

# Untersuchungen zur Simulation von Behandlungspfaden für Buchen-Fichten-Mischbestände

Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades  
der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie  
der Georg-August-Universität Göttingen

vorgelegt von  
Lars Hinrichs  
geboren in Aurich

Göttingen, im Oktober 2006

D7

1. Berichterstatter: Prof. Dr. Dr.h.c. Klaus von Gadow
2. Berichterstatter: Prof. Dr. Jürgen Nagel
3. Berichterstatter: Prof. Dr. Bernhard Möhring

Tag der mündlichen Prüfung: 08.12.2006

Diese Arbeit wurde durch die Niedersächsische Staats- und Universitätsbibliothek, SUB-Göttingen, unter folgender Internetadresse veröffentlicht:

<http://resolver.sub.uni-goettingen.de/purl/?webdoc-1392>

bzw.

<http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2007/hinrichs/>

## Vorwort

Die vorliegende Arbeit ist das Resultat eines von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) geförderten Forschungsprojektes. Für die Bereitstellung der finanziellen Mittel, ohne die das Gelingen dieser Arbeit nicht möglich gewesen wäre, danke ich der DFG sowie den Antragstellern Herrn Prof. Dr. Dr.h.c. Klaus von Gadow und Frau Dr. Sofía Sánchez Orois.

Herrn Prof. Dr. Dr.h.c. Klaus von Gadow danke ich darüber hinaus für die wissenschaftliche Betreuung meiner Forschungsarbeit und sein beherztes Engagement für die Belange seiner Doktoranden, für die er jederzeit ein offenes Ohr hatte.

Bei Herrn Prof. Dr. Jürgen Nagel von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt bedanke ich mich einerseits für sein stetes Interesse am Fortschritt meiner Arbeit, den er durch die Bereitstellung des von ihm entwickelten Wachstumsmodells entscheidend beeinflusst hat und andererseits für die Bereitschaft als Gutachter die Arbeit kritisch zu durchleuchten. Für weitere nützliche Hinweise zur Verbesserung der Arbeit danke ich Herrn Prof. Dr. Bernhard Möhring vom Institut für Forstliche Betriebswirtschaftslehre. Für die Bereitstellung des verwendeten Datenmaterials geht mein Dank an den Leiter des Niedersächsischen Forstplanungsamtes in Wolfenbüttel Herrn Dr. Thomas Böckmann und den Leiter des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde der TU München Herrn Prof. Dr. Hans Pretzsch.

Für die Überwindung schier unlösbar erscheinender Programmierklippen und den damit einhergehenden psychosomatischen Begleiterscheinungen danke ich Herrn Hendrik Heydecke von ganzem Herzen.

Stellvertretend für alle weiteren Mitarbeiter des Instituts für Waldinventur und Waldwachstum möchte ich Herrn Prof. Dr. Christoph Kleinn für die sehr angenehme Arbeitsatmosphäre und das kollegiale Miteinander danken. Besonders durch den Einsatz der „ständigen Mitglieder“ Ulrike Dockter, Sonja Rüdiger, Reinhard Schlote und Margret Krüger ist das Institut mehr als nur ein Arbeitsplatz für mich geworden.

Meinem Kollegen und Freund Lutz Fehrmann danke ich für die unzähligen fachlichen und privaten Gedankenaustausche, die zum einen den Inhalt dieser Arbeit entscheidend mitgeprägt haben und mir zum anderen eine unschätzbare Stütze zur Bewältigung der alltäglichen Sorgen und Nöte des Doktorandendaseins gewesen sind.

Für diejenigen Fälle, in denen ich mir selbst besonders hartnäckig im Weg stand, danke ich meinen Freundinnen und Freunden, im Speziellen Anja, Mario, Andreas und Sven, dass sie mich wenn nötig beiseite genommen haben, meinen Eltern und Geschwistern, dass sie mir Sicherheit gegeben und mich den Glauben an mich selbst nicht vergessen haben lassen und meiner zukünftigen Frau Jenny für ihre bedingungslose Liebe und Freundschaft, die alles andere so klein erscheinen lässt.

---

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG .....</b>	<b>1</b>
1.1	Ziele der Arbeit.....	11
<b>2</b>	<b>MODELLIERUNG DES WALDWACHSTUMS .....</b>	<b>15</b>
2.1	Managementbasierte Ertragsmodelle .....	16
2.1.1	<i>Ertragsmodelle auf Basis von Bestandesmittel- und Bestandessummenwerten .....</i>	<i>17</i>
2.1.2	<i>Ertragsmodelle auf Basis von Stammzahlhäufigkeiten .....</i>	<i>22</i>
2.1.3	<i>Ertragsmodelle auf Basis von Einzelbäumen.....</i>	<i>25</i>
2.2	Ökologische Sukzessionsmodelle .....	30
2.3	Ökophysiologische Prozessmodelle .....	32
<b>3</b>	<b>DAS MEHRPFADPRINZIP DER FORSTEINRICHTUNG</b>	<b>35</b>
3.1	Grundsätze für ein adaptives Managementsystem.....	35
3.2	Das Grundprinzip der Mehrpfadtheorie .....	37
3.2.1	<i>Optimierung der Waldentwicklung.....</i>	<i>39</i>
3.2.2	<i>Generierung von Behandlungspfaden.....</i>	<i>44</i>
<b>4</b>	<b>MODELLKONSTRUKTION.....</b>	<b>47</b>
4.1	Definition des Handlungsraums .....	47
4.2	Modellkomponenten.....	49
4.2.1	<i>Automatisierte Generierung.....</i>	<i>50</i>
4.2.2	<i>Wuchsmodell.....</i>	<i>51</i>
4.2.3	<i>Durchforstungsmodell.....</i>	<i>55</i>
4.3	Modellimplementierung .....	57
4.3.1	<i>Programmierung .....</i>	<i>58</i>
4.3.2	<i>Das Softwaremodul STAG .....</i>	<i>59</i>

<b>5</b>	<b>MODELLEVALUIERUNG</b>	<b>65</b>
5.1	Parametereinstellungen	66
5.1.1	<i>Schlussfolgerungen</i>	70
5.2	Datenmaterial	71
5.2.1	<i>Datenaufbereitung</i>	74
5.3	Generelle Funktionalität des Modellansatzes	75
5.3.1	<i>Ergebnisse</i>	76
5.4	Anzahl der erzeugten Pfade	79
5.4.1	<i>Ergebnisse</i>	81
5.5	Qualität der erzeugten Pfade	88
5.5.1	<i>Ergebnisse</i>	89
<b>6</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>97</b>
6.1	Ergebnisse der Evaluierung	97
6.2	Ausblick	102
<b>7</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>105</b>
<b>8</b>	<b>LITERATUR</b>	<b>108</b>
<b>9</b>	<b>ANHANG</b>	<b>124</b>
9.1	Ausgangszustände der Testbestände	124
9.2	Ergebnisdiagramme der Pfadgenerierungen	128

# 1 Einleitung

Etwa ein Drittel der Landesfläche der Bundesrepublik Deutschland ist mit Wäldern bedeckt. Wald ist nicht nur ein Wirtschaftsfaktor, sondern auch Lebensraum und Rückzugsgebiet vieler Tier- und Pflanzenarten sowie lebensnotwendige Restnatur der Menschen der Industrie- und Informationsgesellschaft (GADOW, 2002). Neben den zahlreichen Schutz und Erholungsfunktionen produzieren und speichern Waldbäume den bedeutenden, nachwachsenden Rohstoff Holz, der als Grundlage für die Produktion einer Vielzahl marktfähiger Güter dient. Mit einem Vorrat von rund 3,4 Mrd. m<sup>3</sup>, was einem Durchschnittswert von 320 m<sup>3</sup> pro Hektar entspricht, verfügen die deutschen Wälder über die höchsten Holzvorräte in Europa (BMELV, 2004). Neben den günstigen Umweltbedingungen für das Waldwachstum in Mitteleuropa ist dies nicht zuletzt auf die über 200 jährige Tradition ihrer nachhaltigen Bewirtschaftung zurückzuführen, die damals wie heute das wichtigste Grundprinzip der Waldnutzung in Mitteleuropa darstellt.

Die Etablierung des Nachhaltigkeitsprinzips (v. CARLOWITZ, 1713) in die forstliche Praxis gegen Ende des 18. Jahrhunderts geht einher mit der Entstehung des Wissenschaftszweiges der Forstwissenschaften und einer ihrer Kerndisziplinen der Forsteinrichtung, die sich u.a. mit der mittelfristigen Steuerung der Waldnutzung befasst. Die Frühphase der Forsteinrichtung ist geprägt von der Entwicklung von Methoden zur nachhaltigen Holzproduktion. Auf Basis von Waldinventuren werden die ersten Ertragstafeln zur Schätzung der nutzbaren Holzvorräte (ÖTTELT, 1765; PAULSEN, 1795) und Massen- bzw. Flächenfachwerke zur räumlichen Ordnung der Wälder aufgestellt (G.L. HARTIG, 1795; COTTA, 1804). Das Normalwaldmodell von HUNDESHAGEN (1826), das durch die folgenden Arbeiten von R. HARTIG, TH. HARTIG, HEYER, JUDEICH, KÖNIG, PFEIL und PRESSLER (vgl. PRETZSCH, 2001, S. 94 ff.) weiterentwickelt wurde, mausert sich langfristig zum Leitmodell für die nachhaltige Bewirtschaftung von Forstbetrieben. Die in Deutschland auch heute noch verbreiteten Alterklassenwälder, die durch Gleichaltrigkeit und Reinbestandscharakter geprägt sind, sind neben damals vorherrschenden waldbaulichen und betriebswirtschaftlichen Meinungen, in erster Linie auf das Ergebnis dieser Planungsmethode zurückzuführen, die ein Gleichgewicht zwischen Vorrat, Zuwachs und Nutzung auf Basis definierter Umtriebszeiten herleitet. Aufgrund seiner Praktikabilität, durch den Einsatz der leicht verständlichen Ertragstafeln zur Vorrats- und Zuwachsschätzung, erfreute es sich schnell einer großen Beliebtheit in der forstlichen Praxis.

Im Laufe des 19. Jahrhunderts werden, angetrieben aus dem Disput zwischen Verfechtern der Boden- und Waldreinertragslehre, Forderungen zur Erweiterung des Nachhaltigkeitsprinzips laut, die über die reine Nachhaltigkeit der Holznutzung hinausgehen (vgl. z.B. GAYER, 1882). MÖLLER (1923) definiert den Dauerwaldgedanken, der den Wald als lebenden Organismus betrachtet und den es unter Berücksichtigung aller wirksamen Kräfte zu fördern gilt (LEM-MEL, 1939). Die Grundlagen der heute weit verbreiteten naturgemäßen Waldwirtschaft werden damit manifestiert, jedoch noch nicht zum politischen Leitbild erhoben. Die Verfechter fordern schon damals eine Abkehr vom Normalwaldmodell und eine Anpassung der Forsteinrichtungsverfahren an die Bedürfnisse des Waldbaus und nicht umgekehrt (MÖLLER, 1923, S. 90).

Der durch die beiden Weltkriege und seine Folgen verursachte Holz-mangel rückt die Nachhaltigkeit der Holzproduktion wieder in den Vordergrund und führt in den Nachkriegsjahren zu verstärkten Aufforstungen von Nadelholzreinbeständen, vor allem aus Fichte und Kiefer. Die Forsteinrichtung erfolgt weiterhin auf Basis des gewohnten Normalwaldmodells, allerdings mit verbesserten Ertragstafeln, die vor allem auf den Arbeiten von SCHWAPPACH (1890), WIEDEMANN (1949), ASSMANN u. FRANZ (1963) und SCHOBER (1967) fußen und bis heute in der forstlichen Praxis Anwendung finden (vgl. BIBER, 1996, S. 2 ff.). Im Rahmen der Weiterentwicklung erkennen die Forscher allerdings auch die Grenzen der Ertragstafelschätzung und warnen schon frühzeitig vor ihrer unkritischen Anwendung (vgl. z.B. WIEDEMANN, 1930). Mit der Entwicklung von Mischbestands-ertragstafeln (CHRISTMANN 1939; BONNE-MANN, 1939; WIEDEMANN, 1942; 1949) wird versucht, das Normalwaldmodell auf Mischbestände auszuweiten, was jedoch nur mit mäßigem Erfolg gelingt, da die Bandbreite der unterschiedlichen Mischungsformen nicht abgebildet werden kann. Aufgrund der konzeptionellen Beschränkung auf Bestandessummen und –mittelwerte ergeben sich zudem Probleme bei der Bonitierung, die besonders bei ungleichaltrigen Beständen zu Tage treten. Spätere Untersuchungen zeigen, dass die Nicht-Berücksichtigung der Bestandesstruktur, die vor allem in Mischbeständen ganz erheblichen Einfluss auf das Wachstum der Bäume hat, starke Verzerrungen der Zuwachsschätzungen zur Folge hat (PRETZSCH, 1993). Mit dem Aufkommen neuer Durchforstungsverfahren, wie z.B. der Auslesedurchforstung, der Z-Baum-Durchforstung (ABETZ, 1975), der qualitativen Gruppendurchforstung (KATÓ u. MÜLDER, 1983) oder der Strukturdurchforstung (REININGER, 1991) sind die in der Regel an die klassischen Durchforstungsprogramme des Vereins der Deutschen Forstlichen Versuchsanstalten



(WIMMENAUER, 1902; GANGHOFER 1884) gebundenen Ertragstafeln nicht angepasst, so dass auch in gleichaltrigen Reinbeständen Ungenauigkeiten bei der Schätzgüte auftreten können. KRAMER (1966) befasst sich intensiv mit der Genauigkeit der Hiebsatzermittlung. Auf Basis seiner zahlreichen Untersuchungen (vgl. auch BORCHERS u. KRAMER, 1963), die eklatante Abweichungen des Ist- vom Sollhiebsatz vor allem in der eingriffsintensiven Vornutzungsphase belegen, fordert er die Bestimmung des nachhaltigen Hiebsatzes für Vornutzungsbestände nicht in der einzelbestandesweisen Detailplanung, sondern im Rahmen einer gesamtbetrieblichen Planung für einzelne Holzarten und Altersklassen durchzuführen (KRAMER, 1974). Auf Basis der Ertragstafeln entwickelt er zudem Entscheidungshilfen für die Nutzungsplanung, die versuchen, unterschiedlichen Ausgangszuständen und Zielvorstellungen Rechnung zu tragen (KRAMER, 1982). Anhand von Diagrammen werden die nutzbaren Vorräte für unterschiedliche Bestockungsgradabsenkungen dargestellt, die nicht an bestimmte Behandlungssysteme gekoppelt sind.

Im Verlauf der letzten 30 Jahren zeigen sich starke Veränderungen hinsichtlich des Nachhaltigkeitsanspruchs an den Wald. Der immer weiter fortschreitende Erkenntnisgewinn im Bereich der Waldökologie (ULRICH, 1982; ELLENBERG et al., 1986; OTTO, 1991; 1994) gibt der naturgemäßen Waldbewirtschaftung eine wissenschaftlich fundierte Grundlage. Bei zunehmendem wirtschaftlichen Wohlstand und dem Wechsel von der Industrie zur Dienstleistungs- und Informationsgesellschaft steigert sich das ökologische Bewusstsein in der Gesellschaft. Dies findet seinen Ausdruck in Waldbauprogrammen der Länder, die den Dauerwaldgedanken der 20er-Jahre des 19. Jahrhunderts wieder aufgreifen und durch den multifunktionalen Nachhaltigkeitsbegriff geprägt sind (vgl. z.B., NIEDERSACHSEN, 1991; HESSEN, 1997; THÜRINGEN, 1999; BADEN-WÜRTTEMBERG, 1999).

Das heutige Verständnis nachhaltiger multifunktionaler Forstwirtschaft lässt sich aus der Helsinki-Resolution H 1 (LIASON UNIT WIEN, 1998) ableiten. Die nachhaltige Waldwirtschaft wird dort definiert als: “ Die Betreuung und Nutzung von Wäldern und Waldflächen auf eine Weise und in einem Ausmaß, das deren biologische Vielfalt, Produktivität, Verjüngungsmöglichkeit und Vitalität erhält sowie deren Potential jetzt und in der Zukunft die entsprechenden ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Funktionen auf lokaler, nationaler und globaler Ebene zu erfüllen, ohne anderen Ökosystemen Schaden zuzufügen.“ Als Leitlinie für die örtliche Umsetzung dienen in Europa die in der Lissabon Resolution 2 vereinbarten sechs Kriterien für nachhaltige Forstwirtschaft (Forstliche Ressourcen, Gesundheit und Vitali-

tät, Produktionsfunktionen, Biologische Diversität und Sozioökonomische Funktionen), die anhand von insgesamt 27 Indikatoren überprüft werden können (MCPFE, 2000).

Waldbauliche Resultate dieser „Nachhaltigkeitsphilosophie“ sind u.a. standortgerechte Baumartenwahl, Bodenschutz, Vermehrung von Laub- und Mischwald mit ungleichaltrigen Strukturen, einzelstammweise Zielstärkennutzung, Bestandesetablierung durch Naturverjüngung, Ausweisung von Waldschutzgebieten sowie die Berücksichtigung besonderer Waldfunktionen (OTTO, 1991).

Mit dieser waldbaulichen Entwicklung einher geht die immerwährende Diskussion um die Anpassung der Aufgaben und Methoden der Forsteinrichtung an die geänderten Rahmenbedingung, da die klassischen Verfahren auf Basis von Reinbestandsertragstafeln und Normalwaldmodell den Anforderungen nicht mehr gerecht werden (FRANZ, 1987; GADOW, 1991; PRETZSCH et al., 1998; SPELLMANN et al., 2001; HANEWINKEL, 2001). Zudem sehen sich die öffentlichen Forstverwaltungen, die in Deutschland den größten Teil der Einrichtungsarbeit verrichten, aufgrund knapper öffentlicher Mittel einem immer stärkeren Kostendruck ausgesetzt. Dieser drückt sich in steigenden Flächengrößen der Bewirtschaftungseinheiten bei gleichzeitig sinkendem Personalbestand aus, was Veränderungen im ganzheitlichen Planungsablauf erfordert.

Mit der Entwicklung EDV gestützter Waldwachstumssimulatoren, die das Wachstum der Bäume auf Einzelbaumebene in Abhängigkeit von jeweils unterschiedlichen Konkurrenzindizes beschreiben, (s. HASENAUER, 1994; STERBA et al., 1995; SCHÜBELER, 1997; PRETZSCH, 1992 u. 2001; NAGEL, 1999a; NAGEL et al. 2002; HESSENMÖLLER, 2002) wird zunächst die Genauigkeit der Ertragsmodellierung verbessert.

Im Gegensatz zu den oben genannten Ertragstafeln und Normalwaldmodellen, die das Wachstum gleichaltriger Reinbestände für eine fest definierte Durchforstungsvorgabe beschreiben, ermöglichen Wachstumssimulatoren die Prognose des Wachstums ungleichaltriger Mischbestände. In Kombination mit entsprechenden Durchforstungsmodellen (s. KAHN, 1995 u. 1996; GADOW u. FÜLDNER, 1995; SPELLMANN et al. 1999; DAUME u. ROBERTSON, 2000; HESSENMÖLLER, 2002; LEDERMANN, 2002; ALBERT, 2002; SÁNCHEZ-OROIS u. VILČKO, 2002; VILČKO, 2005) können Szenariosimulationen für unterschiedliche Behandlungsalternativen durchgeführt werden.

Diese werden als Hilfsinstrumente für langfristige Planungsentscheidungen auf strategischer Ebene eingesetzt (vgl. PERPEET, 2000; HANEWINKEL, 2001; GUERICKE, 2002; DÖBBELER u. SPELLMANN, 2002; PRETZSCH, 2002); finden ihren Einsatz aber auch in der taktischen, mittelfristigen Steuerung.

Als ein Beispiel hierfür kann die Weiterentwicklung des Forsteinrichtungsverfahrens der Niedersächsischen Landesforstverwaltung bzw. der Niedersächsischen Landesforsten angesehen werden (vgl. SPELLMANN, 1985; BÖCKMANN et al. 1998b). Die Hiebsatzherleitung für die Vornutzung erfolgt hier im Sinne von KRAMER über eine summarische Nutzungsplanung für einzelne Straten.

Die Datengrundlage liefert die seit den 80er-Jahren des 20. Jahrhunderts in Niedersachsen auf großer Fläche durchgeführte Kontrollstichprobe auf Betriebsebene (STARKE, 1989), die in ihren wesentlichen Zügen in den 60er-Jahren des 20. Jahrhunderts von KURT (1965) und SCHMIDT-HAAS (1989) in der Schweiz entwickelt und im Laufe der Zeit an die jeweiligen örtlichen Anforderungen und Restriktionen der forstlichen Praxis angepasst wurde. Im Rahmen der Kontrollstichprobe werden permanente Probekreise angelegt, die in einem regelmäßigen, 10-jährigen Turnus aufgenommen werden. Die Auswahl der Stichprobeneinheiten erfolgt in Niedersachsen in zwei Stufen, weshalb sie auch als zweiphasige Betriebsinventur bezeichnet wird. In der ersten Phase werden via Luftbildinterpretation die Hilfsvariablen „Baumartengruppe“ (Laub- oder Nadelbaum führend) und „Altersstufe“ (1-40j., 41-80j., 81-120j., älter 120) in einem regelmäßigen Raster von 100x100 m erhoben. Aus der Verteilung der Stichprobenpunkte auf die insgesamt acht möglichen Straten wird der Anteil der Stichprobeneinheiten der einzelnen Straten am festgelegten gesamtbetrieblichen Stichprobenumfang bemessen. Die einzelnen Punkte werden dann zufällig oder systematisch aus der Liste der zum jeweiligen Stratum gehörenden Rasterpunkte ausgewählt und in der zweiten Phase terrestrisch aufgenommen (vgl. NIESCHULZE et al., 2005; BÖCKMANN et al., 1998a).

Die Nutzungsmassen werden im Zuge der Fortschreibung der Probekreisdaten ermittelt. Für die Fortschreibung wird das Programm KSP (NAGEL, 1998) verwendet, in das ein positionsunabhängiges Einzelbaumwuchsmodell und ein Durchforstungsmodell integriert sind, das gemäß den Niedersächsischen Waldbaurichtlinien eine Auslesedurchforstung mit anschließender Zielstärkennutzung simuliert. Das Durchforstungsmodell unterscheidet drei Pflegephasen, die durch die Oberhöhe der Baumarten definiert werden. Sie dient der Staffelung der

Eingriffsstärken in unterschiedlichen Entwicklungsphasen. Die Nutzungsansätze werden in Bezug zu definierten relativen Anteilen der maximalen Grundfläche für jede Pflegephase regelbasiert bestimmt und richten sich damit an einen standörtlich-ökologisch eindeutigen Grundwert (ASSMANN, 1956; FRANZ, 1965). Durch Variation der Zielstärken und der maximale Vornutzungsmasse können die Zielvorgaben für einzelne Straten (Waldtyp, Behandlungstyp) variiert werden.

Ein entscheidender Vorteil der Waldwachstumssimulatoren gegenüber dem Ertragstafelmodell, nämlich die Möglichkeit die Vielfalt der möglichen Behandlungsalternativen für einzelne Bestände oder zumindest einzelner Straten in die mittelfristige Steuerung zu integrieren wird hingegen noch nicht ausgeschöpft. Dies liegt u.a. in den verfahrenstechnischen Restriktionen der Kontrollstichprobe begründet. Im Gegensatz zur klassischen einzelbestandesweisen Erfassung liefert sie zwar genauere, statistisch abgesicherte Schätzungen auf Betriebs-ebene, verliert allerdings ihren Raumbezug zur Informationseinheit des operative Managements, dem Waldbestand, der in der Regel durch die Abteilung oder die Unterabteilung räumlich definiert ist. Sofern das Problem der Herleitung von einzelbestandesweisen Informationen aus den Betriebsinventuren noch nicht gelöst ist, (vgl. NIESCHULZE et al., 2005) können auf ihrer Basis nur Behandlungsvarianten für bestimmte Straten wie dem oben genannten Waldentwicklungs- oder dem Behandlungstyp erzeugt werden.

Da auf Basis der Kontrollstichprobe keine Vorschläge zum einzelbestandesweisen Nutzungsansatz mehr gemacht werden können, baut die summarische Nutzungsplanung darauf auf, dass der Betriebsleiter zur Veranschlagung der Nutzungsansätze für einzelne Bestände klar definierte Pflege- und Bestockungsziele zu beachten hat (SPELLMANN, 1985). Diese ersetzen die einzelbestandesweisen Nutzungsansätze als Hüter der nachhaltigen Einschlagsplanung. Die Ableitung dieser Pflegeziele erfolgt anhand klar definierter, idealisierter Waldbilder, die vom Verjüngungs- bis zum Entwicklungsziel in Form der so genannten Waldentwicklungs- und Behandlungstypen beschrieben sind und wenn möglich im Betrieb in Form von Weiserflächen veranschaulicht werden (BÖCKMANN et al., 1998a). Bei konsequenter Berücksichtigung dieses Leitbildes wird die Anzahl der möglichen Handlungsalternativen so stark eingeschränkt, dass im optimalen Fall für jede Ausgangssituation genau eine Handlungsalternative aufgezeigt wird. Im Durchforstungsalgorithmus des Programms KSP wird diese entsprechende Alternative durch ein vollständig regelbasiertes Modell abgebildet.

GADOW (2002) kritisiert die Eingleichigkeit in der Behandlung der einzelnen Straten, die langfristig zur großflächigen Standardisierung der Waldflächen führen würde. Zudem wird durch die starre Auslegung der waldbaulichen Zielsetzung das waldbauliche Potential hinsichtlich der Optimierung der nachhaltigen Waldentwicklung nicht annähernd ausgeschöpft, da viele theoretisch mögliche Behandlungsvarianten im Planungsprozess unberücksichtigt bleiben. Bei festgelegten Behandlungsrichtlinien stellt sich zudem die Frage, ob langfristig überhaupt ein Wachstumssimulator für die Herleitung des Hiebsatzes benötigt wird, der spätestens nach der ersten Wiederholungsinventur auch über prozentuale Anteile des Vorrats oder des Zuwachses (vgl. BÖCKMANN et al., 1998a) ermittelt werden könnte. Eine weitere Alternative bietet das so genannte Stärkeklassenverfahren (vgl. WALDHERR, 1995; OBERGFÖLL, 1997), das auf der Herleitung von Einwuchs- und Ausscheidungsdaten für unterschiedliche Stärkeklassen aus der Wiederholungsaufnahme basiert.

Die Einbeziehung vielfältiger Behandlungsalternativen setzt voraus, dass sich die Nutzungsplanung stärker an die real existierenden Ausgangszustände der Waldbestände orientiert, die oftmals zu weit entfernt von den idealisierten Zielwaldbildern liegen und im Extremfall zu einer mehr oder weniger intuitiven Bestimmung der Behandlungsvariante führen können. Darüber hinaus wird die Nutzungsplanung neben langfristigen waldbaulichen Zielen ganz entscheidend von den aktuellen gesamtbetrieblichen Restriktionen, wie z.B. den aktuellen Holzmarktanforderungen beeinflusst, die nicht immer im Einklang mit den gerade erwünschten waldbaulichen Zielvorgaben stehen.

Die Freiräume, die sich aus der summarischen Nutzungsplanung auf Betriebsebene für die Nutzungsplanung des Einzelbestandes ergeben, werden gleichzeitig im großen Maße durch die strikten waldbaulichen Pflege- und Bestockungsziele wieder aufgehoben. Zwar sind einige langfristige strategische Ziele für die mittelfristige Planung unerlässlich, sie sollten jedoch genügend Spielraum für die Anpassung der Betriebe an sich ständig ändernde Rahmenbedingungen lassen.

Auch langfristige waldbauliche Zielsetzungen unterliegen der Stetigkeit des Wandels, wie es auch aktuelle Diskussionen belegen. HOCKENJOS (2006) beobachtet derzeit eine starke Eigendynamik weg vom Konzept naturnaher Waldwirtschaft und zurück zum „Holzacker“. Nach GENFORS (2004) benötigt Deutschland eine Forstwende, um das große Potential an zusätzlichen Arbeitsplätzen und ökonomischem Aufschwung zu realisieren. Hinzu kommt die

Renaissance des Energieträgers Holz, der sich nach massiven Ölpreissteigerungen in den letzten Jahren einer stark wachsenden Nachfrage erfreut, so dass ein erhöhter Bedarf an Scheitholz und Sortimenten zur Hackschnitzel- und Holzpellettherstellung entsteht. Zudem fordert die Sägeindustrie schon seit langem die vermehrte Bereitstellung von geringer dimensioniertem Nadelrundholz, das für den Einsatz moderner Profilerspanertechnologien geeignet ist. Mit solchen Forderungen einher geht die Frage über die Auslegung und Veränderung der waldbaulichen Zielsetzungen, die im Laufe der Zeit unweigerlich immer wieder zu Konfusionen bei der Behandlung der Bestände führt.

Mit Hinweis auf die Stetigkeit des Wandels der langfristigen waldbaulichen Zielsetzungen (vgl. Abb. 1-1) fordert GADOW (2002), unter Beachtung der aktuellen Zustandsgrößen der Bestände und den Zielen und Beschränkungen des Gesamtbetriebes: "... die Vielfalt der waldbaulichen Möglichkeiten auszuloten."

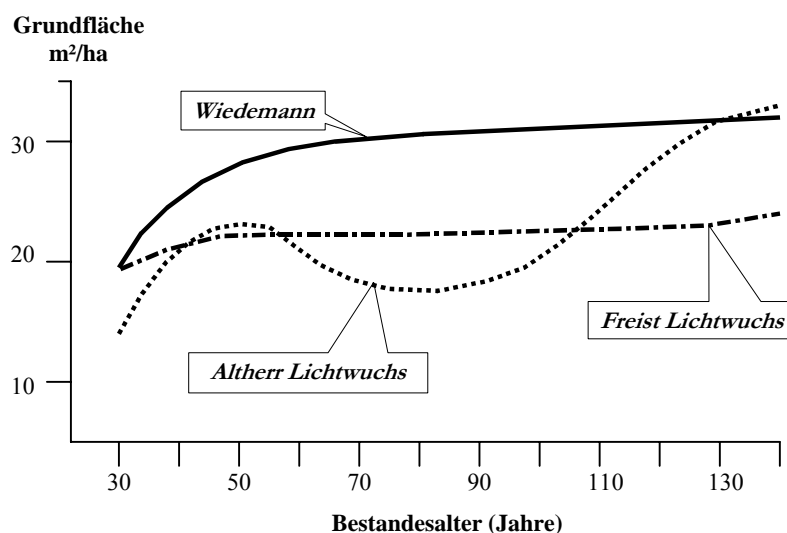


Abbildung 1-1. Unterschiedliche Vorstellungen von der idealen Grundflächenentwicklung über dem Alter in Buchenbeständen nach WIEDEMANN (1949), FREIST (1962) und ALTHERR (1971) nach GADOW (2002).

Die auf programmatischen Idealvorstellungen beruhende Bestimmung der optimalen Behandlungsvariante für ganze Straten soll demnach durch einen systematischen Suchprozess abgelöst werden, der eine große Bandbreite möglicher Behandlungsvarianten für einzelne Bestände einschließt und flexibler auf Veränderungen der Rahmenbedingungen reagieren kann. Die Planung sollte idealer Weise auf Basis realer Ausgangszustände einzelner Bestände durchgeführt werden. Den höheren Kosten der dafür nötigen Anpassung der Datenerfassung stehen

wesentliche Effizienzfortschritte in der raum-zeitlichen Optimierung forstlicher Eingriffe und den nachgelagerten Prozessen der Holzertekette gegenüber.

Für die Forsteinrichtung leitet sich daraus u.a. die Aufgabe ab, die Vielzahl der mittelfristigen Behandlungsmöglichkeiten für Einzelbestände mit unterschiedlichen Ausgangsbedingungen zu beschreiben und zu bewerten. Anschließend muss unter der Berücksichtigung der herrschenden gesamtbetrieblichen Restriktionen und Zielvorgaben die optimale Behandlungsalternative für jeden Bestand ermittelt werden. Da das Betriebsmanagement selbst bei hoher Personaldichte mit dieser Aufgabe überfordert wäre, muss die Forsteinrichtungsforschung Modelle und Methoden zur Generierung der möglichen mittelfristigen Behandlungsalternativen für einen Bestand entwickeln, Indikatoren für ihre multikriterielle Bewertung ermitteln und gesamtbetriebliche Zielfunktionen und Restriktionen formulieren. Außerdem müssen geeignete Methoden zur Suche nach der optimalen Behandlungsvariante für jeden Einzelbestand unter der Berücksichtigung der herrschenden gesamtbetrieblichen Restriktionen und Ziele geprüft und ausgewählt werden.

Dieser vor allem in Skandinavien und Nordamerika<sup>1</sup> bereits erfolgreich erprobte Ansatz verknüpft Methoden der Waldwachstums- und der Unternehmensforschung. Dass die forstliche Unternehmensforschung speziell in diesen Regionen ihren Fortschritt nahm, während sie in Deutschland kaum Beachtung fand, mag auf die dortigen Betriebsstrukturen und naturräumlichen Gegebenheiten zurückzuführen sein, die gekennzeichnet sind durch großflächige, meist privatwirtschaftlich geführte Betriebe mit verhältnismäßig gleichförmigen, relativ gering strukturierten Beständen. Zum einen werden die Vorzüge der Methoden der Unternehmensforschung umso offensichtlicher, je größer die Flächen der Betriebe sind und je geringer der Personalaufwand pro Flächeneinheit ist und zum anderen sind die für die Generierung benötigten Wachstumsmodelle bei geringerer Strukturvielfalt leichter herzuleiten.

Als Beispiel für den praktischen Einsatz dieses Modellansatzes, der auch als Mehrpfadprinzip (GADOW, 2005) bezeichnet wird, sei hier auf das finnische MELA-System verwiesen. Das von KILKKI u. SIITONEN (1976) zum ersten Mal einer breiten Öffentlichkeit vorgestellte

---

<sup>1</sup> SIITONEN, 1983; LAPPI, 1992; EID, 1993; VALSTA, 1992; PUKKALA u. KANGAS, 1993; HOEN, 1996; ÖHMAN u. ERIKSSON, 1999; WARE u. CLUTTER, 1971; ADAMS u. EK, 1974; BRODIE et al., 1978; CLUTTER et al., 1983; HOGANSON u. ROSE, 1984; DYKSTRA, 1984; BARE u. OPALACH, 1987; BUONGIORNO u. GILLESS, 1987; Davis u. Johnson, 1987; CLEMENTS et al., 1990; LEUSCHNER, 1990; Klemperer, 1996; BETTINGER et al., 1997; HOF u. BEVERS, 1998; MURRAY, 1999.

Verfahren verknüpft beispielhaft die Ziele und Beschränkungen auf Bestandes- und Betriebs-ebene (SIITONEN et al. 1996; NUUTINEN, 2000; REDSVEN et al. 2004).

Für einzelne Bestände werden mit Hilfe eines Simulators unterschiedliche Managementalternativen für eine definierte Zeitperiode erzeugt, die beispielsweise mit dem Kapitalwert ökonomisch bewertet werden können. Die Auswahl der Managementalternative für einen Bestand ergibt sich aus der besten Kombination der Managementalternativen aller Bestände des Betriebs, unter Berücksichtigung der zu definierenden gesamtbetrieblichen Ziele und Beschränkungen. Zur Lösung dieser Optimierungsaufgabe wird die Software JLP von LAPPI (1992) verwendet, in die ein Lineares Optimierungsmodell implementiert ist, das auf Basis eines Upper Bound Algorithmus arbeitet. Optimierungsprobleme von Betrieben mit einer Größenordnung von bis zu 50.000 Beständen können so gelöst werden. MELA ist inzwischen die wichtigste Basis der Finnischen Forsteinrichtung geworden und wird in privaten Forstbetrieben, im Staatswald und im Kleinprivatwald regulär eingesetzt.

Da die für die Prognose des Wachstums der hiesigen, strukturreicheren Wälder entwickelten Einzelbaumwuchsmodelle mittlerweile ihre Praxistauglichkeit unter Beweis gestellt haben und die zu bewirtschafteten Flächeneinheiten bei gleichzeitigem Personalabbau immer größer werden, gewinnt diese Methode der Steuerung auch im deutschsprachigen Raum immer mehr an Bedeutung. Vielerorts wird, auf der Grundlage bereits existierender Einzelbaumwuchssimulatoren, am Aufbau entscheidungsunterstützender Systeme (im Englischen als Decision Support System oder DSS bekannt) gearbeitet, die unter Berücksichtigung multikriteriell bewerteter Managementalternativen für räumlich definierte Bezugsgrößen, gesamtbetriebliche Planungsentscheidungen vorschlagen (vgl. dazu THEES u. RIECHSTEINER, 2001; VACIK u. LEXER, 2001; MOSANDL u. FELBERMEIER, 2003; SODTKE et al., 2004).

Das Mehrpfadprinzip bietet die Möglichkeit, die wissenschaftlichen Erkenntnisse und Errungenschaften der Wachstums- und Durchforstungsmodellierung der letzten Jahre auf Grundlage einer fundierten theoretischen Basis in die anwendungsorientierte Forsteinrichtung zu implementieren und somit die nachhaltige, mittelfristige Steuerung der Wälder sensibler und effizienter zu gestalten. Einen entscheidenden Beitrag dazu können die Wachstumssimulatoren liefern, deren Potential bei der Generierung möglicher Behandlungspfade voll ausgeschöpft werden könnte. Darüber hinaus bietet es die Möglichkeit die vielfältigen forstlichen Einzeldisziplinen zu bündeln und in den Planungsprozess zu integrieren, da diese für die



Definition der Ziele und Beschränkungen einerseits und der Bewertung der unterschiedlichen Behandlungspfade andererseits benötigt werden.

## **1.1 Ziele der Arbeit**

Am Institut für Waldinventur und Waldwachstum der Universität Göttingen wird seit einigen Jahren an der Anpassung und Weiterentwicklung von Systemen zur mittelfristigen Steuerung der Waldentwicklung unter Verwendung von Methoden aus der Unternehmensforschung gearbeitet. Die Schwerpunkte der Forschung liegen in der Untersuchung von geeigneten Optimierungstechniken für unterschiedliche forstliche Problemstellungen (vgl. CHEN u. GADWOW, 2002 u. 2003; SEO, 2004; SEO et al. 2005) und der Entwicklung von Modellen zur Generierung und Bewertung von Behandlungspfaden (SÁNCHEZ OROIS u. VILČKO, 2002; ALBERT u. GUERICKE, 2003; SEO et al. 2003; SÁNCHEZ OROIS et al. 2004; HINRICHS, 2006). Das übergeordnete Ziel der Forschungsaktivitäten stellt die Zusammenführung der beiden Elemente auf der theoretischen Basis des Mehrpfadprinzips dar. Die Forschungsarbeit steht somit im Kontext der Implementierung waldwachstumskundlichen Wissens in die Forsteinrichtung.

Auf dieser Grundlage soll langfristig ein Entscheidungsunterstützungssystem für die mittelfristige Steuerung der Waldentwicklung mitteleuropäischer Wuchsverhältnisse aufgebaut werden. Die dafür benötigten Softwaremodule und die Datenflüsse zwischen den einzelnen Komponenten sind schematisch in Abb. 1-2 dargestellt.

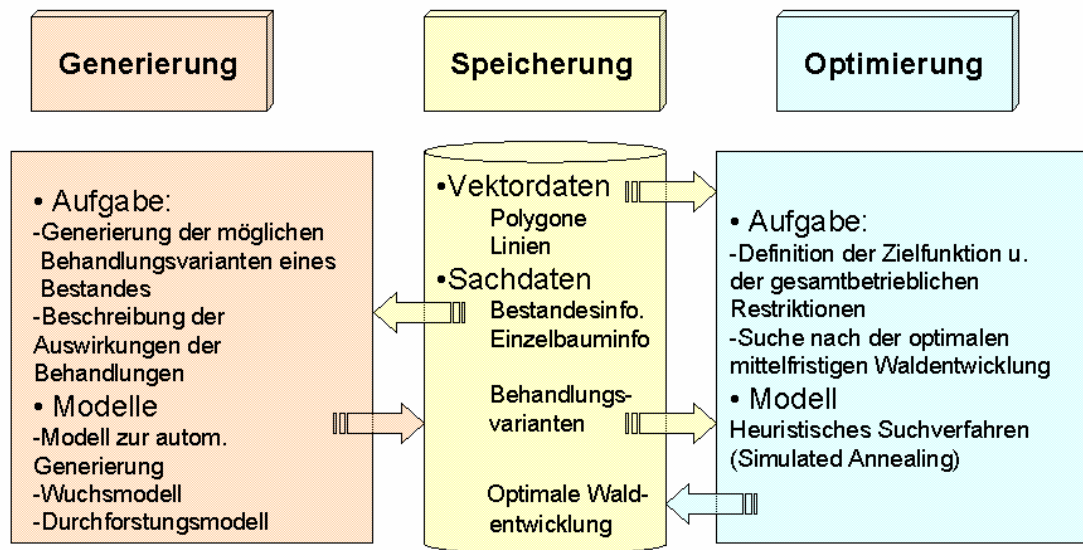


Abbildung 1-2. Softwaremodule und Datenflüsse zum Aufbau eines DSS für die mittelfristige Steuerung der Waldentwicklung auf Basis des Mehrpfadprinzips.

