Einige spezielle Probleme des Standortes und der Vegetation der Oderpolder bei Schwedt. Zeitschrift für Landeskultur, 11, 375-386.
- Schalitz, G.; Puhlheim, K.; Puhlmann, M. (1984):** Intensivierung des Überschwemmungsgrades an der unteren Oder unter Berücksichtigung gesamtgesellschaftlicher Interessen und der Erhaltung der Ökosysteme. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung Berlin, 24, 249-258.
- Schäffer, N.; Münch, S. (1993):** Untersuchungen zur Habitatwahl und Brutbiologie des Wachtelkönigs (*Crex crex*) im Murnauer Moos/Oberbayern. Vogelwelt, 114, 55-72.

- Schäffer, N.(1994):** Der Wachtelkönig - eine weltweit in ihrem Bestand bedrohte Vogelart. Berichte über den Vogelschutz, 32, 97-102.
- Schäffer, N. (1995):** Corncrake (*Crex crex*) Investigation in Northeast Poland in 1994. Birdlife International. Cambridge
- Schäffer, N. (1997):** Habitatwahl und Partnerschaftssystem von Tüpfelralle (*Porzana porzana*) und Wachtelkönig (*Crex crex*). Dissertation, Universität Würzburg
- Schalitz, G.; Petrich, G. (1999):** Möglichkeiten der Renaturierung intensivierter Grünlandflächen an der unteren Oder unter den Bedingungen verlängerter Überflutung. In: Dohle, W.; Bornkamm, R.; Weigmann, G. (Hrsg.): Das Untere Odertal – Auswirkungen periodischer Überschwemmungen auf Biozönosen und Arten. Limnologie aktuell, Bd. 9., Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- Scherf, K. und Viehrig, H. (Hrsg.) (1995):** Berlin und Brandenburg – auf dem Weg in die gemeinsame Zukunft. Justus Perthes Verlag, Gotha
- Scherzinger, W. (2002):** Stehen Biotop- und Artenschutz in Widerspruch zur Idee des Prozessschutzes. Artenschutzreport, 12, 1-5.
- Slotta-Bachmayr, L.; Werner, S. (1990):** GIS-Einsatz bei der Kartierung von Vogelhabitaten. Salzburger Geographische Materialien, 15, 105–113.
- Scholz, E. (1963):** Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Pädagogisches Bezirkskabinett Potsdam
- Schroeder, J.H. (Hrsg.) (1994):** Führer zur Geologie von Berlin und Brandenburg. No.2: Bad Freienwalde – Parsteiner See. Geowissenschaftler in Berlin und Brandenburg. Selbstverlag, Berlin
- Schröder, B. (2000):** Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. Dissertation am Institut für Geographie und Geoökologie der TU Braunschweig. Selbstverlag, Braunschweig

- Schröder, B. (2001):** Habitatmodelle für ein modernes Naturschutzmanagement. In: Gnauck, A. (Hrsg.): Theorie und Modellierung von Ökosystemen. Workshop Kölpinsee 2000. Shaker Verlag, Aachen
- Schröder, B.; Reineking, B. (2004a):** Modellierung der Art-Habitat-Beziehung – Ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung. In: Dormann, C.F.; Blaschke, T.; Lausch, A.; Schröder, B.; Söndgerath, D. (Hrsg.): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 7.-10. Oktober am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004
- Schröder, B.; Reineking, B. (2004b):** Validierung von Habitatmodellen. In: Dormann, C.F.; Blaschke, T.; Lausch, A.; Schröder, B.; Söndgerath, D. (Hrsg.): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 7.-10. Oktober am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004
- Schröder, B.; Richter, O. (1999/2000):** Are habitat models transferable in space and time. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, 8, 195-205.
- Schuster, A. (1990):** Ornithologische Forschung unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems. Salzburger Geografische Materialien, 15, 115–123.
- Snow, D.W.; Perrins, C.M. (1998):** The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition, 1, Non- Passerines. University Press, Oxford.
- Starfield, A.M.; Bleloch, A.L. (1986):** Building models for conservation and wildlife management. Collier Macmillan, London
- Stiefel, A. (1991):** Situation des Wachtelkönigs in Ostdeutschland. Vogelwelt, 112, 1-2, 57-66.
- Stowe, T.J.; Becker, D. (1992):** Status and conservation of the Corncrake (*Crex crex*) outside the breeding grounds. Tauraco, 2, 1-23.
- Stowe, T.J.; Hudson, A.V. (1991):** Radio-telemetry studies of Corncrakes in Great Britain. Vogelwelt, 112, 10-16.
- Stowe, T.J.; Newton, A.V.; Green, R.E.; Mayes, E. (1993):** The decline of the corncrake (*Crex crex*) in relation to habitat. Journal of applied ecology, 30, 53–62.

- Stowe, T.; Green, R.E. (1997):** Threats to the Corncrake (*Crex crex*) on migration in the winter quarters. Vogelwelt, 118, 175-178.
- Thiede, M. (1993):** Statistische Logit Analyse. Ein Leitfaden für die Verwendung des binären Logit – Modells. Selbstverlag der Universität Bochum
- Tyler, G.A. (1996):** The ecology of the Corncrake, with special reference to the effect of mowing on breeding production . PhD thesis, University College Cork
- Tyler, G.A.; Green, R.E. (1996):** The incidence of nocturnal song by male Corncrakes (*Crex crex*) is reduced during pairing. Bird Study, 43, 214-219.
- Verbylla, D.; Chang, K. (1994):** Potential problems in using GIS for wildlife habitat research. Proceedings in GIS'94, 271- 277.
- Vogel, K.; Vogel, B.; Rothaupt, G.; Gottschalk, E. (1996):** Einsatz von Zielarten im Naturschutz - Auswahl der Arten, Methode von Populationsgefährdungsanalyse und Schnellprognose, Umsetzung in der Praxis. Naturschutz und Landschaftsplanung, 28, 179-184.
- Vössing, A.; Gille, H. (1994):** Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung, Projekt: Unteres Odertal, Brandenburg, Natur und Landschaft, 69 (7/8), 323-331.
- Vössing, A. (1998):** Der Nationalpark Unteres Odertal. Ein Werk- und Wanderbuch. Stapp Verlag, Berlin
- Weigmann, G.; Schumann, M. (1999):** Bodentypen und Schwermetallbelastung von Böden, Pflanzen und Bodentieren in Überschwemmungsgebieten des Unteren Odertals. In: Dohle, W.; Bornkamm, R.; Weigmann, G. (Hrsg.): Das Untere Odertal – Auswirkungen periodischer Überschwemmungen auf Biozönosen und Arten. Limnologie aktuell, Bd. 9. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- Weber, C.A. (1907):** Die Wiesen und Weiden an der Oder. Mitteilungen der Deutschen Landwirtschaftsgesellschaft (DLG), Jg. 1907, Stück VIII
- Wettstein, T.; Szep, T.; Kéry, M. (2001):** Habitat selection of Corncrakes (*Crex crex L.*) in Szatmár-Bereg (Hungary) and implications for further monitoring. Ornis Hungarica, 11, 9-18.

**Wiens, J.A. (1989):** The ecology of bird communities. Vol. 1 & 2. Cambridge University Press, Cambridge

**Wissel, C. (1989):** Theoretische Ökologie. Springer, Berlin/New York.



# Anhang

## 8. Anhang

### A1. Häufigkeitsverteilungen der einzelnen unabhängigen Variablen..... 166

1)	Gesamtkrautanteil Mai .....	166
2)	Gesamtkrautanteil Juni.....	166
3)	Vegetationshöhe Mai .....	166
4)	Vegetationshöhe Juni.....	166
5)	Gesamtdeckungsgrad Mai.....	167
6)	Gesamtdeckungsgrad Juni .....	167
7)	Höhe der Oberschicht Mai.....	167
8)	Höhe der Oberschicht Juni .....	167
9)	Deckungsgrad der Oberschicht Mai .....	168
10)	Deckungsgrad der Oberschicht Juni.....	168
11)	Höhe der Mittelschicht Mai .....	168
12)	Höhe der Mittelschicht Juni.....	168
13)	Deckungsgrad der Mittelschicht Mai.....	169
14)	Deckungsgrad der Mittelschicht Juni .....	169
15)	Höhe der Unterschicht Mai.....	169
16)	Höhe der Unterschicht Juni .....	169
17)	Deckungsgrad der Unterschicht Mai .....	170
18)	Deckungsgrad der Unterschicht Juni.....	170
19)	Höhe der abgestorbenen Phytomasse Mai.....	170
20)	Höhe der abgestorbenen Phytomasse Juni .....	170
21)	Deckungsgrad der abgestorbenen Phytomasse Mai .....	171
22)	Deckungsgrad der abgestorbenen Phytomasse Juni.....	171

**A2. Differenz zwischen beobachteten und vorhergesagten Wahrscheinlichkeiten..... 172**

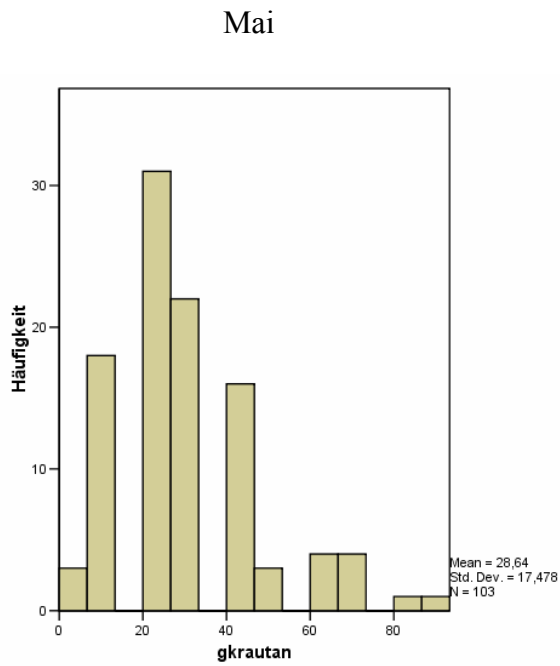
1)	Vegetationshöhe Mai .....	172
2)	Vegetationshöhe Juni.....	172
3)	Gesamtdeckungsgrad Mai.....	172
4)	Gesamtdeckungsgrad Juni.....	172
5)	Höhe der Oberschicht Mai.....	173
6)	Höhe der Oberschicht Juni .....	173
7)	Deckungsgrad der Oberschicht Mai .....	173
8)	Deckungsgrad der Oberschicht Juni.....	173
9)	Höhe der Mittelschicht Mai .....	174
10)	Höhe der Mittelschicht Juni.....	174
11)	Deckungsgrad der Mittelschicht Mai.....	174
12)	Deckungsgrad der Mittelschicht Juni .....	174
13)	Höhe der Unterschicht Mai.....	175
14)	Höhe der Unterschicht Juni .....	175
15)	Deckungsgrad der Unterschicht Mai .....	175
16)	Deckungsgrad der Unterschicht Juni.....	175
17)	Höhe der abgestorbenen Phytomasse Mai.....	176
18)	Höhe der abgestorbenen Phytomasse Juni .....	176
19)	Deckungsgrad der abgestorbenen Phytomasse Mai .....	176
20)	Deckungsgrad der abgestorbenen Phytomasse Juni.....	176
21)	Gesamtkrautanteil Mai .....	177
22)	Gesamtkrautanteil Juni.....	177