Das Modul Generierung erhält demnach die für die automatisierte Generierung von alternativen Behandlungspfaden für einzelne Bestände benötigten Eingangsdaten aus dem Modul Speicherung, das aus einer leistungsfähigen Datenbank besteht. Die vom Modul Generierung erzeugten Informationen bezüglich der Auswirkungen der möglichen Behandlungspfade werden wiederum an die Datenbank zurückgegeben und gespeichert und können anschließend vom Modul Optimierung eingelesen werden. Dies ermöglicht unter der Vorgabe der gewünschten Zielfunktion und der gesamtbetrieblichen Beschränkungen mit Hilfe eines heuristischen Suchverfahrens die Identifizierung der optimalen Waldentwicklung. Die Kenndaten der daraus resultierenden Behandlungspfade für die einzelnen Bestände werden wiederum in der Datenbank gespeichert und können mit Hilfe entsprechender Visualisierungstechniken in einer Grafik der raum-zeitlichen Waldentwicklung dargestellt werden (s. CHEN, 2003; SEO, 2005, S. 82 ff.; VILČKO, 2005, S. 87 ff.).

Das Ziel dieser Arbeit ist es, ein Modell und die daraus abgeleiteten Algorithmen zur automatisierten Pfadgenerierung für Mischbestände zu entwickeln und zu implementieren, die als Grundlage für die Suche nach dem optimalen Waldentwicklungspfad im Sinne des Mehrpfadprinzips dienen sollen. Die dafür benötigten Modellkomponenten sollen die komplexen Wachstumsvorgänge in Mischbeständen abbilden und die Steuerung der Baumartenanteile im Rahmen langfristiger, strategischer Zielsetzungen ermöglichen. Die strategischen Ziele werden aus den Waldentwicklungstypen der Niedersächsischen Landesforsten hergeleitet. Im

Gegensatz zum Ansatz der oben beschriebenen summarischen Nutzungsplanung soll eine, den technischen Möglichkeiten entsprechende, große Anzahl von unterschiedlichen Behandlungspfaden erzeugt werden, die hinsichtlich der wichtigsten strategischen Ziele Ziel führend sind und darüber hinaus die Berücksichtigung so genannter Extremvarianten berücksichtigt. Damit soll nachgewiesen werden, dass unter Berücksichtigung langfristiger Zielsetzungen und geltender waldbaulicher Beschränkungen vielfältige mittelfristige Behandlungsalternativen möglich sind, die allesamt in den gesamtbetrieblichen Planungsprozess miteinbezogen werden können.

Durch die Berücksichtigung der vielfältigen Behandlungspfade im gesamtbetrieblichen Planungsprozess soll die Variabilität, besonders hinsichtlich der raum-zeitlichen Steuerung der forstlichen Nutzungsplanung, verbessert werden. Bei der Generierung der Pfade liegt daher ein besonderes Augenmerk auf der Aufgabe, möglichst viele unterschiedliche, zeitlich entzerrte Eingriffsfolgen zu erzeugen, um somit die zeitliche Variabilität in der Bestandesbehandlung zu erhöhen.

Die Generierung der Pfade soll zudem systematisch in einem einfach zu definierenden Handlungsraum erfolgen, der anhand von gängigen Kenngrößen aus der forstlichen Praxis, die möglichst einfach im Gelände zu erheben sind, beschrieben werden kann. Aus Vereinfachungsgründen wird das Modell zunächst für Mischbestände aus Buchen und Fichten angepasst. Die Übertragbarkeit auf andere Mischungstypen soll jedoch gewährleistet sein.

Zur Erreichung dieser Ziele wurden folgende Arbeitsschwerpunkte gesetzt, die in den folgenden Ausführungen eingehend beschrieben werden:

- Formulierung eines theoretischen Modells zur automatisierten Generierung von Behandlungspfaden für Buchen-Fichten-Mischbestände im Sinne des Mehrpfadprinzips,
- Implementierung des Modells in eine funktionsfähige Softwareanwendung,
- Evaluierung der Simulationsergebnisse der Pfadgenerierung, anhand von Daten aus der forstlichen Praxis.

Als Hintergrundinformation zur Herleitung des Modells wird zunächst ein Überblick des gegenwärtigen Standes der Forschung auf dem Gebiet der Modellierung des Waldwachstums gegeben, da die dort entwickelten Modelle die entscheidenden Komponenten für den Aufbau des hier erarbeiteten Modellansatzes liefern. In Kap. 3 werden dann die grundlegenden An-

nahmen und Instrumente des am Institut für Waldinventur und Waldwachstum verfolgten Planungsansatzes des Mehrpfadprinzips erläutert, worauf aufbauend das in Kap. 4 beschriebene Modell zur Pfadgenerierung für Buchen-Fichten-Mischbestände entwickelt wurde. In Kapitel 5 werden die Ergebnisse der Evaluierung des Modells anhand von auf realen Bestandsdaten basierenden, künstlich erzeugten Beständen präsentiert und anschließend diskutiert.

## 2 Modellierung des Waldwachstums

Die Waldwachstumsforschung verfolgt das Ziel, auf der Basis empirischer Beobachtungen ein verbessertes Verständnis natürlicher Wachstumsprozesse zu erreichen und dieses Verständnis in Form von quantitativen Modellsystemen allgemein verfügbar zu machen. Zu diesem Zweck versucht die Waldwachstumsforschung, grundlegende Gesetzmäßigkeiten für das Wachstum von Waldbäumen bei unterschiedlichen Standorts- und Konkurrenzbedingungen und in Reaktion auf unterschiedliche forstliche Eingriffe abzuleiten und effektive Methoden zur Erfassung der dafür benötigten empirischen Daten zu entwickeln (GADOW, 2002).

Wachstumsmodelle fördern das allgemeine Verständnis der natürlichen Walddynamik (PRETZSCH, 2001). Als Prognoseinstrument sind sie ein wichtiger Baustein für die Forschung und die forstliche Praxis. So ermöglichen sie der Wissenschaft die Simulation von Experimenten, die aufgrund langer Beobachtungszeiträume und aufwändiger Freilandexperimente in der Realität kaum durchführbar wären. Außerdem dienen sie den Entscheidungsträgern der Forstwirtschaft als Hilfsmittel bei der Planung und Entscheidungsfindung auf Bestandes-, Betriebs- und Regionalebene, in dem sie die ökonomischen und ökologischen Konsequenzen forstwirtschaftlichen Handelns veranschaulichen. Aus dem gleichen Grund haben Wachstumsmodelle einen hohen Stellenwert in der Aus- und Weiterbildung unterschiedlicher Berufsgruppen aus dem so genannten „Grünen Bereich“ (GADOW, 2006).

Die unterschiedlichen Ansätze zur Waldwachstumsmodellierung lassen sich auf vielfältige Art und Weise charakterisieren. Im Folgenden werden die, zur Beschreibung des Wachstums von Waldbeständen im Wesentlichen zu unterscheidenden, Modellkategorien erläutert. Die Gliederung der Modellansätze erfolgt in Anlehnung an PRETZSCH (2001, S. 83 ff.) und MONSERUD (2003) nach ihrer theoretischen Wissensbasis und ihrem Komplexitätsgrad hinsichtlich ihrer zeitlichen und räumlichen Auflösung. Die Einteilung erfolgt nach den drei Modellgruppen: Managementbasierte Ertragsmodelle, Ökologische Sukzessionsmodelle und Ökophysiologische Prozessmodelle.

Die ersten beiden Modellansätze basieren vorwiegend auf empirischem Wissen aus Beobachtungen von Versuchsflächen, die mit Hilfe von unterschiedlichen Induktions- und Analogieschlüssen verallgemeinert werden. In der Regel werden aus den Beobachtungsdaten Hypothesen über wachstumsbeeinflussende Zusammenhänge zwischen den erhobenen Zustandsgrößen aus statistischen Beziehungen abgeleitet. Anschließend werden die Hypothesen

geprüft und gegebenenfalls mit den Beobachtungsdaten z.B. über regressionsanalytische Anpassung parametrisiert. Das Wachstumsmodell entsteht dann über die Verkettung der einzelnen mathematisch-statistischen Zusammenhänge zu einem Gesamtsystem.

Die ökophysiologischen Prozessmodelle hingegen stützen sich bei der Erklärung des Wachstums primär auf die Kausalzusammenhänge zwischen den ökophysiologischen Grundprozessen. Zwar sind für ihre Erklärung ebenfalls empirische Studien notwendig, doch werden aus den dort erhobenen Daten keine das Wachstum beschreibende funktionalen Zusammenhänge abgeleitet. Vielmehr dienen sie der Entschlüsselung der für das Wachstum verantwortlichen ökophysiologischen Grundbeziehungen. Der im Gegensatz zu den empirischen Modellansätzen wesentlich höhere Grad der räumlichen und zeitlichen Auflösung bewirkt eine größere Allgemeingültigkeit der Prozessmodelle. Deren Gültigkeit ist im Idealfall unabhängig vom vorherrschenden Bestandestyp, da sie ohne parametrisierte statistische Beziehungen auskommen. Die Genauigkeit ihrer Vorhersage ist daher weitaus weniger abhängig von den beobachteten Daten, da diese im Gegensatz zu empirischen Modellansätzen nicht zur Schätzung der Systemgröße, sondern lediglich als Steuergröße der, systemanalytisch darunter liegenden, physiologischen Prozesse benötigt werden.

### **2.1 Managementbasierte Ertragsmodelle**

Managementbasierte Ertragsmodelle auf Basis empirischer Beobachtungen bilden die klassische Form der forstwissenschaftlichen Wachstumsmodellierung für nachhaltig bewirtschaftete Waldbestände, die mit der Konstruktion der ersten Ertragstafeln im 18. und 19. Jahrhundert beginnt und mit der Entwicklung EDV gestützter, einzelbaumbasierter Wachstumssimulatoren seit Beginn der 80er-Jahre des 20. Jahrhunderts ihren heutigen Stand der Forschung erreicht hat. Ertragsmodelle existieren für nahezu alle nachhaltig bewirtschafteten Typen von Wäldern aller Klimazonen und stellen die am weitesten verbreitete Form der Wachstumsmodelle dar. Sie basieren auf der Annahme eines standortspezifischen Wachstums der Bäume. Als Maß für die Bonität eines Standorts dient in der Regel die Oberhöhe in einem Bezugsalter. Die Ermittlung des Baumwachstums wird üblicherweise durch die baumartenspezifische Veränderung der Dimensionen des Durchmessers und der Höhe, in Abhängigkeit von der Bestandesdichte, ausgedrückt. Bei den Einzelbaumansätzen werden zusätzlich meist unterschiedliche Kronenparameter zu Schätzung der Konkurrenzsituation des Einzelbaums herangezogen. Um die Vorhersagen für das Bestandeswachstum zu optimieren werden die moder-

nen Wachstumsmodelle üblicherweise durch Mortalitätsmodelle und gegebenenfalls durch Einwuchsmodelle ergänzt, welche die Absterbe- bzw. Erneuerungsprozesse einer Bestandesentwicklungsphase entsprechend baumartenspezifisch und dichteabhängig schätzen. Da die klassischen Ertragsmodelle alle auf empirisch erhobenen Datengrundlagen basieren, die in der Regel aus speziell angelegten Versuchsflächen stammen, erfolgen ihre Prognosen immer unter der Annahme nicht wechselnder ökologischer Rahmenbedingungen. Etwaige Auswirkungen von zukünftigen Klima- oder Standortsveränderungen können mit diesem retrospektiven Prognoseansatz nicht abgebildet werden. Die managementbasierten Ertragsmodelle lassen sich in Anhalt an PRETZSCH (2001) hinsichtlich ihrer chronologischen Entwicklung in drei Unterkategorien gliedern, die sich im Wesentlichen durch eine steigende räumliche Auflösung und zunehmende Flexibilisierung durch die Herleitung und Verwendung biometrischer Wachstumsfunktionen charakterisieren lassen.

### **2.1.1 Ertragsmodelle auf Basis von Bestandesmittel- und Bestandessummenwerten**

Ertragsmodelle auf der Basis von Bestandesmittel- und Bestandessummenwerten werden klassischer Weise durch die Aufstellung von Ertragstafeln konstruiert. PRETZSCH (2001, S. 89 ff.) fasst ihr Grundprinzip anhand von drei statistischen Beziehungen zusammen. Die erste so genannte „Einordnungsbeziehung“ besagt, dass die Bestände bei einem gegebenen Standort eine bestimmte Höhenentwicklung in Abhängigkeit vom Alter durchlaufen. Für unterschiedliche Standorte ergeben sich daraus unterschiedliche Höhenwachstumsverläufe bei gleichem Alter, die den durch die Tafelkonstruktion abgedeckten Datenbereich in unterschiedliche Höhenfächer aufteilen. Diese dienen als Weiser für das Wuchspotential eines Standortes, indem sie zur Klassifizierung von unterschiedlichen Bonitätsstufen eingesetzt werden. Zur Ermittlung der Höhenbonität eines Bestandes wird die ursprünglich verwendete Bestandesmittelhöhe in jüngeren Tafelkonstruktionen mehr und mehr durch die Oberhöhe ersetzt, die sich in Hinblick auf ihre rechnerische Verschiebung im Zuge von Durchforstungen robuster verhält.

Um für einen Bestand eines bestimmten Alters auf die für das nachhaltige Management entscheidende Vorratsentwicklung in Form der Gesamtwuchsleistung zu schließen, wird als Bindeglied zwischen dieser „Endbeziehung“ und der vorher formulierten „Einordnungsbeziehung“ eine entsprechende „Hilfsbeziehung“ verwendet. Sie stellt den Zusammenhang zwischen der Gesamtwuchsleistung als eine Funktion der Höhe dar. Der Nachweis über ihre

funktionale Beziehung geht auf das Eichhornsche Gesetz (EICHHORN, 1902) zurück, das in seiner Urform den statistischen Zusammenhang zwischen der Mittelhöhe und dem stehenden Vorrat von Beständen feststellt. Durch die erste und zweite Modifikation des EICHHORNSchen Gesetzes durch GERHARDT (1909; 1923; 1930) erfolgt zunächst die Herleitung des Zusammenhangs zwischen Gesamtwuchsleistung und Höhe und im zweiten Schritt eine Gliederung dieses Zusammenhangs zur Ausweisung einzelner Bonitätsstufen, die nach ASSMAN (1961) als allgemeines bzw. spezielles Ertragsniveau bezeichnet werden. Als dritte Erweiterung des EICHHORNSchen Gesetzes sieht Pretzsch das untergliederte, spezielle Ertragsniveau nach ASSMANN und FRANZ (1963), die bei gleichen Bonitätsstufen erhebliche Schwankungen der Gesamtwuchsleistung in Fichtenbeständen feststellen und daraus ein unteres, mittleres und oberes Ertragsniveau für ihre Fichten-Ertragstafel ableiten.

Im Laufe der historischen Entwicklung der Ertragstafeln wurden die Datengrundlage und die Auswertungsmethoden zur Herleitung und statistischen Absicherung der genannten Grundbeziehungen immer weiter optimiert, wobei das Grundprinzip mehr oder minder unverändert blieb. Wie in der Einleitung schon erwähnt, entsteht mit den Arbeiten von PAULSEN (1795) die erste Phase der Ertragstafelentwicklung im deutschsprachigen Raum. Die ersten Modelle sind gekennzeichnet durch mangelnde Datengrundlage, regional begrenzte Gültigkeit und geringe Vergleichbarkeit aufgrund methodischer Unterschiede in ihrer Tafelkonstruktion.

Die nächste Modellgeneration entsteht nachdem der Verein Deutscher Forstlicher Versuchsanstalten einen Arbeitsplan für die Aufstellung von Ertragstafeln entwirft, die zu einer einheitlichen Methodik in der Tafelkonstruktion führt (vgl. WEISE, 1880; GANGHOFER, 1884). Nach ihren Richtlinien werden die Bestandeskennwerte (Stammzahl, Mittelhöhe, Mitteldurchmesser, Grundfläche, Formzahl, laufender jährlicher Zuwachs, Gesamtwuchsleistung und durchschnittlicher jährlicher Zuwachs) im fünfjährigen Turnus tabellarisch erfasst. Die Aufnahmebestände müssen zudem nach einem klar definierten einheitlichen Programm durchforstet werden. In Addition mit einer Intensivierung des Versuchsflächennetzes sollen die oben beschriebenen Mängel beseitigt werden. Als die für den Fortgang dieses Modelltyps bedeutendsten Arbeiten dieser Zeitepoche sind die Ertragstafelwerke von SCHWAPPACH (1890) anzusehen, die in der Folgezeit durch seine Nachfolger WIEDEMANN (1936; 1942) und SCHOBER (1967) weiterentwickelt und aktualisiert wurden. Ihre Datengrundlage bildet das umfangreiche Versuchsflächennetz der Preußischen Forstlichen Versuchsanstalt in Eberswal-



de, das auch heutzutage noch weitgehend existiert, jedoch von unterschiedlichen Forschungsanstalten betreut wird.

SCHWAPPACH formuliert seine Tafeln zunächst für „normale“ Bestände, womit im Gegensatz zum angloamerikanischen Verständnis nicht unbehandelte, sondern „normal“ durchforstete Bestände gemeint sind, was dem heutigen Verständnis von Beständen entspricht, die eine schwache bis mäßige Durchforstung durchlaufen haben. Für die Konstruktion der Tafel werden zunächst die Vorratsentwicklungen aus wiederholt aufgenommenen Flächen über dem Alter graphisch dargestellt. Die Bonitierung richtet sich noch gemäß den Ulmer Beschlüssen des VEREINS DEUTSCHER FORSTLICHER VERSUCHSANSTALTEN von 1888 an den Bestandesvorräten im Alter 100. Zur Ermittlung der Altersentwicklung der für die Vorratsentwicklung entscheidenden Kennwerte Mittelhöhe, Grundfläche, Formzahl und Stammzahl, werden Parzellen mit mittlerer Bestockungsdichte als Repräsentanten der mittleren bonitätsspezifischen Entwicklung ausgewählt und ihre entsprechenden Kennwerte über dem Alter aufgetragen. Durch grafischen Ausgleich und Mittelung werden daraus Bonitätsmittelkurven für die einzelnen Variablen abgeleitet, die dann tabellarisch dargestellt werden (vgl. PRETZSCH, 2001, S. 98). Den ausscheidenden Bestand ermittelt SCHWAPPACH über Aufzeichnungen über die Zahl und Dimensionen der ausfallenden Stämme.

Durch Veränderungen des Behandlungskonzepts wurden die Modellentwickler immer wieder gezwungen die Ertragstafeln anzupassen, da diese eben nur für ein definiertes Behandlungsregime Gültigkeit besitzen. So trägt SCHWAPPACH mit der überarbeiteten Tafel von 1902 den veränderten Behandlungsrichtlinien für die Fichte Rechnung. Als „normale“ Bestände werden hier nicht mehr schwach bis mäßig durchforstete, dicht bestockte Bestände, sondern in der Jugend mäßig und im fortgeschrittenen Alter stark durchforstete, mit anschließendem Übergang zu Lichtungshieben behandelte, Bestände verstanden. WIEDEMANN erarbeitet zudem Tafeln für starke und gestaffelte Durchforstung und verwendet unter Weiterentwicklung des EICHHORNschen Gesetzes die Mittelhöhe als Bonitätsindikator, da die stehenden Vorräte aufgrund der höheren Entnahmemassen ihre Weiserfähigkeit verlieren. Unter Mitwirkung von BONNEMANN (1939) und CHRISTMANN (1939) versucht er die Untersuchungsergebnisse der Reinbestandsertragstafeln zum Aufbau von Mischbestandsertragstafeln zu nutzen, dessen Aussagewerte jedoch begrenzt bleiben, da erhebliche Probleme bei der Bonitierung anhand von Bestandesmittelwerten auftreten, da Mischbestände in der Regel durch Ungleichaltrigkeit und unterschiedliche Mischungsanteile geprägt sind. Die Modellierung des Wachstums auf

Basis von Bestandesmittelwerten kann daher aus konzeptioneller Sicht auf gleichaltrige Reinbestände beschränkt werden.

Als eine entscheidende, tief greifende Veränderung im Modellansatz ist die Abkehr von der, ausschließlich auf deskriptiv hergeleiteten Modellbeziehungen basierenden, rein empirischen Betrachtungsweise anzusehen. In Deutschland nimmt sie historisch ihren Anfang mit den Arbeiten von GERHARDT (1923; 1930), der seine Ertragstafeln mit Hilfe mathematisch formulierter Wuchsgesetzmäßigkeiten aufbaut, die er aus Datengrundlagen früherer Ertragstafeln ableitet, die Anfangs auf große Skepsis stoßen. WIEDEMANN (1932) sieht die Einbindung theoretischer Modelle als subjektiven Störfaktor, der lediglich zur Verfälschung der beobachteten statistischen Beziehungen führen kann (vgl. PRETZSCH, 2001, S. 101). Die Probleme der damaligen Modellierer liegen zum einen in den noch nicht sehr ausgereiften Modellformulierungen und zum anderen in der Lösung der aufwendigen Rechenprozeduren.

Mit Einzug der EDV gestützten Rechenanlagen in die wissenschaftliche Praxis, werden die Handhabung großer Datenmengen und die Berechnung komplizierter mathematischer Gleichungssysteme extrem vereinfacht und beschleunigt. Die verbesserten Möglichkeiten zum Aufbau und Test biometrischer Funktionen zur Abbildung von Wuchsgesetzmäßigkeiten werden schnell erkannt und führen zur Entwicklung erster EDV gestützter Ertragstafeln. Als Prototyp dieser Modellgeneration in Deutschland nennt PRETZSCH (2001, S. 95 ff.) die „Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern“ von ASSMANN und FRANZ (1963), deren Modellkonstrukt als Grundlage für die Entwicklung weiterer EDV gestützter Ertragstafelmodelle und Bestandeswuchssimulatoren diente (vgl. BERGEL, 1985; LEMBCKE et al., 1975; DITTMAR et al., 1985; WENK et al., 1985).

Wie alle EDV gestützten Ertragstafeln setzt sich das Model aus einem mehrschichtigen Gleichungssystem zusammen, das in diesem Fall aus insgesamt sechs wachstumsbeschreibenden Grundbeziehungen und einem System von Leitbeziehungen zur Steuerung ihrer Koeffizienten besteht. Über die Grundbeziehungen werden die Altersentwicklungen der Oberhöhe, der Differenz zwischen Ober- und Mittelhöhe, der natürlichen Grundfläche, des zuwachsoptimalen Bestockungsgrades sowie des Mitteldurchmessers und des Volumenzuwachses bei zuwachsoptimalem Bestockungsgrad beschrieben. Die Steuerung der Koeffizienten über die Leitbeziehungen erfolgt in Abhängigkeit von Bonität und Ertragsniveau. Die Parametrisierung erfolgt wiederum auf Grundlage von Versuchsflächen, deren Aufbau, Wuchsleistung

und Behandlungsprogramm den Gültigkeitsbereich der Tafel widerspiegelt. Damit sind sowohl die über Gleichungssysteme als auch die rein deskriptiv hergeleiteten Ertragstafeln bezüglich ihres Gültigkeitsbereichs abhängig von den empirisch erhobenen Daten. Der große Vorteil der EDV gestützten Modelle liegt jedoch darin, dass sie viel schneller an sich ändernde Behandlungsformen angepasst werden können, da lediglich die Koeffizienten der konstant bleibenden Grundbeziehungen mit dem geänderten Datensatz neu parametrisiert werden müssen. Zudem bietet der Aufbau auf Basis biometrischer Funktionsgleichungen vielfältige Möglichkeiten der Optimierung der Wachstumsmodelle, z.B. durch Veränderung der bereits bestehenden oder durch Hinzufügen neuer Funktionen, die aus dem fortschreitenden Erkenntnisgewinn bezüglich der wachstumsbestimmenden Zusammenhänge gewonnen werden. Das ganzheitliche System des deskriptiven Modellansatzes wird sozusagen durch ein effektiveres Baukastensystem ersetzt. Aus diesem ergeben sich vielfältige Ansätze für neue Forschungsarbeiten, die unterschiedliche Wuchsgesetzmäßigkeiten mit Hilfe mathematisch-statistischer Verfahren in biometrisch funktionale Strukturen überführen. Es gilt jedoch zu beachten, dass sie im Gegensatz zu den später erörterten Prozessmodellen immer noch auf rein statistischen Zusammenhängen zwischen den Variablen des empirischen Datenmaterials beruhen.

Neben dem Paradigmenwechsel im Modellaufbau werden im Rahmen der Entwicklung der EDV gestützten Ertragstafeln auch neue wissenschaftliche Erkenntnisse in die Modelle integriert. Die schon erwähnte Problematik der rechnerischen Verzerrung der Bestandesmittelhöhe in Folge von Durchforstungen, veranlassen ASSMANN und FRANZ Oberhöhenbonitäten zu verwenden, die gemäß dem internationalen Usus in Form absoluter Höhenbonitäten im Bezugsalter von 100 Jahren nach dem so genannten Site-Index System angegeben werden. Außerdem werden auf Grundlage der Untersuchungsergebnisse bezüglich der Schwankungen der Gesamtwuchsleistung innerhalb der Bonitätsstufen, die oben beschriebenen zusätzlichen Ertragsniveaustufen zur Feingliederung eingeführt. Als Orientierungswert zur Grundflächenhaltung wird der in den früheren Tafeln durch das Durchforstungssystem festgelegte Grundflächenwert durch Angaben zur maximalen, unter natürlichen Bedingungen herrschenden, Grundfläche ersetzt, die aus nahezu unbehandelten A-Grad Versuchspartzellen abgeleitet wird. Damit stützt sich die empfohlene Grundflächenhaltung erstmals auf einen objektiven, ökologisch fundierten Kennwert.

Resultate der Weiterentwicklung dieser EDV basierten Ertragstafeln sind die so genannten standortsbezogenen Leistungstafeln, wie sie beispielsweise vom Bestandessimulator

STAOET (FRANZ, 1968) erzeugt werden. Sie leiten den Übergang zur standortbezogenen Wachstumsprognose ein. Indem die Wachstumsfunktionen, die für einzelne Standorteinheiten parametrisiert werden, aus Beständen mit einheitlichen Standortsverhältnissen und ähnlicher waldbaulicher Behandlung charakterisiert sind, erfolgt eine weitere Flexibilisierung der Bestandeswuchsmodelle hinsichtlich ihrer Anpassung an die Vielfältigkeit unterschiedlicher Ausgangszustände der zu prognostizierenden Waldbestände. Da sich auch diese Form der Ertragsmodelle bei ihrer Prognose auf Bestandesmittel- und Bestandessummenwerte beschränken, sind sie jedoch nicht in der Lage, dem zunehmenden Bedarf an Informationen über Einzelbauminformationen oder zumindest über Häufigkeitsveränderungen bestimmter Teilkollektive der Bestände gerecht zu werden. Diese setzt andere Eingangsgrößen und zusätzliche Informationen über das Einzelbaumwachstum und die Häufigkeitsverteilungen bestimmter Bestandesvariablen voraus, was letztendlich zur Entstehung eigenständiger Modelltypen, parallel zur Entwicklung der Bestandeswuchssimulatoren in den 60er-Jahren des 20. Jahrhunderts führt.

### ***2.1.2 Ertragsmodelle auf Basis von Stammzahlhäufigkeiten***

Der Zustand und die Entwicklung der Stärkeklassenstruktur, die durch die Durchmesserverteilung eines Bestandes definiert wird, sind von entscheidender Bedeutung für die Planung eines nachhaltigen Managementsystems eines Bestandes. Um Aussagen über die Stammzahlfrequenz einzelner Stärkeklassen machen zu können, wurde seit Beginn der 60er-Jahre des 20. Jahrhunderts an der Entwicklung von Ertragsmodellen auf der Basis von Stammzahlhäufigkeiten gearbeitet, die PRETZSCH (2001, S. 119 ff.) in drei Gruppen, die Differentialgleichungsmodelle, die Verteilungsfortschreibungsmodelle und die stochastischen Evolutionsmodelle unterteilt. Die Modelle basieren alle auf der Beschreibung der zeitlichen Entwicklung von Merkmalsverteilungen. Da zur Darstellung von Verteilungen einzelner Merkmalsausprägungen Klassen gebildet werden, die den zugehörigen einzelnen Individuen die Merkmalsausprägung der jeweiligen Klassenmitte zuordnen, werden die unterschiedlichen Individuen der einzelnen Klasse, durch einen einheitlichen Repräsentativbaum dargestellt. GADOW (2002) fasst die im Folgenden beschriebenen Modelltypen daher auch als Repräsentativbaummodelle zusammen.

Differentialgleichungsmodelle wie sie z.B. von CLUTTER (1963), LEARY (1970), PIENAAR u. TURNBULL (1973) und MOSER (1974) entwickelt wurden, formulieren die zeitlichen

Veränderung der Ertragsselemente in Abhängigkeit ihrer Ausgangszustände über ein System von Differentialgleichungen, die durch numerische Integration gelöst werden (vgl. auch SÁNCHEZ-OROIS et al. 2003; TRINCADO et al., 2003).

Im Fall des Durchmesserklassenmodells von MOSER (1974), das zur Fortschreibung von Zuckerahornbeständen konstruiert wurde, wird die Veränderung der Stammzahl, der Grundfläche und der Vorräte für unterschiedliche Stärkeklassen durch ein Differentialgleichungssystem bestimmt. Ausgehend von ihren Ausgangswerten zu Beginn des Prognosezeitraums, werden die Veränderungen der Durchmesserklassen durch einen Basissatz von Differentialgleichungen als Funktion der Eingangsrate aus geringeren Stärkeklassen, der Ausgangsrate in höhere Stärkeklassen, der Mortalität und des Zuwachses der innerhalb der Durchmesserklasse verbleibenden Bäume beschrieben. Die für die Basisfunktionen benötigten Eingangs-, Ausgangs-, und Mortalitätsraten, sowie die Zuwächse innerhalb der Durchmesserklasse werden durch einen zweiten Satz von Differentialgleichungen gesteuert. Dabei erfolgt die Berechnung der Einwuchsraten in die unterste Stärkeklasse in Abhängigkeit von der aktuellen Bestandesgrundfläche, so dass die Einwuchsraten mit steigender Bestockungsdichte abnehmen. Für die höheren Stärkeklassen berechnen sich die Einwuchsraten als Funktion der Besetzung der darunter liegenden Klasse und des klassenspezifischen Wachstums. Die Zuwächse und die Mortalitätsraten werden ebenfalls in Abhängigkeit von der Bestockungsdichte, anhand der aktuellen Stammzahl und Grundfläche des Bestandes bestimmt. Durch schrittweise numerische Integration, der für einjährige Zeitschritte berechneten Änderungsrate, kann dann die Durchmesserentwicklung für den gewünschten Zeitraum beschrieben werden.

Eine weitere effektive Methode zur Ertragsmodellierung auf Basis von Stammzahlhäufigkeiten stellt der ursprünglich von CLUTTER und BENNET (1965) entwickelte Ansatz zur Fortschreibung der Durchmesser- und Höhenverteilungen eines Bestandes dar.

GADOW (1987) verwendet die Methode erfolgreich zur Wachstumsmodellierung südafrikanischer Kiefern- und Eukalyptus-Plantagen. Als Verteilungsfunktion zur Beschreibung der Stammzahl-Durchmesserverteilung und der Stammzahl-Höhenverteilung verwendet er die dreiparametrische Weibullfunktion, die anderen Verteilungsfunktionen aufgrund ihrer guten Anpassungsfähigkeit überlegen ist. Dabei werden zunächst die Verteilungen für die nach Alter, Bonitäten und Ausgangsstammzahlen sortierten, undurchforsteten Versuchsbestände beschrieben, die sozusagen als Referenz für die durchforsteten Bestände dienen. Die jeweili-

gen Lage-, Maßstabs- und Formparameter  $a$ ,  $b$  und  $c$  der Weibullverteilung werden in Abhängigkeit vom Mittelwert, der Standardabweichung, des oberen und unteren Grenzwert des Durchmessers bzw. der Höhe, sowie der Stammzahl geschätzt. Über die aus dem Datenmaterial regressionsanalytisch ermittelten Altersentwicklungen dieser fünf Werte, werden anschließend die Altersentwicklungen der Parameter der Weibullverteilungsfunktion der Durchmesser und Höhenverteilung undurchforsteter Bestände, in Abhängigkeit ihrer Ausgangsstammzahl abgeleitet. Auf ihrer Grundlage lassen sich für jedes Bestandesalter die Stammzahl- und Grundflächenentwicklungen des Gesamtbestandes, sowie die Stammzahlen der einzelnen Durchmesserklassen berechnen. Zur Ermittlung der Vorräte werden Schaftformfunktionen zur Berechnung der Schaftvolumina verwendet, die auf der Ebene einzelner Durchmesserklassen oder des Gesamtbestandes aufsummiert werden können.

Zur Übertragung auf durchforstete Bestände wird zunächst der Einfluss verschiedener Behandlungsprogramme, die durch Stammzahlentnahmen pro Hektar, Mitteldurchmesser und Standardabweichung der Durchmesser vor und nach der Behandlung charakterisiert werden, auf die oben genannten Schätzgrößen zur Ermittlung der Weibullfunktionsparameter regressionsanalytisch untersucht und über Funktionsgleichungen beschrieben. Bei Kenntnis der Stärke und Intensität der Durchforstungen kann der Effekt auf die Veränderung der Weibullparameter aus den Funktionsgleichungen abgelesen und somit die behandlungsbedingte Veränderung der Verteilungen berechnet werden.

Stochastische Evolutionsmodelle gehen im Wesentlichen auf die Arbeiten von SUZUKI (1971) und SLOBODA (1976), der durch Erweiterungen des Modellansatzes von Suzuki ein Prognosemodell für Fichtenreinbestände entwickelt, zurück. Sie beschreiben die Wanderbewegung der Durchmesser und Höhenverteilungen in Form eines stochastischen Prozesses, der durch eine Folge aneinander gereihter Übergangswahrscheinlichkeiten die Wanderung der Merkmalsausprägung von der Ausgangsverteilung zum Zeitpunkt  $t_0$  bis zum Abtriebszeitpunkt  $\tau$  beschreibt. Zur Schätzung der Übergangswahrscheinlichkeit  $p$ , mit der ein Baum ausgehend von einem Durchmesser  $x$  zum Zeitpunkt  $t_0$ , den Durchmesser  $y$  zum Zeitpunkt  $\tau$  erreicht, wird eine so genannte Übertragungsfunktion  $p(t_0, x; \tau, y)$  der Durchmesser- und Höhenverteilung verwendet. Die Übertragungsfunktion setzt sich wiederum aus der Driftfunktion  $\beta(\tau, y)$ , der Diffusionsfunktion  $\alpha^2(\tau, y)$  und der Sterberate  $\gamma(\tau, y)$  zusammen, die in der Regel mit Daten aus Bohrspanmaterial oder Beobachtungen über die zurückliegende Mittestamentwicklung des Bestandes parametrisiert werden (vgl. dazu PRETZSCH, 2001, S. 131 ff.). Die Driftfunktion

beschreibt die Veränderung der Durchmesserwerte  $y$  über die Zeit  $\tau$ . Sie dient zur Definition des Richtungsfeldes der Alters-Durchmesser-Beziehung. Die Diffusionsfunktion beschreibt die Streuung der Einzelbaumwerte um das mittlere Richtungsfeld und definiert den Grad der Verschiebung der Einzelbäume innerhalb der Verteilung. Die Sterberate bestimmt den Anteil der absterbenden Bäume der Klasse  $y$  zum Zeitpunkt  $\tau$ . Da sie während des Betrachtungszeitraums konstant gehalten wird, nimmt sie im zeitlichen Verlauf exponentiell ab. Die Übertragungsfunktion ergibt sich letztendlich aus der Zusammenführung der Drift- und Diffusionsfunktion, sowie der Sterberate in einer Dichtefunktion, die es erlaubt aus einer gegebenen Ausgangsverteilung die zu einem bestimmten Zeitpunkt zu erwartende Folgeverteilung zu schätzen.

### **2.1.3 Ertragsmodelle auf Basis von Einzelbäumen**

Zur Weiterentwicklung der unter 2.21 genannten EDV basierten Bestandeswuchssimulatoren überspringen einige Modellierer die Ebene der Repräsentativbäume zur Schätzung von Stammzahlhäufigkeiten und versuchen das Bestandeswachstums aus dem Wuchsverhalten des Einzelbaums zu beschreiben. Die Modellierung auf Grundlage empirisch abgeleiteter Ursache-Wirkungsbeziehungen erfolgt somit auf der höchstmöglichen, managementrelevanten Abstraktionsebene.

Einzelbaummodelle beschreiben das Wuchsverhalten des Einzelbaums in der Regel durch ein mehrschichtiges Gleichungssystem unter Berücksichtigung der zurückliegenden und aktuellen Wuchsumstände des jeweiligen Bestandes (PRETZSCH, 2001, S. 135). Die Auswirkungen der Wuchsumstände des Bestandes auf das Wachstum des Einzelbaums, werden durch Konkurrenzmaße ausgedrückt, die als unabhängige Variable der Funktionsgleichungen Eingang in das Modell finden. Das Ergebnis der Auswirkungen früherer Bestandesbedingungen auf den Einzelbaum findet beispielsweise in seinem aktuellen Kronenprozent seinen Ausdruck. Die Beschreibung der aktuellen Konkurrenzverhältnisse und möglicher Konkurrenzveränderungen aufgrund von Durchforstungen oder Mortalität erfolgt anhand spezifischer Konkurrenzindizes, die sich hinsichtlich ihrer Konstruktion in positionsabhängige und positionsunabhängige Indizes unterscheiden lassen. Dieser Unterschied in der Herleitung der Konkurrenzindizes wird in der Fachliteratur auch häufig zur Kategorisierung der Einzelbaummodelle verwendet (vgl. dazu MUNRO, 1974; EK u. DUDEK, 1980; NAGEL, 1999a; PRETZSCH, 2001; HASENAUER, 2004).

Während die positionsabhängigen Modelle die Lagekoordinaten der Einzelbäume und damit ihre Verteilung innerhalb der Bestände zur Herleitung der Konkurrenzverhältnisse für einen Baum mitberücksichtigen, verwenden positionsunabhängige Modelle dazu immer Bestandesmittelwerte. Der Hauptgrund für die Entwicklung positionsunabhängiger Modelltypen, die durch die Nichtberücksichtigung der Baumpositionen einen hohen Informationsverlust in Kauf nehmen, lag ursprünglich in den hohen Kosten für die Erfassung der Einzelbaumkoordinaten und dem dadurch verursachten Datenmangel begründet.

Positionsabhängige Simulationsmodelle der jüngeren Entwicklung verfügen daher oftmals über Algorithmen zur Generierung verschiedener Baumverteilungsmuster (PRETZSCH, 1993; NAGEL et al., 2002). HASENAUER (2004) merkt an, dass für eine zuverlässige Prognose des Wachstums, die Unveränderlichkeit der Baumposition und weniger die genaue Übereinstimmung von tatsächlicher und generierter Verteilung von Bedeutung ist, so dass letztendlich die Informationsvorteile der positionsabhängigen Modelle überwiegen. PRETZSCH (1995) vergleicht die Zuwachsschätzung positionsabhängiger und positionsunabhängiger Modelle unter der Vorgabe, dass alle Bäume eines 1,5 ha großen Bestandes zur Bestimmung der Konkurrenz herangezogen werden. Er kommt zu dem Ergebnis, dass bei gleichmäßiger Verteilung der Einzelbäume keine nennenswerten Unterschiede zwischen den Modellvarianten zu beobachten sind, bei deutlicher Klumpung innerhalb des Bestandes jedoch die positionsabhängige Variante genauere Schätzwerte liefert. WINDHAGER (1999) hingegen stellt bei der Evaluierung der Konkurrenzindizes, der im deutschsprachigen Raum verwendeten Waldwachstums-simulatoren, keine deutliche Verbesserung in der Prognose des Grundflächenzuwachses bei der Berücksichtigung positionsabhängiger Faktoren fest. Ähnliche Ergebnisse liefern frühere Untersuchungen zum Vergleich positionsabhängiger und positionsunabhängiger Konkurrenzindizes von BIGING u. DOBBERTIN (1992; 1995), die zu dem Schluss kommen, dass die Auswahl der richtigen Konkurrenzfaktoren einen wesentlich höheren Anteil an der Schätzgenauigkeit liefert, als die Berücksichtigung der räumlichen Strukturen. Eine besonders hohe Korrelation mit dem Zuwachs konnten sie für Konkurrenzindizes nachweisen, die Kronendimensionen berücksichtigen. Daneben bieten aus Sicht der Praxis diejenigen Modelltypen einen guten Kompromiss, die Konkurrenzmaße verwenden, die sowohl positionsunabhängig als auch positionsabhängig berechnet werden können, wie es beispielsweise im unten genannten Einzelbaumwuchssimulator BWINPro (NAGEL et al., 2002) der Fall ist.



Die Modellierung des Baumwachstums erfolgt unabhängig von der Wahl des Konkurrenzindizes nach einem mehr oder weniger einheitlichen Schema. Ausgehend von einem Ausgangszustand werden die Zustandsveränderungen der Einzelbaumattribute, wie z.B. des Durchmessers, der Höhe, der Kronenbreite und des Kronenansatzes, sowie der Mortalität und des Einwuchses aus der Verjüngung, für eine definierte Simulationsperiode durch unterschiedliche biometrische Funktionen bestimmt. Die im Zuge von Durchforstungen verursachten Veränderungen der Bestandespopulation werden über die dadurch ebenfalls verursachte Veränderung der Konkurrenzindizes abgebildet, die im folgenden Simulationszyklus auf Basis der Endwerte der vorangegangenen Simulationsperiode veränderte Zuwachsraten erzeugen. Da die Auswirkungen der Zuwachsveränderungen in Folge von Durchforstungen für jeden einzelnen Baum bestimmt werden, ist es möglich, eine große Bandbreite unterschiedlicher Behandlungsvarianten zu erzeugen. Darüber hinaus können bei der Auswahl geeigneter Konkurrenzindizes, die beispielsweise die Kronenmorphologie unterschiedlicher Baumarten berücksichtigen, die baumartenspezifischen Einflüsse auf die Konkurrenzverhältnisse in einem Bestand beschrieben werden, was die Modellierung des Wachstums von ungleichaltrigen Mischbeständen erheblich verbessert.

Die Anzahl der Simulationszyklen wird durch die Länge der Simulationsperiode und dem gewünschten Prognosezeitraum definiert. Zur Beschreibung des Wachstums des Bestandes werden die Ergebnisse der Einzelbäume in der Regel am Ende des Prognosezeitraums und als Zwischenergebnis nach jedem Simulationszyklus aufsummiert. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt meist in tabellarischer Form, getrennt nach verbleibendem und ausscheidendem Bestand und anhand von Diagrammen zur Beschreibung von Merkmalsverteilungen. Darüber hinaus verfügen die moderneren Simulatoren über Visualisierungsmöglichkeiten der Bestände zur Veranschaulichung von Konsequenzen forstlicher Eingriffe, was für die Verwendung des Simulators als Entscheidungsunterstützungssystem von großem Wert ist.

Die ersten Einzelbaumwachstumsmodelle entstehen Mitte der 60er-Jahre des 20. Jahrhunderts in den USA. NEWNHAM (1964) entwirft ein Modell für Douglasienreinbestände. EK u. MONSERUD (1974) entwickeln mit dem Simulator FOREST ein Erfolg versprechendes positionsabhängiges Modell für Rein- und Mischbestände. Das positionsunabhängige STAND PROGNOSIS MODEL von WYKOFF et al. (1982) wird zu einem der meistgenutzten Managementmodelle im Nordwesten der USA und wird von STERBA et al. (1995) unter dem Namen PROGNAUS für österreichische Verhältnisse parametrisiert. Als Konkurrenzindex eines

Baums verwendet es die Grundfläche der größeren Bäume, den so genannten BAL Index (MONSERUD u. STERBA, 1996). Daneben entwickelt HASENAUER (1994) ein positionsabhängiges Modell für Fichten-, Kiefern- und Buchen-Fichten-Mischbestände auf Basis des Modells FOREST, das im Simulator MOSES, zur Fortschreibung österreichischer Versuchsflächendaten implementiert wird (HASENAUER et al., 1995). Die Konkurrenzsituation wird hier über einen Kronenkonkurrenzfaktor (CCI) gesteuert, der sich aus der Kronenüberlappungsfläche eines Baumes mit seinen Nachbarbäumen berechnet.

In Deutschland wird die Entwicklung der Einzelbaummodellierung durch die Simulatoren SILVA (PRETZSCH, 1992; 2001; PRETZSCH u. KAHN, 1998) und BWINPro (NAGEL, 1999a; NAGEL et al., 2002) geprägt. Zur Parametrisierung des, am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde in München entwickelten, positionsabhängigen Modells in SILVA wurden Datenbestände aus süddeutschen Versuchsflächen verwendet. Das ursprünglich positionsunabhängige Modell in BWINPro wurde mit Versuchsflächendaten der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt aus Nordwestdeutschland parametrisiert. Die praktische Verwendung der beiden Simulatoren ist daher geografisch auf Süd- bzw. Norddeutschland ausgerichtet.

Als Indikator zur Beschreibung der Konkurrenzsituation der Einzelbäume wird im Modell SILVA ein dreidimensionale Kronenkonkurrenzfaktor (KKL) verwendet, der auf der so genannten Lichtkegelmethode basiert. Dabei wird dem Bezugsbaum in 60 % der Baumhöhe von unten gemessen ein Kegelspitz mit einem Öffnungswinkel von 60° aufgesetzt. Als Konkurrenten des Bezugsbaums gelten diejenigen Nachbarbäume, die mit ihrer Krone in den Kegel hineinragen. Die Konkurrenz wird somit in Abhängigkeit der Baumhöhen- und Kronengrößenrelationen des Bezugsbaums und seiner Nachbarbäume bestimmt. Der KKL wird zudem durch Variablen zur Quantifizierung der Symmetrie bzw. Asymmetrie der räumlichen Konkurrenzeinwirkung und zur Berücksichtigung der Baumartenmischung ergänzt (vgl. dazu, PRETZSCH, 2001, S. 218 ff.).

Die Zuwachsschätzung der Einzelbäume erfolgt in Abhängigkeit vom standortabhängigen maximalen Wuchspotential des Bestandes, das durch einen Multiplikator, zum Ausdruck der zuwachshemmenden Wirkung der Konkurrenzverhältnisse, der Vitalität und des Standorts, reduziert wird. Der potentielle Höhenzuwachs wird aus dem Verlauf der standorttypischen Alters-Höhenkurve abgegriffen. Die Herleitung der standorttypischen Alters-Höhenkurven erfolgt in Abhängigkeit der Nährstoffversorgung des Bodens, dem NO<sub>x</sub>-Gehalt

der Luft, dem CO<sub>2</sub>-Gehalt der Luft, der Länge der Vegetationszeit, der Jahrestemperaturamplitude, der mittleren Temperatur in der Vegetationszeit, dem Ariditätsindex nach DE MARTONNE, der Niederschlagssumme in der Vegetationsperiode und der Bodenfrische. Im Gegensatz zu Verfahren, die sich zur Schätzung des potentiellen Zuwachses an ertragstafelbezogenen Oberhöhenverläufen orientieren, wie es z.B. in den Simulatoren MOSES und BWINPro der Fall ist, werden bei Verwendung des Standort-Leistungs-Potentials die Probleme, die bei der Bonitierung von Mischbeständen auftreten, eliminiert. Allerdings setzt die Verwendung einen erheblichen Mehraufwand bei der Datenerfassung voraus. Zur Schätzung des Durchmesserzuwachses wird der potentielle Zuwachs ohne standörtliche Differenzierung aus dem Versuchsflächenmaterial hergeleitet. Die Standortfaktoren werden hier lediglich bei der Ermittlung des Reduktionsfaktors berücksichtigt.

Das Mortalitätsmodell setzt sich aus zwei Komponenten zusammen. Zum einen werden die Überlebenswahrscheinlichkeiten der Einzelbäume in Abhängigkeit ihrer Vitalität über eine logistische Regression geschätzt. Des Weiteren werden über ein Schwellenwertmodell die Bäume entfernt, die einen bestimmten Konkurrenzindex überschreiten (vgl. PRETZSCH, 2001, S. 226 ff.).

In Anlehnung an dem von WENSEL et al. (1987) entwickelten Modell CACTOS, verwendet das Modell BWINPro (NAGEL, 1999a) den sowohl positionsunabhängig als auch positionsabhängig einsetzbaren Konkurrenzindex C66. Der C66 eines Bezugsbaums ergibt sich aus dem Quotienten der Summe der Kronenschirmflächen der übrigen Bäume in einer relativen Höhe des Bezugsbaums und der Bestandesfläche. Im Gegensatz zum Modell CACTOS definiert NAGEL die Schnitthöhe nicht in 66 % der Baumhöhe, sondern unter Berücksichtigung der Untersuchungsergebnisse von BURGER (1939a; 1939b) und BIGING u. DOBERTIN (1995), in 66 % der Kronenlänge, gemessen von der Kronenspitze. Zur Herleitung eines positionsabhängigen C66 werden nicht alle Bestandesmitglieder, sondern nur diejenigen innerhalb eines definierten Einflussradius in die Berechnung miteinbezogen. Zur Beschreibung der Effekte einer Durchforstung wird die Differenz aus dem C66 vor und nach einer Durchforstung ermittelt. Dieser Freistellungsparameter wird im Modell als C66c bezeichnet.

Die Schätzung des Höhenzuwachses erfolgt, wie oben schon erwähnt, durch Reduktion des aus der Oberhöhenentwicklung abgeleiteten potentiellen Höhenzuwachses. Als Reduktionsfaktoren werden der Quotient aus Höhe und Oberhöhe, sowie ein Faktor verwendet, der in

Abhängigkeit des Alters, der Kronenmantelfläche, des Konkurrenzindex und des Freistellungsparameters funktional beschrieben wird (vgl. dazu NAGEL, 1999a, S. 20 ff., NAGEL et al. 2002).

Die Schätzung des Durchmesserwachstums erfolgt aufgrund der starken Variation des Durchmesserzuwachses in Abhängigkeit von der Dichte des Bestandes, in Anlehnung an WYKHOFF (1990), direkt über den quadratischen Durchmesserzuwachs, wobei als unabhängige Variablen wiederum die Kronenmantelfläche, das Alter, sowie der C66 und der C66c verwendet werden.

Zur Modellierung der Kronenveränderung werden der Kronenansatz und die Kronenbreite verwendet. Die Veränderung des Kronenansatzes wird über ein von VAN DEUSEN u. BIGGING (1985) übernommenes statisches Modell gesteuert. Es schätzt den Kronenansatz in Abhängigkeit vom aktuellen Durchmesser, der Höhe und der Oberhöhe ( $H_{100}$ ). Zur Schätzung der Kronenbreite wird aufgrund von Datenmangel ebenfalls ein statisches Modell verwendet, das den funktionalen Zusammenhang zwischen der Kronenbreite in Abhängigkeit vom Durchmesser beschreibt.

Die Mortalität der Einzelbäume wird im Modell BWINPro durch den maximalen Kronenschlussgrad bestimmt, der aus der maximalen Grundfläche (REINECKE, 1933; STERBA, 1975; 1981; 1987) hergeleitet wird. Überschreitet der C66 eines Baums den maximalen Kronenschlussgrad, führt dies zu seinem Ausscheiden.

## 2.2 Ökologische Sukzessionsmodelle

Unabhängig vom Forschungszweig der forstlichen managementbasierten Ertragsmodellierung entwickelten Ökologen individuenbasierte Sukzessionsmodelle, die den Waldbestand als Aggregation von Kleinflächen interpretieren, die durch den Standraum eines Einzelbaums definiert werden. Die Modellierung erfolgt auf Basis der Analyse der dynamischen Entwicklung dieser Kleinflächen, so dass in der Literatur auch häufig von Kleinflächenmodellen oder im Englischen von Gap-Modellen gesprochen wird. Die Entwicklung der Kleinfläche beginnt mit dem Umsturz oder der Nutzung eines Altbaums der herrschenden Bestandesschicht. Die dadurch frei gewordene Fläche wird durch eine neue Baumgeneration besiedelt, dessen Stammzahl im Laufe der Zeit durch Selbstdifferenzierung immer weiter abnimmt, so dass am Ende des Zyklus nur noch ein Baum die herrschende Position einnimmt.

Kleinflächenmodelle beschreiben das Wachstum der Bäume ebenfalls auf Einzelbaumebene ohne Berücksichtigung der Baumposition. Als unabhängige Variable zur Schätzung des Zuwachses verwenden sie jedoch die mittleren standörtlich-klimatischen Verhältnisse auf der Kleinfläche und keine von der Bestandesdichte abhängigen, Einzelbaumparameter.

Da die Veränderungen der kleinstandörtlichen Verhältnisse eher langsam und ihre Auswirkungen auf das Wachstum der Bäume noch einmal zeitlich verzögert abläuft, werden Kleinflächenmodelle in erster Linie zur Beschreibung der langfristigen Sukzessionsdynamik naturnaher Waldbestände verwendet. Als Ausgabewerte werden daher oftmals ökologisch relevante Zielgrößen, wie die Veränderung der Biomasseproduktion verwendet, die für das Management der Bestände unzureichend sind. Kleinflächenmodelle finden ihre praktische Anwendung vorrangig in der Klimaforschung, zur Beschreibung der Auswirkungen langfristiger Klimaveränderungen (vgl. z.B. KELLOMÄKI et al., 1993; LINDNER, 1998).

Die heute gebräuchlichen Kleinflächenmodelle zur Prognose des Wachstums von Rein- und Mischbeständen sind maßgeblich vom Modell JABOWA von BOTKIN et al. (1972) inspiriert, das von SHUGART u. WEST (1977) zum Modell FORET weiterentwickelt wurde. Die Populationsdynamik auf den Kleinflächen wird hier anhand der Entwicklung des Brusthöhen-durchmessers der einzelnen Bäume beschrieben. Gemäß der Grundannahme dieses Modells verhält sich der Volumenzuwachs proportional zur vorhandenen Blattfläche und entsprechend invers proportional zur respirierenden Oberfläche des Baums (MONSERUD, 2003).

Das Durchmesserwachstum wird durch eine Funktion des potentiellen Durchmesserzuwachses und reduzierend wirkenden durchschnittlichen standörtlichen Licht-, Temperatur-, Bodenfeuchtigkeits- und Nährstoffverhältnissen, die relative Werte zwischen 0 und 1 annehmen können, bestimmt (vgl. BUGMANN, 2001). Der potentielle Durchmesserzuwachs wird als Funktion des gegenwärtigen und baumartenspezifischen maximalen Durchmessers sowie der gegenwärtigen und baumartenspezifischen maximalen Höhe des Baumes beschrieben.

Obwohl Blattfläche, Baumhöhe und baumartenspezifische Maximalhöhe Variablen der Durchmesserwachstumsfunktion sind, werden sie allesamt als Funktion des gegenwärtigen Durchmessers beschrieben. Daraus folgt unter anderem, dass die Beziehung zwischen Höhe und Durchmesser als dichteunabhängig angenommen wird. Der daraus resultierende unveränderliche H/D Wert limitiert somit die möglichen Baumdimensionen innerhalb eines Bestandes

(MONSERUD, 2003). Die Mortalität wird üblicherweise rein stochastisch durch Überlebenswahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit von der Wachstumsrate bestimmt.

Eine weitere Gruppe innerhalb der Sukzessionsmodelle bilden die auf großräumiger und globaler Ebene eingesetzten Biommodelle (vgl. PRENTICE et al., 1992; MONSERUD et al., 1993). Auf Basis statistischer Beziehungen zwischen regionalem Klima und vorhandener Vegetation werden Vorhersagen für das Auftreten bestimmter Vegetationstypen oder Biome für beliebige Punkte in einer großräumigen Landschaft und der zukünftigen Entwicklung des jeweiligen Vegetationstyps getroffen. Biommodelle werden üblicherweise über klimatische Kenngrößen sowie Boden- und Feuchtigkeitsverhältnisse gesteuert. Aufgrund ihrer weiträumigen Skalierung sind sie nicht für die Beschreibung von unterschiedlichen Managementsystemen geeignet.

### **2.3 Ökophysiologische Prozessmodelle**

Im Gegensatz zu den bisher genannten Modelltypen, die das Wachstum der Bestände oder Bäume auf Grundlage statistischer Beziehungen zwischen erhobenen Datensätzen herleiten, versuchen die im Folgenden beschriebenen ökophysiologischen Prozessmodelle Kausalzusammenhänge zwischen einzelnen Variablen aufzudecken, um dadurch allgemeingültige Schlüsse über das Wachstum der Bäume ziehen zu können. Der Focus liegt dabei auf der Modellierung der für das Wachstum verantwortlichen Schlüsselprozesse und den grundlegenden Ursachen ihrer Produktivität. Die Modelle stützen sich dabei häufig auf biologische Gesetzmäßigkeiten zur Beschreibung der Lichtabsorption, der Interzeption von Niederschlägen, der Evapotranspiration, der Nährstoffaufnahme, der Photosynthese, der Atmung, der Allokation und der Absterbeprozesse (vgl., PRETZSCH, 2001, S. 168 ff.).

Aus systemanalytischer Sichtweise erfolgt die Prozessmodellierung auf einer hierarchischen Stufe unterhalb des zu erklärenden Systems. Dies setzt somit voraus, dass die Prozessmodellierung nur dann erfolgen kann, wenn das System in Subsysteme aufgeteilt wird. Daraus folgt, dass für einen zusätzlichen Erkenntnisgewinn, die Subsysteme und die darin ablaufenden Prozesse immer weiter unterteilt werden müssen. Ökophysiologische Prozessmodelle dienen vorerst noch weniger der Wachstumsprognose als dem Verständnisgewinn gegenüber den Wachstumsvorgängen (MONSERUD, 2003). Ihr Einsatz als Managementinstrument ist begrenzt, da sie eine noch größere Anzahl von aufwendig zu erhebenden Daten als Ausgangsinformation benötigen als die vorher beschriebenen Gap-Modelle.

Die ersten Prozessmodelle wurden zunächst auf dem Fachgebiet der Pflanzenphysiologie und der Biochemie entwickelt. Mit der Pipe Model Theory formulieren SHINOZAKI et al. (1964a; 1964b) eine der ersten fundamentalen Grundlagen für die Anwendung der Prozessmodellierung in der forstlichen Wachstumsmodellierung. Sie besagt, dass eine Korrelation zwischen dem Blattbiomassezuwachs und der leitenden Grundfläche, und somit dem Stammdurchmesser, besteht. Die Pipe Model Theory ermöglicht dadurch die Herleitung von Stammdurchmessern aus der Blattbiomasse. VALENTINE et al. (1990) nutzt die Theorie als Grundgerüst für sein Modell PIPESTEM zur Modellierung des Wachstums gleichaltriger Kiefernbestände. Die Zuwächse werden aus der, in Kohlenstoffeinheiten gemessenen, Differenz der produzierten und der verloren gegangenen Trockensubstanz berechnet.

In Deutschland wird die Entwicklung der Prozessmodelle durch die Arbeiten von SLOBODA u. PFREUNDT (1989), GROTE u. BELLMANN et al., (1997) und BOSSEL (1994) vorangetrieben. Das Modell TREEDYN3 von BOSSEL berechnet die Kohlenstoff-Allokation in Fichten-Reinbeständen in Abhängigkeit von der Strahlung, der Temperatur, der Nährstoffversorgung und photosynthesemindernden Stressfaktoren. Die Steuerung der Durchmesser- und Höhenzuwächse erfolgt auf Basis der errechneten Stammbiomasse in Abhängigkeit der Bestandesdichte. Die Modellierung des Bestandes erfolgt auf Basis von Bestandesmittelwerten.

Das Modell FORCYTE/FORECAST von KIMMINS et al. (1990; 1999) berechnet Wachstumsraten für Biomassekompartimente des Bestandes unter Berücksichtigung der Nährstoffverfügbarkeit und deren stofflichen Kreisläufe. Die Produktivität wird in Form der Netto Primär Produktion an Biomasse ausgedrückt. Als Eingangsgrößen benötigt das Modell unter anderem Informationen über Höhe, Bestandesdichte, Stammzahlhäufigkeit, Biomasseakkumulation, Nährstoffgehalte unterschiedlicher Biomassekompartimente, atmosphärische Nährstoffeinträge, Nährstoffauswaschungen der Blätter, Transferraten von Biomasse zu Bodenstreu, photosynthetische Lichtsättigungskurven für Licht- und Schattenblätter und eine Vielzahl an Informationen über physikalische und -chemische Bodenmerkmale (vgl. KIMMINS et al., 1999). Um die Informationen aus den einzelnen Biomassekompartimenten auf die Ebene einzelner Bäume zu übertragen, sind Tabellen mit Baumdimensionen von Beständen unterschiedlichen Alters und unterschiedlicher Bonität hinterlegt. Das Modell ermittelt aus diesen Informationen wie die Dimensionen der einzelnen Bäume einer bestimmten Kohorte voneinander abweichen und leitet daraus die Verteilung der Stammdimensionen ab. Die für

den Bestand aufsummierte Biomasse wird anschließend proportional zu ihrer relativen Dimension auf die Einzelbäume verteilt.

Da das Modell Stoffflüsse zwischen einzelnen Biomassekompartimenten, die hier als Basiseinheit des Waldökosystems fungieren, modelliert und damit letztendlich Prozesse zwischen einzelnen Kompartimenten beschreibt, ordnet MONSERUD (2003) es im Gegensatz zu PRETZSCH (2001, S. 83) nicht den eigentlichen Prozessmodellen, sondern der gesonderten Gruppe der Stoffflussmodelle zu. KIMMINS (1993) ordnet sein Modell bereits den Hybridmodellen zu, da es die kausalen Elemente der pflanzenphysiologischen Prozessmodelle mit empirischen Elementen der Ertragsmodelle kombiniert, die in diesem Fall aus den hinterlegten Baumdimensionen bestehen. Hybridmodelle stellen die chronologisch jüngste Entwicklung in der Wachstumsmodellierung dar. Sie entstanden aus dem Wunsch einiger Prozessmodellierer, ihre Modelle an die Bedürfnisse des forstlichen Managements anzupassen, um forstpraktische Problemstellungen zu lösen. (vgl. LANDSBERG u. WARING, 1997; 2003; MÄKELÄ et al., 2000). MONSERUD (2003) sieht in ihnen die Zukunft der Wachstumsmodellierung, indem einerseits die empirischen Ertragsmodelle durch die Einbindung kausaler Zusammenhänge in die Lage versetzt werden Veränderungen der standörtlichen Rahmenbedingungen nachzubilden und andererseits Prozessmodelle durch die Einbeziehung empirischer Elemente auf Systemebene den Schritt zur hierarchischen Ebene des Managements vollziehen können.



### **3 Das Mehrpfadprinzip der Forsteinrichtung**

#### **3.1 Grundsätze für ein adaptives Managementsystem**

Waldökosysteme sind aufgrund ihrer langen Produktionszeiträume träge Systeme hinsichtlich ihrer Reaktion auf Veränderungen der waldbaulichen Behandlung. Diese erfolgt in Abhängigkeit von den ökologischen, ökonomischen und sozialen Rahmenbedingungen, die sich mehr oder minder, kurz- und mittelfristig ändern. Die Funktionalität eines Managementsystems für Waldökosysteme kann daher durch seine Anpassungsfähigkeit oder Adaptivität an die eintretenden Veränderungen bemessen werden. Die Anpassungsfähigkeit des Managementsystems lässt sich durch Anerkennung der folgenden, nach GADOW (2006) zitierten Grundsätze fördern, die gleichzeitig die Basis für die Entwicklung des Mehrpfadprinzip der Forsteinrichtung bilden.

##### *Das Raumprinzip*

Durch den Menschen genutzte Waldökosysteme sind räumlich gegliedert. Dies liegt zum einen an den Eigentumsgrenzen und zum anderen daran, dass die Nutzung bestandesweise erfolgt. Die Karte einer typischen Waldlandschaft zeigt ein Mosaik räumlich abgegrenzter Bestände. Jeder Bestand ist geprägt durch eine eigene Nutzungsgeschichte und weist bestimmte Eigenschaften auf. Die Attribute benachbarter Bestände sind oft sehr unterschiedlich. Die Zustandsdaten der Bestände bilden die wichtigste Grundlage für alle strategischen und taktischen Entscheidungen. Daher ist die Entwicklung eines Inventurkonzeptes nicht nur ein statistisches Problem, sondern auch eine praktische Aufgabe. Es kommt nicht nur darauf an, den Schätzfehler gering zu halten, sondern es müssen Daten mit vertretbarem Aufwand erhoben werden, die wirklich benötigt werden. Die in den Wäldern herrschende räumliche Gliederung erfordert Daten mit Raumbezug, so dass spezielle lokale Gegebenheiten berücksichtigt, unterschiedliche räumliche Ebenen verknüpft, Harvester-Einsätze räumlich koordiniert oder Naturschutzaktivitäten räumlich verteilt werden können.

##### *Das Realitätsprinzip*

Zukünftige Nutzungsmöglichkeiten sind durch die Entwicklung des Holzmarktes und die strategischen Ziele des Eigentümers vorgegeben, vor allem aber durch den gegenwärtigen Zustand der Bestände, durch den „Zwang des Vorhandenen“. Es ist nicht möglich, das Wachstum und andere Entwicklungen vorherzusagen oder Entscheidungen über zukünftige

Nutzungseingriffe zu treffen, wenn die gegenwärtigen Zustandsdaten der Bestände nur ungenau vorliegen. Diese Feststellung ist eigentlich trivial, dennoch wird das „Realitätsprinzip“ in der Praxis häufig zu wenig beachtet. Idealistische Waldbauprogramme, die eine theoretisch optimale Abfolge von Nutzungseingriffen vorgeben, sind häufig nicht anwendbar, weil die Bestände in der Vergangenheit nach anderen Vorgaben behandelt wurden. Die gegenwärtigen realen Zustände geben vor, was zukünftig machbar ist.

### *Das Hierarchieprinzip*

Jeder Nutzungseingriff verändert die Dichte, die Struktur und den Wert des betroffenen Bestandes und hat gleichzeitig Auswirkungen auf die gesamte Landschaft. Ein lokaler Bestandeseingriff beeinflusst zahlreiche Bereiche, wie z.B. die Biomasseproduktion, den Kohlenstoffhaushalt, die Aufnahmekapazität für Stickstoff und das Betriebsvermögen. Andererseits gelten für die einzelnen Bestände Beschränkungen des gesamten Betriebes (Beschränkungen der Arbeitskapazität, minimale Liquidität), oder Beschränkungen, die sich auf die gesamte Landschaft beziehen (eingeschränkte Nutzungsmöglichkeiten). Die Untrennbarkeit der unterschiedlichen Ebenen innerhalb einer Verwaltungshierarchie erfordert spezielle Ansätze der räumlichen Verknüpfung.

### *Das Ausgewogenheitsprinzip*

Die Ansprüche des Waldeigentümers bzw. der Gesellschaft bestimmen die Ziele der Forsteinrichtung. Diese Ansprüche sind fast immer mehrdimensional und sie müssen gleichzeitig berücksichtigt werden. Ausgewogene, „multikriterielle“ Entscheidungen erfordern spezielle Methoden der Bewertung alternativer Formen der Waldnutzung<sup>2</sup>. Der Wert eines bestimmten Handlungspfades ergibt sich durch das relative Gewicht und den Erfüllungsgrad der Zielkriterien, die berücksichtigt werden müssen. Dabei ist es sinnvoll, das verstreute Wissen aller forstlichen Disziplinen in die Entscheidung einzubeziehen.

### *Das Zeitfenster-Prinzip*

Die historische Nutzung der Waldbestände ist nicht rückgängig zu machen, die zukünftige Entwicklung ist nur bedingt vorhersagbar. Daher sind die traditionellen Methoden der Bewertung einer langfristigen Abfolge von bestimmten Nutzungen nur selten zutreffend. Die Faustmann'sche Theorie gründet sich auf die Annahme eines hypothetischen Waldes, dessen

---

<sup>2</sup> S. z.B. WHITE, 1960; HENNE, 1976; SAATY, 1980; STEINMEYER u. GADOW, 1994; POSCHMANN et al., 1998; SCHMOLDT et al., 2001; KANGAS et al., 2001; PUKKALA, 2002; MEIXNER u. HAAS, 2002; ALBERT, 2003.

Entwicklung von der Pflanzung bis zur Endnutzung vorgegeben ist. Diese Annahme ist in Mitteleuropa kaum noch relevant, denn die dabei unterstellten langen Planungshorizonte sind unrealistisch. Das "Zeitfenster" ist ein begrenzter Zeitraum innerhalb dessen, zukünftige Entwicklungen mit einiger Sicherheit prognostiziert werden können. Am Beginn ( $t_0$ ) sind die realen Attribute aller Bestände innerhalb einer Waldlandschaft bekannt. Das Ende ( $t_1$ ) wird durch die Vorhersagbarkeit zukünftiger Ereignisse bestimmt. Der „Wert“ einer bestimmten Abfolge von Nutzungseingriffen ergibt sich durch den diskontierten Zahlungsstrom innerhalb des Zeitfensters plus den diskontierten Abtriebswert am Ende des Zeitfensters. Bei diesem vereinfachten Bewertungsansatz werden die über den Zeitpunkt  $t_1$  hinausgehenden, langfristigen Folgen vernachlässigt, was nicht bedeutet, dass sie für eine Bewertung der Pfade irrelevant sind. Voraussetzung hierfür wären allerdings verbesserte Prognosemodelle, die beispielsweise die Auswirkungen klimatischer Veränderungen mitberücksichtigen können. Da diese Modelle noch nicht vorliegen, werden Prognosen nur für mittelfristige, abschätzbare Zeitfenster durchgeführt, deren Ergebnisse mit entsprechender Sorgfalt zu bewerten sind.

### **3.2 Das Grundprinzip der Mehrfadtheorie**

Durch Menschen besiedelte Kulturlandschaften sind gegliederte Lebensräume, deren geografische Besonderheit durch die Art der Nutzung und durch die Eigentumsgrenzen bestimmt wird. In einer Waldlandschaft ist die räumliche Gliederungseinheit der durch unterschiedliche Standortbedingungen und durch Unterschiede in der historischen Nutzung gekennzeichnete Einzelbestand. Waldlandschaften werden erst durch die Einteilung in Bestände überschaubar, erfassbar und kalkulierbar. Jeder Bestand ist durch seine räumliche Lage und durch bestimmte Merkmale definiert. Diese Merkmale - Alter, Dichte, Mischungsanteile der Baumarten, Güte und Dimensionen der Bäume - bilden die Grundlage für Entscheidungen, die nicht nur den Bestand selbst, sondern auch die Waldlandschaft bzw. den Forstbetrieb insgesamt betreffen. Daher sind Planungen auf Waldlandschafts- und Bestandesebene untrennbar miteinander verbunden. Die Entwicklung der Waldlandschaft ergibt sich durch eine bestimmte Kombination von Bestandesentwicklungen (GADOW, 1991; 2005).

Jede Bestandesentwicklung ist durch eine Abfolge forstlicher Eingriffe und deren Auswirkungen auf das Ökosystem und den Betriebserfolg bestimmt. Diese Abfolge wird als Behandlungspfad oder Pfad bezeichnet. Die Generierung einer möglichst großen Vielzahl praxisnaher Behandlungspfade für die Bestände einer Waldlandschaft bildet die Basis für die

Anwendung des Mehrfadprinzips, welches das Ziel verfolgt, ein möglichst realistisches und flexibles, anpassungsfähiges Gesamtkonzept für die Waldlandschaft zu entwerfen.

Nach der Generierung multipler Behandlungspfade für einzelne Bestände müssen diese wie bereits erwähnt zu einem realistischen Gesamtkonzept für die Landschaft kombiniert werden, das den multikriteriellen Zielvorstellungen des Betriebes am besten Rechnung trägt. Das Ziel für den Entwurf der Waldlandschaft lässt sich mit der Maximierung der allgemeinen Zielfunktion:

$$\sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^{J_i} u_{ij} \cdot q_{ij} \Rightarrow \max \quad (3.1)$$

formulieren, wobei

$q_{ij}$  = die Fläche des Bestandes  $i$  ( $i = 1 \dots I$ ; ha), dem ein spezieller Behandlungspfad  $j$  ( $j = 1 \dots J_i$ ) zugewiesen wird

$u_{ij}$  = der Nutzen pro ha wenn der Pfad  $j$  der Planungseinheit  $i$  zugewiesen wird

Das Prinzip zur Herleitung der optimalen Behandlungspfade für die einzelnen Bestände wird sehr vereinfacht und schematisch in Abb. 3-1 dargestellt. Die drei Bestände A, B und C bilden einen Forstbetrieb bzw. eine Waldlandschaft. Für jeden Bestand ist der Ausgangszustand zum Zeitpunkt  $t_0$  durch den Vorrat definiert, wobei Bestand A einen hohen, Bestand B und C etwas niedrigere Vorräte aufweisen. Die Unterschiede in den Ausgangszuständen werden durch die unterschiedlichen Farben der Bestände dargestellt. Für jeden Bestand sind aus Vereinfachungsgründen zwei mögliche Behandlungspfade für den Zeitraum  $t_0-t_1$  beschrieben, die zwischen keinem Eingriff im ersten Pfad in Bestand A (A1) und drei Eingriffen im zweiten Pfad in Bestand B (B2) schwanken.

Im vorliegenden Beispiel gibt es 8 mögliche Entwicklungen des Gesamtbetriebes: A1B1C1; A1B1C2; A1B2C1; A1B2C2; A2B1C1; A2B1C2; A2B2C1 und A2B2C2. Ist das gesamtbetriebliche Ziel der Abbau von Altholzvorräten, dann wird in den Beständen A und C jeweils die Variante 2 gewählt. Ist das Ziel dagegen ein möglichst hoher C-Vorrat zum Zeitpunkt  $t_1$ , dann wird in jedem Bestand die Variante 1 gewählt.

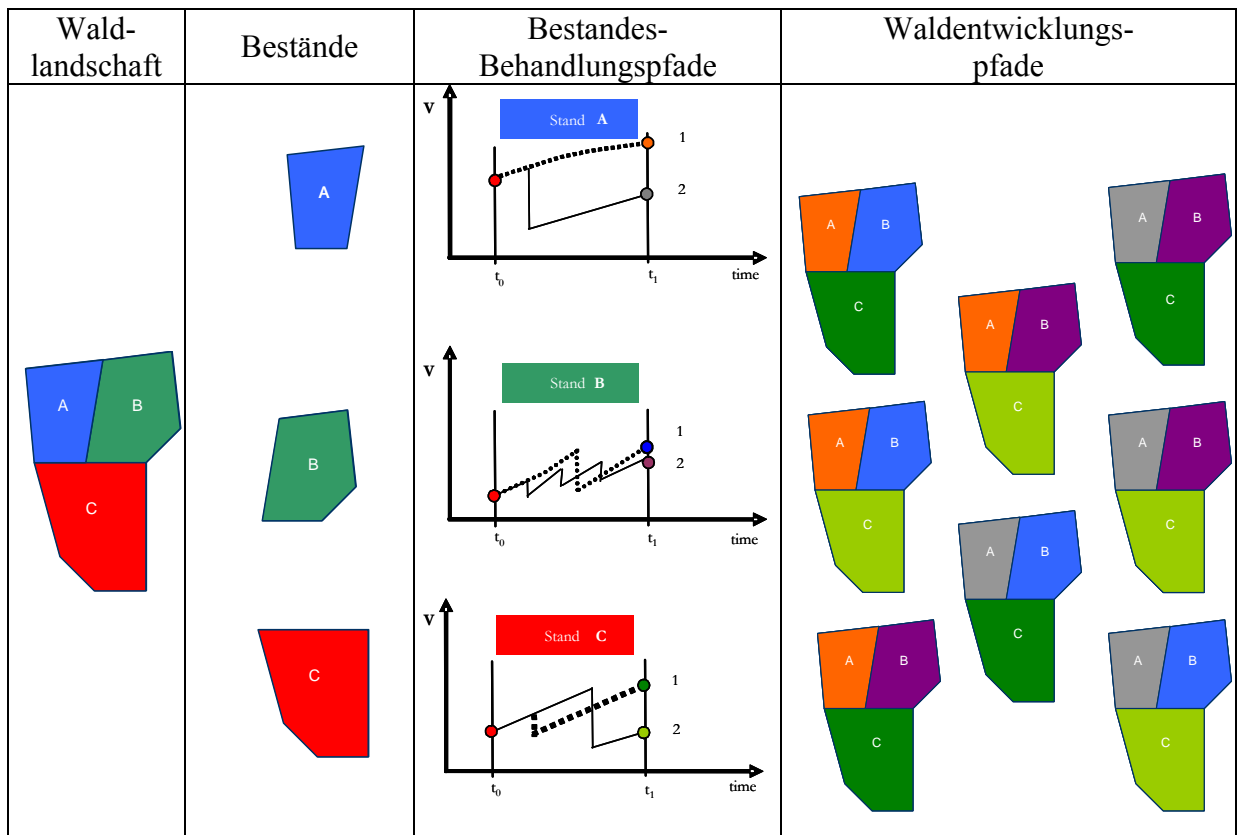


Abbildung 3-1. Entwicklungspfade für Waldlandschaften.

### 3.2.1 Optimierung der Waldentwicklung

Das Beispiel verdeutlicht, dass bereits bei Einbeziehung weniger Behandlungspfade je Bestand, ein relativ großer Handlungsraum zur Kombination möglicher Waldentwicklungspfade entsteht. Für größere Waldkomplexe bieten sich daher neben den oben schon erwähnten Verfahren der Linearen Programmierung, heuristische Suchverfahren zur Ermittlung der optimalen Waldentwicklung an (siehe dazu YOSHIMOTO et al., 1994; MURRAY u. CHURCH, 1995; BETTINGER et al., 1997; ÖHMAN u. ERIKSSON, 1998; VAN DEUSEN, 2001; CHEN u. GADOW, 2002). Diese sind in der Lage die größeren Lösungsräume, die bei der Betrachtung hunderter oder tausender einzelner Bestände entstehen, effektiv nach einer annähernd optimalen Lösung zu durchsuchen. Dabei wird zwar nicht immer die exakt beste Lösung ermittelt, aber bei vergleichsweise sehr geringen Rechenzeiten ein befriedigendes Optimum erzielt. Die heuristischen Optimierungsmethoden zeichnen sich dadurch aus, dass sie auf der Suche nach der optimalen Lösung eines Problems kurzfristig auch eine Verschlechterung des Zielwertes

hinnehmen, weil damit die Möglichkeit verbunden ist, einem lokalen Optimum zu „entkommen“. Sie unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Effizienz und Rechenzeit.

CHEN u. GADOW (2003) untersuchen die Effektivität der, in der forstlichen Planung am häufigsten eingesetzten, heuristischen Methoden Simulated Annealing (SA), Genetischer Algorithmus (GA) und Tabu Search (TS) für das Mehrpfadprinzip, am Beispiel eines Forstbetriebs in China mit 1480 gleichaltrigen Reinbeständen der Baumart *Cunninghamia lanceolata*. Für die Generierung der Behandlungspfade wird ein speziell entwickelter Editor verwendet in dem ein Wachstums- und Durchforstungsmodell auf Bestandesebene von HUI (1998) implementiert ist. Als Zielfunktion dient der maximale Holztertrag, der sich aus dem stehenden Holzvorrat am Ende der Planungsperiode und den bis dahin anfallenden Durchforstungsmassen ergibt. Als Restriktion wird eine „even flow“ Beschränkung verwendet, die voraussetzt, dass die Holzträge in jedem Jahr um einen prozentualen Anteil ansteigen. Als Referenzwert für den Vergleich dienen die Ergebnisse, die bei gleicher Modellformulierung mit der Methode der Linearen Programmierung erreicht werden.

Die Lösungen der Linearen Programmierung im Vergleich mit den heuristischen Methoden sind umso besser, je strenger die Nebenbedingungen formuliert werden. Der Vorteil der heuristischen Methoden liegt darin, dass sie in relativ geringer Rechenzeit zu einer ganzzahligen Lösung konvergieren, die nur geringfügig suboptimal ist (vgl. Abb. 3-2).

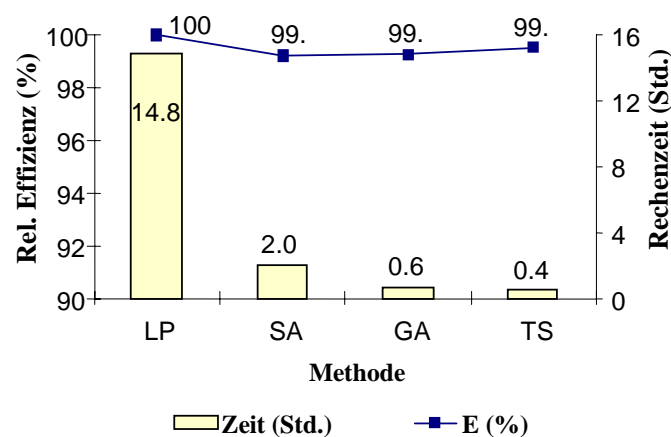


Abbildung 3-2. Vergleich der heuristischen Suchverfahren Simulated Annealing (SA), Genetischer Algorithmus (GA) und Tabu Search (TS) mit dem Verfahren der Linearen Programmierung, hinsichtlich der Rechenzeiten und der Effektivität der Zielfunktion (nach CHEN u. GADOW, 2002).