A3. Relative Vorkommenshäufigkeiten männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der einzelnen unabhängigen Variablen .....	178
1) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von vhoeh	178
2) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von vhoeh	178
3) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von gdeckung	179
4) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von gdeckung	179
5) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von hober	180
6) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von hober	180
7) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von dober	181
8) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von dober	181
9) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von hmittel	182
10) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von hmittel	182
11) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von dmittel	183
12) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von dmittel	183
13) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von hunter	184
14) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von hunter	184
15) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von dunter	185
16) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von dunter	185
17) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von haphyto	186
18) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von haphyto	186
19) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von daphyto	187
20) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von daphyto	187
21) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von durchdr	188
22) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von durchdr	188
23) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von homogen	189
24) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von homogen	189
25) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von gkrautan	190
26) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von gkrautan	190

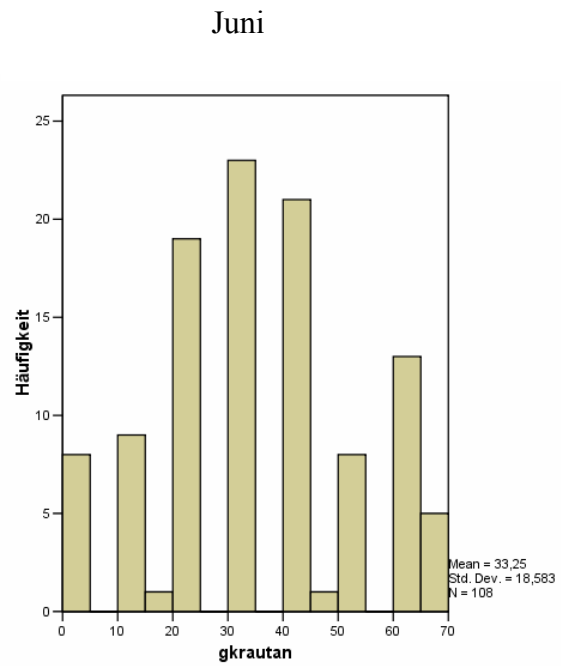
27)	Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von kranober .....	191
28)	Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von kranober.....	191
29)	Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von kranmitt .....	192
30)	Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von kranmitt .....	192
31)	Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von kranunte.....	193
32)	Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von kranunte.....	193

# A1. Häufigkeitsverteilungen der einzelnen unabhängigen Variablen

Häufigkeitsverteilung der Variable „Gesamtkrautanteil“

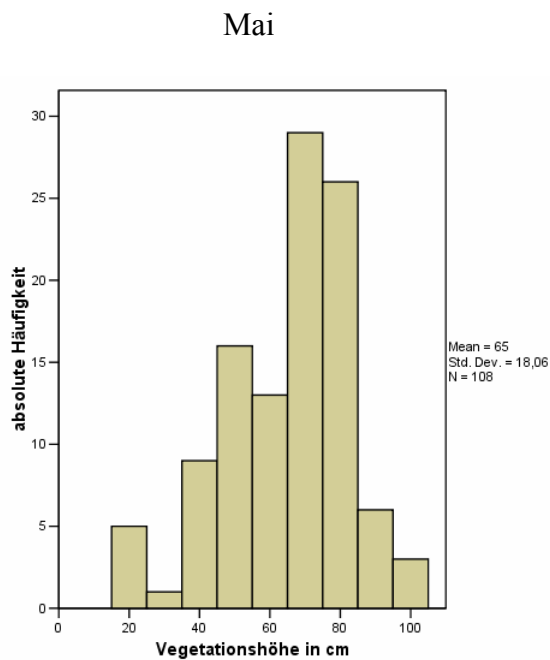


1) Gesamtkrautanteil Mai

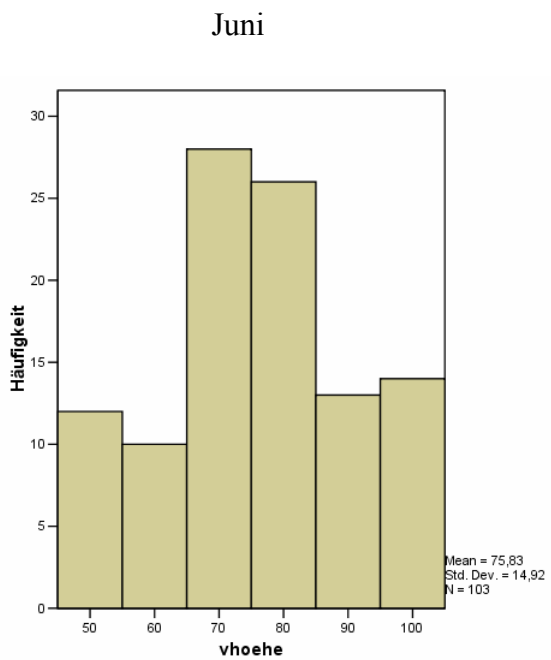


2) Gesamtkrautanteil Juni

Häufigkeitsverteilung der Variable „Wuchshöhe der Vegetation“



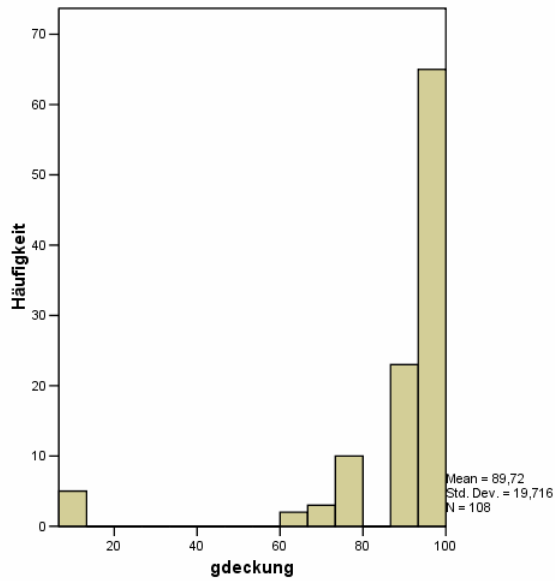
3) Vegetationshöhe Mai



4) Vegetationshöhe Juni

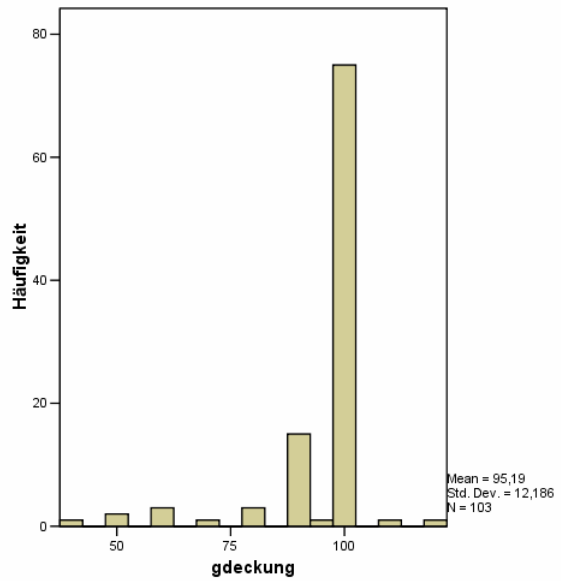
## Häufigkeitsverteilung der Variable „Gesamtdeckungsgrad“

Mai



5) Gesamtdeckungsgrad Mai

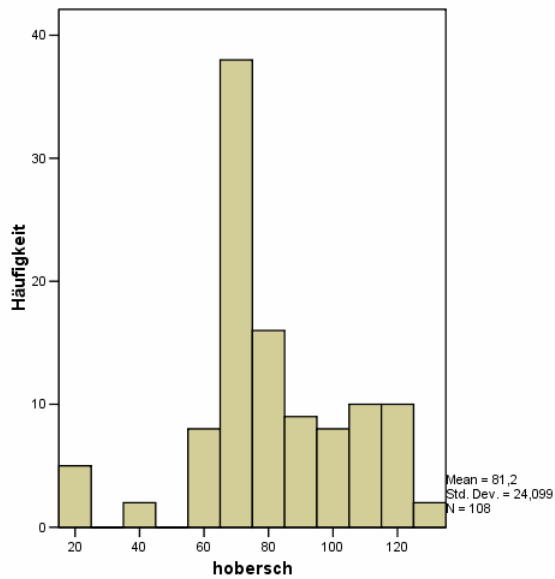
Juni



6) Gesamtdeckungsgrad Juni

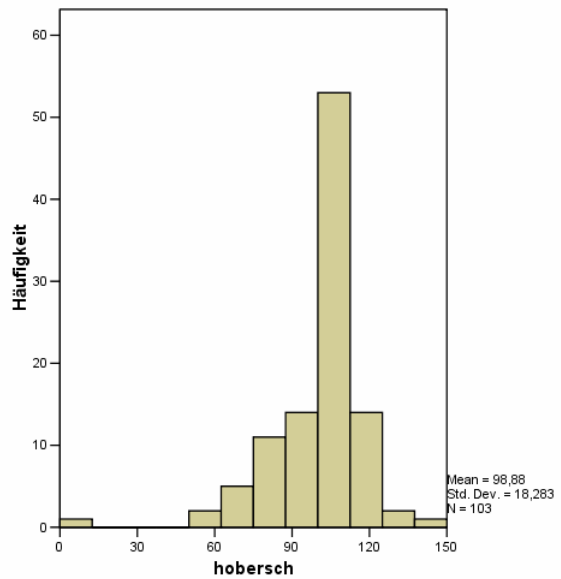
## Häufigkeitsverteilung der Variable „Wuchshöhe der Oberschicht“