Beim internen Vergleich der heuristischen Methoden schneidet das Verfahren TS in Hinblick auf die Effektivität der Konvergenz und der Stabilität der Parameter mit leichtem Vorsprung am Besten ab. Aufgrund des wesentlich geringeren Speicherbedarfs und der einfacheren Anpassungsfähigkeit des Algorithmus an Zielfunktionsänderungen erweist sich die Methode Simulated Annealing als besonders geeignet für das Mehrpfadprinzip.

Das Verfahren basiert auf einem Algorithmus von METROPOLOIS et al. (1953), der den Kristallisierungsprozess beim Abkühlen von Schmelzen simuliert. Ausgangspunkt der thermodynamischen Betrachtung ist der flüssige Zustand eines Materials bei hoher Temperatur und freier Beweglichkeit der Moleküle. Wird das Systems langsam genug abgekühlt, so dass sich bei jeder Temperatur ein thermisches Gleichgewicht einstellen kann, bilden die Teilchen bis zur Erstarrung der Schmelze ein vollständiges Kristallgitter, was einer Konfiguration minimaler Energie (Entropie) entspricht. Unter entsprechenden Systemvoraussetzungen (langsames Absinken der Temperatur) finden die Teilchen den optimalen Zustand minimaler Energie automatisch. Dieser natürliche Minimierungsprozess wird durch den Metropolis Algorithmus wie folgt abgebildet:

1. Ausgehend von einem Minimierungsproblem: Festlegen einer Starttemperatur ( $T_{\text{start}} > 0$ ) und der Anzahl der betrachteten Systemzustände (L)
2. Berechnen des Zielfunktionswertes  $E_i$  der entsprechenden Ausgangskonfiguration i.
3. Nach zufälliger Veränderung der Teilchenkonfiguration an einer Position, Ermitteln des Zielfunktionswert  $E_j$  des Nachfolgezustandes j.
4. Falls  $E_j - E_i \leq 0$ , wird der Zustand j als neuer Zielfunktionswert akzeptiert und  $E_i = E_j$ .
5. Falls  $E_j - E_i > 0$ , wird Zustand j akzeptiert, wenn eine Zufallszahl aus dem Intervall  $[0..1]$  kleiner ist als die so genannte Metropolis-Wahrscheinlichkeit

$$P(E) = e^{\left(\frac{-E}{k \cdot T}\right)} \quad \text{wobei } E = |E_j - E_i|, T = \text{Temperatur}, k = \text{Boltzmann-Konstante}$$

6. Reduktion der Temperatur um einen Abkühlfaktor  $r$  [ $0 < r < 1$ ]
7. Wiederholen der Schritte 3-6 bis  $E \rightarrow 0$ .

Ausgehend von einer festgelegten Starttemperatur ( $T_{\text{start}} > 0$ ) und einem beliebigen Startpunkt im Suchraum wird durch kleine Veränderungen des aktuellen Zustandes eine neue Lösung erzeugt. Ist diese besser als der bisherige Zustand, so wird sie übernommen. Andernfalls erfolgt die Annahme probabilistisch, d.h. abhängig von der Differenz des Zielfunktionswertes  $E$  und dem Temperaturparameter  $T$ . Damit sind bei hoher Temperatur relativ große Verschlechterungen des aktuellen Zustandes möglich, während mit fortgeschrittener Abkühlung

praktisch nur noch bessere Zustände akzeptiert werden. Das Absinken der Temperatur ( $r$ ) wird durch eine bestimmte Abkühlungsstrategie ("cooling schedule") festgelegt, die flexibel gestaltet werden kann. Sie hat großen Einfluss auf die Konvergenz und Effizienz des Algorithmus

KIRKPATRICK et al. (1983) und CERNY (1985) leiten aus den thermodynamischen Prozessen Analogien zum Lösen großer Optimierungsprobleme ab und begründen damit das eigentliche Optimierungsverfahren des Simulated Annealing. Um das Verfahren im Rahmen des Mehrpfadprinzips der Forsteinrichtung zur Suche nach der optimalen Kombination der möglichen Behandlungspfade aller Bestände einzusetzen, muss das forstbetriebliche Optimierungsproblem in einer kompatiblen Form definiert werden. CHEN (2003) und SEO (2005) formulieren das Mehrpfadoptimierungsproblem als Suche nach einem maximalen Zielfunktionswert, der sich gemäß Formel 3.1 aus den aufsummierten, flächengewichteten Nutzenfunktionen der Behandlungspfade einer bestimmten Pfadkombination aller Bestände der betreffenden Waldlandschaft berechnet. Der Nutzen wird im einfachsten Fall durch eine, oder im Fall einer multikriteriellen Bewertung durch mehrere, unterschiedlich gewichtet Variablen wie z.B. dem Kapitalwert oder dem Vorrat am Ende des Planungszeitraums quantifiziert. Die im Optimierungsprozess berücksichtigten Pfadkombinationen müssen zudem die gesamtbetrieblichen Restriktionen, wie beispielsweise die Erfüllung eines jährlichen Mindesteinschlagsvolumens, erfüllen, die regelbasiert bestimmt werden können. Die Suche nach der optimalen Pfadkombination mit Hilfe des Simulated Annealing Algorithmus erfolgt dann vereinfacht in Anlehnung an SEO (2005) nach folgendem Ablaufschema:

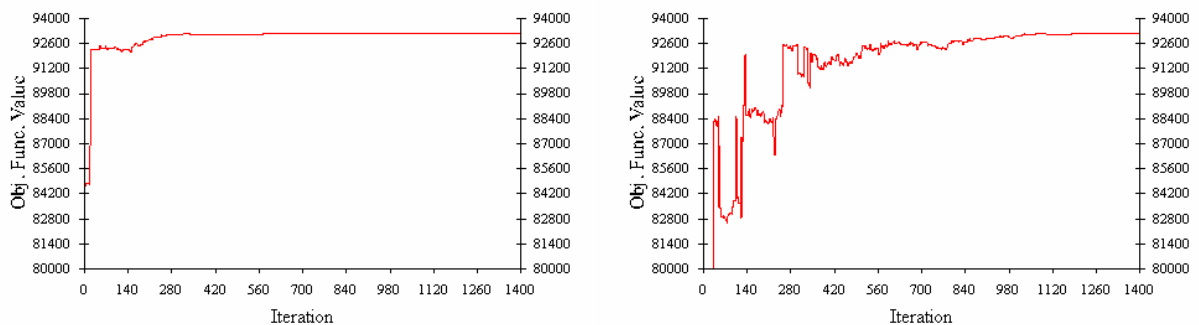
- (1) Anordnung der  $N$  Bestände einer Waldlandschaft zu einer Linie mit  $N$  Knotenpunkten. Weise jedem Bestand einen zufällig gewählten Pfad aus der nummerierten Liste seiner gültigen Pfade zu und erzeuge daraus einen Nummerncode mit  $N$  Ziffern zur Identifikation dieser Ausgangslösung.
- (2) Bestimme die Anfangstemperatur  $T_0$ , ihren Reduktionsfaktor  $r$  und die Boltzmann Konstante  $k$ . Berechne den Zielfunktionswert  $E_0$  der Ausgangslösung.
- (3) Wähle einen Bestand aus  $N$  zufällig aus und weise ihm einen neuen Behandlungspfad zu. Verstößt die neue Pfadkombination gegen eine der Restriktionen, wähle einen neuen Bestand aus.



(4) Berechne den neuen Zielfunktionswert  $E_i$ . Wenn  $E_i > E_0$  oder  $P(E) = e^{\left(\frac{-E}{k \cdot T}\right)} \geq$  Zufallszahl  $[0..1]$  akzeptiere die neue Pfadkombination und setze  $E_0 = E_i$ ; andererseits behalte die Ausgangslösung bei.

(5) Reduziere  $T$  um den Faktor  $r$ . Wenn  $E \rightarrow 0$  stop, andererseits gehe zu Schritt (3).

Wie oben schon erwähnt hängen die Genauigkeit der Ergebnisse und die Effizienz des Algorithmus ganz entscheidend von der Einstellung der Parameter für die Abkühlstrategie ab, die in erster Linie die Annahmewahrscheinlichkeit  $P$  steuern. CHEN und GADOW (2002) beschreiben die Auswirkungen unterschiedlicher Parametereinstellungen (vgl. Abb. 3-3).



$T_0=100$ ,  $TF=0.9$ ,  $k=1$ ,  $Loop1=70$ ,  $Loop2=20$

$T_0=100$ ,  $TF=0.9$ ,  $k=50$ ,  $Loop1=70$ ,  $Loop2=20$

Abbildung 3-3. Zwei Simulationsverläufe mit unterschiedlichen Boltzmann Konstanten (links:  $k=1$ , rechts  $k=50$ ), beide konvergieren zum gleichen Optimum, allerdings mit unterschiedlichem Rechenaufwand (nach CHEN und GADOW, 2002).

Die rechte Abbildung zeigt einen Simulationsablauf für hohe Annahmewahrscheinlichkeiten schlechterer Lösungen, während die linke Abbildung einen Simulationsverlauf für niedrige Annahmewahrscheinlichkeiten beschreibt. Bei hoher Metropoliswahrscheinlichkeit werden schlechtere Lösungen häufiger akzeptiert, woraus eine stark fluktuierende Zielfunktionswertkurve resultiert. Zur Annäherung an das globale Optimum ist daher oftmals eine Vielzahl von Iterationen notwendig, mit der eine erhöhte Rechenzeit einhergeht. Bei geringen Metropoliswahrscheinlichkeiten werden schlechtere Lösungen früher abgelehnt, wodurch in der Regel die Anzahl der benötigten Iterationen sinkt. Eine zu geringe Anzahl von Iterationen kann jedoch dazu führen, frühzeitig in einem lokalen Optimum zu verharren. Zu möglichen Modifizierungen des Algorithmus, zur Milderung dieses Problems, sei auf die Arbeiten von Johnson et al. (1989), HAJEK (1998), SAAB u. RAO (1991), YOON u. CHO (1996) und SEO (2005) verwiesen.

### 3.2.2 Generierung von Behandlungspfaden

Wie schon erwähnt geht dem Optimierungsprozess auf Waldlandschaftsebene die Generierung der möglichen Behandlungspfade voraus. Um einen Pfad für den Zeitraum  $t_0 \dots t_1$  beschreiben zu können, müssen drei wichtige Bereiche berücksichtigt werden (vgl. Abb. 3-4):

- die forstlichen Eingriffe ( $E_i$ ) zum Zeitpunkt  $i$ ,
- das natürliche Wachstum ( $\Delta W_j$ ) im Zeitraum  $j$  und
- ungeplante Störungen ( $r_j$ ) im Zeitraum  $j$ .

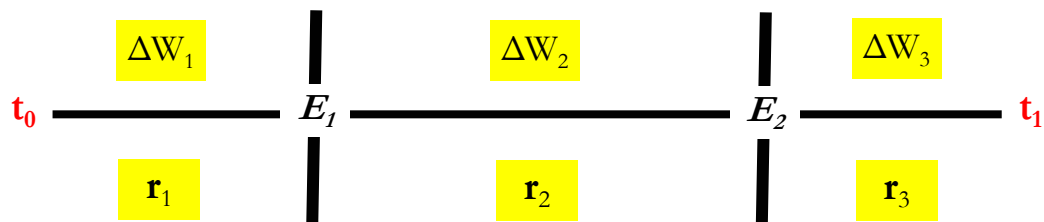


Abbildung 3-4. Ein Pfad im „Zeitfenster“  $t_0 - t_1$  ist gekennzeichnet durch forstliche Eingriffe ( $E_i$ ) zum Zeitpunkt  $i$ , sowie durch natürliches Wachstum ( $\Delta W_j$ ) und ungeplante Störungen ( $r_j$ ) im Zeitraum  $j$ .

Unter forstlichen Eingriffen werden im Allgemeinen Aktionen verstanden, mit denen der Mensch versucht, die Richtung der Pfade direkt zu beeinflussen. Dies kann z.B. durch die Veränderung des Nährstoffhaushaltes des Bodens durch Düngung, die Veränderung der Werteeigenschaften einzelner Bäume durch Astung oder die Förderung der Verjüngung durch Zaunbaumaßnahmen erfolgen. Die aus waldwachstumskundlicher Sichtweise bedeutendste Form des Eingriffs stellt die Durchforstung dar. Nach BURSCHEL (1994) ist sie die entscheidende forstliche Handlung hinsichtlich der Qualitätsentwicklung einzelner Bäume und der Stabilität von Beständen.

Durchforstungsmodelle werden in aller Regel in Kombination mit den in Kap. 2 ausführlich erläuterten Wuchsmodellen verwendet, damit die zukünftigen Auswirkungen bestimmter Durchforstungsvarianten beschrieben werden können. Ihre Entwicklung fällt demnach oftmals mit der Entwicklung der Wuchsmodelle zusammen. Besonders für die Implementierung in die unter 2.1.3 genannten Einzelbaumwuchssimulatoren wurde eine Vielzahl von unterschiedlichen Durchforstungsvarianten modelliert.

ALBERT u. GUERICKE (2003) teilen die praktizierten Ansätze zur Durchforstungsmodellierung in Anhalt an DAUME u. ROBERTSON (2000) in zwei Gruppen. Die erste, am häufigsten verwendete Modellphilosophie, versucht die aus Beobachtungen und vorgegebenen Durch-

forstungsrichtlinien abgeleiteten Auswahlkriterien bei einer Durchforstung in entsprechenden Merkmalsausprägungen der Bäume wieder zu finden. Als Beispiele für diesen empirischen Modellansatz werden neben den Durchmesserübergangsmoellen von MURRAY u. GADOW (1991) und LEMM (1991), die wahrscheinlichkeitsbasierten Ansätze (VANCLAY, 1989; DAUME et al., 1998; ALBERT, 1999; LEDERMANN, 2002) und die regelbasierten Algorithmen (JOHANN, 1982; KAHN, 1995 u. 1996) angeführt.

Die zweite Gruppe bilden Modelle, welche die Entnahme der Bäume mit Hilfe eines wissensbasierten Expertensystems herleiten. Bei diesem Modellansatz erfolgt die Entscheidung, ob ein Baum im Rahmen einer Durchforstung entnommen wird, über Schlussfolgerungen aus dem Verhalten der auszeichnenden Person. Ein Beispiel für diesen Ansatz, der auch den Prozessmodellen zugeordnet werden kann, ist das Expertensystem ThiCon von DAUME (1998).

Aufgrund der langen Produktionszeiträume und der großen Vielfalt natürlicher, ökonomischer und technischer Störungen, welche die Waldentwicklung beeinflussen können, bilden Modelle zur Schätzung von Risiken eine weitere wichtige Grundlage zur Pfadgenerierung, gleichwohl der Tatsache, dass ihre Anwendungen in der Praxis aufgrund von Forschungsdefiziten noch sehr selten sind (vgl. GADOW, 2006).

Risiko ist definiert als ein erwarteter Schaden bzw. Verlust in einem räumlich und zeitlich definierten Bereich, der so genannten Hazard Domain. Bei Vernachlässigung der Zinskosten ist der erwartete Verlust ( $r$ ) gleich dem Produkt aus dem finanziellen Ausmaß des Schadens ausgedrückt in Geldeinheiten ( $s$ ) und dessen Eintrittswahrscheinlichkeit ( $p$ ),  $r = s \cdot p$  (Gadow, 2001). Beispielsweise nimmt die Wahrscheinlichkeit, dass eine Fichte durch Wind geworfen wird, mit zunehmender Baumhöhe zu, während der Schaden selbst aus den erhöhten Erntekosten und geringeren Verkaufspreis besteht. (WALDHERR, 1997). KOUBA (1989) hat die Überlebenswahrscheinlichkeiten für mehrere Hazardfaktoren und deren kumulative Wirkung mit Hilfe der Weibullfunktion geschätzt. Da empirische Beobachtungen oft nicht verfügbar sind, werden häufig die Meinungen von Experten herangezogen, um die Beobachtungen unter Verwendung Bayes'scher Methoden, Fuzzy Logic oder Delphi Techniken zu ergänzen. Inzwischen sind zahlreiche Anwendungen sog. Expertensysteme für die Schätzung von Umweltrisiken veröffentlicht (s. z.B. SCHMOLDT, 1987; RUST, 1988; MESSING et al., 1989; HAMILTON, 1989; GUAY et al., 1992; BALL, 1997).

Die Standortansprüche der Baumarten sind durch die Evolution vorprogrammiert und relativ stabil. Wenn sich die Wachstumsbedingungen ändern, sind standortspezifische Änderungen der Konkurrenzkraft der einzelnen Arten zu erwarten. Mittelfristige Abweichungen im Großklima betreffen vor allem die jungen Waldbestände, denn im Gegensatz zu den landwirtschaftlichen Produktionssystemen kann sich die Waldnutzung nicht kurzfristig umstellen (LINDNER, 2000). Die messbare Erwärmung des Klimas bringt Veränderungen für die heimische Flora (BRADSHAW et al., 2000; SHAVER et al., 2000; REDFERN u. HENDRY, 2002; RÄISÄNEN et al., 2004). Erwartete Änderungen der Konkurrenzkraft der Baumarten können bei der Pfadgenerierung berücksichtigt werden, wenn entsprechende Forschungsergebnisse erarbeitet werden.

Der Entwurf eines Pfades ist also alles in allem ein geistiger Prozess, der die Auswirkungen bestimmter forstlicher Eingriffe auf die zukünftige Waldentwicklung abschätzt. Im Jargon der Ökonomie (BAMBERG u. COENENBERG, 1994) bildet die Menge der Pfade ein Entscheidungsfeld, das durch die Merkmale Handlungsraum  $A$ , Zustandsraum  $Z$  sowie durch eine Ergebnisfunktion  $g$  gekennzeichnet ist.

Für jede Aktion  $a$  aus  $A$  und jeden Zustand  $z$  aus  $Z$  gibt das Entscheidungsfeld die Konsequenzen  $g(a, z)$  an, die mit dem Zusammentreffen der Aktion  $a$  und dem Zustand  $z$  verknüpft sind. Dem Entscheidungsträger stehen zu einem bestimmten Zeitpunkt bestimmte Handlungsalternativen  $a_1, a_2, \dots, a_m$ , offen. Die Menge

$$A = \{ a_1, a_2, \dots, a_m \}$$

der möglichen Handlungsalternativen bildet den Handlungsraum<sup>3</sup> für einen bestimmten Einzelbestand. Aus Sicht des Mehrpfadprinzips bilden alle Pfade  $a_i$  des Bestandes  $i$  den Handlungsraum  $A_i$ . Jeder Pfad durchläuft ein befristetes „Zeitfenster“, das durch einen Ausgangszustand und einen Endzustand, sowie durch forstliche Eingriffe bestimmt ist. Die Anzahl aller möglichen Behandlungspfade, der Handlungsraum, wird durch die vorherrschenden ökologischen und sozio-ökonomischen Beschränkungen bestimmt (GADOW u. FÜLDNER, 1995; GADOW u. PUUMALAINEN, 1998; PRETZSCH, 2001).

---

<sup>3</sup> Synonyme Begriffe sind Aktionsraum, Aktionenraum, Aktionsfeld, Alternativenmenge, Entscheidungsraum, beeinflussbarer Teil des Entscheidungsfeldes.

## 4 Modellkonstruktion

Zu Beginn der Modellkonstruktion werden einige theoretische Überlegungen bezüglich der Eingrenzung des Handlungsraums angestellt. Auf dieser Grundlage wird dann ein Modell entworfen, das die möglichen Behandlungspfade innerhalb dieses definierten Handlungsraums systematisch identifiziert und beschreibt. Das Modell setzt sich aus einem Einzelbaumwuchsmodell, in das ein speziell entwickeltes Durchforstungsmodell integriert wurde, und einem Modell zur systematischen, automatisierten Generierung der möglichen Pfade zusammen. Die einzelnen Modellkomponenten werden in Kap. 4.3 genauer beschrieben.

Die daraus abgeleiteten Algorithmen wurden zur Anwendung des Modells in einer auf der Programmiersprache Java basierenden Software implementiert und werden im Rahmen des TreeGrOSS Open Source Projektes (NAGEL, 2002) zur freien Verfügung gestellt, so dass sie zur weiteren Verwendung, Entwicklung und Überprüfung für Dritte zugänglich sind.

### 4.1 Definition des Handlungsraums

Wie in Kap. 3.2.2 bereits beschrieben, wird der forstliche Handlungsraum durch die herrschenden ökologischen und sozioökonomischen Restriktionen begrenzt, die auf unterschiedlichen Ebenen und mit unterschiedlicher Schärfe definiert werden können. Die Restriktionen werden durch Konstanten und Variablen beschrieben, die maximale und/oder minimale Grenzwerte darstellen und die vom Modell nicht über- oder unterschritten werden dürfen. Die Grenzwerte der einzelnen Restriktionen eines Modells sind im weitesten Sinne durch naturwissenschaftliche Gesetzmäßigkeiten gegeben, werden aber zum Teil im Zuge der Modellkonstruktion vom Modellentwickler auf ein zur Lösung einer speziellen Fragestellung entsprechendes Maß festgelegt. Hinsichtlich der Modellbildung für ein System zur automatisierten Pfadgenerierung in Mischbeständen ist dies von entscheidender Bedeutung, da die Einbeziehung möglichst vieler Pfade in den Entscheidungsprozess zur mittelfristigen Steuerung der Waldbewirtschaftung das Ziel des hier zu Grunde liegenden Ansatzes zur Optimierung der Waldlandschaft darstellt. Bei der Auswahl und Formulierung der Restriktionen des Modells ist daher darauf zu achten, dass der begrenzte Handlungsraum einerseits groß genug ist, um eine ausreichend breite Variation unterschiedlicher Pfade zu erzeugen (untere Grenze) und andererseits in Hinblick auf die Laufzeit der entsprechenden Softwareanwendung berechenbar bleibt (obere Grenze).

Gemäß diesen Annahmen wurde ein Modell zur automatisierten Pfadgenerierung für Mischbestände entwickelt, das als Grundlage für die Suche nach der optimalen Waldentwicklung für ganze Betriebe dienen soll. Die dafür verwendeten Modellkomponenten sollen die komplexen Wachstumsvorgänge in Mischbeständen abbilden und gezielte Veränderungen der Baumartenanteile im Rahmen von Überführungen berücksichtigen. Die Generierung der Pfade soll dabei systematisch in einem Handlungsraum erfolgen, der anhand von gängigen Kenngrößen aus der forstlichen Praxis, die möglichst einfach im Gelände zu erheben sind, definiert ist. Aus Vereinfachungsgründen wurde das Modell zunächst nur für Mischbestände aus Buchen und Fichten angepasst. Die Übertragbarkeit auf andere Mischungstypen wurde jedoch bei der Entwicklung berücksichtigt.

Für die Eingrenzung des Handlungsraums wurden vier Restriktionsvariablen ausgewählt, die auf unterschiedlichen Ebenen wirksam sind und variabel gestaltet werden können, so dass die Größe des betrachteten Handlungsraums je nach Bedarf angepasst werden kann (vgl. Abb. 4-1).

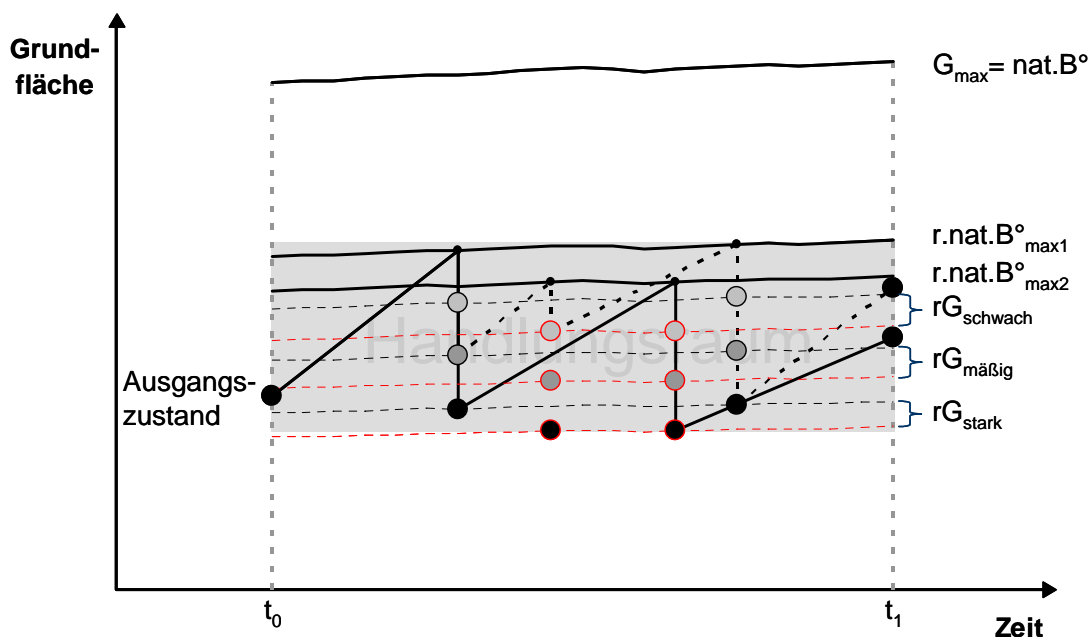


Abbildung 4-1. Der zulässige Handlungsraum, eingeschränkt durch die Maximaldichte ( $r.\text{nat.B}^\circ_{\text{max}}$ ), die Durchforstungsstärke ( $rG$ ) und das Zeitfenster ( $t_0 \dots t_1$ ).

Als wachstumslimitierende Restriktion wird der, hier als relativer natürlicher Bestockungsgrad bezeichnete, relative Anteil der maximalen Grundfläche ( $G_{\max}$ ) verwendet<sup>4</sup>. Die Über-

<sup>4</sup> Vgl. REINECKE, 1933; ASSMANN, 1961; Gadow 1987; STERBA, 1987; DÖBBELER u. SPELLMANN, 2002; PRETZSCH u. BIBER, 2005.

schreitung des vom Benutzer festgelegten maximalen Grenzwertes ( $r.nat.B_{max}^{\circ}$ ) leitet eine Durchforstungsmaßnahme ein. Um die Bestandesdichte zum Durchforstungszeitpunkt variabel zu halten, werden zwei maximale Dichtestufen vorgegeben ( $r.nat.B_{max1}^{\circ}$ ,  $r.nat.B_{max2}^{\circ}$ ).

Die Ausprägung der Durchforstung wird durch Vorgabe einer schwachen, einer mäßigen und einer starken Eingriffsstärke ( $rG_{schwach}$ ,  $rG_{mäßig}$ ,  $rG_{stark}$ ) auf drei unterschiedliche Maßnahmen beschränkt. Als Maß für die Eingriffsstärke wird der relative Grundflächenanteil des ausscheidenden Bestandes ( $rG$ ) verwendet.

Als weitere Restriktionen dienen die Länge der Planungsperiode ( $t_0-t_1$ ) und die maximale Anzahl der Durchforstungseingriffe pro Planungsperiode, die auch als maximale Durchforstungsintensität bezeichnet wird (KRAMER, 1988, S. 186).

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass neben den hier genannten auch andere oder weitere Restriktionsparameter denkbar wären, die womöglich eine detailliertere Steuerung der Pfade ermöglichen würden. Dabei ist allerdings zu beachten, dass zum einen die Einbeziehung weiterer Variablen zur Beschreibung der Pfade die Komplexität des betrachteten Handlungsraums vergrößert und somit der Zeitaufwand für die Simulationen ansteigt (vgl. Abschnitt. 4.2.1). Zum anderen ist es sinnvoll Restriktionsparameter zu wählen, die möglichst kosteneffizient und praktikabel im Gelände zu erheben sind. So wäre beispielsweise der  $h/d$  Wert der Z-Bäume in Abhängigkeit von der Oberhöhe ein alternativer Parameter zur Steuerung der Eingriffszeitpunkte, der in Bezug auf Stabilität und Struktur der Bestände aussagekräftiger ist als die Grundfläche, jedoch einen höheren Aufwand bei der Erfassung und Kontrolle im Gelände verursacht.

## 4.2 Modellkomponenten

Zum einen kann sich die  $G_{max}$  Kurve je nach Veränderung des Mischungsanteils einer Baumart infolge einer Durchforstung oder der natürlichen Mortalität verschieben. Zum anderen hat jeder Bestand eine eigene Bestandesgeschichte bis zum Zeitpunkt  $t_0$  durchlaufen. Dies drückt sich in unterschiedlichen Ausgangssituationen der einzelnen Bestände und den damit verbundenen unterschiedlichen Wachstumsgängen aus. Folglich ist es nicht möglich, die tatsächliche Anzahl möglicher Behandlungspfade ohne entsprechende Prüfung durch eine Simulation zu bestimmen. Um dabei alle möglichen Pfadalternativen zu erfassen, werden alle theoretisch möglichen Alternativen mit Hilfe eines kombinatorischen Algorithmus generiert. Diese wer-

den anschließend mit Hilfe eines Wuchs- und Durchforstungsmodells simuliert und gleichzeitig einem Plausibilitätstest unterzogen. Am Ende der Simulation erhält man die gewünschten Informationen über die tatsächlich möglichen Behandlungspfade in Hinblick auf ihre Anzahl, der Ausprägung ihrer Maßnahmenfolge in Bezug auf die Zeitpunkte und Stärken der Durchforstungen und ihrer ökologischen und ökonomischen Auswirkungen in Form entsprechender Kenngrößen, wie z.B. der Veränderung des Mischungsanteils oder des Kapitalwertes.

#### 4.2.1 *Automatisierte Generierung*

Für eine vorgegebene Anzahl von Durchforstungseingriffen je Planungsperiode werden Nummerncodes für jeden theoretisch möglichen Pfad erzeugt (SEO et al., 2005). Jeder Eingriff wird durch zwei Ziffern codiert, wobei die erste Ziffer die Eingriffstärke ( $1 = rG_{\text{schwach}}$ ,  $2 = rG_{\text{mäßig}}$ ,  $3 = rG_{\text{stark}}$ ) und die zweite Ziffer die maximal zulässige Bestandesdichte vor dem nächsten Eingriff ( $1 = r.nat.B^{\circ}_{\text{max}1}$ ,  $2 = r.nat.B^{\circ}_{\text{max}2}$ ) definiert. Ein Pfad mit zwei Eingriffen wird somit durch eine Folge von 4 Ziffern, ein Pfad mit drei Eingriffen mit sechs Ziffern beschrieben, usw. Wenn pro Eingriff drei Durchforstungsstärken und zwei maximale Dichtestufen möglich sind, berechnet sich die theoretisch mögliche Anzahl aller Pfade bzw. die Anzahl der unterschiedlichen Nummerncodes in Abhängigkeit von der Durchforstungshäufigkeit aus:

$$\sum_{i=\min DF}^{\max DF} \text{Anzahl}(rG) \cdot \text{Anzahl}(r.nat.B^{\circ}_{\text{max}})^i \quad (4.1)$$

wobei

*minDF* = minimale Durchforstungshäufigkeit

*maxDF* = maximale Durchforstungshäufigkeit

*Anzahl* (*rG*) = Anzahl der möglichen Durchforstungsstärken

*Anzahl* (*r.nat.B<sup>o</sup>max*) = Anzahl der möglichen maximalen Dichtestufen

Beispielsweise entspricht die Anzahl der theoretisch möglichen Pfade bei einer minimalen Durchforstungshäufigkeit von null, die bei einem Pfad ohne Durchforstung zu beobachten ist und einer maximalen Durchforstungshäufigkeit von fünf Eingriffen:

$$\sum_{i=0}^5 (3 \cdot 2)^i = 9331 \text{ Pfade}$$

Nach ihrer Generierung werden alle theoretisch möglichen Pfade nacheinander anhand ihres Nummerncodes aufgerufen und simuliert. Dabei werden sie zur Bestimmung der real mögli-



chen Pfade einem Plausibilitätstest unterzogen, der anhand zweier Gültigkeitsregeln prüft, ob die entsprechenden Pfade die Restriktionen des Handlungsraums verletzen. Zum einen müssen alle Durchforstungen innerhalb der definierten Planungsperiode stattfinden und zum anderen darf die Grundflächendichte des Bestandes am Ende der Planungsperiode die maximal zulässige Dichte, die durch die größere der beiden  $r.nat.B^{\circ}_{max}$  definiert ist, nicht überschreiten (vgl. Abb. 4-2).

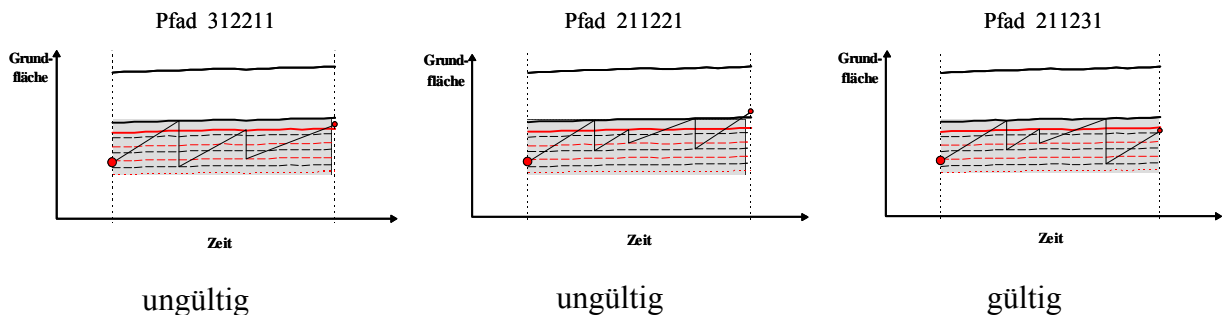


Abbildung 4-2. Mögliche Ergebnisse des Plausibilitätstests zur Auswahl der gültigen Pfade. Die linke und mittlere Grafik zeigen ungültige Pfade, die rechte Grafik einen gültigen Pfad.

Der Pfad 312211, dessen Simulationsverlauf die linke Grafik in Abb. 4-2 zeigt, ist ungültig, denn der dritte Durchforstungseingriff ( $11 = rG_{\text{Schwach}} / r.nat.B^{\circ}_{max1}$ ) kann nicht stattfinden, weil  $r.nat.B^{\circ}_{max1}$  nicht mehr innerhalb der Planungsperiode erreicht wird. Anders ausgedrückt sind die Durchforstungen innerhalb der Maßnahmenfolge insgesamt zu stark. Der Pfad 211221 in der mittleren Grafik ist ebenfalls ungültig, da die Grundflächendichte nach allen Durchforstungseingriffen am Ende der Planungsperiode über den höchsten zulässigen  $r.nat.B^{\circ}_{max}$  hinausgewachsen ist. Die Durchforstungen der Maßnahmenfolge können demnach als zu schwach interpretiert werden. Die rechte Grafik zeigt hingegen einen Pfad (211231) der alle Gültigkeitsregeln erfüllt. Im Gegensatz zum vorher betrachteten Pfad erfolgt hier im letzten Eingriff eine starke und keine mäßige Durchforstung, so dass die Grundflächendichte am Ende der Planungsperiode unterhalb der höchsten zulässigen Dichte liegt. Zudem erfolgen alle Durchforstungen innerhalb der Planungsperiode

#### 4.2.2 Wuchsmodell

In Hinblick auf die Auswahl eines geeigneten Wachstumsmodells zur Entwicklung eines Modells zur Pfadgenerierung als Basis zur mittelfristigen Steuerung der Waldentwicklung, scheiden die in Kap. 2.2 genannten Sukzessionsmodelle aus. Kleinflächenmodelle sind aufgrund des in

Bezug auf die Sukzession einer Waldfläche relativ kurzen 10- bis maximal 30-jährigen Planungszeitraums, Biomodelle aufgrund ihrer großräumigen Skalierung eher ungeeignet. Reine Prozessmodelle haben den Nachteil der Unhandlichkeit bezüglich der Formulierung und modelltechnischen Umsetzung von unterschiedlichen waldbaulichen Behandlungsszenarien. So ist es beispielsweise problematisch, die Auswirkungen der, durch Durchforstungseingriffe bedingten, Veränderungen der Bestandesdichte auf das Wachstum der Bäume anhand von physiologischen Prozessen auf der Subsystemebene zu beschreiben. Hierfür wäre zumindest vorerst die Verknüpfung mit einem empirischen Ertragsmodell zu einem Hybridmodell die wohl beste Lösung, da noch nicht ausreichend untersuchte Ursache-Wirkungsbeziehungen durch empirische Modellteile ersetzt werden könnten. Nach und nach könnten so die empirischen Ertragsmodelle durch Einbeziehung pflanzenphysiologischer Prozesse ergänzt oder sogar abgelöst werden, wie dies bereits in Nordeuropa untersucht wird, um Pfade für unterschiedliche Klimaszenarien zu generieren (GARCÍA et al., 2006). Vor allem bei Ausweitung des Betrachtungszeitraums auf mehrere Jahrzehnte oder sogar Jahrhunderte, wie es bei strategischen Fragestellungen üblich ist, sind die empirischen Ertragsmodelle auf sich allein gestellt überfordert, da sie die dann immer stärker werdenden Einflüsse der sich ändernden standörtlichen und klimatischen Rahmenbedingungen nicht abbilden können.

Da der Entwicklungsstand der Hybridmodelle für mitteleuropäische Waldverhältnisse jedoch noch nicht so weit fortgeschritten ist, wird im Rahmen dieser Arbeit auf ein reines Ertragsmodell auf Einzelbaumebene zurückgegriffen, das seine Praxistauglichkeit bereits unter Beweis gestellt hat. Da der Betrachtungszeitraum wie oben schon erwähnt, relativ kurz ist, überwiegen die Vorteile, die sich aus der Möglichkeit der detailgetreuen Abbildung waldbaulicher Behandlungsformen ergeben gegenüber den Nachteilen der Nichtberücksichtigung pflanzenphysiologischer Prozesse oder Stoffflüsse.

Für die Fortschreibung des Wachstums wurde auf die positionsabhängige Variante des Einzelbaumwuchsmodells aus dem Programm BWINPro (NAGEL et al., 2002) zurückgegriffen, dessen Wuchsroutinen im Rahmen des TreeGrOSS Open Source Projektes der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (NAGEL, 2002) zur Verfügung gestellt wurden. Das Ablaufschema einer Zuwachsberechnung lässt sich nach NAGEL et al. (2003, S. 82 ff.) in neun Schritten beschreiben<sup>5</sup>:

---

<sup>5</sup> Die Regressionskoeffizienten der im Folgenden aufgezählten Funktionen finden sich bei Nagel et al. (2003, S. 115 ff.).

Schritt 1: Berechnung der Oberhöhenbonitäten ( $H_{100}$ ) und des potentiellen relativen Oberhöhenzuwachses:

$$ih_{potrel} = \frac{ih_{pot}}{H_{100}}. \quad (4.2)$$

Für die Berechnung des potentiellen Oberhöhenzuwachses ( $ih_{pot}$ ) wird jeweils eine dieser drei Funktionstypen verwendet:

1. Regressionsausgleich:

$$ho = HB0 + HB1 \cdot \ln(Alter) + HB2 \cdot \ln^2(Alter) + HB3 \cdot Hbon + HB4 \cdot Hbon \cdot \ln(Alter) \quad (4.3)$$

wobei Hbon die Mittel- bzw. die Oberhöhe (hg bzw. ho) der absoluten Bonität im Alter 50 oder 100 Jahre ist und HB0 bis HB4 Regressionskoeffizienten sind.

2. Chapman Richards Funktion:

$$H_{100} = hb_0 \cdot Hbon50 \cdot (1 - e^{-hb_1 \cdot Alter})^{hb_2} \quad (4.4)$$

wobei  $hb_0$   $hb_2$  = Regressionskoeffizienten.

3. Wolf'sches Richtungsfeld:

$$H_{100} = hb_3 \cdot \left( \frac{H_{abs.}}{hb_3} \right)^{\frac{-hb_2}{(hb_1-1) \cdot 100^{(hb_1-1)}} + \frac{hb_2}{(hb_1-1) \cdot Alter^{a-1}}} \quad (4.5)$$

wobei  $H_{abs.}$  = absolute Höhe im Alter 100 ;  $hb_1$  ..  $hb_3$  = Regressionskoeffizienten.

Schritt 2: Schrittweise Reduktion der Einzelbäume (Mortalität), wenn diese den kritischen Kronenschlussgrad übersteigen. Um die Rechenzeiten kurz zu halten, wird in einem Schritt jeweils eine Anzahl von bis zu 5% der lebenden Bäume mit der höchsten Überschreitung des kritischen Kronenschlussgrades entfernt.

Schritt 3: Die Kronenmantelfläche ( $km$ ) ergibt sich aus der Kronenlänge ( $kl = h - ka$ ) und dem Kronenradius ( $kr = kb/2$ ). Für alle Baumarten wird grob vereinfachend ein apolonischer Paraboloid als Modellkörper unterstellt. Gemessen von der Baumspitze haben die Bäume ihre größte Kronenausdehnung bei 66,6 % der Kronenlänge.

$$km = \frac{\pi \cdot kr}{6 \cdot kl^2} \cdot \left[ \left( 4 \cdot kl^2 + kr^2 \right)^{\frac{3}{2}} - kr^3 \right] \quad (4.6)$$

wobei  $kr$  = Kronenradius,  $kb$  = Kronenbreite,  $kl$  = Kronenlänge,  $h$  = Baumhöhe,  $ka$  = Kronenansatzhöhe.

Schritt 4: Berechnung des relativen Höhenzuwachses:

$$ih_{rel} = ih_{potrel} + p_1 \cdot (H100/h)^{p_2} + \varepsilon \quad (4.7)$$

wobei  $p_1, p_2$  = Regressionskoeffizienten

Die Fehlerkomponente  $\varepsilon$  geht von Normalverteilung aus und kommt zufällig zum Tragen. Dadurch wird die Variabilität in den Höhenwerten erhalten, d.h. es ist möglich, dass ein Umsetzen einzelner Bäume stattfinden kann.

Schritt 5: Es werden die Zuwachswerte für den Durchmesser über den quadratischen Durchmesserzuwachs wie im Modell PROGNOISIS berechnet (WYKOFF et al., 1982). Dazu wird die Schnitthöhe bestimmt und es werden die Werte für den C66 und den C66c dem Kronenschlussprofil entnommen.

$$\ln(idd_i) = p_0 + p_1 \cdot \ln(km_i) + p_2 \cdot \ln(Alter_i) + p_3 \cdot C66_i + p_4 \cdot C66c_i + p_5 \cdot \ln(Adiff) + \varepsilon \quad (4.8)$$

wobei  $p_0, p_5$  = Regressionskoeffizienten

Für die Fehlerkomponente  $\varepsilon$  gilt dasselbe wie beim Höhenzuwachs. Adiff ist die Altersdifferenz, bei 5-jährigen Simulationsschritten wird der Wert 5 eingesetzt.

Schritt 7: Die Kronenbreite ( $kb$ ) wird über die Beziehung Kronenbreite und Durchmesser ( $d$ ) bestimmt

$$kb = (p_0 + p_1 \cdot d) \cdot \left( 1 - e^{-\left(\frac{d}{p_3}\right)^{p_4}} \right) \quad (4.9)$$

wobei  $p_0, p_4$  = Regressionskoeffizienten.

Schritt 8: Der Kronenansatz wird für alle Baumarten statisch neu bestimmt.

$$ka = h \cdot \left( 1 - e^{-abs\left(p_0 + p_1 \cdot \frac{h}{d} + p_2 \cdot d + p_3 \cdot \ln(H_{100})\right)} \right) \quad (4.10)$$

wobei  $p_0, p_3$  = Regressionskoeffizienten.

Schritt 9: Das Alter wird erhöht, die Bestandesinformationen werden neu berechnet und eine neue Wachstumsprognose kann bei Schritt 1 beginnen.

### 4.2.3 Durchforstungsmodell

Der im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Durchforstungsalgorithmus bestimmt mit einem regelbasierten Ansatz, in Abhängigkeit eines gewünschten Waldentwicklungstyps (NIEDERSACHSEN, 1996), die Anteile der je Baumart zu entnehmenden Grundflächenanteile. In Anlehnung an SPELLMANN et al. (1999) erfolgt die Entnahme der Einzelbäume im Vornutzungsstadium in Abhängigkeit von der Oberhöhe und im Endnutzungsstadium in Abhängigkeit eines Zieldurchmessers. Dies entspricht einer Auslesedurchforstung mit anschließender Zielstärkennutzung.

Der jeweilige Eingriffszeitpunkt wird durch das Erreichen bzw. Überschreiten der vorab definierten maximalen relativen natürlichen Bestockungsgrade  $r.nat.B^{\circ}_{max1}$  bzw.  $r.nat.B^{\circ}_{max2}$  bestimmt. Zu Beginn der Simulation und nach jeder Wachstumsperiode wird der beobachtete mit dem maximal erlaubten  $r.nat.B^{\circ}$  verglichen. Der  $r.nat.B^{\circ}$  ergibt sich aus dem Verhältnis der beobachteten Grundfläche in Relation zur maximalen Grundfläche. Die  $r.nat.B^{\circ}$  werden für jede Baumart selektiv ermittelt und anschließend aufsummiert. Zur Bestimmung der maximalen Grundflächen wird die von DÖBBELER und SPELLMANN (2002) für Nordwest-Deutschland parametrisierte Gleichung von STERBA (1987) verwendet, die entsprechend umgeformt, die Bestimmung des  $G_{max}$  in Abhängigkeit von der Oberhöhe  $H_{100}$  ermöglicht (vgl. Formel 4.11 u. Tab. 4-1).

$$G_{\max} = \frac{\pi}{16 \cdot a_0 \cdot b_0 \cdot H_{100}^{(a_1+b_1)}} \quad (4.11)$$

Baumart	a0	a1	b0	b1
Buche	1,0829E-07	1,5374	8,3652	-1,7365
Fichte	1,28745E-06	0,7148	1,2842	-1,1914

Tabelle 4-1. Koeffizienten zur Schätzung der maximalen Grundfläche für die Baumarten Buche und Fichte (nach Döbbeler u. Spellmann, 2002).

Im Falle eines Eingriffs wird zunächst bestimmt, wie sich die vor Beginn der Simulation festgelegte ausscheidende Grundfläche (rG) auf die Baumarten verteilt. Für den Fall, dass die beobachteten Mischungsanteile noch nicht denen des erwünschten Waldentwicklungstyps entsprechen, wird die unterrepräsentierte Baumart gefördert. Dies geschieht, indem überproportional in der anderen Baumart eingegriffen wird. Als Maß für die Proportionalität der Eingriffe je Baumart dienen relative Anteile des rG, die im Folgenden mit rrG bezeichnet werden. Die Gewichtung erfolgt in Abhängigkeit vom beobachteten Mischungsanteil über den relativen Grundflächenanteil der laut WET dominierenden Baumart.

WET 20 (Buche)			WET 50 (Fichte)		
MA% <sub>Soll</sub> : Bu 80-100%, Fi 0-20%			MA% <sub>Soll</sub> : Fi 90-100%, Bu 0-10%		
MA% <sub>ist</sub> Bu	rrG		MA% <sub>ist</sub> Fichte	rrG	
	Buche	Fichte		Fichte	Buche
0≤MA<20	0	1	0≤MA<20	0	1
20≤MA<40	Grel. <sub>Bu</sub> *0,25	1-(Grel. <sub>Bu</sub> *0,25)	20≤MA<40	Grel. <sub>Fi</sub> *0,25	1-(Grel. <sub>Fi</sub> *0,25)
40≤MA<60	Grel. <sub>Bu</sub> *0,50	1-(Grel. <sub>Bu</sub> *0,50)	40≤MA<60	Grel. <sub>Fi</sub> *0,50	1-(Grel. <sub>Fi</sub> *0,50)
60≤MA<80	Grel. <sub>Bu</sub> *0,75	1-(Grel. <sub>Bu</sub> *0,75)	60≤MA<80	Grel. <sub>Fi</sub> *0,75	1-(Grel. <sub>Fi</sub> *0,75)
80≤MA≤100	Grel. <sub>Bu</sub>	1-(Grel. <sub>Bu</sub> )	80≤MA≤100	Grel. <sub>Fi</sub>	1-(Grel. <sub>Fi</sub> )

WET 25 (Buche-Fichte)			WET 52 (Fiche-Buche)		
MA% <sub>Soll</sub> : Bu 60-80%, Fi 20-40%			MA% <sub>Soll</sub> : Fi 60-80%, Bu 20-40%		
MA% <sub>ist</sub> Bu	rrG		MA% <sub>ist</sub> Fichte	rrG	
	Buche	Fichte		Fichte	Buche
0≤MA<20	0	1	0≤MA<20	0	1
20≤MA<40	Grel. <sub>Bu</sub> *0,25	1-(Grel. <sub>Bu</sub> *0,25)	20≤MA<40	Grel. <sub>Fi</sub> *0,25	1-(Grel. <sub>Fi</sub> *0,25)
40≤MA<60	Grel. <sub>Bu</sub> *0,50	1-(Grel. <sub>Bu</sub> *0,50)	40≤MA<60	Grel. <sub>Fi</sub> *0,50	1-(Grel. <sub>Fi</sub> *0,50)
60≤MA<80	Grel. <sub>Bu</sub>	1-(Grel. <sub>Bu</sub> )	60≤MA<80	Grel. <sub>Fi</sub>	1-(Grel. <sub>Fi</sub> )
80≤MA≤100	1		80≤MA≤100	1	0

Tabelle 4-2. Bestimmung des rrG für Waldentwicklungstypen mit Buchen- und Fichtenanteil. (MA%<sub>Soll</sub> = Mischungsanteil laut WET, MA%<sub>ist</sub> = beobachteter Mischungsanteil, Grel.<sub>Bu</sub> = relativer Grundflächenanteil der Buche, Grel.<sub>Fi</sub> = relativer Grundflächenanteil der Fichte).

Tab. 4-2 zeigt die Einstellungen für die Waldentwicklungstypen (WET) mit Buchen- und Fichtenanteil. In WET 20 (Buche) und 25 (Buche-Fichte) dominiert die Buche, während in den WET 52 (Fichte-Buche) und 50 (Fichte), die Fichte die dominierende Baumart bezüglich des Mischungsanteils darstellt. Die laut WET erwünschten Mischungsanteile der Baumarten sind in den Kopfzeilen mit MA%Soll angegeben. Liegt beispielsweise der Mischungsanteil der Buche im Ausgangszustand zwischen 20 und 40 % und wird langfristig der WET 25 angestrebt, so beträgt der rrG, der auf die Buche entfällt, 25 % ihres relativen Grundflächenanteils und der rrG der auf die Fichte entfällt  $1 - 0,25$ , also 75 % des relativen Grundflächenanteils der Buche. Wird bei gleichem Ausgangszustand der WET 52 angestrebt, entspricht der rrG der Fichte genau ihrem relativen Grundflächenanteil und der rrG der Buche  $1 -$  relativem Grundflächenanteil der Fichte.

Nachdem die zu entnehmenden Grundflächen festgelegt sind, erfolgt die Entnahme der Einzelbäume. Diese werden so lange einzelstammweise entnommen, bis die aggregierte Grundflächensumme den zu entnehmenden Grundflächenwert überschreitet. Die Art der Entnahme soll in Anhalt an das LÖWE Programm (NIEDERSACHSEN, 1991) in Form einer Auslesedurchforstung mit anschließender Zielstärkennutzung erfolgen. So werden, falls vorhanden, zunächst die zielstarken Bäume entnommen. Ist die Zielstärke noch nicht erreicht, werden die ausscheidenden Bäume unterhalb einer baumartenspezifischen Bestandesoberhöhe aus dem Kollektiv der 50 Prozent stärksten Bäume ausgewählt. Nach Überschreiten der genannten Oberhöhengrenze werden die zehn Prozent stärksten Bäume als temporäre Z-Bäume geschont. Die Entnahme erfolgt somit aus dem Kollektiv der 50-90 % stärkster Bäume. Falls sich nicht genügend Bäume in den definierten Kollektiven befinden, werden aus den restlichen Bäumen so lange die stärksten entnommen, bis die erforderliche Grundfläche erreicht ist.

### **4.3 Modellimplementierung**

Zur rechnergestützten Anwendung und Evaluierung des hier beschriebenen Modells zur automatisierten Pfadgenerierung multipler Behandlungspfade müssen die Modellannahmen in Form entsprechender Algorithmen programmiertechnisch umgesetzt werden. Die Implementierung des Modells mündete in der Entwicklung des Softwaremoduls STAG (Silvicultural Treatment Alternatives Generator), das im Folgenden erläutert wird.

### 4.3.1 Programmierung

Die programmiertechnische Umsetzung erfolgte analog zu den verwendeten Wuchsroutinen des TreeGrOSS open source Projektes auf Basis der objektorientierte Programmiersprache Java von SUN Microsystems. Java bietet gegenüber anderen objektorientierten Programmiersprachen den Vorteil der Architektorneutralität, so dass die entwickelten Programme unter Verwendung aller gängigen Betriebssysteme, wie z.B. Windows, MacOS, Linux oder Unix, lauffähig sind. Voraussetzung hierfür ist lediglich die Benutzung der kostenlos zur Verfügung gestellten Java Runtime Umgebung (JRE). Diese besteht aus der Java Virtual Machine (Java VM) und dem Application and Programming Interface (API). Die Java VM sorgt für die Ausführung des architekturneutralen Java Byte Codes auf dem jeweiligen Rechnersystem, während das API die zur Ausführung benötigten Java Standard Klassen zur Verfügung stellt (vgl. RRZN, 2002). Die zur Programmierung von Anwendungen zusätzlich benötigten Werkzeuge, wie beispielsweise Compiler zur Übersetzung von Quelltextdateien in Java Byte Code, werden in Form entsprechender Entwicklungsumgebungen (JDK) ebenfalls kostenlos zur Verfügung gestellt. Damit bietet die Java Technologie eine hervorragende Plattform für die Entwicklung und Weiterentwicklung aufwendiger Systeme im Rahmen der wissenschaftlichen Forschung. Besonders der Bereich der Waldwachstumsmodellierung profitiert durch den Austausch bereits implementierten Wissens aus vorangegangenen Untersuchungen, da die Erprobung einzelner Teilelemente, wie z.B. eines Mortalitäts- oder eines Verjüngungsmodells, die Verwendung eines kompletten, umfangreichen Wuchsmodells voraussetzt. Die zum Zweck der Evaluierung des Teilmodells erforderliche programmiertechnische Umsetzung beschränkt sich somit auf die Erstellung bzw. Veränderung einzelner Klassen für die neuen oder veränderten Algorithmen. Die Untersuchungen beschränken sich daher auf die genannten Teilelemente.

Abb. 4-3 zeigt die Quelltextdateien der zum Aufbau des Programms STAG verwendeten Klassen, in der Ansicht der zur Programmierung verwendeten integrierten Entwicklungsumgebung.

Das Fenster auf der linken Seite führt die Dateinamen auf, während das Fenster auf der rechten Seite den Quelltext der aufgerufenen Datei enthält. In diesem Fall ist beispielsweise der Quelltext der Klasse zur Berechnung der maximalen Grundfläche dargestellt. Die Klassen mit der Bezeichnung Stag wurden im Rahmen dieser Arbeit entwickelt. Die übrigen Klassen



stammen aus dem TreeGrOSS Projekt (NAGEL, 2002) und enthalten die Routinen zur Fortschreibung des Einzelbaumwachstums.

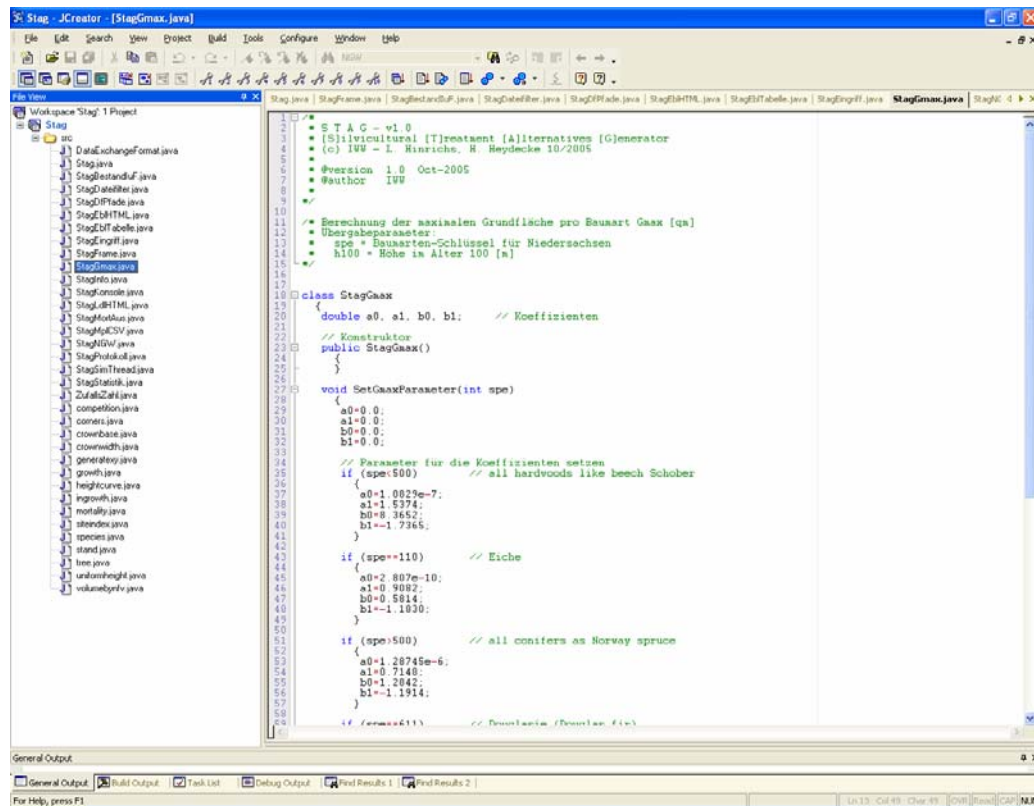


Abbildung 4-3. Quelltextdateien der Klassen zum Aufbau des Programms STAG.

Zur Ausführung der Klassen werden die Quelltextdateien mit der Endung *java* mit Hilfe des in die Entwicklungsumgebung integrierten Java Compilers in Java Byte Code Dateien, mit der Endung *.class*, übersetzt und von der Java VM ausgeführt.

#### 4.3.2 Das Softwaremodul STAG

Die Beschreibung der Funktionen und des Programmablaufs des Softwaremoduls STAG startet mit der Betrachtung der wesentlichen grafischen Bedienoberflächen, die im Fachjargon als GUIs (Graphical User Interface) bezeichnet werden.

Zur Durchführung einer Simulation müssen zunächst Einzelbaumdaten über den Menüpunkt *Datei Öffnen* eingelesen werden, die anschließend im Registerblatt Aufnahmebestand in einem Fenster tabellarisch dargestellt werden (vgl. Abb. 4-4). Die Daten müssen dem TreeGrOSS Exchange Format der Version 6.2 des Programms BWINPro entsprechen. Durch Verwendung dieses Dateiformats ist eine Schnittstelle zu BWINPro (NAGEL et al., 2002) und

seinen Zusatzfunktionen, wie z.B. dem Bestandesdesigner gegeben. Das Softwaremodul STAG kann sich somit auf die Generierung der Behandlungspfade beschränken. Die weitere Bearbeitung des Rohdatensatzes erfolgt mit dem Programm BWIN Pro.

LfdNr	BNr	BArt	Alter	BHD	Höhe	KrA	KrB	aus	ausTyp	Z-Baum	x	y	z
1	1	211	45	7,9	11,5	7,7	2,6	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	22,93	0,27	0
2	2	211	45	7,9	12,4	8,3	2,6	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	0,4	8,13	0
3	3	211	45	7,9	13,2	8,8	2,6	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	8,37	18,59	0
4	4	211	45	7,9	15,4	10,3	2,6	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	10,85	5,05	0
5	5	211	45	7,9	14,9	10	2,6	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	12,09	8,08	0
6	6	211	45	14,4	21,6	13,4	4,1	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	13,64	6,34	0
7	7	211	45	14,4	22,2	13,8	4,1	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	3,86	10,41	0
8	8	211	45	14,4	18,4	11,4	4,1	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	6,83	16,99	0
9	9	211	45	14,4	20,2	12,5	4,1	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	11,21	10,66	0
10	10	211	45	14,4	20,2	12,5	4,1	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	7,49	18,94	0
11	11	511	40	30,4	22,6	13,5	4,5	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	14,21	6,68	0
12	12	211	45	16,9	19,9	11,1	4,5	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	8,66	20,05	0
13	13	211	45	16,9	19,9	11,1	4,5	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	15,93	7,91	0
14	14	211	45	16,9	19,9	11,1	4,5	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	15,27	15,92	0
15	15	211	45	16,9	19,9	11,1	4,5	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	5,59	2,45	0
16	16	211	45	16,9	19,9	11,1	4,5	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	12,58	1,5	0
17	17	211	45	9,2	17,1	11,2	2,9	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	7,2	4,58	0
18	18	211	45	9,2	19	12,5	2,9	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	20,41	22,19	0
19	19	211	45	9,2	15,5	10,1	2,9	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	13,5	18,8	0
20	20	211	45	9,2	17	11,1	2,9	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	18,6	20,49	0
21	21	211	45	9,2	19,3	12,7	2,9	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	11,85	11,44	0
22	22	211	45	10,2	17,5	11,4	3,2	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	10,49	10,08	0
23	23	211	45	10,2	19,2	12,5	3,2	<input type="checkbox"/>	0	<input type="checkbox"/>	1,57	18,83	0

Abbildung 4-4. GUI zur Darstellung der Einzelbauminformationen des eingelesenen Bestandes.

Über das Registerblatt *Simulations-Parameter* erfolgen die Einstellungen der Modellparameter (vgl. Abb. 4-5).

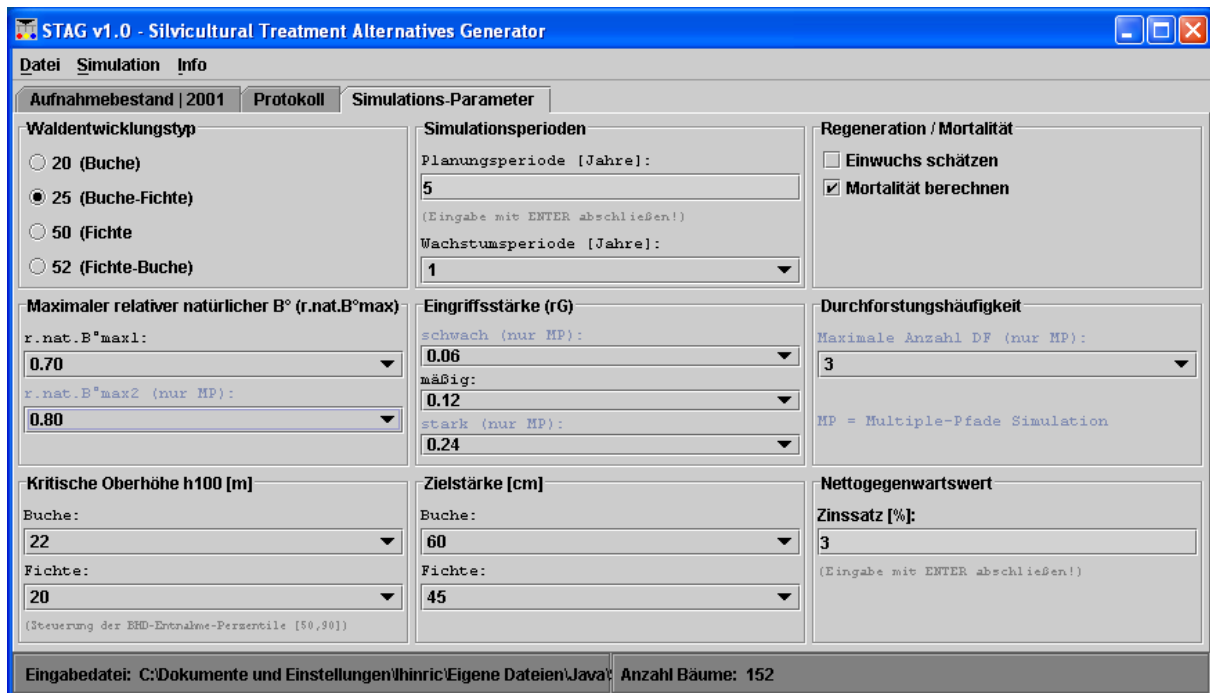


Abbildung 4-5. GUI zur Einstellung der Simulationsparameter.

Hinsichtlich des Wachstumsmodells kann zwischen 1-bis 5-jähriger Wachstumsperiode und den Optionen mit oder ohne Schätzung des Einwuchses und der Mortalität gewählt werden. Bezüglich des Durchforstungsmodells müssen der angestrebte Waldentwicklungstyp (WET), die zwei maximal zulässigen natürlichen Bestockungsgrade ( $r.nat.B^{\circ}_{max1}$ ,  $r.nat.B^{\circ}_{max2}$ ), die drei möglichen Eingriffsstärken ( $rG$ ) der Kategorien schwach, mäßig und stark und die maximale Anzahl der Durchforstungen vom Benutzer bestimmt werden. Zur Definition des betrachteten Zeitfensters muss zudem die Planungsperiode angegeben werden. Darüber hinaus sind die für die Bestimmung der zu entnehmenden Einzelbäume entscheidenden Zielstärken und Oberhöhen der Baumarten und der zur Berechnung des Netto-Gegenwartswertes benötigte Zinssatz festzulegen.

Nach dem Start der Simulation, über den Menüpunkt *Simulation Starten* im Menü *Simulation*, wird der in Kap. 4.2.1 beschriebene Simulationsablauf durchgeführt. Der Verlauf der Simulation kann über den Kommandozeileninterpreter verfolgt werden (vgl. Abb. 4-6). Bestehen die nacheinander aufgerufenen Behandlungspfade den Plausibilitätstest, werden sie mit einem Stern symbolisiert, wohingegen ungültige Pfade mit einem Punkt gekennzeichnet werden. Am Ende der Simulation wird die Anzahl der gültigen abgespeicherten Pfade ausgegeben.



DF-Klasse	Lfd.Nr.	Lfd.Nr. DF-Kl.	Pfad-Nr.	Pfad	Jahr	Art	Alter	Dg	Hg	D100	H100	N/ha	N%	G/ha	G%
DFA	0	A	0	0	0	2001	211	45	12	19	19	23	1318	92	15,2
DFA	0	A	0	0	0	2001	511	62	38	26	39	27	113	8	13
DFA	0	A	0	0	0	2001	Gesamt						1431	100	28,3
DF2	1	1	5	1131	2005	211	49	14	20	22	25	1196	92	17,4	
DF2	1	1	5	1131	2005	511	66	41	28	41	28	104	8	13,4	
DF2	1	1	5	1131	2005	Gesamt						1300	100	30,8	
DF2	1	1	5	1131	2007	211	51	14	20	24	26	970	93	14,8	
DF2	1	1	5	1131	2007	511	68	38	27	38	27	75	7	8,4	
DF2	1	1	5	1131	2007	Gesamt						1045	100	23,2	
DF2	1	E	5	1131	2016	211	60	18	23	32	29	951	93	24,7	
DF2	1	E	5	1131	2016	511	77	44	30	44	30	75	7	11,7	
DF2	1	E	5	1131	2016	Gesamt						1027	100	36,4	
DF2	2	2	6	1132	2005	211	49	14	20	22	25	1196	92	17,3	
DF2	2	2	6	1132	2005	511	66	41	28	41	28	104	8	13,4	
DF2	2	2	6	1132	2005	Gesamt						1300	100	30,7	
DF2	2	2	6	1132	2010	211	54	15	21	26	27	932	92	16,8	
DF2	2	2	6	1132	2010	511	71	41	29	41	29	85	8	11,1	
DF2	2	2	6	1132	2010	Gesamt						1017	100	27,9	
DF2	2	E	6	1132	2016	211	60	18	23	31	29	932	92	23,9	
DF2	2	E	6	1132	2016	511	77	45	30	45	30	85	8	13,4	
DF2	2	E	6	1132	2016	Gesamt						1017	100	37,3	
DF2	3	3	11	1231	2009	211	53	15	22	25	27	1149	92	20,8	
DF2	3	3	11	1231	2009	511	70	44	29	44	29	84	8	14,6	

Abbildung 4-7. Bestandesbezogene Leistungsdaten der gültigen Behandlungspfade eines Bestandes, als Ergebnis der automatisierten Pfadgenerierung.

Die Leistungsdaten werden einmalig für den Ausgangszustand des Bestandes und für jeden Behandlungspfad zum Zeitpunkt der jeweiligen Durchforstungen, sowie am Ende der Planungsperiode ausgegeben. Die Daten werden getrennt nach Baumarten für den verbleibenden und den ausscheidenden Bestand berechnet. Neben den klassischen Kenndaten Stammzahl, Grundfläche und Vorrat je ha, werden für den verbleibenden Bestand zusätzlich Alter, Durchmesser und Höhe des Grundflächenmittelstamms (Dg, Hg) und der 100 durchmesserstärksten Bäume (D100, H100), prozentuale Stammzahl-, Grundflächen- und Vorratsanteile der Baumarten (N/ha, G/ha, V/ha), maximale Grundflächen (Gmax), relative natürliche Bestockungsgrade (Nat.B°) und Mischungsanteile (Misch%) für jede Baumart ermittelt. Darüber hinaus wird die Gesamtwuchsleistung (GWL) und der durchschnittliche Gesamtzuwachs (dGZ) vom System ausgegeben.

Als Indikator für die ökonomische Bewertung der Pfade wird zudem der Kapitalwert oder Netto-Gegenwartswert je ha (NGW/ha) und sein baumartenspezifischer prozentualer Anteil (NGW %) berechnet (vgl. SÁNCHEZ OROIS u. VILČKO, 2002). Der Netto-Gegenwartswert entspricht dem Jetztwert einer Eingriffsfolge, der sich aus der Summe der diskontierten Reinerträge aus den Durchforstungen, dem diskontierten Abtriebswert und dem diskontierten Bodenerwartungswert zusammensetzt (vgl. Formel 4.12).

$$NGW = \frac{\sum Z\ddot{U} \cdot e^{r(t-t_i)}}{e^{r(t-t_0)}} + \frac{A_t}{e^{r(t-t_0)}} + \frac{B_t}{e^{r(t-t_0)}} \quad (4.12)$$

*NGW = Netto-Gegenwartswert,  
 ZÜ = Zahlungsüberschüsse,  
 At = Abtriebswert zum Zeitpunkt t,  
 Bt = Bodenerwartungswert zum Zeitpunkt t,  
 r = Zinsrate (in dieser Untersuchung 4%),  
 t<sub>0</sub> = Bestandesalter am Anfang der Planungsperiode,  
 t = Bestandesalter am Ende der Planungsperiode,  
 t<sub>i</sub> = Bestandesalter zum Zeitpunkt der Durchforstung.*

Da die Bewertung lediglich der Unterscheidung und dem Ranking der unterschiedlichen Behandlungspfade eines Bestandes dient, wird bei der Berechnung des Netto-Gegenwartswertes auf die Einbeziehung des Bodenerwartungswertes verzichtet. Die Berechnung der Erträge erfolgt vereinfacht durch Multiplikation der jeweiligen Durchforstungsmassen und des stehenden Vorrates, mit den erntekostenfreien Holzerlösen, die in Abhängigkeit vom dg ermittelt werden.

## 5 Modellevaluierung

Die Eignungsprüfung des Modellansatzes hinsichtlich seines Verwendungszwecks erfolgt am Besten mit Hilfe konkreter Beispiele. Die SEKTION ERTRAGSKUNDE IM DEUTSCHEN VERBAND FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALT (2000) nennt Kriterien zur Evaluierung von Waldwachstumssimulatoren, die unter anderem zur Prognose in der kurz- und mittelfristigen Planung eingesetzt werden. Dabei wird zwischen Kriterien zur Evaluierung des Modellansatzes, der Validierung des Wachstumsmodells und der Evaluierung der Software unterschieden. Die Bewertungskriterien des Modellansatzes und der Software haben rein qualitativen Charakter und gehen beispielsweise der Frage nach, ob das gewählte Modell hinsichtlich seines Komplexitätsgrades dem Modellzweck entspricht, oder ob die Software benutzerfreundlich konstruiert ist. Aus wissenschaftlicher Sichtweise stellt die quantitative Validierung des Wachstumsmodells, hinsichtlich der Genauigkeit der Wachstumsprognose das wichtigste Kriterium dar. Sie basiert meist auf dem Vergleich zwischen Modellprognosen und Befunden aus entsprechenden Versuchsfeldern oder den Ergebnissen aus Erhebungen permanenter Inventurflächen.

Da im Zuge der automatisierten Pfadgenerierung für jeden Bestand Hunderte von unterschiedlichen Behandlungsalternativen erzeugt werden, ist eine derartige Evaluierung der einzelnen Wachstumsprognosen unmöglich. Zudem wurde das zur Fortschreibung verwendete Wachstumsmodell aus dem Simulator BWINPro bereits mehrfach erfolgreich hinsichtlich seiner Prognosegenauigkeit in praxisüblich durchforsteten Mischbeständen validiert (vgl. dazu NAGEL, 1999b; 2001; ALBERT, 2000; 2002). In Kombination mit einem Durchforstungsmodell, das sich ähnlich wie das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Modell am Vornutzungs- pflegekonzept von SPELLMANN (1999) und der Zielstärkennutzung orientiert, wird es im Programm KSP erfolgreich in der forstlichen Praxis eingesetzt. Eine befriedigende Prognosegenauigkeit wurde auch hier unter Beweis gestellt (vgl. BÖCKMANN, 2004). Für den Fall, dass die Parametereinstellungen bezüglich des Durchforstungsmodells in einem praxisüblichen Bereich liegen, kann daher von einer ausreichenden Schätzgüte des Wachstumsmodells ausgegangen werden. Aus diesem Grund werden zunächst einige Untersuchungsergebnisse bezüglich der Identifikation praxisnaher Simulationsparameter vorgestellt, die zur anschließenden Evaluierung des Modells zur automatisierten Pfadgenerierung verwendet werden.

Die eigentliche Evaluierung ist auf die Untersuchung der generellen Funktionalität des Modellansatzes, sowie auf die Einflussgrößen für die Anzahl und Qualität der erzeugten Pfade fokussiert.

In einer Voruntersuchung wird zunächst die generelle Funktionsfähigkeit des implementierten Modellansatzes geprüft, indem mit Hilfe der Software STAG die möglichen Behandlungspfade zweier Testbestände für die Waldentwicklungstypen 25 (Buche-Fichte) und 52 (Fichte-Buche) generiert und analysiert werden (vgl. HINRICHS, 2004; 2006).

Da das Wuchs- und das Durchforstungsmodell auf der Ebene des Einzelbaums arbeiten, hängt die Anzahl der erzeugten Pfade ganz entscheidend von der Anzahl und der Durchmesser- und Durchmesserverteilung der Einzelbäume des Bestandes ab. Um den Einfluss der Einzelbaumanzahl auf die Ergebnisse der Pfadgenerierung zu minimieren, wird in einem zweiten Schritt an vier Testbeständen die Auswirkung der Ausgangsstammzahl auf die Ergebnisse der Pfadgenerierung untersucht.

Darauf aufbauend wird die Analyse der Funktionsfähigkeit des Modellansatzes auf zehn künstlich erzeugte Testbestände ausgedehnt, wobei Behandlungspfade für alle vier Waldentwicklungstypen generiert werden. Auf Basis von Wiederholungssimulationen für jede Parametereinstellung werden zudem die Auswirkungen der zufallsgesteuerten Modellkomponenten des Wachstums- und des Durchforstungsmodells auf die Anzahl und die Qualität der generierten Behandlungspfade untersucht.

### **5.1 Parametereinstellungen**

Für die Gewährleistung einer ausreichenden Prognosegenauigkeit des Wachstumsmodells sollte sich der Prognosehorizont möglichst innerhalb des Parametrisierungsbereiches des Wachstumsmodells befinden. Dieser setzt sich in dem Fall des hier verwendeten Wachstumsmodells aus dem Simulator BWINPro, aus Versuchsflächendaten der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt zusammen, deren Versuchsflächen in der Regel nach praxisüblichen Regeln durchforstet werden, die sich an den Richtlinien des Deutschen Verbandes Forstlicher Versuchsanstalten (DVFFA) orientieren. Für die Analyse des Modells zur automatisierten Pfadgenerierung sollten daher die vom Benutzer zu bestimmenden Modellparameter zur Steuerung der Durchforstung in diesem praxisüblichen Bereich liegen. Zu diesem Zweck wurden Untersuchungen an praxisüblich durchforsteten Buchen-Fichten-Mischbestandsversuchsflächen-



daten zur Identifizierung praxisnaher Modellparameter durchgeführt. Dabei wurde auf Versuchsflächendaten aus dem Forstamt Zwiesel im Bayerischen Wald zurückgegriffen, die freundlicherweise vom Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der TU München zur Verfügung gestellt wurden. Diese Versuchsflächendaten dienen zwar nicht als Parametrisierungsgrundlage für das Wuchsmodell, doch wurden sie nach den oben genannten Richtlinien des DVFFA durchforstet, so dass die Ergebnisse bezüglich der Durchforstungseingriffe auf die Verhältnisse in durchforsteten Beständen in Nordwestdeutschland übertragbar sind.

Im Rahmen der Analyse wurden die Buchen-Fichten-Mischbestandsversuchsflächen Zwiesel 111, 134 und 135 (FRANZ, 1986; PRETZSCH et al., 2002) hinsichtlich ihrer Grundflächenentnahmen in Form der relativen Grundflächenentnahmen ( $rG$ ) und ihrer relativen natürlichen Bestockungsgrade ( $r.nat.B^\circ$ ) zum Zeitpunkt der Eingriffe untersucht. In die Analyse werden nur Versuchspartzellen einbezogen, die Buchen- und Fichtenanteile aufweisen. Reinbestands- und A-Grad-Parzellen werden nicht berücksichtigt. Die Versuchsflächen decken einen Beobachtungszeitraum zwischen dem Alter 57 und 107 Jahren ab. Die Mischungsanteile der Bestände wurden während des Beobachtungszeitraums konstant gehalten. Dabei liegen die individuellen Mischungsanteile der einzelnen Parzellen zwischen 10 und 90 % Fichten- bzw. Buchenanteil.

Vor der Analyse wurden zunächst die  $rG$  und  $r.nat.B^\circ$  berechnet und nach Altersklassen (Klassenbreite 5 Jahre) bzw. relativen natürlichen Bestockungsgradklassen (Klassenbreite 0,05) klassiert. Für die Berechnung der maximalen Grundfläche zur Herleitung der relativen natürlichen Bestockungsgrade wurde Formel 4.11 mit den entsprechenden Koeffizienten für Süddeutschland verwendet (vgl. DÖBBELER u. SPELLMANN, 2002). Anschließend wurden diejenigen Datensätze, die einen  $rG < 0,3$  aufwiesen ebenso ausgeschlossen wie diejenigen, deren  $rG$  auf natürliche Einflüsse, wie z.B. Käferkalamitäten, zurückzuführen sind. Somit umfassen die untersuchten Datensätze nur Durchforstungseingriffe, die durch direktes menschliches Handeln verursacht wurden (vgl. Abb. 5-1).

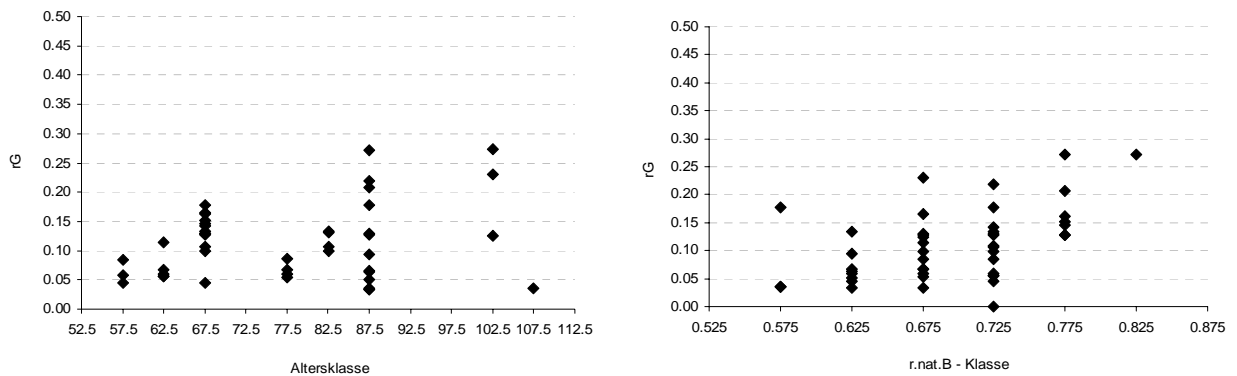


Abbildung 5-1. Aufbereiteter Datensatz der Versuchsfläche Zwiesel. (Grafik links: rG in Abhängigkeit vom Alter, Grafik rechts: rG in Abhängigkeit vom relativen natürlichen Bestockungsgrad).