Mai



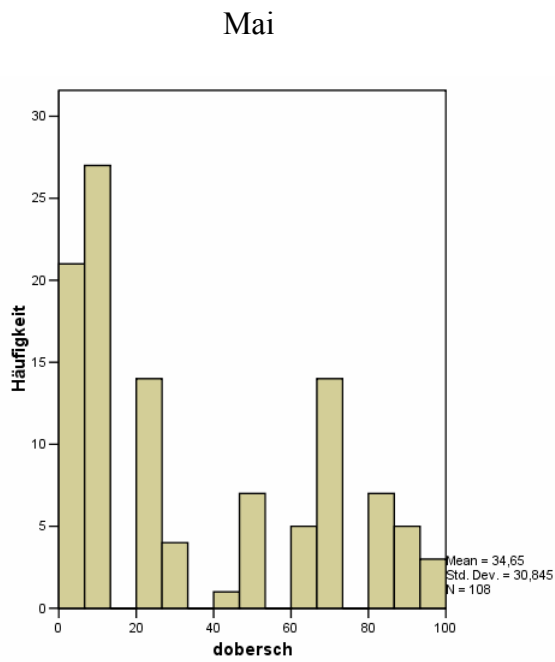
7) Höhe der Oberschicht Mai

Juni

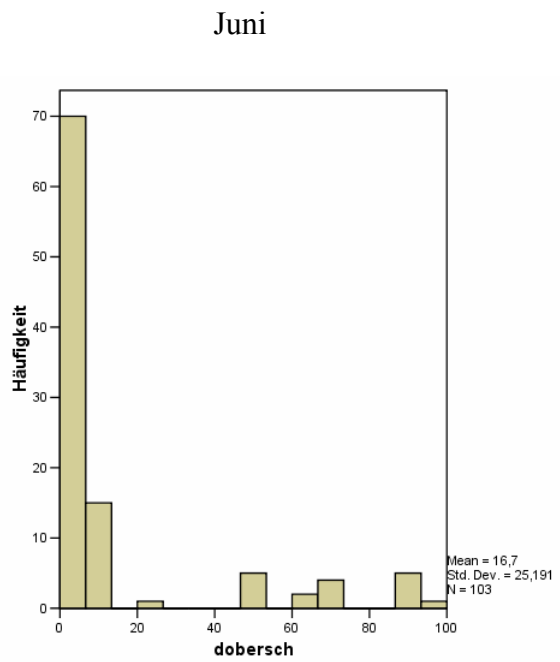


8) Höhe der Oberschicht Juni

Häufigkeitsverteilung der Variable „Deckungsgrad der Oberschicht“

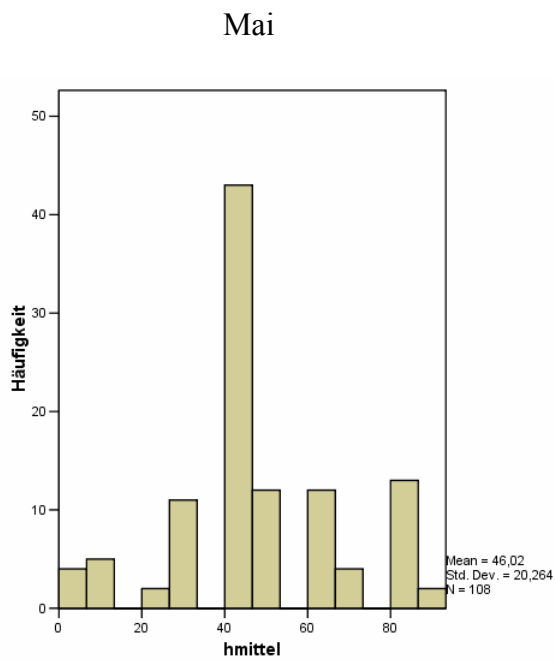


9) Deckungsgrad der Oberschicht Mai

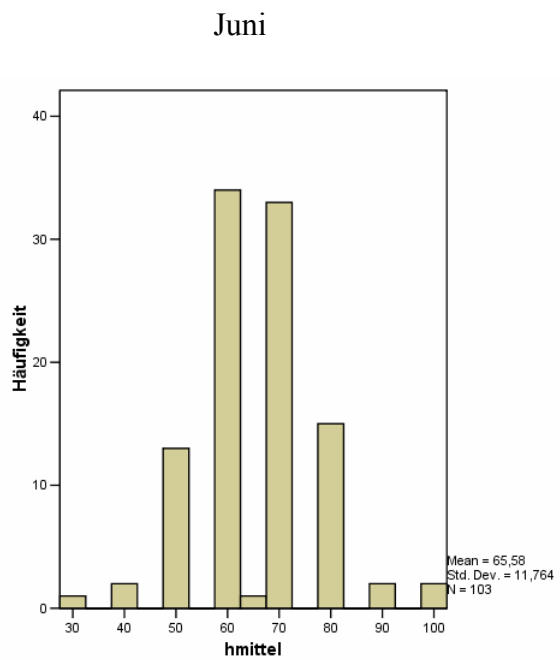


10) Deckungsgrad der Oberschicht Juni

Häufigkeitsverteilung der Variable „Wuchshöhe der Mittelschicht“



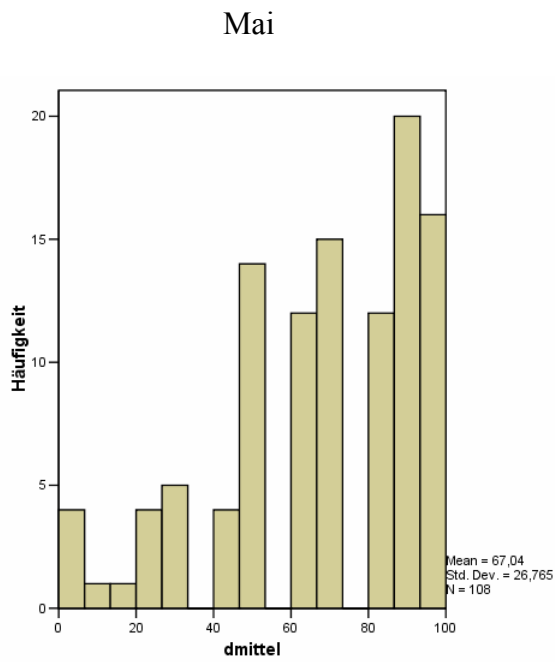
11) Höhe der Mittelschicht Mai



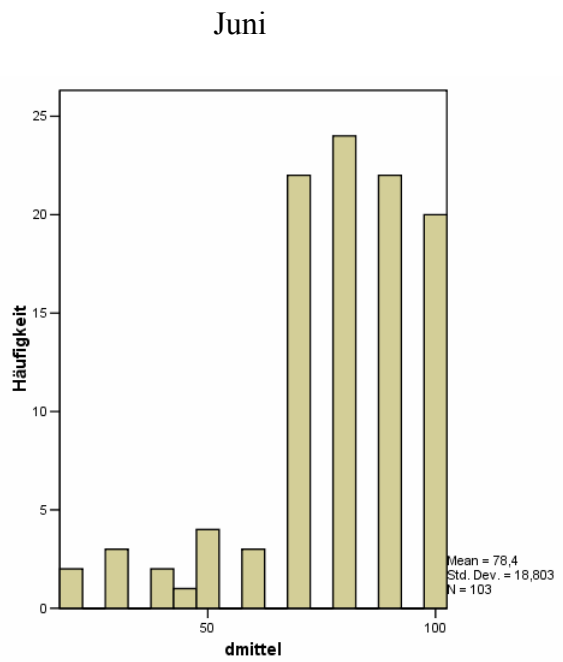
12) Höhe der Mittelschicht Juni



Häufigkeitsverteilung der Variable „Deckungsgrad der Mittelschicht“

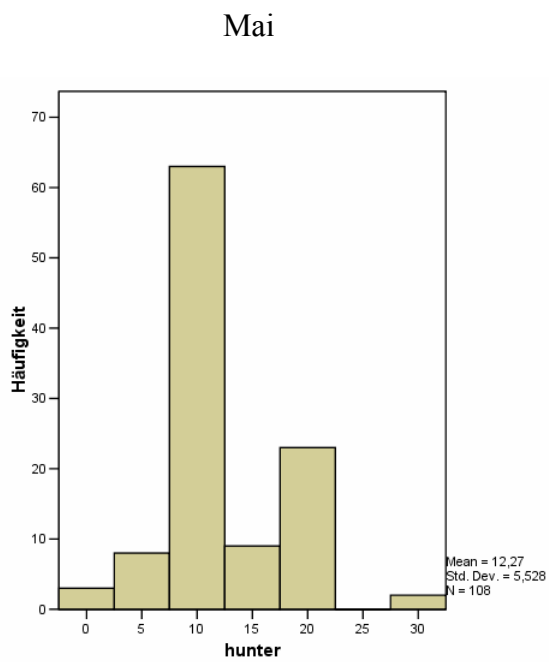


13) Deckungsgrad der Mittelschicht Mai

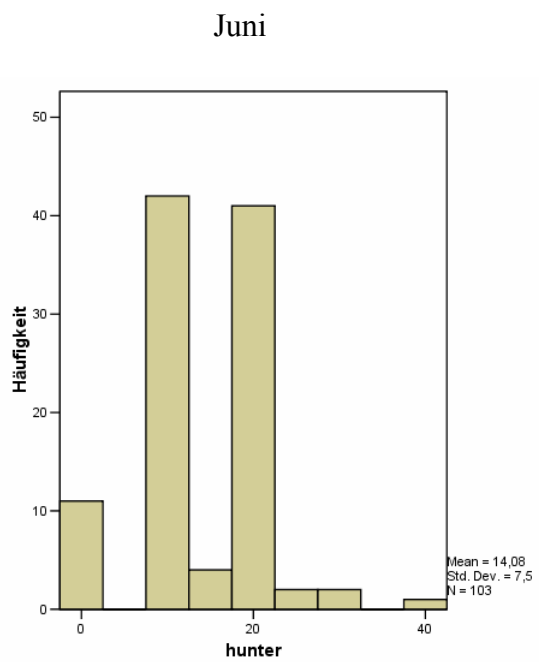


14) Deckungsgrad der Mittelschicht Juni