Bei der Analyse der Eingriffe wurde zunächst der rG in Abhängigkeit vom Alter betrachtet. Zu diesem Zweck wurde für jede Altersklasse das arithmetische Mittel des rG aller Parzellen und deren Minima und Maxima ermittelt (vgl. Abb. 5-2).

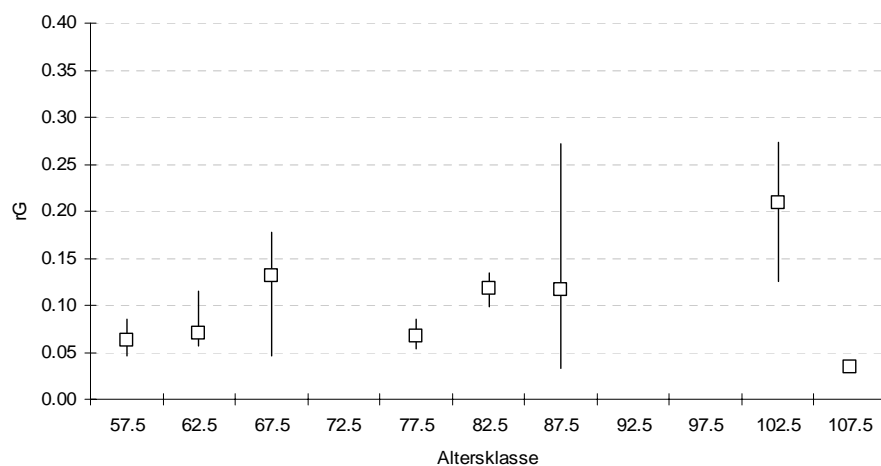


Abbildung 5-2. rG in Abhängigkeit vom Alter.

Die mittleren Eingriffsstärken schwanken in einem Bereich zwischen  $rG = 0,03$  in der Altersklasse 107,5 und 0,21 in der Altersklasse 102,5, bei einem Maximalwert von 0,27 in Altersklasse 87,5 und 102,5. Sie zeigen im zeitlichen Verlauf den Ansatz einer gestaffelten Durchforstung mit der Abfolge schwacher, mittlerer, starker Eingriff. Aufgrund der hohen Streuung der Mittelwerte kann jedoch für keine Altersklasse eine bestimmte Eingriffsstärke abgeleitet werden, so dass nicht von einer Abhängigkeit des rG vom Alter ausgegangen werden kann.

Ein etwas anderes Bild ergibt sich bei Darstellung des rG in Abhängigkeit vom relativen natürlichen Bestockungsgrad (vgl. Abb. 5-3).

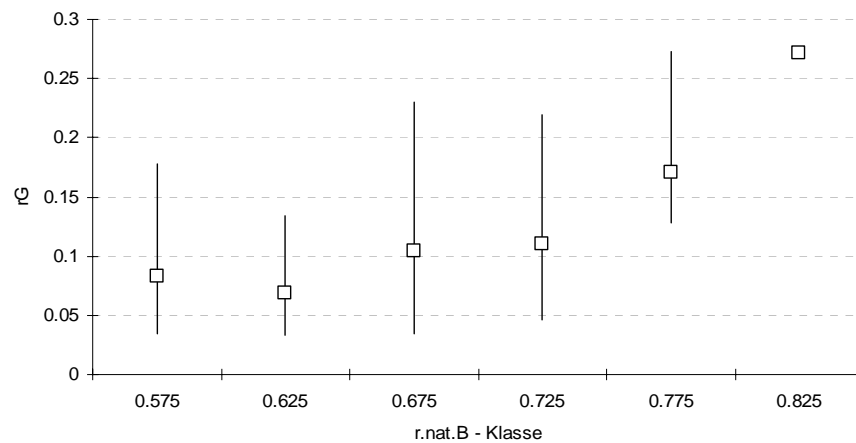


Abbildung 5-3. *rG* in Abhängigkeit vom relativen natürlichen Bestockungsgrad zum Zeitpunkt des Eingriffs.

Wie zu erwarten ist, steigt die mittlere Eingriffsstärke mit zunehmendem Bestockungsgrad zum Zeitpunkt des Eingriffs leicht an. Sie liegt in einem Bereich zwischen  $rG = 0,07$  bei einem  $r.nat.B^\circ$  von  $0,625$  und einem  $rG = 0,27$  bei einem  $r.nat.B^\circ$  von  $0,825$ . Der Verlauf zeigt mit Ausnahme der ersten Klasse einen steigenden Trend mit zunehmender Dichte, wobei der  $rG$  in den einzelnen Klassen ebenfalls einer starken Streuung unterliegt.

Um einen Anhaltspunkt für die Einstellung des maximal zulässigen relativen natürlichen Bestockungsgrades zu bekommen, wird dieser zum Zeitpunkt des Eingriffs in Abhängigkeit vom Alter betrachtet (vgl. Abb. 5-4).

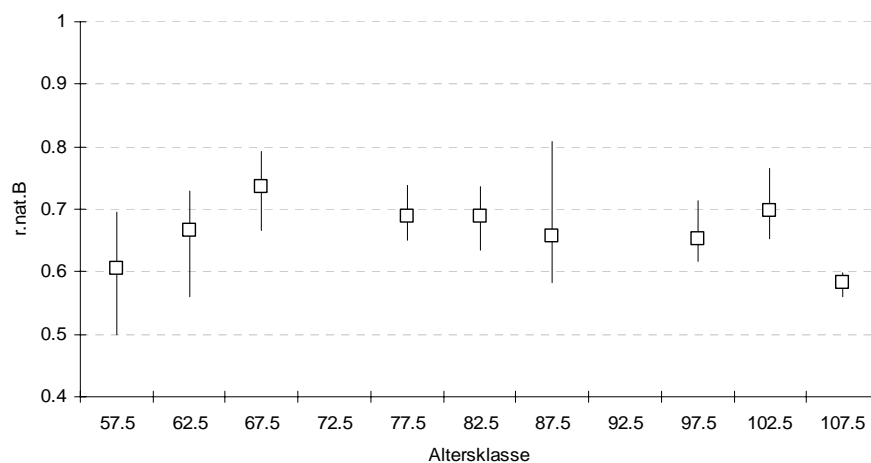


Abbildung 5-4. Relativer natürlicher Bestockungsgrad zum Zeitpunkt des Eingriffs, in Abhängigkeit vom Alter.

Der mittlere  $r.nat.B^\circ$  schwankt zum Zeitpunkt des Eingriffs zwischen 0,58 und 0,74 und nimmt während der Beobachtungsperiode einen relativ konstant schwankenden Verlauf an, wobei sich höhere und niedrigere Werte des  $r.nat.B^\circ$  abwechseln. Im Gegensatz zu den anderen Untersuchungen fällt die Streuung der Mittelwerte geringer aus und bleibt über den Altersklassen konstant. Der geringste zu beobachtende  $r.nat.B^\circ$  beträgt 0,5 (Altersklasse 57,5) und der maximale 0,81 (Altersklasse 87,5).

### 5.1.1 *Schlussfolgerungen*

Für die Kalibrierung der Modellparameter für die Analyse des Modells zur automatisierten Pfadgenerierung liefert die Analyse wichtige Hinweise.

Die Werte für den  $rG$  schwanken zwischen einem Minimum von 0,03 und einem Maximum von 0,27. Die Eingriffsstärke hängt dabei nicht vom Alter, sondern vielmehr vom vorher stattgefundenen Eingriff und vor allem von der Höhe der Bestandesdichte zum Zeitpunkt des Eingriffs ab.

Der relative natürliche Bestockungsgrad als Steuerungsgröße für den Zeitpunkt des Eingriffs erreicht zum Zeitpunkt der Durchforstungen Werte zwischen 0,5 und 0,81 und erweist sich als relativ konstant über die Zeit.

Als praxisnahe und somit dem Parametrisierungsbereich des Wachstumsmodells entsprechende Modellparameter werden für die Simulation maximal zulässige relative natürliche Bestockungsgrade von 0,7 ( $r.nat.B^\circ_{max1}$ ) und 0,8 ( $r.nat.B^\circ_{max2}$ ) gewählt. Die Durchforstungen erfolgen mit einer Eingriffsstärke von  $rG_{schwach} = 0,06$ ,  $rG_{mäßig} = 0,12$  und  $rG_{stark} = 0,24$ . Des Weiteren werden die für die Durchforstungsart entscheidenden Zielstärken und Oberhöhenstufen zur Definition des Z-Baumkollektivs, in Anlehnung an die Niedersächsischen Waldentwicklungstypen, auf einen BHD von 60 cm für die Buche und 45 cm für die Fichte bzw. auf einen  $H_{100}$  von 22 m für die Buche und 20 m für die Fichte festgelegt. Die Fortschreibung des Wachstums erfolgt in einjährigen Perioden und unter Berücksichtigung von Mortalität. Die Planungsperiode wird auf 15 Jahre festgelegt, wobei die maximale Durchforstungshäufigkeit in der ersten Teiluntersuchung hinsichtlich der generellen Tauglichkeit des Modellansatzes auf vier und in den weiteren Teiluntersuchungen, zur Analyse der Anzahl und der Qualität der erzeugten Pfade, auf drei Eingriffe pro Planungsperiode begrenzt ist.

## 5.2 Datenmaterial

Für die Evaluierung des Modells werden künstlich erzeugte Buchen-Fichten-Mischbestände verwendet, die aus realen Einzelbaumdaten generiert werden. Die Einzelbauminformationen stammen aus Probekreisen, die im südniedersächsischen Forstamt Reinhausen im Rahmen der Kontrollstichprobe (BÖCKMANN et al., 1998a) im Jahr 2001 erhoben und vom Niedersächsischen Forstplanungsamt zur Verfügung gestellt wurden. Aus dem Datenmaterial wurden insgesamt 31 Probekreise identifiziert, die ausschließlich Buchen-Fichten-Mischstrukturen aufweisen. Daraus wurden insgesamt zehn Probekreise ausgewählt (s. Anhang 9.1), die sich hinsichtlich ihrer Zusammensetzung wesentlich unterscheiden, um eine möglichst hohe Bandbreite an unterschiedlichen Ausgangszuständen in die Analyse einbeziehen zu können. Zur Beschreibung der Datengrundlage sind in Tab. 5-1 die mittleren, die minimalen und die maximalen Werte der einzelnen Kenndaten aufgelistet. In den nachfolgenden Abbildungen 5-5 und 5-6 sind die Kenndaten der Probeflächen grafisch dargestellt.

Variable	Baumart	Mittelwert	Min	Max
Alter [Jahre]	Bu	76	20	147
	Fi	66	26	88
	gesamt	-	-	-
Stammzahl [N/Fläche]	Bu	14,8	1	70
	Fi	21,8	6	47
	gesamt	36,6	19	76
Stammzahl [N/ha]	Bu	279	19	1318
	Fi	411	113	885
	gesamt	690	358	1431
Grund- fläche [m <sup>2</sup> /ha]	Bu	11,0	1	21,6
	Fi	24,7	13	45,1
	gesamt	35,7	23	52,8
Vorrat [m <sup>3</sup> /ha]	Bu	143,2	3,5	331,8
	Fi	295,1	150,4	606,2
	gesamt	430,4	168,3	717,9
dg [cm]	Bu	32,8	9	57
	Fi	29,7	18	39
d100 [cm]	Bu	36,6	9	57
	Fi	37,8	27	51
Hg [m]	Bu	25,3	10	35
	Fi	24,9	15	32
h100 [m]	Bu	26,6	10	35
	Fi	27,7	19	37
r.nat.B°	Bu	0,26	0,03	0,49
	Fi	0,43	0,23	0,71
	gesamt	0,68	0,48	0,91
Mischungs- Anteil [%]	Bu	37,1	6	62
	Fi	62,9	38	94

Tabelle 5-1. Ausgangszustände der zur Generierung der Testbestände verwendeten Probeflächen.

Das Alter der Baumkollektive der Bestände beträgt im Mittel bei der Buche 76 Jahre und bei der Fichte 66 Jahre. Die jüngsten Buchen- und Fichtenkollektive finden sich in Probefläche Rein 002 und sind 20 bzw. 26 Jahre alt, während die 147-jährigen Buchen in Probefläche Rein 005 und die 88-jährigen Fichten der Probeflächen Rein 006 und Rein 011 die ältesten Fichtenkollektive repräsentieren (vgl. Abb. 5-5, Grafik oben links). Neben drei Probeflächen mit gleichaltrigen Baumartenkollektiven (Rein 004, Rein 006 und Rein 011) sind die Baumartenkollektive der übrigen Probeflächen ungleichaltrig. Die Alter ihrer Baumartenkollektive schwanken zwischen fünf (Rein 014, Rein 015 und Rein 016) und 143 Jahren (Rein 005). Innerhalb der ungleichaltrigen Probeflächen weisen die Fichten in den Probeflächen Rein 002 und Rein 022 das höhere Alter auf, während in den übrigen Probeflächen die Buchen im Alter dominieren.

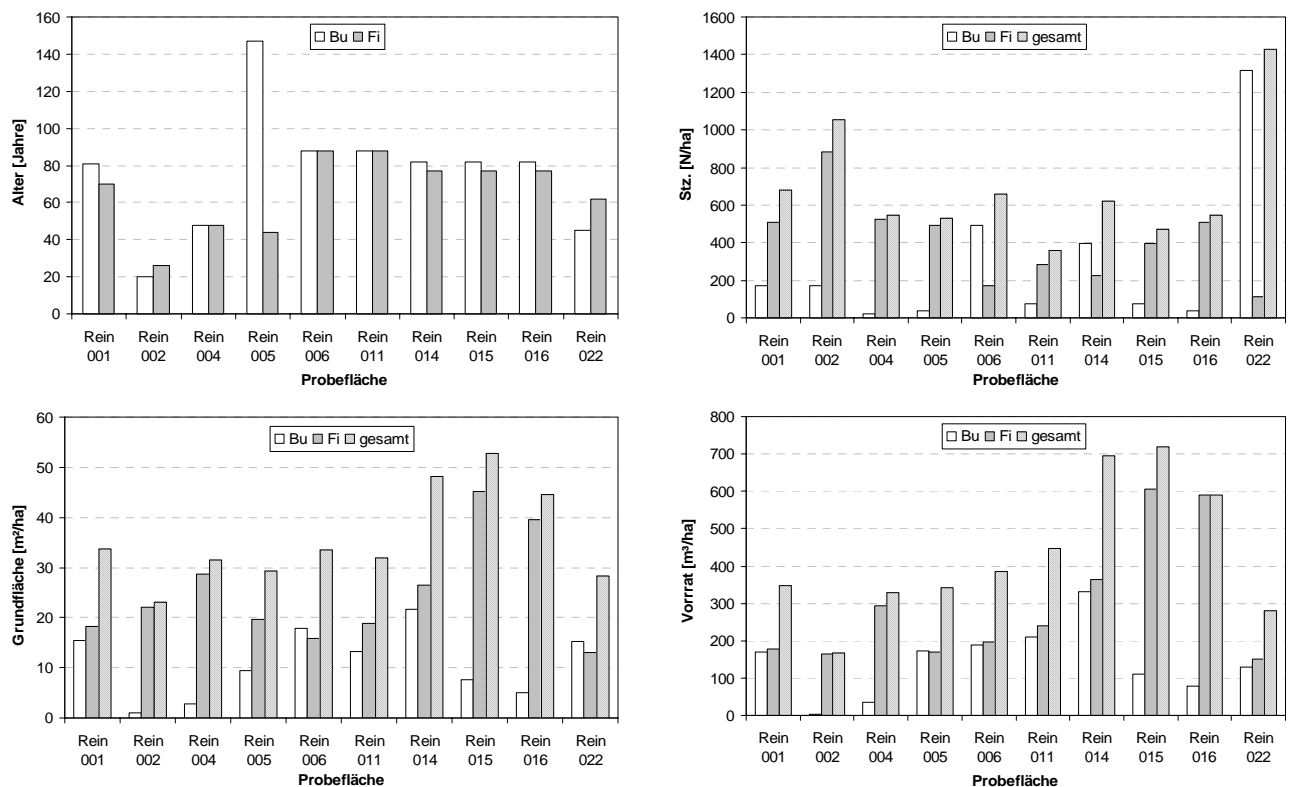


Abbildung 5-5. Alter (Grafik oben rechts), Stammzahlen (Grafik oben links), Grundflächen (Grafik unten links) und Vorräte (Grafik unten rechts) je ha der Probeflächen.

Die Stammzahlen der Probeflächen reichen bei einem Mittel von 690 Bäumen je ha, von einem Minimum von 358 Bäumen je ha (Rein 011) bis zu einem Maximum von 1431 Bäumen/ha (Rein 022), wobei sowohl Probeflächen mit dominierenden Buchenstammzahlen (Rein 006, Rein 014 und Rein 022), als auch Probeflächen mit überwiegenden Fichtenstamm-

zahlen vertreten sind (vgl. Abb. 5-5, Grafik oben rechts). Bei den Grundflächen dominiert bis auf die Flächen Rein 006 und Rein 022 die Fichte bei einer mittleren Gesamtgrundfläche von 35,7 m<sup>2</sup>/ha, einem Minimum von 23 m<sup>2</sup>/ha und einem Maximum von 52,8 m<sup>2</sup>/ha (vgl. Abb. 5-5, Grafik unten links). Die Gesamtvorräte liegen bei einem Mittelwert von 430,4 m<sup>3</sup>/ha, zwischen 168,3 m<sup>3</sup>/ha in Probefläche Rein 002 und 717,9 m<sup>3</sup>/ha in Probefläche Rein 015. Die Buchenvorräte in den einzelnen Probeflächen erreichen dabei maximal das Niveau der Fichte (vgl. Abb. 5-5, Grafik unten rechts).

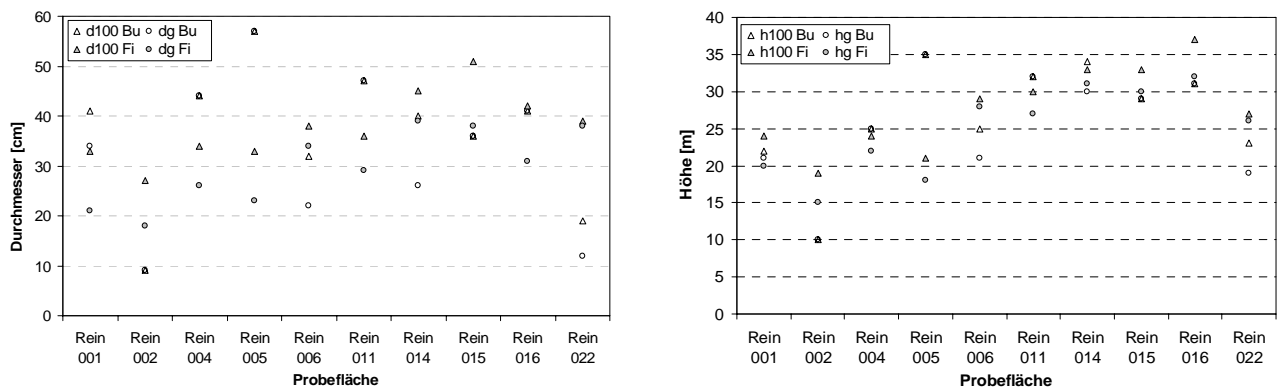


Abbildung 5-6. Durchmesser (Grafik links) und Höhen (Grafik, rechts) der Grundflächenmittelstämme (dg, d100) und der 100 Durchmesser stärksten Bäume (hg, h100) der Probeflächen.

Die Durchmesser der Grundflächenmittelstämme (dg) liegen bei der Buche zwischen neun und 57 cm, bei einem Mittelwert von 32,8 cm und bei der Fichte zwischen 18 und 39 cm, bei einem Mittelwert von 29,7 cm (vgl. Abb. 5-6, Grafik links). Der mittlere d100 liegt mit 36,6 cm bei der Buche und 37,8 cm bei der Fichte auf etwa gleichem Niveau, wobei das Minimum und das Maximum bei der Fichte etwas dichter zusammen liegen.

Die Höhen der Grundflächenmittelstämme (hg) liegen bei der Buche zwischen zehn und 35 m, bei einem Mittelwert von 25,3 cm und bei der Fichte zwischen 15 und 32 m, bei einem Mittelwert von 24,9 cm. Die mittlere Oberhöhe (h100) liegt mit 26,6 m bei der Buche und 27,7 m bei der Fichte ebenfalls auf etwa gleichem Niveau (vgl. Abb. 5-6, Grafik rechts).

Zur Definition und Unterscheidung der Ausgangszustände der Bestände und als Steuergröße ihrer Behandlung verwendet der Durchforstungsalgorithmus in erster Linie den relativen natürlichen Bestockungsgrad und die Mischungsanteile der Baumarten. Die relativen natürlichen Bestockungsgrade der Probeflächen liegen zwischen 0,48 und 0,91 bei einem Mittel von 0,68 (vgl. Abb. 5-7, Grafik links), wobei die Buche Mischungsanteile zwischen

sechs und 62 % und die Fichte zwischen 38 und 94 % in ihren Extremen erreicht. Dabei sind sowohl Probeflächen mit überwiegendem Fichtenanteil (Rein 002, Rein 004, Rein 005, Rein 015 und Rein 016) als auch mit überwiegendem Buchenanteil (Rein 001, Rein 006, Rein 014 und Rein 022), sowie eine Probefläche mit einem annähernd ausgeglichenem Mischungsanteil (Rein 011) vertreten (vgl. Abb. 5-7, Grafik rechts).

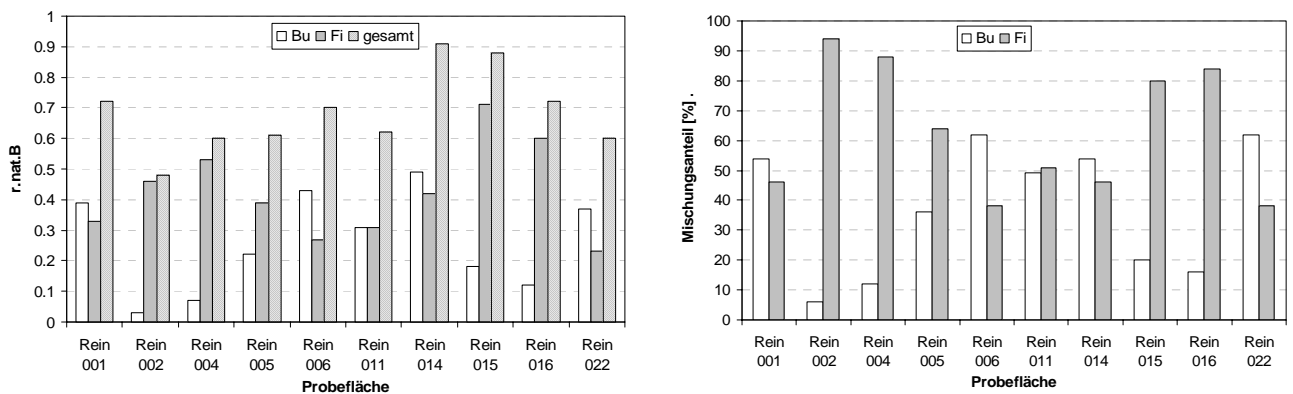


Abbildung 5-7. Relativer natürlicher Bestockungsgrad (Grafik links) und Mischungsanteile (Grafik rechts) der Probeflächen.

### 5.2.1 Datenaufbereitung

Im Rahmen der niedersächsischen Kontrollstichprobe werden die Bäume mit einem Durchmesser  $\geq 7$  cm in zwei konzentrischen Probekreisen aufgenommen. Im Gegensatz zum kleineren Kreis mit sechs m Radius, werden im erweiterten größeren Kreis mit 13 m Radius nur Bäume mit einem Durchmesser  $\geq 30$  cm gemessen. Aus diesem Grund werden zur Herleitung der Stammzahl pro Fläche die Stämme im kleineren Kreis mit einem BHD  $< 30$  mit dem Flächengewichtungsfaktor von 4,6948 multipliziert, der sich aus dem Quotienten der Fläche des größeren und des kleineren Kreises ergibt. Anschließend werden die für das Wachstumsmodell benötigten Einzelbauminformationen mit Hilfe der Datenergänzungsrouitinen aus dem Programm BWINPro ergänzt. Neben den noch fehlenden Höhenwerten sind dies die Kronenansatzhöhen, sowie die Kronenbreiten der Einzelbäume. Da im Rahmen der Modellkonstruktion auf die positionsabhängige Variante des Wachstumsmodells zurückgegriffen wird, müssen für die neu erzeugten Bäume Koordinaten generiert werden. Da dies in der verwendeten BWINPro Programmversion 6.2 nur für rechteckige Flächen möglich ist, werden für sämtliche Einzelbäume neue Koordinaten erzeugt, die zufällig auf einer der Probekreisflächengröße entsprechenden, rechteckigen Fläche verteilt werden.



### 5.3 Generelle Funktionalität des Modellansatzes

Wie oben schon erwähnt, beginnt die Evaluation mit einem ersten Testlauf, der die grundlegende Funktionstauglichkeit des Modells prüft, um darauf aufbauend weitere Analysen durchzuführen. Da zu diesem Zeitpunkt der Untersuchung die Auswirkungen der Stammzahl der Probefläche auf die Ergebnisse der Simulation nur subjektiv geschätzt werden können, werden die Einzelbaumdaten der zu diesem Zweck ausgewählten Probeflächen Rein 001 und Rein 006 zunächst auf die doppelte Flächengröße von 0,11 ha hochgerechnet (vgl. Abb. 5-8 u. 5-9). Anschließend werden die Koordinaten der Bäume erzeugt. Da den Bäumen der Testbestände Rein 001 und Rein 006 in den anschließenden Untersuchungen neue Koordinaten zugewiesen werden und sie daher eine andere Struktur als die hier verwendeten Bestände aufweisen, werden sie im Rahmen der Voruntersuchung mit Rein 001/V und Rein 006/V bezeichnet.

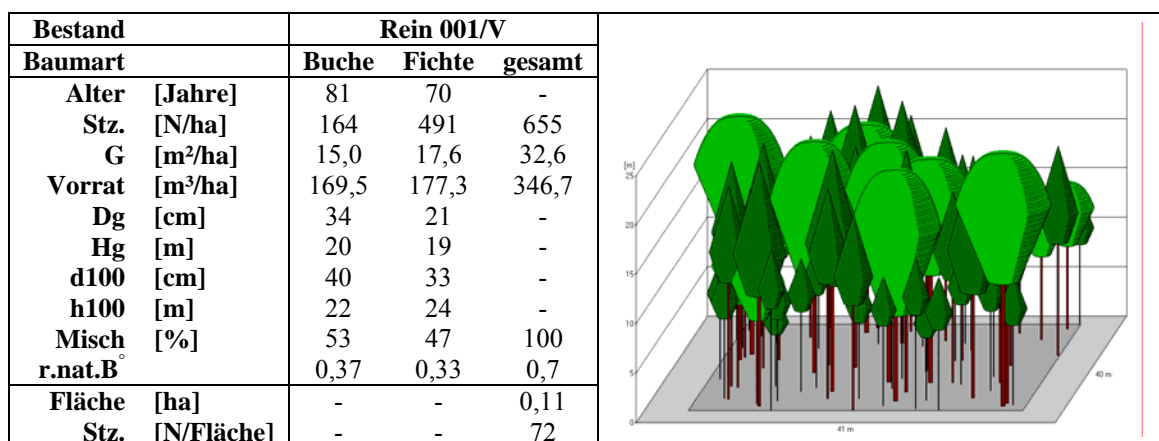


Abbildung 5-8. Kenndaten (links) und Bestandesgrafik (rechts) des Testbestandes Rein 001/V zum Zeitpunkt  $t_0$ .

Bestand		Rein 006/V		
Baumart		Buche	Fichte	gesamt
Alter	[Jahre]	88	88	-
Stz.	[N/ha]	473	164	636
G	[m <sup>2</sup> /ha]	17,2	15,2	32,4
Vorrat	[m <sup>3</sup> /ha]	182,2	189,1	371,3
Dg	[cm]	22	34	-
Hg	[m]	21	28	-
d100	[cm]	32	37	-
h100	[m]	24	28	-
Misch	[%]	62	38	100
r.nat.B		0,42	0,26	0,68
Fläche	[ha]	-	-	0,11
Stz.	[N/Fläche]	-	-	70

Abbildung 5-9. Kenndaten (links) und Bestandesgrafik (rechts) des Testbestandes Rein 006/V zum Zeitpunkt  $t_0$ .

Die Ausgangszustände der Testbestände unterscheiden sich hinsichtlich des Alters der Baumkollektive. Die Bäume in Bestand Rein 001/V sind mit 81 Jahren (Buche) bzw. 70 Jahren (Fichte), sieben bzw. 18 Jahre jünger als im 88-jährigen Bestand Rein 006/V. Die mittleren Höhen der Baumkollektive lassen auf eine geringe Bonitäten der Bestände schließen, die laut Ertragstafel einer dritten bzw. im Fall der Fichte in Bestand Rein 006/V einer zweiten Ertragsklasse entsprechen würden. Die stärkere Dimensionierung der Bäume aus dem Bestand Rein 006/V resultiert daher lediglich aus dem höheren Alter. Die Grundflächen und die relativen natürlichen Bestockungsgrade liegen mit 32,6 m<sup>2</sup>/ha (Rein 001/V) bzw. 32,4 m<sup>2</sup>/ha (Rein 006/V) und 0,7 bzw. 0,68, ebenso wie die Stammzahl mit 655 bzw. 636 Bäumen/ha, auf gleichem Niveau. Aus diesen Dichteverhältnissen resultieren bei ähnlicher Bonität und unterschiedlicher Alter Vorräte von 371,3 m<sup>3</sup>/ha für den älteren Bestand Rein 006/V und 331,1 m<sup>3</sup>/ha für den etwas jüngeren Bestand Rein 001/V.

### 5.3.1 Ergebnisse

Für den Bestand Rein 001/V wurden unter den oben genannten Parametereinstellungen aus 1555 theoretisch möglichen, 33 gültige Pfade für den WET 25 und 38 gültige Pfade für den WET 52 erzeugt. Bei der Pfadgenerierung für Bestand Rein 006/V bestanden 54 Pfade für den WET 25 und 31 Pfade für den WET 52 den Plausibilitätstest. Abb. 5-10 beschreibt die Charakteristiken der Pfade anhand der Grundflächenentwicklung, gegliedert nach den Beständen und den angestrebten Waldentwicklungstypen.

Ausgehend von leicht unterschiedlichen Ausgangszuständen der Bestände werden in allen Betrachtungen Pfade erzeugt, die eine ähnliche Bandbreite an Endzuständen bezüglich der Grundflächen aufweisen und den Wertebereich zwischen 23 m<sup>2</sup>/ha und 38 m<sup>2</sup>/ha nahezu kontinuierlich abdecken. Während in Bestand Rein 001/V maximal vier Durchforstungen beim WET 52 und lediglich drei beim WET 25 möglich sind, finden in Bestand Rein 006/V beim WET 25 maximal vier Durchforstungen und beim WET 52 maximal drei Durchforstungen statt. Betrachtet über alle Pfade finden in Bestand Rein 001/V die Durchforstungen an elf (WET 25) bzw. zehn (WET 52) und in Bestand Rein 006/V an acht (WET 25) bzw. neun (WET 52) unterschiedlichen Zeitpunkten statt. Insgesamt betrachtet ist in den, auf den ersten Blick kaum unterschiedlichen, Beständen eine relativ hohe Variabilität der Pfade hinsichtlich ihrer Anzahl und den möglichen Maßnahmefolgen zu erkennen. So stehen zur Entwicklung des Bestandes Rein 006/V in Richtung des WET 25, 16 Pfade mehr zur Verfügung als in Bestand Rein 001/V, was einer Steigerung der Möglichkeiten von 42 % entspricht.

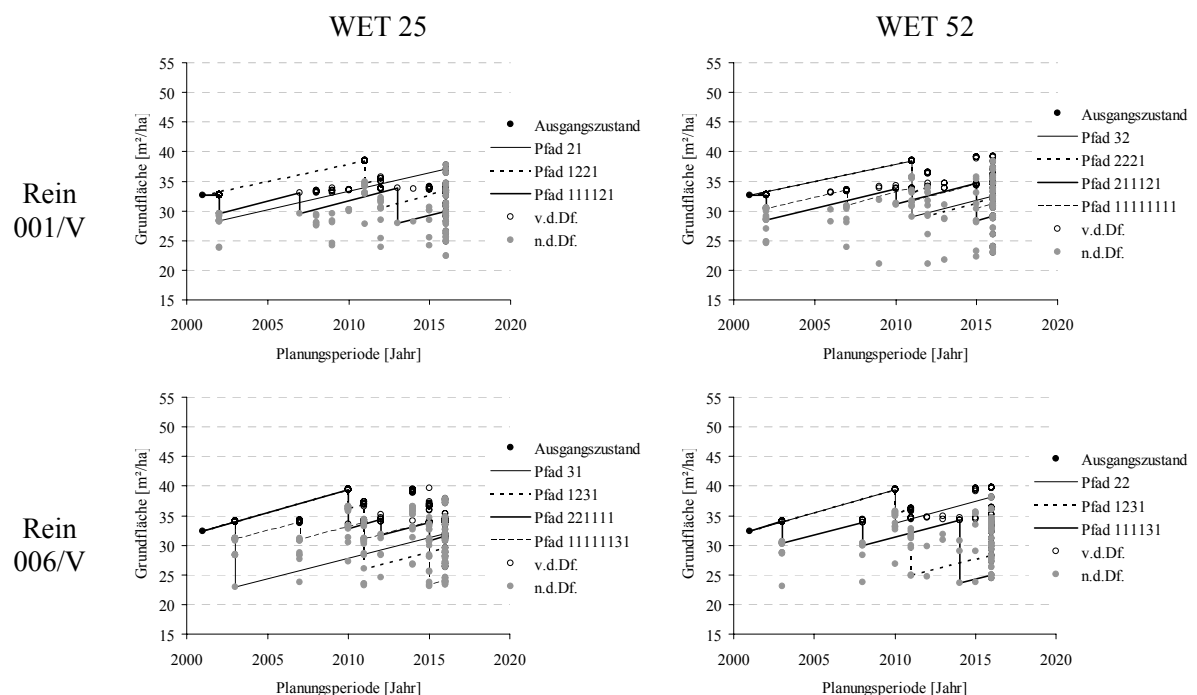


Abbildung 5-10. Entwicklung der Grundfläche der gültigen Pfade der Bestände Reinhausen 001/V (Grafiken oben) und Rein 006/V (Grafiken unten). Die Grafiken links beschreiben die Entwicklungen für den WET 25 und die Grafiken rechts die Entwicklungen für den WET 52. Dargestellt sind jeweils die Grundfläche im Ausgangszustand zum Zeitpunkt  $t_0$  im Jahr 2001, die Grundflächen vor (v.d.Df.) und nach (n.d.Df.) den Durchforstungseingriffen während der Planungsperiode ( $t_0-t_1$ ) von 15 Jahren und je ein Beispiel-pfad für die möglichen Durchforstungshäufigkeiten.

Während die Behandlungspfade in Bestand Rein 001/V hinsichtlich beider Waldentwicklungstypen eher in Hinsicht auf die Anzahl der maximal möglichen Durchforstungen variieren, differiert in Bestand Rein 006/V zusätzlich die Anzahl der Behandlungspfade bei unterschiedlichen Waldentwicklungstypen um 74 %. In ihrer Gesamtheit führen die Pfade in allen Betrachtungen zu ähnlichen Endergebnissen, doch bieten sie eine völlig unterschiedliche Variationsbreite an Planungsmöglichkeiten hinsichtlich der raum-zeitlichen Koordinierung der Durchforstungseingriffe.

Zur Beschreibung der Auswirkungen der Pfade auf die Struktur der Bestände und zur Überprüfung des Steuerungsverhaltens des Durchforstungsalgorithmus hinsichtlich der Mischungsanteile, ist in Abb. 5-11 die Entwicklung des Mischungsanteils während der Planungsperiode dargestellt.

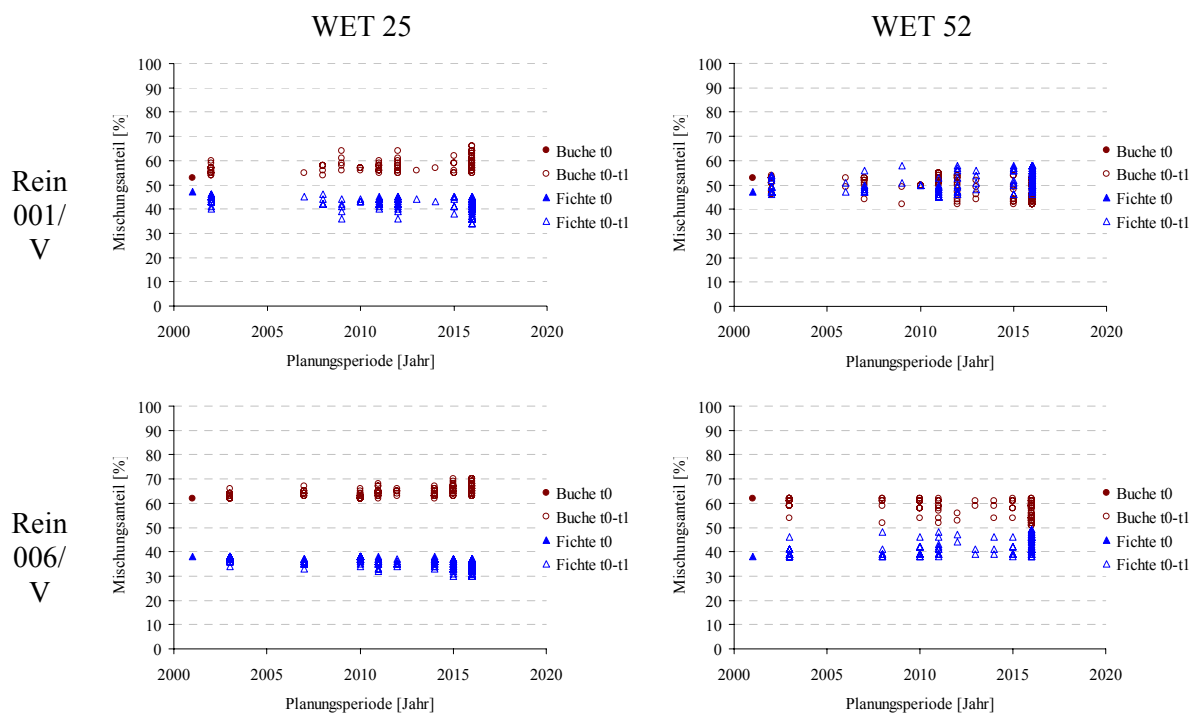


Abbildung 5-11. Entwicklung der Mischungsanteile der gültigen Pfade der Bestände Rein 001/V (Grafiken oben) und Rein 006/V (Grafiken unten). Die Grafiken links beschreiben die Entwicklung für den WET 25 und die Grafiken rechts die Entwicklung für den WET 52. Die Mischungsanteile sind getrennt nach Baumarten im Ausgangszustand ( $t_0$ ) im Jahr 2001 und im Verlauf der 15-jährigen Planungsperiode ( $t_0-t_1$ ) dargestellt.

Der Bestand Rein 001/V hat im Ausgangszustand einen Mischungsanteil von 53 % Buche und 47 % Fichte. Der Anteil der Buche steigt beim WET 25 bis zum Ende der Planungsperiode im Mittel über alle Pfade um sieben Prozentpunkte auf 60 % an, während der Anteil der

Fichte entsprechend auf 40 % absinkt. Demgegenüber fällt der Mischungsanteil der Buche beim WET 52 um sechs Prozentpunkte auf 47 % ab, während der Mischungsanteil der Fichte im Mittel auf 53 % ansteigt. In der Tendenz zeigt sich auch in Bestand Rein 006/V ein Anstieg des Buchenanteils beim WET 25, der allerdings mit vier Prozentpunkten, von 62 % im Ausgangszustand auf 66 % im Endzustand im Mittel über alle Pfade etwas geringer ausfällt. Beim WET 52 sinkt der Buchenanteil ebenfalls etwas moderater um fünf Prozentpunkte auf 57 %.

Diese Ergebnisse lassen auf Zielkonformität des Durchforstungsalgorithmus in Hinblick auf die gezielte Steuerung der Mischungsanteile schließen. Beträgt der Ist-Zustand des Mischungsanteils der Bestände ( $MA\%_{\text{ist}}$ ) dem im Modell verankerten Soll-Zustand des gewünschten Waldentwicklungstyps ( $MA\%_{\text{Soll}}$ ), werden die Mischungsanteile mehr oder weniger konstant gehalten (Rein 006/V, WET 25 und Rein 001/V, WET 25). Bei Abweichung des  $MA\%_{\text{ist}}$  vom  $MA\%_{\text{Soll}}$  erfolgt eine Anpassung des Mischungsanteils in Richtung der gewünschten Mischungsanteile (Rein 001/V, WET 52 und Rein 006/V, WET 52).

#### **5.4 Anzahl der erzeugten Pfade**

Bei Replikationen der Pfadgenerierung für einen Bestand bei gleichen Parametereinstellungen sind Unterschiede in der Anzahl und Art der erzeugten Pfade zu beobachten, die es hinsichtlich der Weiterentwicklung der einzelnen Modellkomponenten zu quantifizieren gilt. Die abweichenden Simulationsergebnisse werden zum einen durch die sowohl im Wuchs- als auch im Durchforstungsmodell enthaltenen Zufallskomponenten, sowie zum anderen durch die Anzahl und die Durchmesserverteilungen der Einzelbäume des Bestandes beeinflusst. Geringe Stammzahlen können bei der Entnahme der Einzelbäume, die unter anderem durch das Erreichen bzw. Überschreiten des vorgegebenen rG gesteuert werden, zu starken Abweichungen bezüglich der gewünschten und der tatsächlich entnommenen Grundfläche führen.

Um den Effekt der Stammzahl und der Durchmesserverteilung auf die Ergebnisse der Pfadgenerierung zu analysieren, wurden für vier Testbestände Pfadgenerierungen für den WET 25 mit unterschiedlichen Probeflächengrößen bzw. Ausgangsstammzahlen durchgeführt. Aus den in Kap. 5.3 beschriebenen Probeflächen wurden zwei mit annähernd ausgeglichenem Mischungsanteil (Rein 001 und Rein 011), sowie jeweils eine Fläche mit dominierendem Fichten- (Rein 002) bzw. Buchenanteil (Rein 022) ausgewählt (vgl. Abb. 5-7, Grafik links). Die Unterschiede in den übrigen Kenndaten (vgl. Abb. 5-5 u. 5-6) weisen auf eine

hohe Variabilität hinsichtlich der Ausgangszustände der gewählten Bestände hin. Bei einfacher Probeflächengröße von 530, 93 m<sup>2</sup> sind in Bestand Rein 001 36, in Bestand Rein 002 56, in Bestand Rein 011 19 und in Bestand Rein 022 76 Bäume vorhanden. Neben den Stammzahlen können die in Abb. 5-12 dargestellten Durchmesserverteilungen der Probeflächen Aufschluss über die Ergebnisse der Simulation liefern.

Während die Fichten in den Probeflächen Rein 001 (70-jährig), Rein 011 (88-jährig) und Rein 022 (62-jährig) im Laufe der Simulation bereits zielstarke Dimensionen erreichen können, liegt der Schwerpunkt der Durchmesserverteilung des mit 26 Jahren jüngsten Fichtenkollektivs in Probefläche Rein 022 mit etwa 20 cm weit darunter. Die noch jüngeren 20-jährigen Buchen erreichen hier nur maximale Durchmesser der Klasse 12 cm. Das 45-jährige Buchenkollektiv der Probefläche Rein 022 deckt einen Durchmesserbereich von 8,5 bis 24 cm ab, ist aber im Gegensatz zu den 81-jährigen Bäumen in Fläche Rein 001 und den 88 Jahre alten Buchen in Rein 011, die Durchmesser um die 50 cm aufweisen, noch weit von der Zielstärke von 60 cm entfernt. Bis auf Buchen und Fichten in Probefläche Rein 002 haben alle Baumkollektive die Oberhöhengrenze von 22 m (Buche) bzw. 20 m (Fichte), zur Schonung der 10 Prozent durchmesserstärksten Bäume bis zur Erreichung der Zielstärke, erreicht.

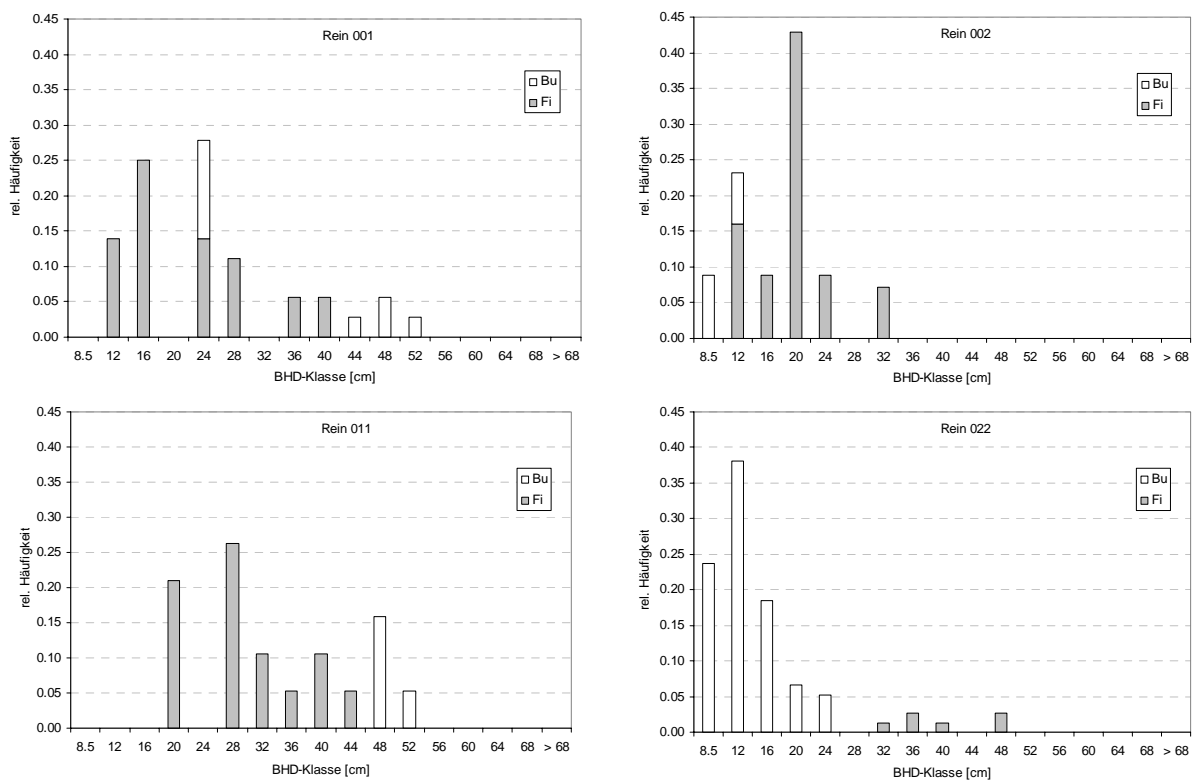


Abbildung 5-12. Durchmesserverteilungen der Probeflächen Rein 001 (oben links), Rein 002 (oben rechts), Rein 011 (unten links) und Rein 022 (unten rechts).

Da die Anordnung der Einzelbäume bei Verwendung der positionsabhängigen Variante zur Bestimmung des C66, einen Effekt auf das Wachstum ausübt, werden zur Vergrößerung der Probeflächengrößen die Bäume der Ausgangsprobeflächen (vgl. Anhang 9.1) geklont. Die Koordinaten der zusätzlichen Bäume werden systematisch um 50 m verschoben, so dass die räumliche Anordnung der Einzelbäume zueinander unverändert bleibt. Die Bestandesgrafik in Abb. 5-13 zeigt beispielhaft die räumliche Anordnung der Einzelbäume des Testbestandes Rein 001 bei einer Verdreifachung der ursprünglichen Probeflächengröße. Für die Hochrechnung der Bestandeskennwerte auf Hektarwerte ist darauf zu achten, dass nur die bestockte Flächengröße verwendet wird.

Bestand	Rein 001			
	Baumart	Buche	Fichte	gesamt
Alter [Jahre]		81	70	-
Stz. [N/ha]		170	509	678
G [m <sup>2</sup> /ha]		15,5	18,2	33,8
Vorrat [m <sup>3</sup> /ha]		169,5	177,3	346,7
Dg [cm]		34	21	-
Hg [m]		21	20	-
d100 [cm]		41	33	-
h100 [m]		22	24	-
Misch [%]		54	46	100
r.nat.B <sup>o</sup>		0,39	0,33	0,72
Fläche [ha]		-	-	0,159
Stz. [N/Fläche]		-	-	108

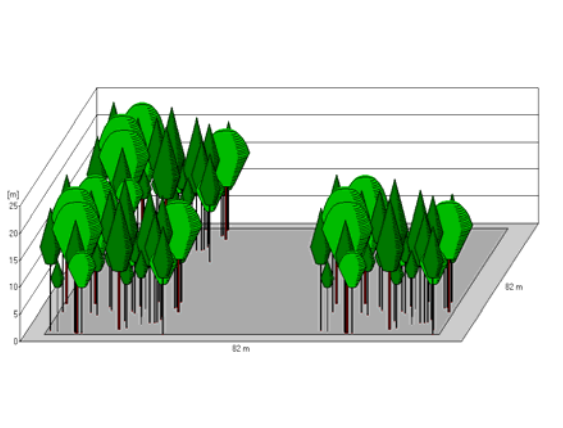


Abbildung 5-13. Kenndaten (links) und Bestandesgrafik (rechts) des Testbestandes Rein 001 zum Zeitpunkt  $t_0$ , bei Verdreifachung der ursprünglichen Probeflächengröße.

#### 5.4.1 Ergebnisse

In Tab. 5-2 sind als Ergebnisse der replizierten Pfadgenerierungen die statistischen Kennzahlen der Bestände bei Verwendung unterschiedlicher Probeflächengrößen bzw. Stammzahlen aufgelistet.

Bei einer anfangs durchgeführten Analyse des Standardfehlers der Anzahl der erzeugten Pfade, in Bezug auf seine Abhängigkeit von der Anzahl der durchgeführten Simulationen, konnten keine nennenswerten Veränderungen des Standardfehlers nach mehr als zehn Simulationen festgestellt werden. Daher wurde die Anzahl der anfänglich auf 30 festgelegten Wiederholungen der Pfadgenerierung für jede Parametereinstellung auf ein Minimum von zehn reduziert.

Probefläche			Sim. [N]	Anzahl Pfade						
Name	Fläche [m <sup>2</sup> ]	Stz. [N]		arithm. Mittelw.	Stabw.	Std.F.	Std.F. %	Var. %	Min.	Max.
<b>Rein 001</b>	530,93	36	30	44,7	2,13	0,39	0,87	4,55	41	48
	1061,86	72	30	102,7	2,72	0,50	0,48	7,37	95	107
	1592,79	108	17	138,0	2,85	0,52	0,38	8,13	134	144
	2123,72	144	14	129,4	3,36	0,61	0,47	11,26	124	136
	2654,65	180	11	128,5	2,92	0,53	0,41	8,50	123	133
	3185,58	216	10	127,8	0,97	0,18	0,14	0,94	127	130
<b>Rein 002</b>	530,93	56	10	109,1	3,73	0,68	0,62	13,88	102	114
	1061,86	112	10	128,8	2,44	0,45	0,35	5,96	124	132
	1592,79	168	10	123,5	2,46	0,45	0,36	6,06	119	127
	2123,72	224	10	122,7	1,83	0,33	0,27	3,34	120	126
	2654,65	280	10	127,2	2,62	0,48	0,38	6,84	122	132
<b>Rein 011</b>	530,93	19	11	34,5	1,51	0,28	0,80	2,27	32	36
	1061,86	38	11	20,8	0,40	0,07	0,35	0,16	20	21
	1592,79	57	11	26,5	1,21	0,22	0,84	1,47	25	28
	2123,72	76	11	43,0	1,67	0,31	0,71	2,80	41	46
	2654,65	95	11	57,8	0,87	0,16	0,28	0,76	56	59
	3185,58	114	11	55,0	0,00	0,00	0,00	0,00	55	55
	3716,51	133	11	65,3	1,68	0,31	0,47	2,82	63	68
4247,44	152	11	67,6	0,82	0,15	0,22	0,67	66	69	
<b>Rein 022</b>	530,93	76	10	118,7	4,00	0,73	0,62	16,02	115	129
	1061,86	152	10	130,9	2,33	0,43	0,33	5,43	127	135
	1592,79	228	10	123,2	3,65	0,67	0,54	13,29	120	130
	2123,72	304	10	128,7	1,83	0,33	0,26	3,34	126	131
	2654,65	380	10	118,8	3,88	0,71	0,60	15,07	115	126

Tabelle 5-2. Statistische Kennzahlen replizierter Pfadgenerierungen der Bestände Rein 001, Rein 002, Rein 011 und Rein 022, für den WET 25, bei Verwendung unterschiedlicher Probeflächengrößen bzw. Stammzahlen.

Die Probeflächen wurden so lange dupliziert, bis die Mittelwerte der Anzahl der Pfade nur noch geringfügig von der nächst kleineren und der nächst größeren Probeflächengröße abweicht. Die unterschiedliche Anzahl der je Probefläche durchgeführten Duplikationen resultiert aus den unterschiedlichen Stammzahlen in den verwendeten Probeflächen. Da die Anzahl der erzeugten Pfade letztendlich von der Stammzahl in den Probeflächen abhängt, sind für stammzahlreichere Probeflächen weniger Duplikationen notwendig, damit der Zustand der Stagnation der Anzahl der erzeugten Pfade erreicht wird. Für die stammzahlarme Probefläche Rein 011 sind insgesamt sieben Duplikationen der Ausgangsprobefläche auf eine Fläche von 4247,44 m<sup>2</sup> notwendig, um eine Stammzahl von mehr als 150 Bäumen zu erreichen, die vor der Untersuchung als Minimum für die zur Simulation benötigte Stammzahl festgelegt wurde. Im Gegensatz dazu wird bei der stammzahlreichsten Probefläche Rein 022 die Stammzahl von 150 Bäumen bereits bei einfacher Duplikation der Ausgangsfläche auf eine Flächengröße von 1061,86 m<sup>2</sup> erreicht.



Auffällig sind die bei allen Simulationen zu beobachtenden geringen Standardfehler, deren prozentuale Abweichungen gegenüber dem Mittelwert durchgängig weniger als ein % betragen und oftmals noch weit darunter liegen. Damit liegt die Anzahl der mit dem Modell erzeugten Pfade mit 68 % Wahrscheinlichkeit in einem Konfidenzintervall, von weniger als einem % des Mittelwerts der bei den Simulationen erzielten Pfadanzahlen.

In Probefläche Rein 011 beträgt der Standardfehler bei einer Probeflächengröße von 3185,58 m<sup>2</sup> Null, da in allen elf Simulationen die gleiche Anzahl von 55 Pfaden erzeugt wurde. Die Höhe des Standardfehlers zeigt sich unbeeinflusst von der Stammzahl und der Anzahl der möglichen Pfade.

Bei gleichen Parametereinstellungen des Modells und identischen Ausgangszuständen der Probeflächen bleiben die Abweichungen hinsichtlich der Anzahl der erzeugten Pfade konstant. Allerdings weichen die Simulationsergebnisse für unterschiedliche Probeflächengrößen voneinander ab. Daraus lässt sich schließen, dass die Abweichungen hinsichtlich der Pfadanzahl nicht durch ein fehlerhaftes Verhalten des Modells verursacht werden, sondern mit der Datenstruktur des Ausgangszustandes der betrachteten Probeflächen zusammenhängen. Um den Effekt des jeweiligen Ausgangszustandes auf die Simulationsergebnisse näher zu beschreiben, sind in Abb. 5-14 die arithmetischen Mittelwerte der Anzahl der erzeugten Pfade der Probeflächen in Abhängigkeit von der Probeflächengröße und die jeweilige Stammzahlhäufigkeit in den Probeflächen grafisch dargestellt.

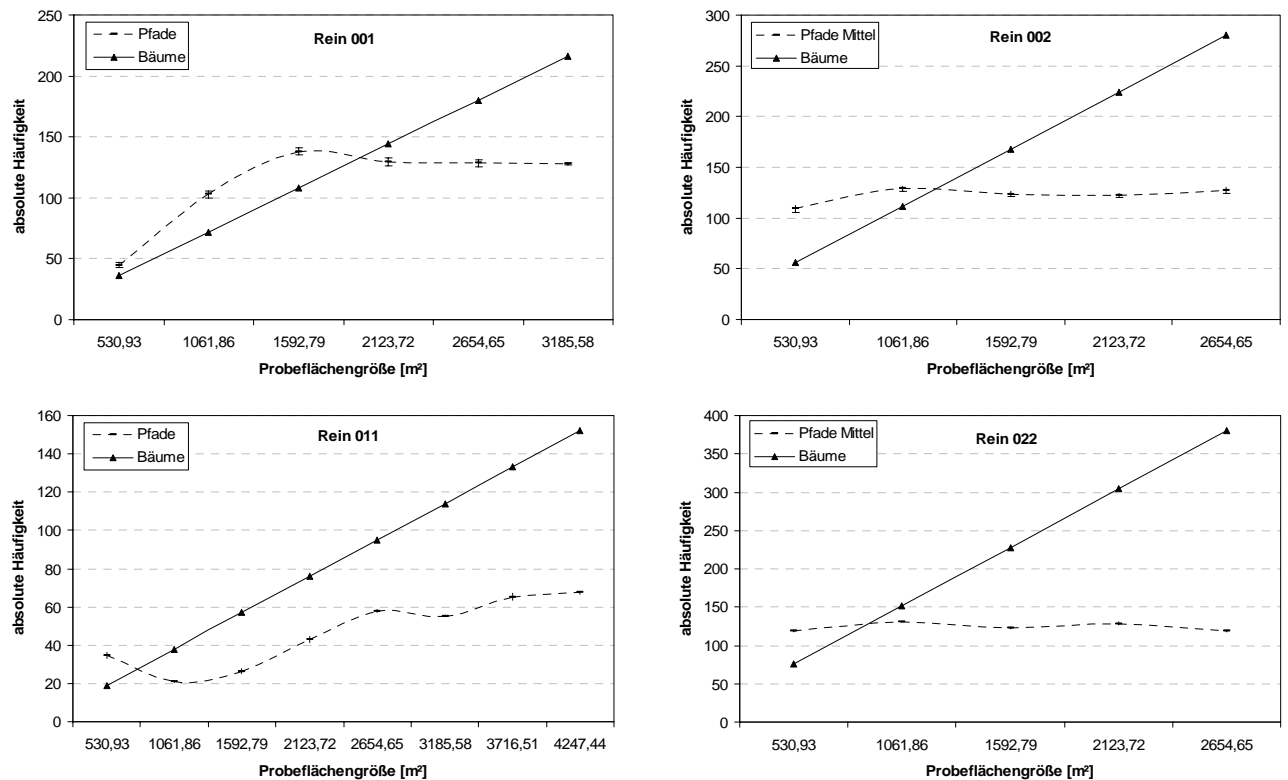


Abbildung 5-14. Arithmetische Mittelwerte der Anzahl der erzeugten Pfade der Probeflächen Rein 001 (oben links), Rein 002 (oben rechts), Rein 011 (unten links) und Rein 022 (unten rechts) in Abhängigkeit von der Probeflächengröße bzw. der Stammzahl (durchgezogene Linie).

In den stammzahlärmeren Probeflächen Rein 001 und Rein 011, die 36 bzw. 19 Bäume bei einer einfachen Flächengröße von 530,93 m<sup>2</sup> enthalten, steigt die Anzahl der erzeugten Pfade mit zunehmender Flächengröße und Stammzahl zunächst an. In Bestand Rein 001 stagniert die Pfadanzahl ab einer Probeflächengröße von 1592,79 m<sup>2</sup> und einer Stammzahl von 108 Bäumen, bei ca. 130 Pfaden. In Probefläche Rein 011 nähert sich der lediglich zu Beginn unterbrochene, steigende Trend der Pfadanzahlen erst ab einer vierfachen Probeflächengröße von 2654,65 m<sup>2</sup> und einer Stammzahl von 95 Bäumen, einer konstanten Pfadanzahl von ca. 60 Pfaden. Bei den mit 56 bzw. 76 Bäumen im Ausgangszustand stammzahlreicheren Probeflächen Rein 002 und Rein 022 sind bereits ab einer doppelten Probeflächengröße (Rein 002) von 1061,86 m<sup>2</sup> bzw. für alle Flächengrößen (Rein 022) keine wesentlichen Veränderungen der Pfadanzahlen zu beobachten, die sich bei beiden Probeflächen bei ca. 125 Pfaden einpendeln.

In Hinblick auf die Betrachtung der Anzahl der erzeugten Pfade im Rahmen weiterer Analysen ist daher darauf zu achten, dass die verwendeten Probeflächen so aufbereitet werden, dass sie in etwa die gleiche Stammzahl aufweisen. Die Stammzahl sollte sich darüber hinaus in einem Bereich bewegen, der keine wesentliche Veränderung der Pfadanzahl mehr erwarten lässt und somit die vom Benutzer gewählten relativen Grundflächenentnahmen nicht wesentlich überschätzt, da die Ergebnisse ansonsten für praktische Fragestellungen nur bedingt tauglich wären. Mit Rücksicht auf die Dauer der Simulation, die mit steigender Stammzahl zunimmt und als Anhaltspunkt für die Erfassung der Einzelbauminformation dient, ist es zu dem von Interesse, die Anzahl der betrachteten Bäume auf ein Mindestmaß zu reduzieren.

Zur Ermittlung dieser Mindeststammzahl für die Beschreibung des Ausgangszustandes, sind in Abb. 5-15 die Anzahl der erzeugten Pfade der jeweiligen Stammzahl der Probeflächen gegenübergestellt.

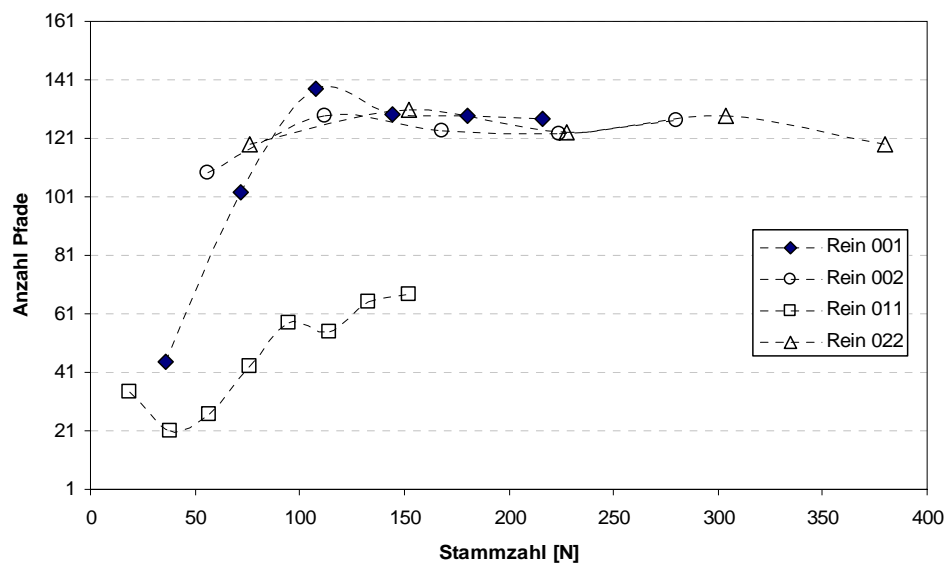


Abbildung 5-15. Anzahl der erzeugten Pfade in Abhängigkeit von der Stammzahl der Probeflächen.

Ab einer Stammzahl von etwa 100 Stämmen sind in den betrachteten Probeflächen keine wesentlichen Veränderungen in der Anzahl der erzeugten Pfade zu erkennen. Liegt die Stammzahl darunter, sind wie in Probefläche Rein 001 und Rein 011, erhebliche Schwankungen der Pfadanzahl zu beobachten. Die im Folgenden durchgeführten Simulationen zur Vertiefung der Analyse des Modellansatzes wurden daher auf Basis von Probeflächengrößen durchgeführt, die Stammzahlen von annähernd 100 Bäumen gewährleisten. Zur Festlegung

der maximalen Stammzahl werden die Probeflächen nur so oft dupliziert, bis ihre Stammzahl annähernd 100 Bäume erreicht bzw. diesen Wert überschritten hat.

Tab. 5-3 zeigt die statistischen Kennzahlen replizierter Pfadgenerierungen mit jeweils zehn Wiederholungen für alle zehn Probeflächen für die Waldentwicklungstypen 25, 52, 20 und 50. Die Stammzahlen der Probeflächen im Ausgangszustand liegen zwischen 99 (Rein 014) und 152 Bäumen (Rein 022).

Probefläche				Anzahl Pfade						
WET	Name	Fläche [m <sup>2</sup> ]	Stz. [N]	arithm. Mittelw.	Stabw.	Std.F.	Std.F %	Var. %	Min.	Max.
WET 25	Rein 001	1592.79	108	138.5	3.03	0.55	0.40	2.19	135	144
	Rein 002	1061.86	112	128.8	2.44	0.45	0.35	1.89	124	132
	Rein 004	2123.72	116	90.1	1.45	0.26	0.29	1.61	87	92
	Rein 005	2123.72	112	34.7	1.57	0.29	0.82	4.52	33	37
	Rein 006	1592.79	105	88.7	2.58	0.47	0.53	2.91	85	93
	Rein 011	3185.58	114	55	0.00	0.00	0.00	0.00	55	55
	Rein 014	1592.79	99	114.3	3.86	0.70	0.62	3.38	111	124
	Rein 015	2123.72	100	122.3	1.16	0.21	0.17	0.95	120	124
	Rein 016	2123.72	116	83.4	1.58	0.29	0.35	1.89	81	86
	Rein 022	1061.86	152	130.9	2.33	0.43	0.33	1.78	127	135
WET 52	Rein 001	1592.79	108	96.5	2.42	0.44	0.46	2.50	92	100
	Rein 002	1061.86	112	129.2	1.93	0.35	0.27	1.50	125	131
	Rein 004	2123.72	116	89.5	2.12	0.39	0.43	2.37	86	93
	Rein 005	2123.72	112	46	2.00	0.37	0.79	4.35	43	50
	Rein 006	1592.79	105	85.9	2.02	0.37	0.43	2.36	82	89
	Rein 011	3185.58	114	44.8	1.14	0.21	0.46	2.53	43	46
	Rein 014	1592.79	99	125.2	2.04	0.37	0.30	1.63	122	128
	Rein 015	2123.72	100	123.8	3.08	0.56	0.45	2.49	118	128
	Rein 016	2123.72	116	84.2	2.25	0.41	0.49	2.67	81	88
	Rein 022	1061.86	152	120	3.33	0.61	0.51	2.78	114	126
WET 20	Rein 001	1592.79	108	138.5	3.44	0.63	0.45	2.48	134	145
	Rein 002	1061.86	112	128.9	2.18	0.40	0.31	1.69	125	133
	Rein 004	2123.72	116	89.4	1.78	0.32	0.36	1.99	86	91
	Rein 005	2123.72	112	34.6	2.07	0.38	1.09	5.97	33	40
	Rein 006	1592.79	105	103	2.11	0.38	0.37	2.05	100	107
	Rein 011	3185.58	114	55.1	0.32	0.06	0.10	0.57	55	56
	Rein 014	1592.79	99	111.6	3.06	0.56	0.50	2.74	105	115
	Rein 015	2123.72	100	122.6	1.51	0.27	0.22	1.23	120	124
	Rein 016	2123.72	116	85.1	1.52	0.28	0.33	1.79	83	88
	Rein 022	1061.86	152	138.1	4.12	0.75	0.54	2.98	132	145
WET 50	Rein 001	1592.79	108	99.7	2.41	0.44	0.44	2.41	97	105
	Rein 002	1061.86	112	129.2	1.81	0.33	0.26	1.40	127	132
	Rein 004	2123.72	116	105.1	2.13	0.39	0.37	2.03	101	108
	Rein 005	2123.72	112	36.1	1.66	0.30	0.84	4.61	33	39
	Rein 006	1592.79	105	87.5	1.96	0.36	0.41	2.24	82	89
	Rein 011	3185.58	114	44.7	1.42	0.26	0.58	3.17	42	47
	Rein 014	1592.79	99	125.5	1.96	0.36	0.28	1.56	123	128
	Rein 015	2123.72	100	122	2.45	0.45	0.37	2.01	118	125
	Rein 016	2123.72	116	88.4	1.17	0.21	0.24	1.33	87	91
	Rein 022	1061.86	152	119.2	3.29	0.60	0.50	2.76	113	124

Tabelle 5-3. Statistische Kennzahlen replizierter Pfadgenerierungen mit zehn Wiederholungen für zehn Testbestände, für die WET 25, 52, 20 und 50.

Abb. 5-16 fasst die wichtigsten Ergebnisse bezüglich der Anzahl der erzeugten Pfade zusammen. Für jede Probefläche sind die Mittelwerte und Standardabweichungen der jeweils zehnfach wiederholten Pfadgenerierung für die Waldentwicklungstypen 25, 52, 20 und 50 dargestellt.

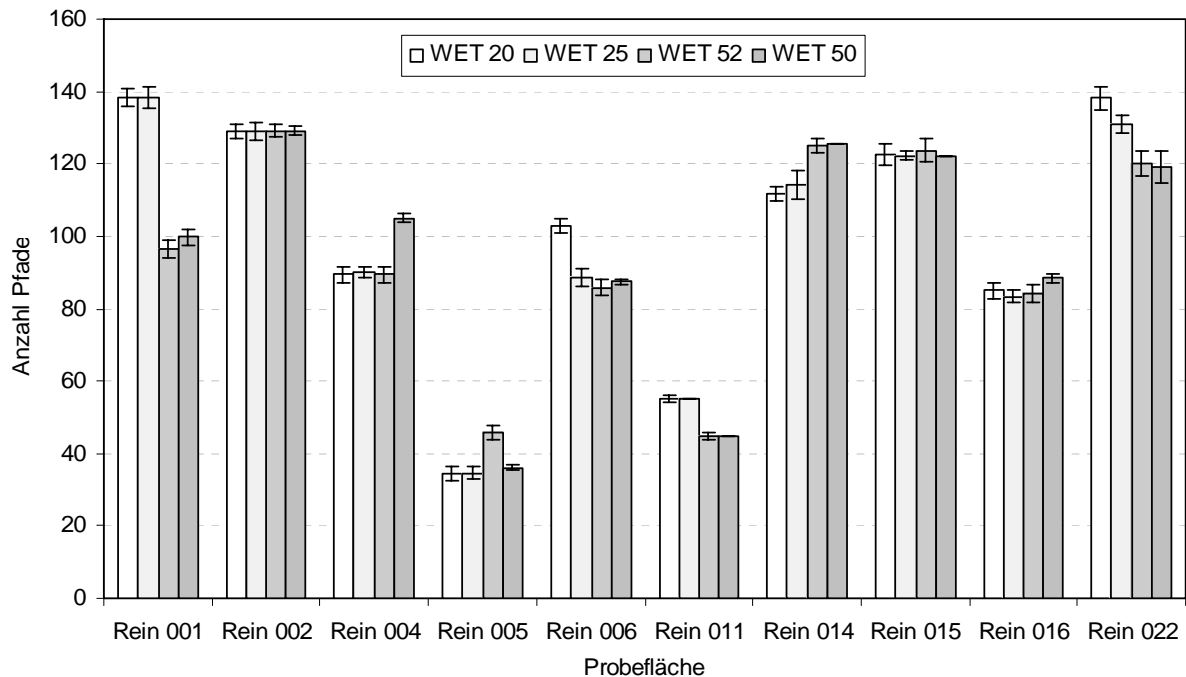


Abbildung 5-16. Mittlere absolute Häufigkeiten und Standardabweichungen der erzeugten Pfade für die WET 25, 52, 20 und 50, für alle Probeflächen.

Die Grafik ist so zu interpretieren, dass 68 % der Anzahl der erzeugten Pfade in einem Bereich  $\pm$  der Standardabweichung, des durch die Säulen dargestellten Mittelwerts liegen.

Die Anzahl der generierten Pfade variiert bei den unterschiedlichen Ausgangszuständen der Probeflächen (vgl. Kap. 5.3) ganz erheblich. Bei theoretisch 259 möglichen Behandlungspfaden (vgl. Formel 4.1) werden im Mittel für den WET 25 zwischen 34,7 (Rein 005) und 138,5 (Rein 001), für den WET 52 zwischen 44,8 (Rein 011) und 129,2 (Rein 002), für den WET 20 zwischen 34,6 (Rein 005) und 138,5 (Rein 001) und für den WET 50 zwischen 36,1 (Rein 005) und 129,2 (Rein 002) Behandlungspfade für die einzelnen Probeflächen erzeugt. Bei sonst gleichen Modellrestriktionen wird beispielsweise für Probefläche Rein 001 die rund vierfache Menge an Pfaden erzeugt als für Probefläche Rein 005.

Die Anzahl der vom Modell ausgewiesenen gültigen Pfade für einen Bestand können für unterschiedliche Waldentwicklungstypen ähnliche (Rein 002, Rein 015 und Rein 016)

oder abweichende (z.B. Rein 001, Rein 011 und Rein 022) Werte annehmen. Die größten Unterschiede weist Probefläche Rein 001 auf, bei der im Mittel 138,5 Pfade für die WET 25 und 20 und lediglich 96,5 Pfade für den WET 52 gültig sind, was eine Abnahme der Behandlungsalternativen von 30 % entspricht. Unter Berücksichtigung der Ausgangszustände der Probeflächen weisen die Bestände mit einem eher ausgeglichenen Mischungsanteil eine höhere Variabilität hinsichtlich der pro Waldentwicklungstyp möglichen Pfade auf.

### **5.5 Qualität der erzeugten Pfade**

Zur Beurteilung der Ergebnisse der Pfadgenerierung reicht die Analyse der Quantität der bei wiederholten Simulationsdurchläufen erzeugten Pfade, nicht aus. Wie die Abweichungen in der Anzahl der erzeugten Pfade schon erkennen lassen, können bei wiederholten Simulationsläufen unterschiedliche Pfade generiert werden. Im Folgenden wird der Anteil der nicht identischen Pfade in Hinblick auf die Quantifizierung der Qualität der vom Modell erzeugten Pfade genauer untersucht.

Zu diesem Zweck wurden die erzeugten Pfade der zehnfach wiederholten Simulationsläufe für den WET 25 hinsichtlich ihrer Übereinstimmung untersucht. Als identische Pfade wurden Pfade gewertet, die innerhalb der Planungsperiode die gleiche Anzahl an Durchforstungen durchlaufen haben. Die Durchforstungen müssen darüber hinaus zum Zeitpunkt gleicher relativer natürlicher Bestockungsgrade ( $r.nat.B^{\circ}_{max}$ ) stattgefunden haben und mit jeweils identischer Durchforstungsstärke ( $rG$ ) durchgeführt worden sein. Zur Identifikation der Pfade wird der vom Programm ausgegebene Nummerncode (vgl. Abschnitt 4.2.1) für die einzelnen Pfade verwendet.

Darüber hinaus werden die in Abschnitt 5.4.1 bereits durchgeführten Analysen bezüglich der Entwicklung der Grundfläche und der Mischungsanteile, auf die zehn Probeflächen und alle Waldentwicklungstypen ausgedehnt, um die Qualität der erzeugten Pfade in Hinblick auf die Funktionstauglichkeit des Modells auf Basis einer größeren Datengrundlage zu untersuchen. Zu diesem Zweck werden aus den zehn Wiederholungssimulationen für jeden Waldentwicklungstyp diejenigen ausgewählt, die in Bezug zur mittleren Anzahl der erzeugten Pfade die geringste Abweichung aufweisen.

### 5.5.1 Ergebnisse

In Abb. 5-17 sind die minimale, die mittlere und die maximale Anzahl der in den Simulationen erzeugten Pfade, sowie die Anzahl der dabei auftretenden unterschiedlichen Pfade, für alle Probestellen bei Wahl des WET 25 dargestellt.

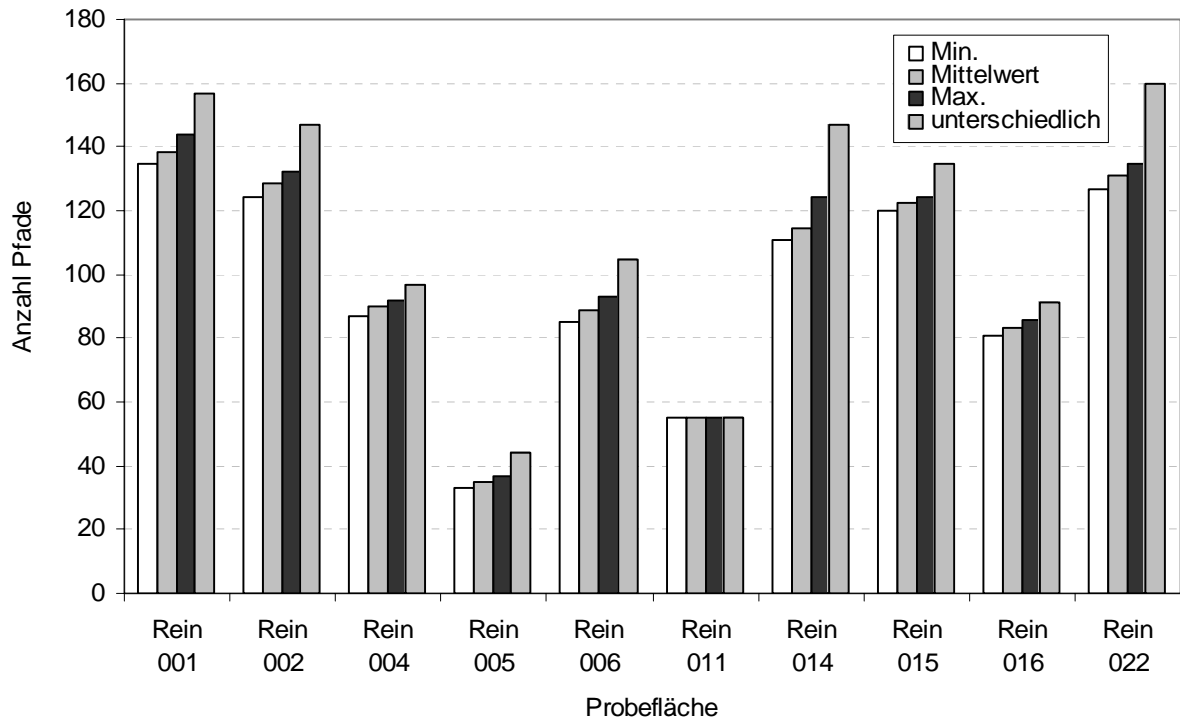


Abbildung 5-17. Anzahl der erzeugten Pfade aller Probestellen für den WET 25, gegliedert nach minimaler, mittlerer und maximaler Anzahl innerhalb der Simulationen, sowie der Anzahl unterschiedlicher Pfade.

Die Anzahl der in zehnfach wiederholten Simulationen generierten, unterschiedlichen Behandlungspfade weicht zwischen null (Rein 011) und 32,7 (Rein 014) Pfaden bzw. 28,6 %, von der im Mittel erzeugten Anzahl der Pfade ab. Die mittlere Abweichung aller zehn Bestände liegt bei 15,1 %.

In Rein 005 werden bei maximal 37 erzeugten Pfaden insgesamt 44 unterschiedliche Pfade gezählt. Damit beträgt innerhalb von zehn Simulationen der größte Abstand zwischen maximaler Anzahl und der Anzahl unterschiedlicher Pfade 18,9 Prozent. In Probestelle Rein 011 ist wiederum keine Abweichung festzustellen, da in allen Simulationen identische Pfade erzeugt werden. Im Mittel weicht die maximale Anzahl generierter Pfade um 10,9 % von der Anzahl unterschiedlicher Pfade ab.

Zur weitergehenden Analyse der beobachteten unterschiedlichen Pfade wurden die prozentualen Häufigkeiten ihres Auftretens im Rahmen der zehn Simulationen berechnet (vgl. Tab. 5-4).

Anzahl Sim.	Prozentualer Anteil der unterschiedlichen Pfade									
	Rein 001	Rein 002	Rein 004	Rein 005	Rein 006	Rein 011	Rein 014	Rein 015	Rein 016	Rein 022
1	0.00	4.08	2.06	11.36	7.62	0.00	9.52	6.67	4.40	3.13
2	2.55	4.08	3.09	4.55	3.81	0.00	4.76	0.74	2.20	5.63
3	4.46	0.00	0.00	2.27	1.90	0.00	1.36	0.00	1.10	1.88
4	1.27	0.68	2.06	2.27	1.90	0.00	2.72	1.48	0.00	3.13
5	4.46	2.72	0.00	4.55	0.00	0.00	5.44	0.74	0.00	1.25
6	3.82	3.40	0.00	0.00	2.86	0.00	3.40	1.48	2.20	6.25
7	2.55	3.40	1.03	2.27	3.81	0.00	4.08	0.00	1.10	7.50
8	4.46	3.40	4.12	2.27	1.90	0.00	5.44	1.48	1.10	5.00
9	4.46	6.12	4.12	6.82	2.86	0.00	4.08	5.93	4.40	11.88
10	71.97	72.11	83.51	63.64	73.33	100.00	59.18	81.48	83.52	54.38

*Tabelle 5-4. Prozentuale Häufigkeiten des Auftretens der je Probefläche erzeugten unterschiedlichen Pfade bei zehn Wiederholungssimulationen.*

Der prozentuale Anteil der unterschiedlichen Pfade, die in allen zehn Simulationen auftreten, schwankt demnach zwischen 54,38 (Rein 022) und 100 % (Rein 011), wobei im Mittel 74,3 % der erzeugten Pfade in allen Simulationen vertreten sind. Die übrigen Pfade werden in mehr oder weniger unregelmäßigen Anteilen, in neun bis zumindest einer Simulation erzeugt, wobei der maximale Anteil 11,88 % (Rein 022, vorletzte Zeile) beträgt.