Häufigkeitsverteilung der Variable „Wuchshöhe der Unterschicht“

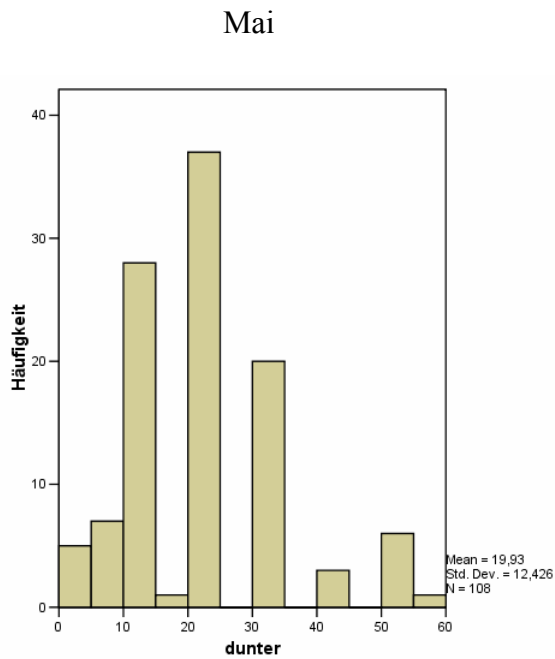


15) Höhe der Unterschicht Mai

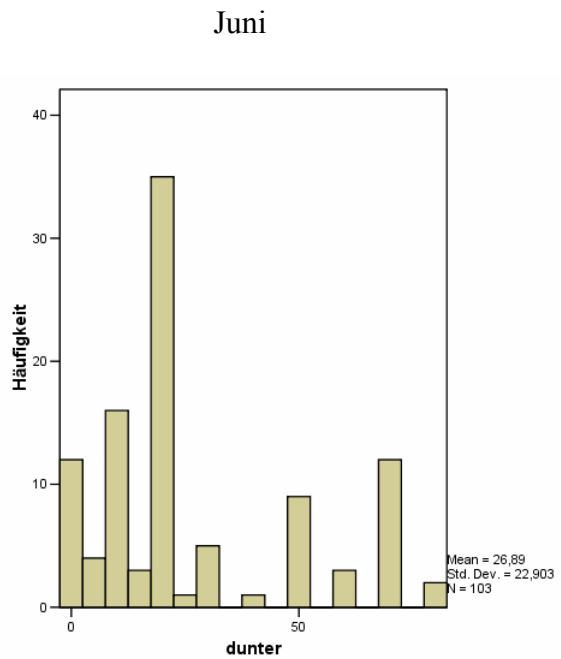


16) Höhe der Unterschicht Juni

Häufigkeitsverteilung der Variable „Deckungsgrad der Unterschicht“

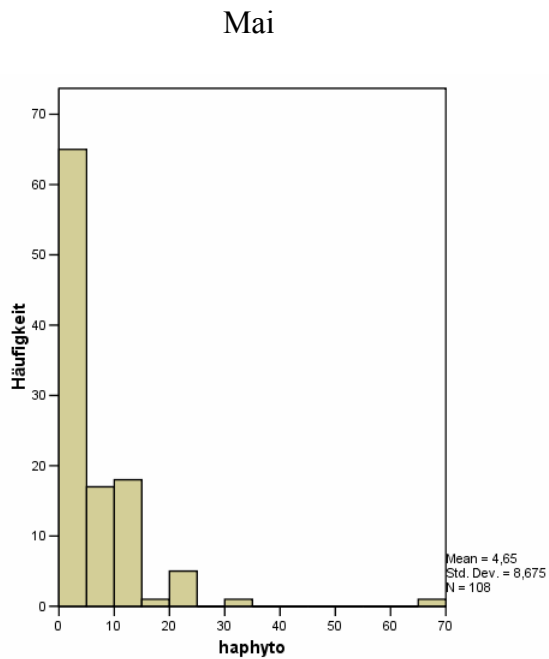


17) Deckungsgrad der Unterschicht Mai

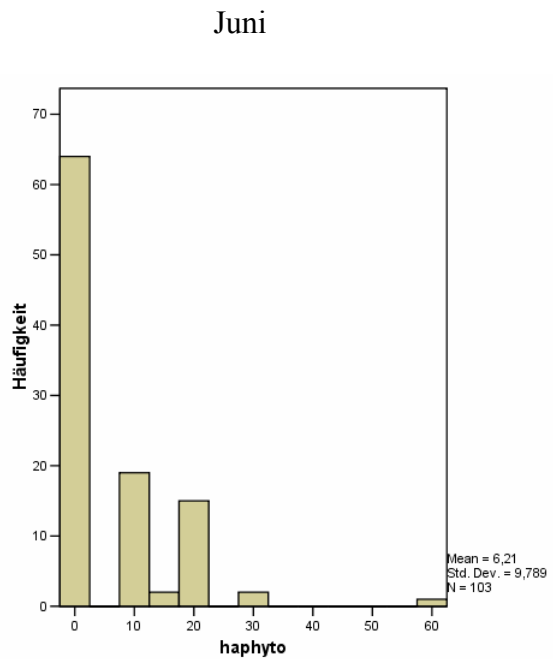


18) Deckungsgrad der Unterschicht Juni

Häufigkeitsverteilung der Variablen „Höhe der abgestorbenen Phytomasse“

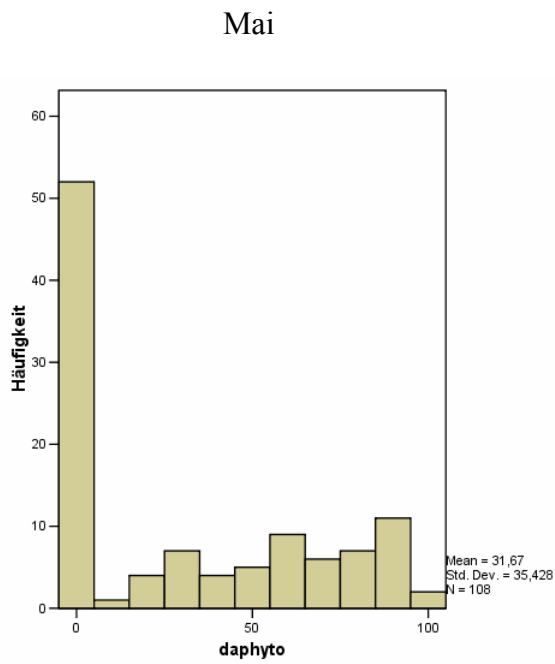


19) Höhe der abgestorbenen Phytomasse Mai

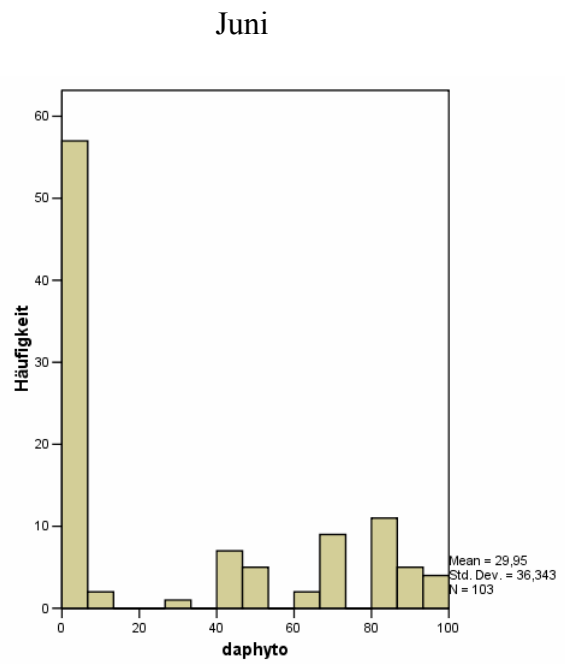


20) Höhe der abgestorbenen Phytomasse Juni

Häufigkeitsverteilung der Variable „Deckungsgrad der abgestorbenen Phytomasse“



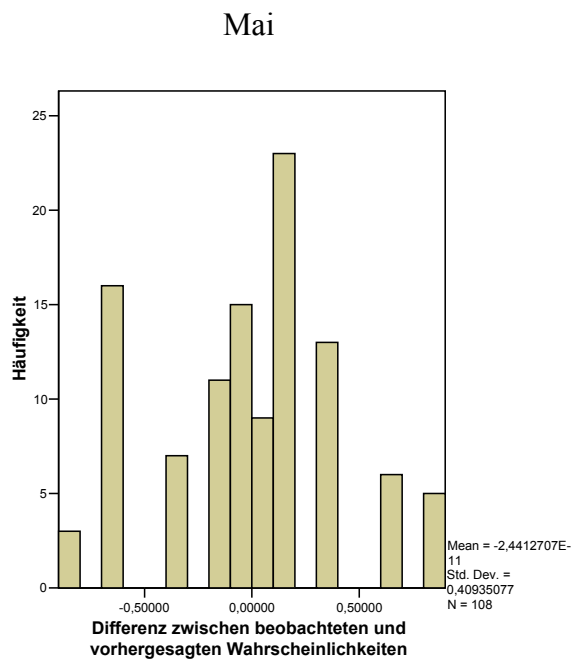
21) Deckungsgrad der abgestorbenen Phytomasse Mai



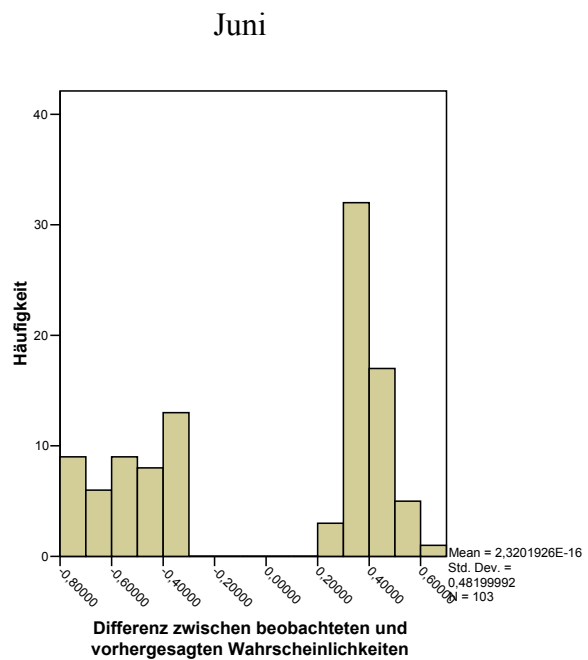
22) Deckungsgrad der abgestorbenen Phytomasse Juni

## A2. Differenz zwischen beobachteten und vorhergesagten Wahrscheinlichkeiten (Verteilung der Residuen) im jeweiligen univariaten logistischen Regressionsmodell

Verteilung der Residuen der Variable „Wuchshöhe der Vegetation“

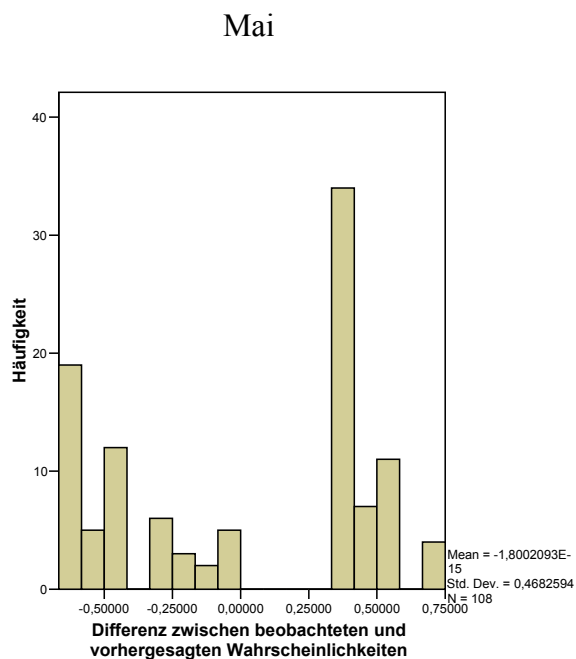


1) Vegetationshöhe Mai

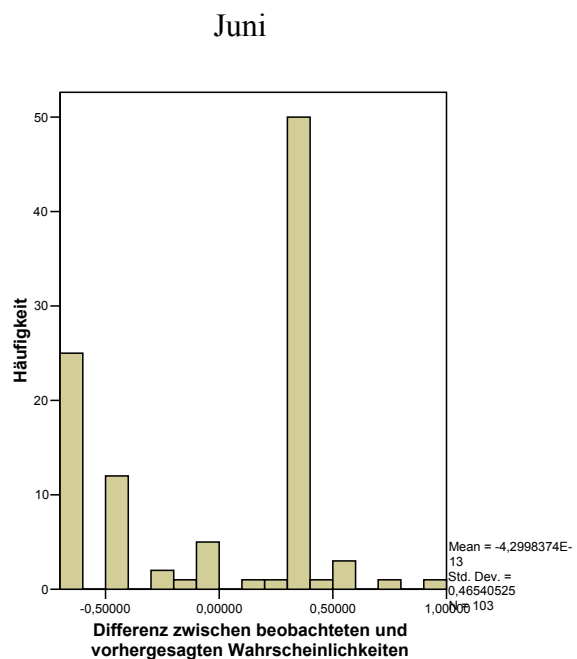


2) Vegetationshöhe Juni

Verteilung der Residuen der Variable „Gesamtdeckungsgrad“

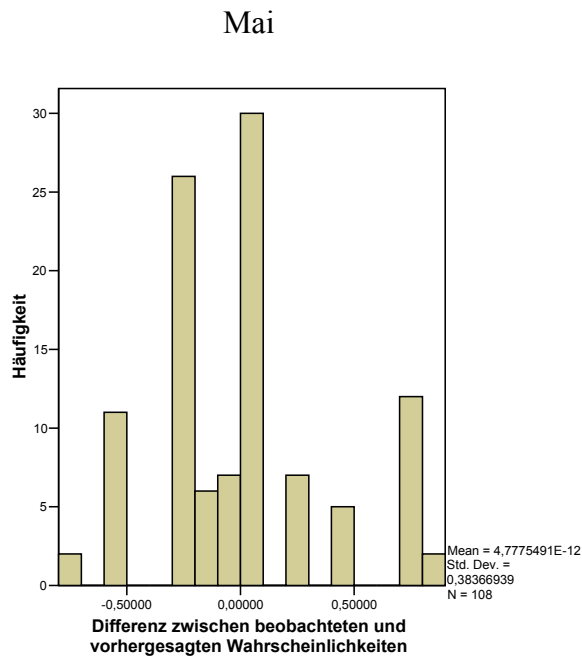


3) Gesamtdeckungsgrad Mai

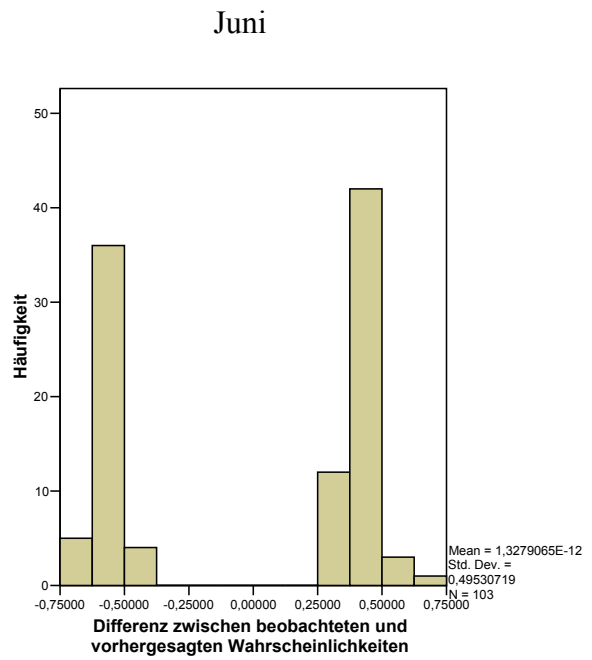


4) Gesamtdeckungsgrad Juni

Verteilung der Residuen der Variable „Wuchshöhe der Oberschicht“

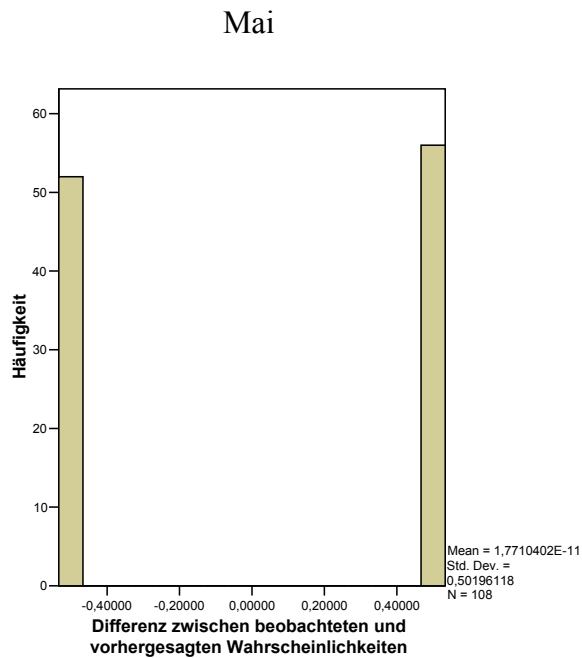


5) Höhe der Oberschicht Mai

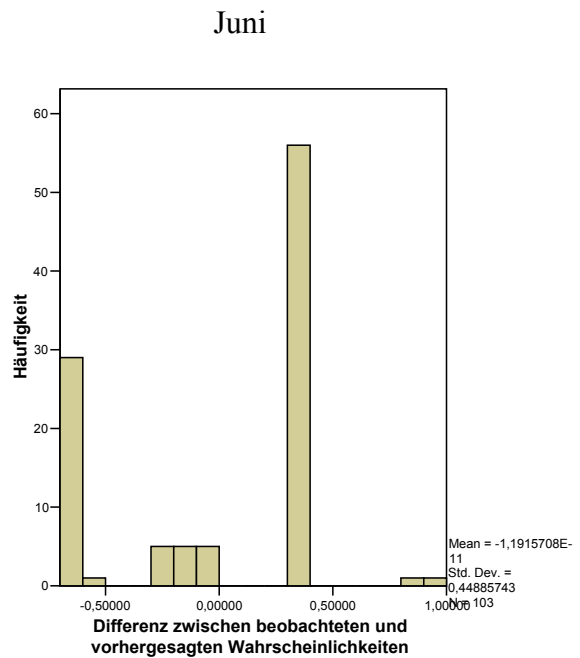


6) Höhe der Oberschicht Juni

Verteilung der Residuen der Variable „Deckungsgrad der Oberschicht“

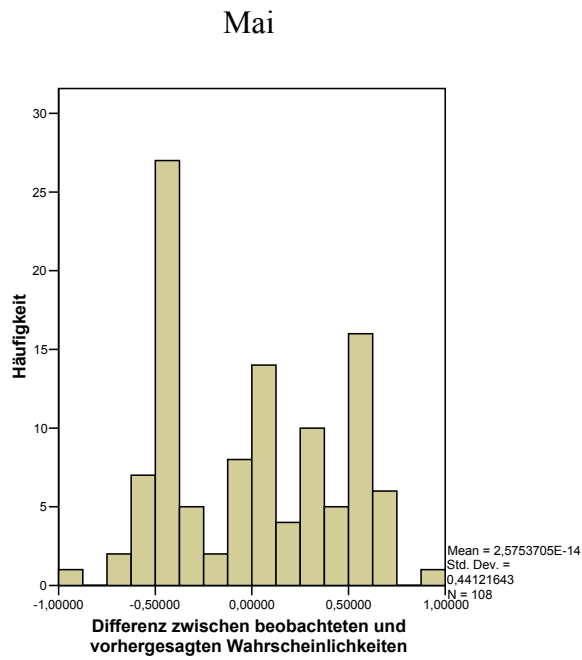


7) Deckungsgrad der Oberschicht Mai

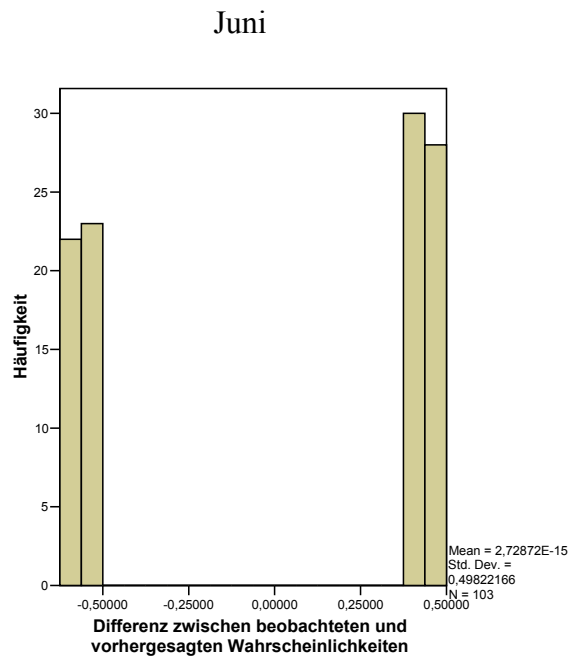


8) Deckungsgrad der Oberschicht Juni

Verteilung der Residuen der Variable „Wuchshöhe der Mittelschicht“

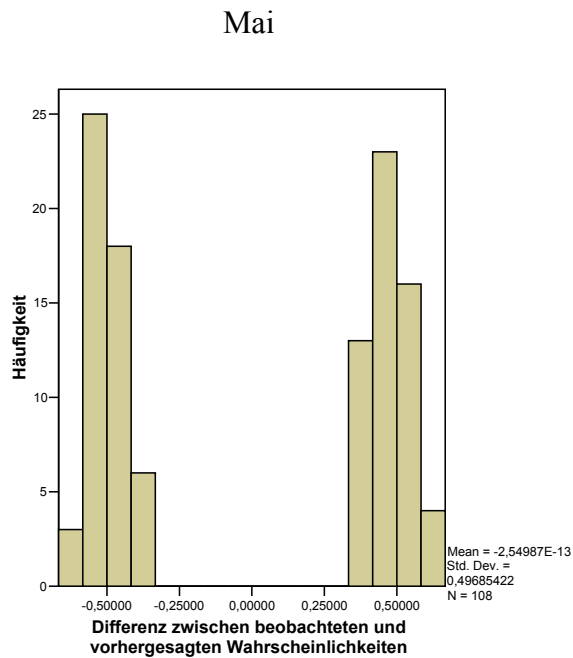


**9) Höhe der Mittelschicht Mai**

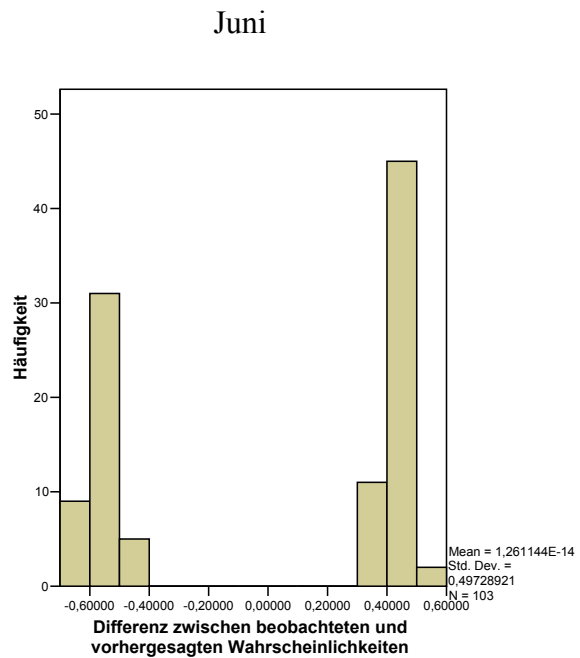


**10) Höhe der Mittelschicht Juni**

Verteilung der Residuen der Variable „Deckungsgrad der Mittelschicht“

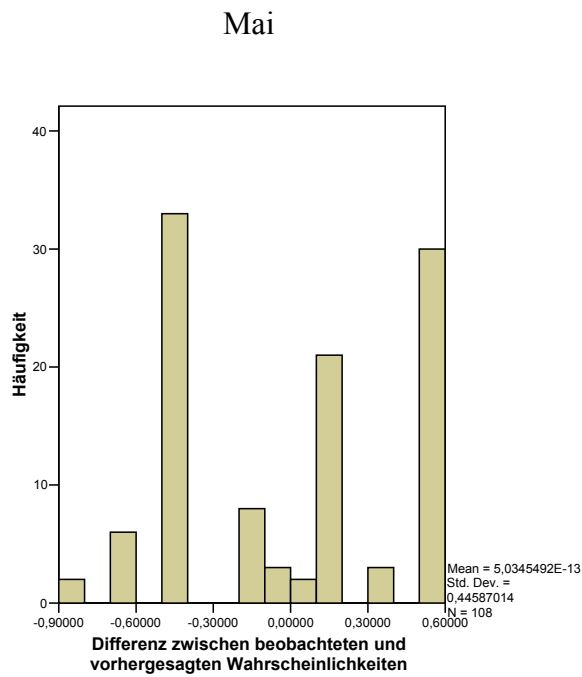


**11) Deckungsgrad der Mittelschicht Mai**

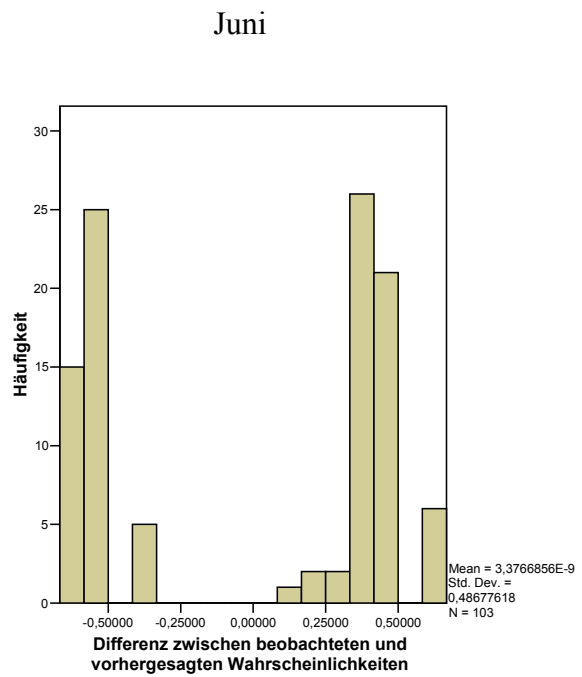


**12) Deckungsgrad der Mittelschicht Juni**

Verteilung der Residuen der Variable „Wuchshöhe der Unterschicht“

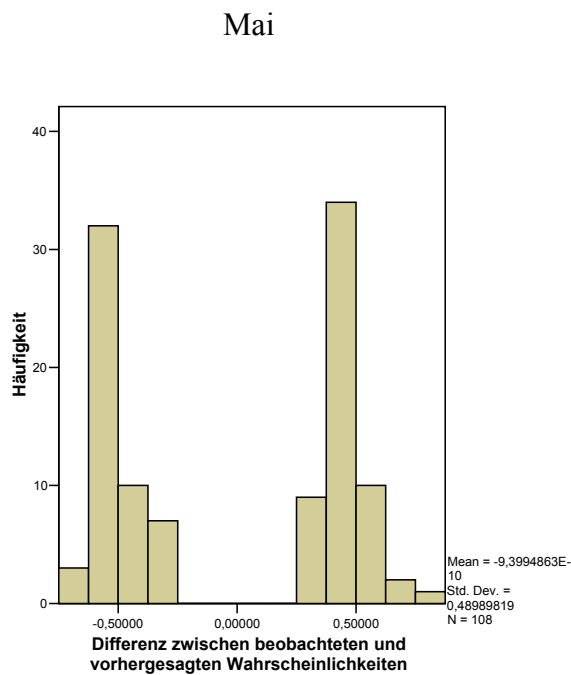


13) Höhe der Unterschicht Mai

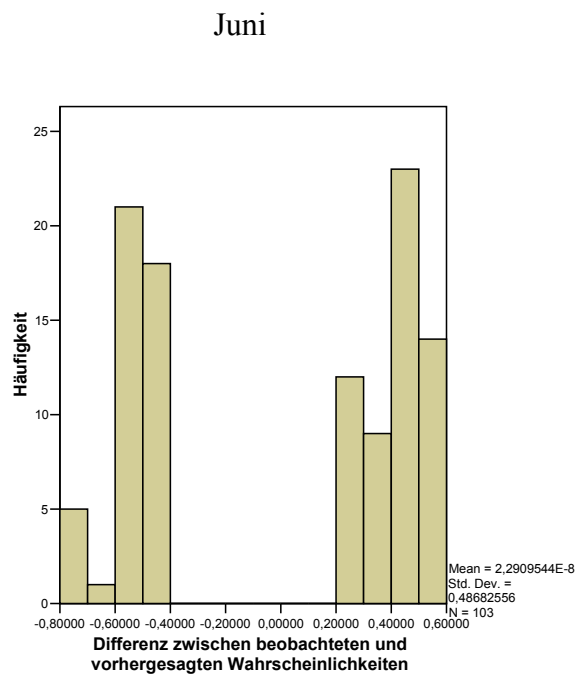


14) Höhe der Unterschicht Juni

Verteilung der Residuen der Variable „Deckungsgrad der Unterschicht“

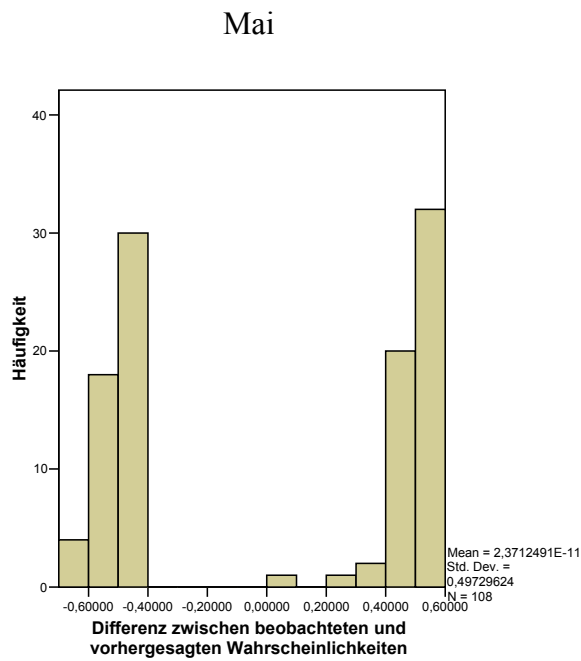


15) Deckungsgrad der Unterschicht Mai

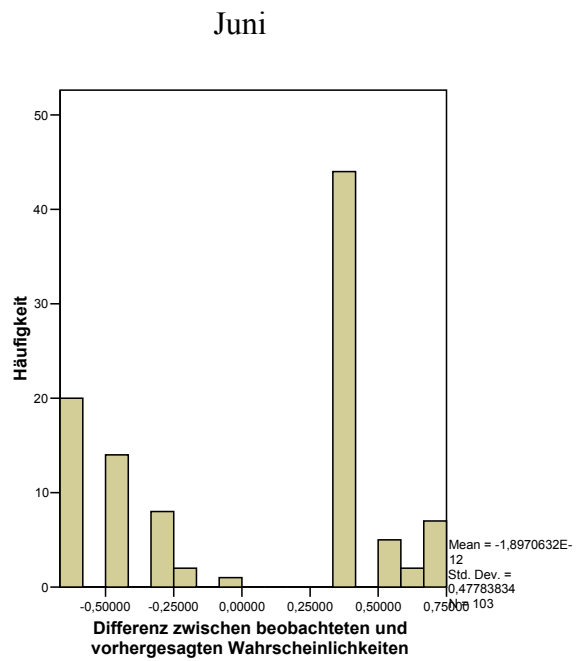


16) Deckungsgrad der Unterschicht Juni

Verteilung der Residuen der Variable „Höhe der abgestorbenen Phytomasse“

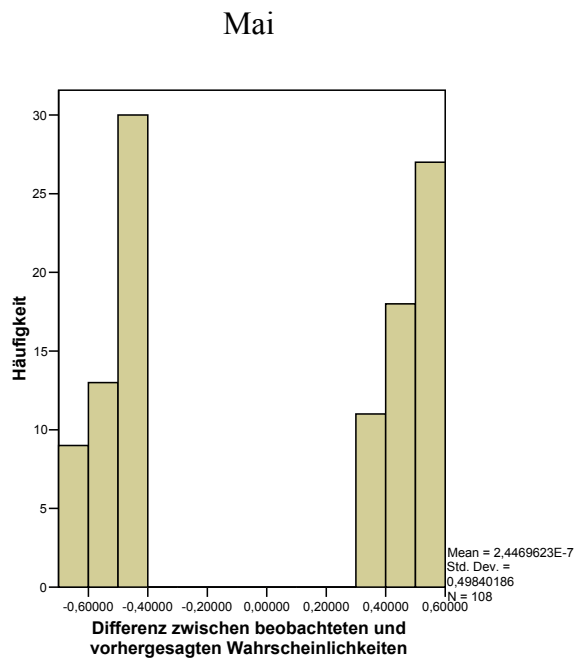


17) Höhe der abgestorbenen Phytomasse Mai

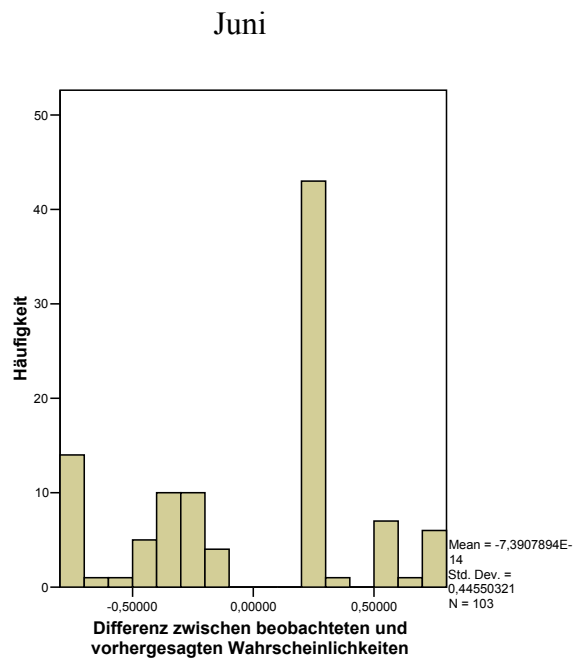


18) Höhe der abgestorbenen Phytomasse Juni

Verteilung der Residuen der Variable „Deckungsgrad der abgestorbenen Phytomasse“



19) Deckungsgrad der abgestorbenen Phytomasse Mai

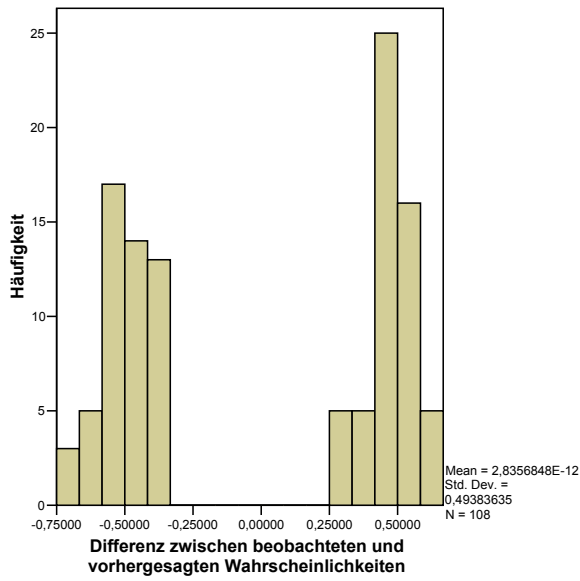


20) Deckungsgrad der abgestorbenen Phytomasse Juni



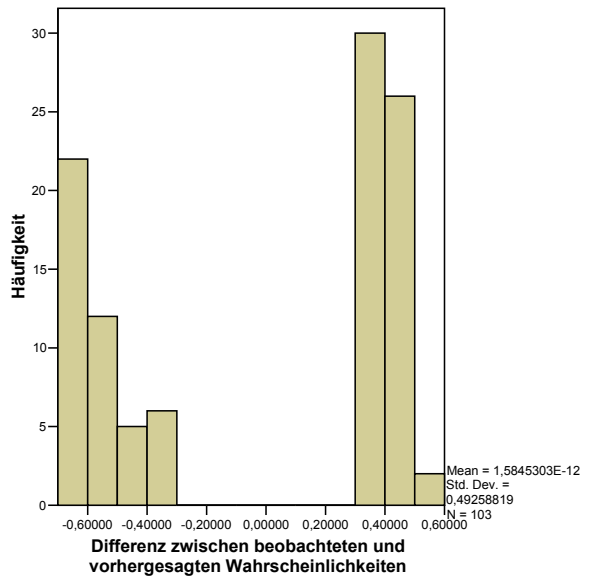
Verteilung der Residuen der Variable „Gesamtkrautanteil“

Mai



21) Gesamtkrautanteil Mai

Juni



22) Gesamtkrautanteil Juni

### A3. Relative Vorkommenshäufigkeit (RVKH) männlicher Wachtelkönige in Abhängigkeit der Variablen (Mitte Mai und Mitte Juni)

Wuchshöhe der Vegetation

	vhoehe								
	20	30	40	50	60	70	80	90	100
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	5	1	9	11	7	16	3		
Vorkommen				5	6	13	23	6	3
RVKH	0	0	0	0,31	0,46	0,45	0,88	1,00	1,00

#### 1) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von vhoehe

	vhoehe					
	50	60	70	80	90	100
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	9	2	4	9	8	13
Vorkommen	3	8	24	17	5	1
RVKH	0,25	0,80	0,86	0,65	0,38	0,07

#### 2) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von vhoehe

## Gesamtdeckungsgrad

	gdeckung						
	10	60	70	80	90	95	100
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	5	2	3	6	12	5	19
Vorkommen				4	11	7	34
RVKH	0	0	0	0,40	0,48	0,58	0,64

### 3) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von gdeckung

	gdeckung						
	40	50	60	70	80	90	100
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen		2	3	1	2	12	25
Vorkommen	1				1	4	52
RVKH	1,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,25	0,68

### 4) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von gdeckung

## Wuchshöhe der Oberschicht

	hobersch									
	20	40	60	70	80	90	100	110	120	130
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	5	2	6	26	11	2				
Vorkommen			2	12	5	7	8	10	10	2
RVKH	0	0	0,25	0,32	0,31	0,78	1,00	1,00	1,00	1,00

### 5) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von hobersch

	hobersch									
	5	60	70	80	90	100	110	120	130	150
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen			4	7	12	7	10	4		1
Vorkommen	1	2	1	4	2	28	8	10	2	
RVKH	1,00	1,00	0,20	0,36	0,14	0,80	0,44	0,71	1,00	0,00

### 6) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von hobersch

## Deckungsgrad der Oberschicht

	dobersch												
	2	5	10	20	30	40	50	60	70	80	90	95	100
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen			20	11	3		1	4	8	3	1	1	
Vorkommen	1	20	7	3	1	1	6	1	6	4	4	1	1

RVKH                    1            1            0,26            0,21            0,25            1,00            0,86            0,20            0,43            0,57            0,80            0,50            1,00

### 7) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von dobersch

	dobersch							
	5	10	20	50	60	70	90	100
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	15	14	1	5	2	3	5	
Vorkommen	55	1				1		1

RVKH                    0,79            0,07            0,00            0,00            0,00            0,25            0,00            1,00

### 8) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von dobersch

Wuchshöhe der Mittelschicht

	hmittel									
	0	10	25	30	40	50	60	70	80	90
	wach- telk	wach- telk	wach- telk	wach- telk	wach- telk	wach- telk	wach- telk	wach- telk	wach- telk	wach- telk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	3	5	2	5	27	7	2		1	
Vorkommen	1			6	16	5	10	4	12	2
RVKH	0,25	0,00	0,00	0,55	0,37	0,42	0,83	1,00	0,92	1,00

9) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von hmittel

	hmittel									
	30	40	50	60	65	70	80	90	100	
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	
kein Vorkommen	1		12	9	1	11	8	1	2	
Vorkommen		2	1	25		22	7	1		
RVKH	0,00	1,00	0,08	0,74	0,00	0,67	0,47	0,50	0,00	

10) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von hmittel

## Deckungsgrad der Mittelschicht

	dmittel													
	0	10	15	20	30	40	50	60	65	70	80	90	95	100
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	3		1	2	2	2	7	7	1	9	3	12		3
Vorkommen	1	1		2	3	2	7	4		6	9	8	2	11
RVKH	0,25	1,00	0,00	0,50	0,60	0,50	0,50	0,36	0,00	0,40	0,75	0,40	1,00	0,79

### 11) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von dmittel

	dmittel									
	20	30	40	45	50	60	70	80	90	100
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen		3	2	1	4	2	3	7	14	9
Vorkommen	2					1	19	17	8	11
RVKH	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,86	0,71	0,36	0,55

### 12) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von dmittel

Wuchshöhe der Unterschicht

	hunter					
	0	5	10	15	20	30
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	3	8	33	6	2	
Vorkommen			30	3	21	2

RVKH            0,00    0,00    0,48    0,33    0,91    1,00

**13) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von hunter**

	hunter						
	0	10	15	20	25	30	40
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	5	25		15			
Vorkommen	6	17	4	26	2	2	1

RVKH            0,55    0,40    1,00    0,63    1,00    1,00    1,00

**14) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von hunter**



## Deckungsgrad der Unterschicht

	dunter									
	0	%	5	10	15	20	30	40	50	60
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	3			10		22	10	1	6	
Vorkommen		2	7	18	1	15	10	2		1
RVKH	0,00	1,00	1,00	0,64	1,00	0,41	0,50	0,67	0,00	1,00

### 15) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von dunter

	dunter											
	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	70	80
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	5		13	2	16	1	2	1			4	1
Vorkommen	7	4	3	1	19		3		9	3	8	1
RVKH	0,58	1,00	0,19	0,33	0,54	0,00	0,60	0,00	1,00	1,00	0,67	0,50

### 16) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von dunter

Höhe der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse

	haphyto								
	0	cm	3	5	10	18	20	30	70
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein									
Vorkommen	30			16	2	1	3		
Vorkommen	22	10	3	1	16		2	1	1
RVKH	0,42	1,00	1,00	0,06	0,89	0,00	0,40	1,00	1,00

17) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von haphyto

	haphyto					
	0	10	15	20	30	60
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
Kein						
Vorkommen	20	14		8	2	1
Vorkommen	44	5	2	7		
RVKH	0,69	0,26	1,00	0,47	0,00	0,00

18) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von haphyto

## Deckungsgrad der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse

	daphyto										
	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	30			3	2	1	6	1	5	3	1
Vorkommen	22	1	4	4	2	4	3	5	2	8	1
<b>RVKH</b>	0,42	1,00	1,00	0,57	0,50	0,80	0,33	0,83	0,29	0,73	0,50

### 19) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von daphyto

	daphyto										
	0	5	10	30	40	50	60	70	80	90	100
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	9	5	1	1	4	1	1	9	9	1	4
Vorkommen	43		1		3	4	1		2	4	
<b>RVKH</b>	0,83	0,00	0,50	0,00	0,43	0,80	0,50	0,00	0,18	0,80	0,00

### 20) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von daphyto

## Durchdringbarkeit

	durchdr				
	D	2	3	4	5
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	33	12	5	2	
Vorkommen	12	27	14	2	1
RVKH	0,27	0,69	0,74	0,50	1,00

### 21) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von durchdr

	durchdr			
	1	2	3	4
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
Vorkommen	20	8	15	2
kein Vorkommen	6	32	16	4
RVKH	0,23	0,80	0,52	0,67

### 22) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von durchdr

---

## Homogenität

	homogen	
	ja	nein
	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	26	26
Vorkommen	28	28

RVKH                      0,52      0,52

### 23) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von homogen Mitte Mai

	homogen	
	1	2
	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	34	11
Vorkommen	48	10

RVKH                      0,59      0,48

### 24) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von homogen Mitte Juni

Gesamtanteil Krautschicht

	gkrautan										
	0	%	10	15	20	30	40	45	50	60	70
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	2	1	5		6	11	8	1	5	12	1
Vorkommen	5		4	1	13	12	13		3	1	4
RVKH	0,71	0,00	0,44	1,00	0,68	0,52	0,62	1,00	0,38	0,08	0,80

25) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von gkrautan Mitte Mai

	gkrautan										
	0	5	10	20	30	40	50	60	70	80	90
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen		2	15	5	4	8	3	2	4	1	1
Vorkommen	1		3	26	18	8		2			
RVKH	1,00	0,00	0,17	0,84	0,82	0,50	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00

26) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von gkrautan Mitte Juni

**Krautanteil Oberschicht**

	kranober								
	0	5	10	15	20	25	30	40	60
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	36		1		4	1	2	7	1
Vorkommen	46	2	2	2	3			1	
<b>RVKH</b>	0,56	2,00	0,67	1,00	0,43	0,00	0,00	0,13	1,00

**27) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von kranober**

	kranober				
	0	5	10	30	40
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	29	4	4	1	7
Vorkommen	58				
<b>RVKH</b>	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00

**28) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von kranober Mitte Juni**

## Krautanteil Mittelschicht

	kranmitt											
	0	2	10	15	20	30	40	50	60	70	80	100
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	8	1			3	6	5	10	6	9	3	1
Vorkommen	6		4	2	6	9	17	1	4	7		

RVKH                    0,43    0,00    1,00    1,00    0,67    0,60    0,77    0,09    0,40    0,44    0,00    0,00

### 29) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von kranmitt Mitte Mai

	kranmitt										
	0	5	10	20	25	30	40	50	60	70	80
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	5	2	5	9	1	7	3	1	5	5	2
Vorkommen	2			15		20	19		2		

RVKH                    0,29    0,00    0,00    0,63    0,00    0,74    0,86    0,00    0,29    0,00    0,00

### 30) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von kranmitt Mitte Juni



### Krautanteil Unterschicht

	kranunte									
	0	10	20	30	40	50	60	70	80	100
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	5	1	9	5	3	8	6	4	5	6
Vorkommen	4	4	3	4		9	7	16	9	
RVKH	0,44	0,80	0,25	0,44	0,00	0,53	0,54	0,80	0,64	0,00

### 31) Vorkommenshäufigkeit im Mai in Abhängigkeit von kranunte Mitte Mai

	kranunte										
	0	5	10	20	30	40	50	60	70	80	90
	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk	wachtelk
	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
kein Vorkommen	5	5	1	4	2	1	3	4	13	5	2
Vorkommen	3			2	1	6	14	6	15	11	
RVKH	0,38	0,00	0,00	0,33	0,33	0,86	0,82	0,60	0,54	0,69	0,00

### 32) Vorkommenshäufigkeit im Juni in Abhängigkeit von kranunte Mitte Juni

---

## Wissenschaftlicher Lebenslauf

Name:	Peter Just
Geburtsdatum	05.06.1971
Geburtsort:	Landau / Pfalz
Staatsangehörigkeit:	Deutsch
10/1991 – 04/1992	Studium der Geografie mit dem Schwerpunkt Geoökologie und den Nebenfach Botanik an der Johannes Gutenberg Universität Mainz
04/1992 – 07/1994	Studium Angewandte Physische Geografie mit den Nebenfächern Geobotanik und Bodenkunde an der Universität Trier. Vordiplom
10/1994 – 05/2000	Hauptstudium der Geografie mit dem Schwerpunkt Landschaftsökologie und den Nebenfächern Botanik und Bodenkunde an der Georg-August Universität Göttingen. Hilfskraft in der Abteilung Landschaftsökologie. Diplomarbeit zum <b>Wasser- und Nährstoffumsatz auf landwirtschaftlich genutzten Flächen des Brandenburger Stadions südöstlich von Berlin</b>
06/1995-09/1995	Praktikum bei der Firma Daber Landschaftsplanung GmbH in Rosdorf bei Göttingen zu Umweltverträglichkeitsprüfungen bei der Planung der Neubaustrecke der Deutschen Bahn zwischen Köln und Frankfurt
08/1996-10/1996	Praktikum beim Umwelt-Forschungs-Zentrum (UFZ) in Leipzig in der Abteilung Angewandte Landschaftsökologie bei Dr. Angela Lausch
06/2000 - 11/2000	Examinierte wissenschaftliche Hilfskraft im DFG – Projekt „Hypsometrischer Wandel natürlicher Bergregenwaldökosysteme im Cotapata Nationalpark“
11/2000- 11/2005	Mitglied im interdisziplinären DFG- Graduiertenkolleg:“Wertschätzung und Erhaltung von Biodiversität“ Promotion zum Thema: <b>Entwicklung eines statistischen Habitateignungs-modells zur räumlichen Vorhersage der Vorkommens-wahrscheinlichkeit des Wachtelkönigs (<i>Crex crex</i>) im Nationalpark Unteres Odertal</b>

---

Veröffentlichung:

**Rothenbücher, J.; Bentlage, K.; Just, P. (2005):** Conservation Management of Target Species or Conservation of Processes - Winners and losers of Two Different Conservation Strategies. In: Markussen, M.; Buse, R.; Garrelts, H.; Manez, M.; Marggraf, R.; Menzel, S. (Hrsg.): (2005): Valuation and Conservation of Biodiversity - An interdisciplinary view on the Convention of Biodiversity. Springer Verlag. Berlin. S.155-192