Durch Berechnung der kumulativen Häufigkeiten lässt sich für jede Probefläche der prozentuale Anteil identischer Pfade in Abhängigkeit von der Anzahl der durchgeführten Simulationen darstellen (vgl. Abb. 5-18).



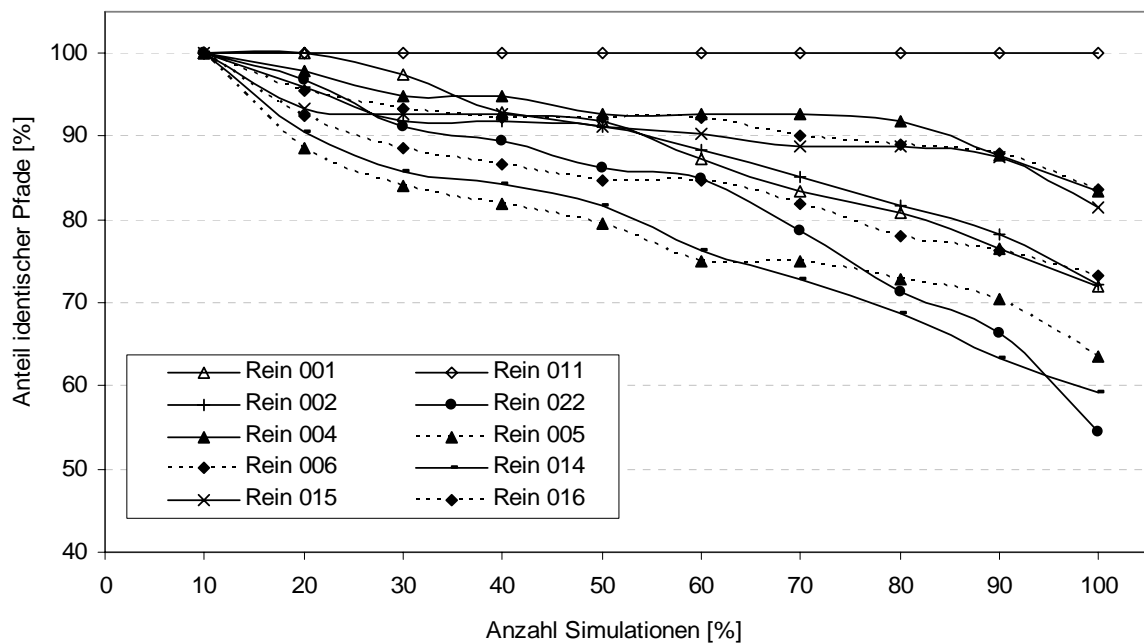


Abbildung 5-18. Prozentuale Anteile identischer Pfade in Abhängigkeit von der Anzahl der Simulationen.

Bei der Durchführung von zehnfach wiederholten Pfadgenerierungen werden im Mittel über alle Probeflächen 89,6 % und im Minimum 79,5 % (Rein 005) der generierten unterschiedlichen Pfade, in mindestens 50 % der Simulationen erzeugt. Der Anteil der Pfade, die in mindestens zwei Simulationen auftreten und somit mindestens einmal repliziert werden, liegt im Mittel über alle Probeflächen bei 95,1 % und im Minimum bei 88,64 %.

Bei 10 % der durchgeführten Simulationen muss die Anzahl der identischen Pfade 100 % betragen, da dies in dem vorliegenden Fall bedeutet, dass genau eine Simulation durchgeführt wurde, was für alle gültigen Pfade zutrifft.

Der Verlauf der ausgeglichenen Wertepaare zeigt, dass die Anzahl identischer Pfade mit zunehmender Anzahl der Simulationen abnimmt. Die Abnahme erfolgt nahezu linear in einer probeflächenspezifischen Rate.

Zur weiteren Beurteilung der Qualität der erzeugten Pfade werden in Anlehnung an die erste Untersuchung zur generellen Funktionalität des Modellansatzes die Entwicklungen der Grundflächen und der Mischungsanteile der möglichen Behandlungspfade der Probeflächen für alle Waldentwicklungstypen betrachtet. In Abb. 5-19, 5-20 und 5-21 sind beispielhaft für je einen von Fichten bzw. von Buchen dominierten Ausgangszustand, sowie für einen Ausgangszustand mit ausgeglichenem Mischungsanteil, die Entwicklungen der Probeflächen

Rein 006, Rein 015 und Rein 011 dargestellt. Die Ergebnisdiagramme der übrigen Probeflächen finden sich in Anhang 9.2. Die Grafiken zur Darstellung der Grundflächenentwicklung zeigen die Ausgangs- und Endzustände als rote Punkte sowie die Grundflächen vor bzw. nach dem Eingriff als schwarze bzw. graue Punkte. Die Mischungsanteile der Baumarten sind ebenfalls vor und nach den jeweiligen Durchforstungseingriffen mit nicht ausgefüllten bzw. ausgefüllten Symbolen dargestellt. Die Buchen werden durch braune Kreise und die Fichten durch blaue Dreiecke abgebildet.

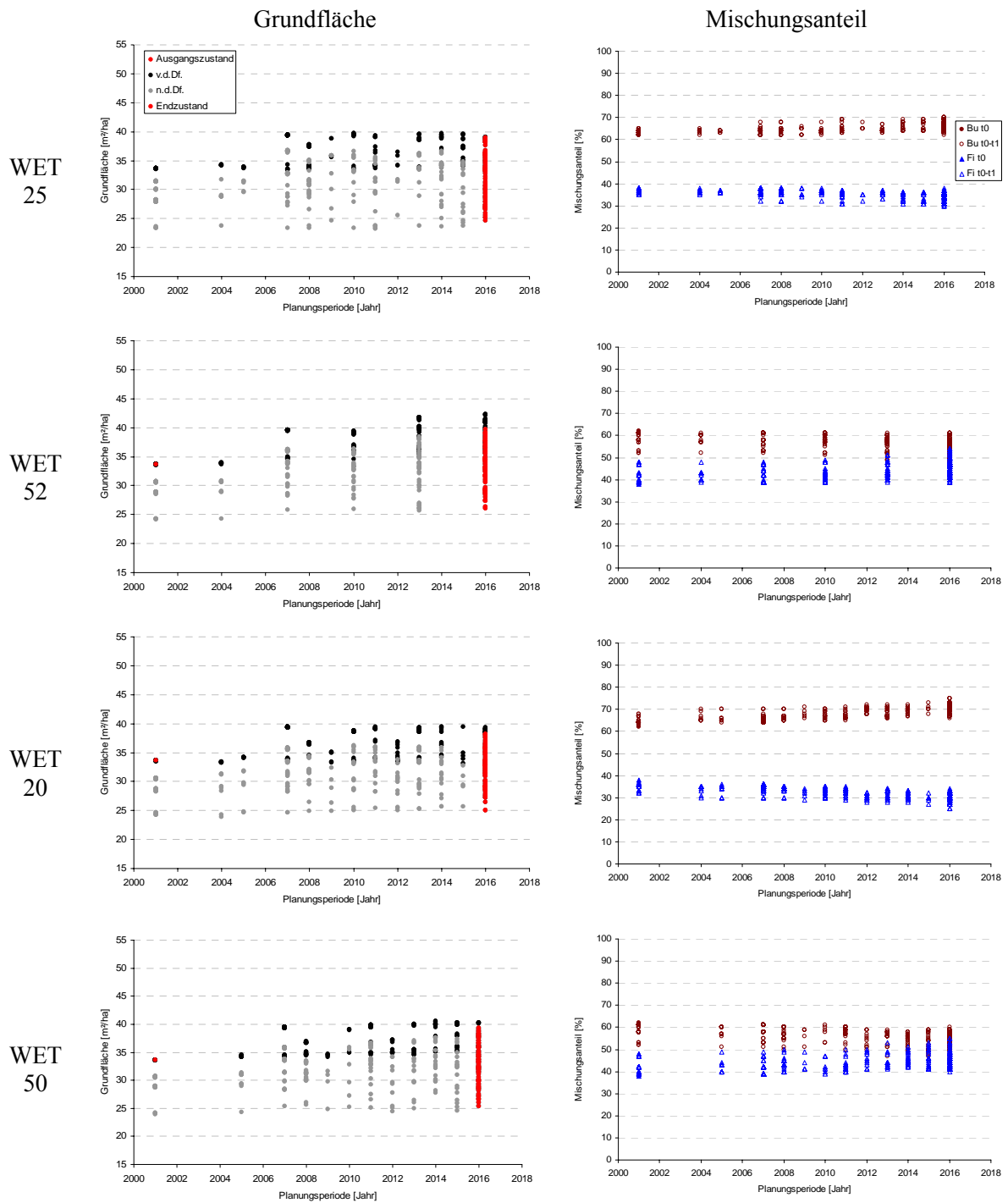


Abbildung 5-19. Entwicklungen der Grundflächen (Grafiken links) und der Mischungsanteile (Grafiken rechts) der möglichen Behandlungspfade der Probefläche Rein 006 für die WET 25, 52, 20 und 50.

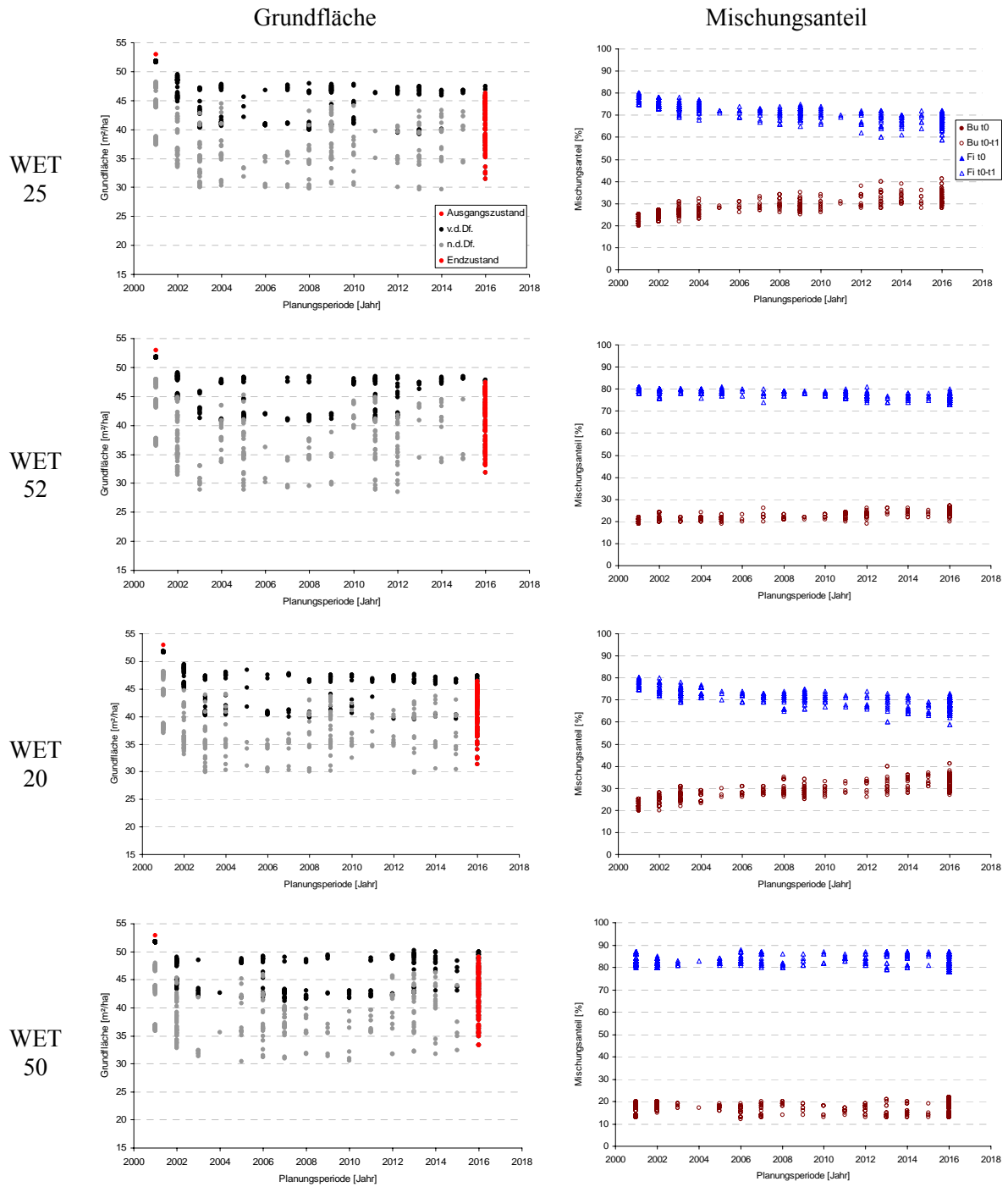


Abbildung 5-20. Entwicklungen der Grundflächen (Grafiken links) und der Mischungsanteile (Grafiken rechts) der möglichen Behandlungspfade der Probefläche Rein 015 für die WET 25, 52, 20 und 50.

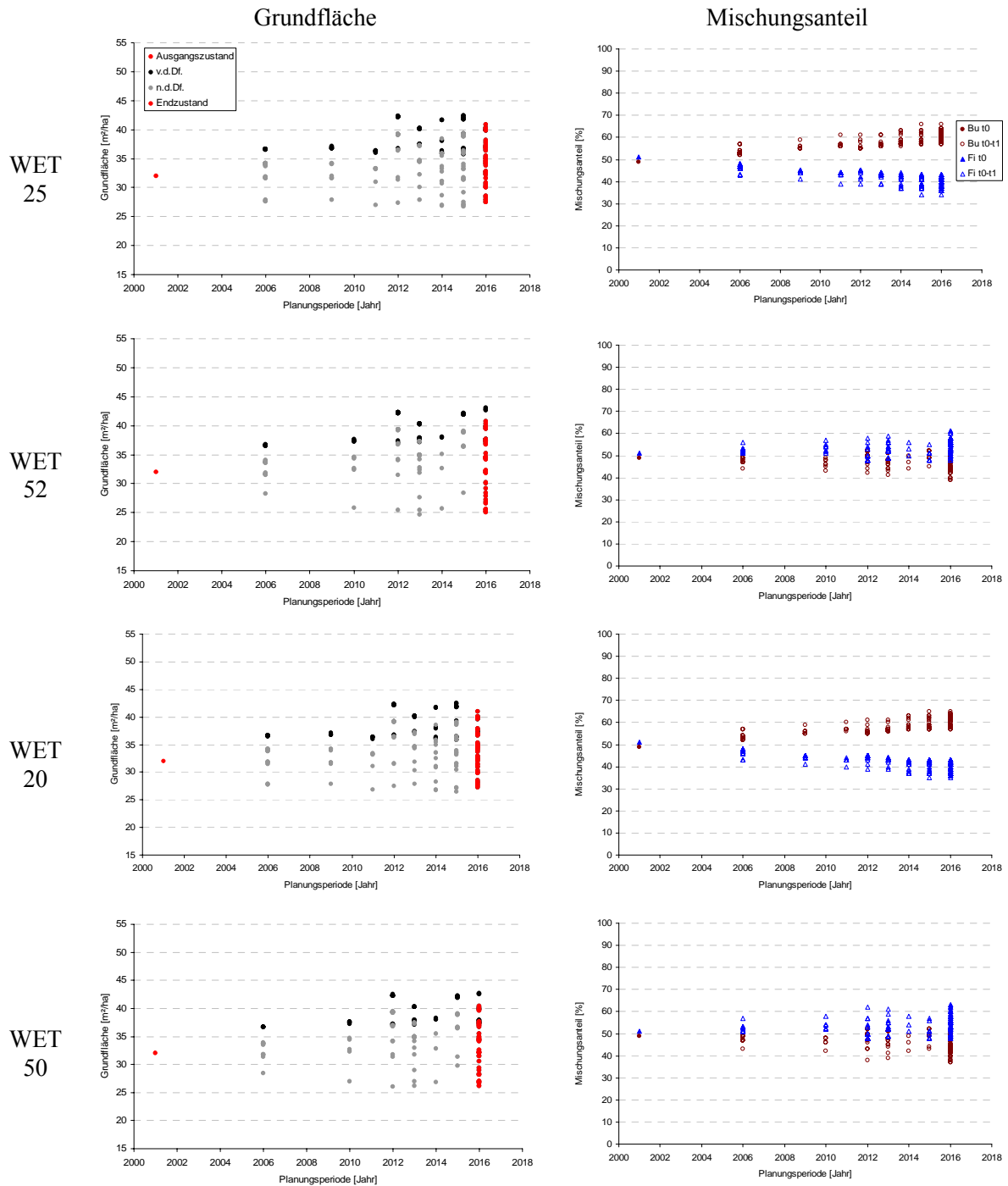


Abbildung 5-21. Entwicklungen der Grundflächen (Grafiken links) und der Mischungsanteile (Grafiken rechts) der möglichen Behandlungspfade der Probefläche Rein 011 für die WET 25, 52, 20 und 50.

Mit einem Alter zwischen 77 und 88 Jahren sind die Baumartenkollektive der betrachteten Probeflächen nahezu gleich alt. Hinsichtlich der Ausgangszustände weist die mit 80 % Fichte bzw. 20 % Buche bestockte Probefläche Rein 015 mit 52,9 m²/ha eine wesentlich höhere

Grundfläche auf, als die mit 62 % Buche bzw. 38 % Fichte bestockte Fläche Rein 006 und die mit 49 % Buche und 51 % Fichte ausgestattete Fläche Rein 011 auf, die mit 33,6 und 32 m<sup>2</sup>/ha fast identische Grundflächenwerte aufweisen. Aus den Grundflächen resultieren relative natürliche Bestockungsgrade von 0,9 für Rein 015, 0,7 für Rein 006 und 0,62 für Rein 011.

Im Endzustand erreichen die Behandlungspfade der Probeflächen Rein 006 und Rein 011 Grundflächenwerte zwischen ca. 25 und 40 m<sup>2</sup>/ha, während die Extrema bei Probefläche Rein 015 mit ca. 30 bzw. 50 m<sup>2</sup>/ha etwas höher liegen.

Hinsichtlich der Veränderung der Mischungsanteile in Richtung der, für die jeweiligen Waldentwicklungstypen vorgesehenen, Zielmischungsanteile ( $MA\%_{\text{Soll}}$ ) sind in allen drei Probeflächen für alle vier Waldentwicklungstypen die erwünschten Tendenzen zu erkennen. Wird der WET 25 angestrebt, dessen  $MA\%_{\text{Soll}}$  einen Buchen-Mischungsanteil von 60–80 % vorsieht (vgl. Tab. 4-2), verursachen die Behandlungspfade in den Probeflächen Rein 015 und Rein 011 eine Zunahme des zu niedrigen Buchenanteils im Ausgangszustand, während die Behandlungspfade in Probefläche Rein 006, aufgrund der Übereinstimmung von  $MA\%_{\text{ist}}$  und  $MA\%_{\text{Soll}}$  die Mischungsanteile mehr oder weniger konstant halten.

Für WET 52 ist ein  $MA\%_{\text{Soll}}$  von 60-80 % Fichte vorgesehen, der in Probefläche Rein 015 bereits im Ausgangszustand erreicht ist und vom Modell konstant gehalten wird. Der überrepräsentierte Buchenanteil in den Probeflächen Rein 006 und Rein 011 wird jetzt im Gegensatz zum WET 25 durch die jeweiligen Behandlungspfade abgesenkt. Für die Reinbestands-Waldentwicklungstypen WET 20 und 50 setzen sich die zielkonformen Steuerungen der Mischungsanteile in den Probeflächen Rein 006, Rein 011 und Rein 016 fort.

Bei einigen der im Anhang 9.2 dargestellten restlichen Probeflächen variieren die, durch die Behandlungspfade verursachten, Veränderungen der Mischungsanteile, bei unterschiedlichen Waldentwicklungstypen kaum (vgl. Rein 016, Rein 004 u. Rein 005). Die Ursache für diese Gleichförmigkeit der Pfade sind die trotz Vervielfachung immer noch zu geringen Ausgangsstammzahlen der Buche in diesen Probeflächen, die den Handlungsraum für den Durchforstungsalgorithmus, hinsichtlich der Auswahl der entnehmbaren Bäume, stark einschränkt. Handelt es sich bei den wenig vorhandenen Bäumen zudem um durchmesserstarke Individuen mit einem hohen Grundflächenanteil, so kann die Entnahme eines Baumes, wie beispielsweise im Fall einiger Pfade der Probeflächen Rein 004 und Rein 005, sogar zur ungewollten, überproportionalen Absenkung des Mischungsanteils der jeweiligen Baumart führen.

## 6 Diskussion

Gemäß den in Kap. 1.1 formulierten Zielsetzungen wurde im Rahmen der hier vorliegenden Arbeit ein Modell zur automatisierten Generierung von Behandlungspfaden für Buchen-Fichten-Mischbestände entwickelt, das in eine funktionsfähige Software implementiert wurde. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Evaluierung des Modells analysiert, um daraus Schlussfolgerungen für die Fortentwicklung des Modells und seiner Hauptkomponenten treffen zu können. Im Ausblick wird abschließend auf den weiteren Forschungsbedarf zur Einbindung des Modells in ein Entscheidungsunterstützungssystem zur raum-zeitlichen Optimierung der Waldentwicklung eingegangen.

### 6.1 Ergebnisse der Evaluierung

Die Evaluierung anhand von zehn unterschiedlichen Testprobestflächen belegt zunächst einmal die generelle Tauglichkeit des Modellansatzes und der implementierten Algorithmen, als Hilfsmittel zur Erzeugung von Behandlungspfaden für Buchen-Fichten-Mischbestände von beliebiger Struktur. Die Software konnte alle Probedatensätze problemlos verarbeiten und erzeugte bei Festsetzung gleicher Restriktionen unterschiedliche Behandlungspfade in Abhängigkeit vom jeweiligen Ausgangszustand der Probestflächen und dem erwünschten Waldentwicklungstyp. Das System ermöglicht die systematische Suche nach allen möglichen Behandlungsalternativen in einem vom Benutzer definierten Handlungsraum, der flexibel gestaltet werden kann.

Als Restriktionen zur Festlegung des Handlungsraums fungieren die Länge der Planungsperiode, die maximale Anzahl der Durchforstungen innerhalb der Planungsperiode, sowie die relativen natürlichen Bestockungsgrade zur Bestimmung der Eingriffszeitpunkte und die möglichen Durchforstungsstärken im Falle eines Eingriffs. Hinsichtlich der Weiterentwicklung des Modells wäre aus wissenschaftlicher Sichtweise eine Erweiterung der variablen Restriktionen von Interesse, um die Auswirkungen weiterer Komponenten auf die Anzahl der möglichen Behandlungspfade zu untersuchen. Allerdings ist dabei die in Kap. 4.1 bereits beschriebene Problematik des, durch zusätzliche variable Restriktionen verursachten, exponentiellen Anstiegs der zu prüfenden theoretisch möglichen Pfade, zu berücksichtigen. Außerdem ist zu beachten, dass die durch die zusätzliche Restriktion verursachten Auswirkungen vom Wachstumsmodell abgebildet werden können. So vermag das Wachstumsmodell beispielsweise nicht, den Einfluss von Düngungsmaßnahmen oder Wachstumseffekte im Zuge von As-

tungsmaßnahmen abzubilden. Daraus folgt, dass Betrachtungen mit oder ohne Berücksichtigung von Düngung oder unterschiedlicher Astungsmaßnahmen unter dem jetzigen Forschungsstand des Wachstumsmodells noch nicht möglich sind.

Als Beispiel einer sinnvollen Erweiterung des Modells, bezüglich der weiteren Unterscheidung der Durchforstungen, ist die Berücksichtigung weiterer Durchforstungsarten zu nennen, die im Modell durch einen vollständig regelbasierten Algorithmus auf eine Auslese durchforstung mit anschließender Zielstärkennutzung fixiert ist. Durch Verwendung der bereits implementierten positionsabhängigen Variante des Wachstumsmodells, können zusätzlich zu den Auswirkungen, die aufgrund der Entnahme von Bäumen mit unterschiedlicher Dimension auftreten, auch die Konsequenzen auf das Wachstum beschrieben werden, die durch die unterschiedliche räumliche Verteilung der entnommenen Bäume verursacht werden. Das Problem der Vergrößerung des Handlungsraums durch Hinzunahme dieser zusätzlichen Restriktionsvariable, könnte durch die Verringerung der Alternativen einer anderen Variable gemindert werden, so dass beispielsweise nur zwei Durchforstungsstärken berücksichtigt werden, oder die Anzahl der Durchforstungen minimiert wird.

Im Gegensatz zur wissenschaftlichen Analyse kann es in Bezug auf die praktische Anwendung des Systems von Vorteil sein, die Restriktionen so zu wählen, dass die Anzahl der möglichen Pfade überschaubar bleibt und die unterschiedlichen Pfade deutliche Unterscheidungsmerkmale aufweisen. Dadurch wird zum einen die Übertragbarkeit der Durchforstungsanweisungen in die Praxis erleichtert und zum anderen die Berechnungszeit für den anschließenden Optimierungsprozess zur Suche nach dem optimalen Waldentwicklungspfad minimiert (vgl. Kap. 3.2.1).

Die im Rahmen der Evaluierung erzeugten Pfade belegen die zielgerichtete Steuerung des Durchforstungsalgorithmus in Hinblick auf die strategische Zielvorgabe, die aus den laut Waldentwicklungstyp langfristig erwünschten, Mischungsanteilen der Baumarten besteht. Die unterrepräsentierten Baumarten werden bei Abweichung vom Soll-Mischungsanteil so lange gefördert, bis der laut WET erwünschte Mischungsanteil erreicht ist. Die Anpassung der Baumartenanteile erfolgt in einem kontinuierlichen Prozess, bei einer relativ mäßigen Anpassungsrate, da die Entnahme der Bäume in Abhängigkeit von den beobachteten Mischungsanteilen der Baumarten, der von der Oberhöhe definierten Pflegephase und der Zielstärke zum Zeitpunkt der Durchforstung erfolgt. Dadurch wird dem Realitätsprinzip des adaptiven Mana-



gements (vgl. Kap. 3.1) Rechnung getragen, wonach die Möglichkeiten waldbaulichen Handelns, die in diesem Fall aus der Möglichkeit der Veränderung der Mischungsanteile der Baumarten besteht, in Abhängigkeit vom jeweiligen Ist-Zustandes des Bestandes erfolgen.

Die durch Unterschreitung einer kritischen Ausgangsstammzahl einer Baumart verursachte, gleichgerichtete Entwicklung der Pfade bei Vorgabe unterschiedlicher Waldentwicklungstypen, ist ein Nachteil der Verwendung relativer Anteile zur Bestimmung von Entnahmestärken und baumartenspezifischer Entnahmerelationen. Demgegenüber steht jedoch die gute Übertragbarkeit in Durchforstungsanweisungen für die forstpraktische Umsetzung eines Behandlungspfades.

Wie zu Beginn der Untersuchung zur Quantität der erzeugten Pfade gezeigt wurde, kann der Effekt zumindest für die Entnahmestärke durch eine Erhöhung der Ausgangsstammzahl durch Duplikation der entsprechenden Probefläche stark eingeschränkt werden. Ab einer Stammzahl von etwa 100 Bäumen sind die Veränderungen bezüglich der Anzahl der Pfade nur noch minimal, so dass von einer Übereinstimmung der erwünschten und der zu beobachtenden Entnahmestärken ausgegangen werden kann. Allerdings kann selbst bei beliebig hohen Gesamtstammzahlen nie ausgeschlossen werden, dass eine Baumart im Extremfall mit nur einem Individuum vertreten ist. Daher kann der Effekt bezüglich des rrG, der zur Bestimmung der je Baumart zu entnehmenden Grundflächenanteile verwendet wird, nicht immer verhindert werden. Wie am Beispiel der Bestände Rein 004, Rein 005 und Rein 016 zu sehen ist, kann dies zu gleichförmigen Behandlungspfaden bei unterschiedlichen Waldentwicklungspfaden führen, die dann zur Erreichung einiger Waldentwicklungstypen zwangsläufig nicht Ziel führend sind.

Erfolgt die Bewertung der Ergebnisse der Pfadgenerierung unter entsprechend kritischer Betrachtung des verwendeten Datensatzes zur Beschreibung des Ausgangszustandes, erweisen sich diese negativen Effekte jedoch als handhabbar.

Als wichtiges Indiz für die Stabilität der vom Modell erzeugten Prognosen, sind die Ergebnisse bezüglich der Anzahl und der Qualität der erzeugten Pfade zu bewerten. Die unter Minimierung der durch zu geringe Stammzahlen verursachten Abweichungen durchgeführten Wiederholungssimulationen weisen, in Bezug auf die Anzahl der erzeugten Pfade, eine nur geringe Streuung auf. Der prozentuale Standardfehler der Anzahl der erzeugten Pfade bei zehn Wiederholungssimulationen liegt bei allen Probeflächen unter 1 %. Der Variationskoeff-

fizient der Verteilungen bezüglich der Anzahl der erzeugten Pfade liegt zwischen 0 und maximal 5,97 % (vgl. Tab. 5-3). Im Mittel über alle Probeflächen sind 74,3 % der Pfade in allen zehn Simulationen erzeugt worden und 89,6 % in mindestens 50 % der Simulationen.

Diese minimalen Abweichungen bezüglich der Anzahl und der Art der erzeugten Pfade, sind auf die im Wuchs- und Durchforstungsmodell verwendeten Zufallskomponenten zurückzuführen. Mit zunehmender Anzahl von Simulationen erhöht sich die Wahrscheinlichkeit der zufallsbedingten Veränderungen, so dass die Anzahl unterschiedlicher Pfade bei gleich bleibender Gesamtanzahl ansteigt. Hieraus erklärt sich der sinkende Anteil identischer Pfade in den Simulationen, bei einer steigenden Anzahl von Simulationen.

In der empirischen Wachstumsmodellierung kommen Zufallskomponenten in der Regel dann zum Einsatz, wenn sich bestimmte Ursache-Wirkungsbeziehungen nicht in vollem Umfang aufgrund der unabhängigen Variablen der entsprechenden Funktionen erklären lassen. In dem hier verwendeten Einzelbaumwuchsmodell werden Zufallskomponenten bei der Durchmesser- und Höhenzuwachsschätzung verwendet, da das empirisch hergeleitete Modell bei der Abbildung des Umsetzens der Bäume mit fortschreitendem Alter an seine Grenzen stößt.

Des Weiteren werden Zufallskomponenten häufig bei iterativen Auswahlprozessen eingesetzt, wie es beispielsweise in dem hier verwendeten Mortalitätsmodell aus dem Simulator BWINPro der Fall ist. Nach Abschluss eines Wachstumszyklus wird ein bestimmter prozentualer Anteil aus denjenigen Bäumen zufällig ausgewählt, die den kritischen Kronenschlussgrad, der in Form eines baumartenspezifischen, maximalen C66 ausgedrückt wird, überschreiten. Daraufhin werden die C66 der übrigen Bäume neu berechnet, wiederum hinsichtlich der Überschreitung des kritischen Kronenschlussgrades überprüft und nach der oben genannten Zufallsauswahl entnommen. Dabei werden so viele Iterationen vorgenommen, bis alle übrigen Bäume den kritischen Kronenschlussgrad unterschreiten.

Das eingesetzte Durchforstungsmodell ermittelt die bei einer Durchforstung zu entnehmenden Bäume ebenfalls in einem iterativen Prozess, bei dem so lange Bäume zufällig aus einem definierten Durchmesserbereich entnommen werden, bis der erwünschte ausscheidende Grundflächenanteil erreicht ist.

Sowohl bei der Bestimmung der absterbenden als auch der zu entnehmenden Bäume kann die Zufallskomponente bei jeder Simulation zur Auswahl unterschiedlicher Bäume

führen, die zwar ähnliche aber nicht gleiche Merkmalsausprägungen aufweisen müssen. Durch die Entnahme unterschiedlicher Bäume ändern sich die Wuchskonstellationen der Bestände, die bei Fortschreibung des Wachstums zu Differenzen zwischen den Ergebnissen der einzelnen Simulationen führen.

Wie groß der Anteil, der vom Wachstumsmodell- bzw. Durchforstungsmodell verursachten zufallsbedingten Veränderungen ist, lässt sich aus den Ergebnissen der hier durchgeführten Evaluierung nicht herleiten. Die geringen Unterschiede der Variationskoeffizienten der Anzahl der erzeugten Pfade und der geringe Anteil derjenigen Pfade, von denen keine oder nur wenige Duplikate in den Wiederholungssimulationen erzeugt wurden, belegen, dass die zufallsbedingten Komponenten in ihrer Summe bei allen Probeflächen gleichgerichtete, relativ konstante Abweichungen verursachen und die Konsistenz der Ergebnisse der Pfadgenerierung somit nicht beeinflussen. Damit erfüllt das Modell das Mindestmaß für den Grad der zulässigen zufallsbedingten Abweichungen.

Zur Minimierung dieses Effektes könnten die Zufallskomponenten des Durchforstungsmodells durch ein vollständig regelbasiertes System zur Steuerung der Entnahme der Einzelbäume ersetzt werden, wie es beispielsweise in der, im Simulator BWINPro implementierten, Z-Baum orientierten Durchforstungsroutine (vgl. ALBERT, 2002) der Fall ist. Die dafür erforderliche erhöhte Rechenleistung kann jedoch bei Betrachtung großer Handlungsräume, die eine Vielzahl gültiger Behandlungspfade beinhalten, zu extrem langen Rechenzeiten führen.

In Hinblick auf die Verwendung des Modells zur Erzeugung von Behandlungspfaden einer Vielzahl von Beständen, die als Grundlage für die anschließende Optimierung der Waldlandschaft dienen, ist in diesem Zusammenhang abzuwägen, ob bei gleicher Rechenzeit möglichst viele Behandlungsalternativen, die mit einer etwas geringeren Prognosestabilität behaftet sind, berücksichtigt werden sollen, oder ob mit einer geringeren, aber dafür in der Prognose stabileren Pfadanzahl pro Bestand gearbeitet wird.

Die Abweichungen der Ergebnisse der Pfadgenerierungen im jetzigen Modellzustand liegen in einem Bereich, der keine großen Änderungen, bei Einsatz eines vollständig regelbasierten Entnahmeargorithmus annehmen lässt.

Je mehr Behandlungspfade pro Bestand zur Verfügung stehen, desto größer ist die Anzahl der möglichen Kombinationen von Bestandesbehandlungspfaden, die dem Optimie-

rungsprozess für die Steuerung der Waldlandschaft zur Verfügung stehen. Durch die Zunahme an Möglichkeiten zur zeitlichen Variation der Durchforstungseingriffe, die im Modell durch die Erreichung einer ökophysiologisch definierten Bestandesdichte und nicht direkt durch den Benutzer gesteuert wird, sind erhebliche Effizienzsteigerungen in der raumzeitlichen Koordination der Maßnahmen in den einzelnen Beständen zu erwarten.

Große Lösungsräume auf Waldlandschaftsebene bieten zudem bessere Möglichkeiten für die Analyse geeigneter Optimierungsverfahren bzw. der Weiterentwicklung entsprechender Suchalgorithmen. Beispielsweise wird zum Vergleich der Effektivität der in Kap. 3.2.1 genannten heuristischen Suchverfahren und ihrer Varianten ein zulässiger Lösungsraum benötigt, der möglichst groß und variabel hinsichtlich seiner möglichen Lösungen ist. Ist dies nicht der Fall, kann es z.B. dazu führen, dass alle zu prüfenden Varianten die optimale Lösung finden. Für einen Vergleich wären allerdings unterschiedliche, nur näherungsweise optimale Lösungen besser zu interpretieren.

## **6.2 Ausblick**

Modelle zur Generierung multipler Behandlungspfade für Waldbestände bilden die Grundlage für den praktischen Einsatz des Mehrpfadprinzips und hängen ihrerseits von der Genauigkeit und der realitätsnahen Abbildung der verwendeten Wuchs- und Durchforstungsmodelle ab, die fortlaufend zu verbessern sind. Die zur Weiterentwicklung des Wachstumsmodells aufgebaute TreeGrOSS Open Source Plattform (NAGEL, 2002) bietet eine hervorragende Möglichkeit zur Implementierung diesbezüglicher Forschungsergebnisse in unterschiedliche Modellentwicklungen, wie das hier vorgestellten Modells zur automatisierten Pfadgenerierung.

Als ein wichtiges Forschungsfeld zur Verbesserung der Prognose des Bestandeswachstums und der dadurch beeinflussten Anzahl der möglichen Behandlungspfade wird, im Rahmen der Weiterentwicklung des Simulators BWINPro, an einem verbesserten Modell zur Schätzung des Verjüngungsaufkommens und der Veränderungsrate des Einwuchses gearbeitet (vgl. TREMER et al., 2005). Damit könnten die im jetzigen Modell zur automatisierten Pfadgenerierung noch nicht berücksichtigten Einflüsse der Durchforstungen auf die natürliche Verjüngung der einzelnen Baumarten einbezogen werden, die wiederum ganz erheblichen Einfluss auf die Entwicklung der Mischungsanteile der Baumarten hat. Die Mischungsanteile beeinflussen die Höhe der maximalen Grundfläche des Bestandes und steuern im Durchfors-

tungsalgorithmus die Verteilung der je Baumart zu entnehmenden Grundflächenanteile und stellen somit eine wichtige Modellkomponente dar.

Für die praktische Anwendung des Modells, innerhalb eines ausgereiften Entscheidungsunterstützungssystems für das Management größerer Waldkomplexe ist es zwingend erforderlich, auf Bestandesinformationen zurückgreifen zu können, die den Genauigkeitsansprüchen verlässlicher Prognosen gerecht werden. Die kosteneffiziente Bereitstellung dieser Information ist jedoch eines der großen bislang ungelösten Probleme der Forsteinrichtungs- bzw. der Waldinventurforschung. NIESCHULZE et al. (2005) stellen hierzu einen viel versprechenden Ansatz zur Herleitung einzelbestandesweiser Informationen aus der Regionalisierung von Stichprobendaten aus der Betriebsinventur vor, der auf kausalen Zusammenhängen zwischen Luftbildinformationen und terrestrischen Stichproben basiert. Solange das Problem der Bereitstellung einzelbestandesweiser Daten noch nicht gelöst ist, kann mit den Daten aus der Betriebsinventur vereinfacht auf Stratenebene gearbeitet werden (vgl. HANEWINKEL, 2001). Die Anwendung auf Bestandesebene bleibt jedoch das Ziel dieses Ansatzes.

In Hinblick auf die gesamtbetriebliche Optimierung, die letztendlich aus der Summe der gültigen Pfade aller Bestände die optimale Pfadkombination auswählt, ist eine, den vielfältigen Nutzungsansprüchen gerecht werdende, multikriterielle Bewertung der einzelnen Pfade notwendig (vgl. KANGAS, 1993; VACIK u. LEXER, 2001; ALBERT, 2003). Hierfür müssen Kenn- bzw. Zielgrößen identifiziert werden, welche die vereinbarten Ziele in einer Zielfunktion messbar machen (SODTKE et al., 2004).

Mit der Berechnung des, in einer Vielzahl von Untersuchungen verwendeten, Nettogegenwartswertes (vgl. z.B. HILLE et al., 1999; SÁNCHEZ OROIS u. VILCKO; 2002), stellt die Softwareanwendung einen ersten Bewertungsindikator zur Verfügung, der zur Bewertung einer rein ökonomischen Nutzenfunktion oder einer ökonomischen Teilnutzenfunktion im Rahmen eines multikriteriellen Bewertungsansatzes verwendet werden kann.

Die Entwicklung von effizienten Methoden zur Schätzung der Biomasse von Einzelbäumen (vgl. z.B. WIRTH et al., 2003; FEHRMANN u. KLEINN, 2006) ermöglichen die Berechnung der durch die Behandlungspfade beeinflussten Kohlenstoffbilanzen der Bestände. Die Kohlenstoffspeicherkapazität eines Bestandes und seine Veränderungsrate in Folge von forstlichen Behandlungen sind wichtige ökologische Bewertungsindikatoren. Sie werden in Zukunft, im Zuge der Umsetzung der im Kyoto Protokoll (VEREINTE NATIONEN, 1997) festge-

legten Mechanismen zur Reduzierung von Treibhausgasen, auch als Grundlage der ökonomischen Bewertung an Bedeutung gewinnen.

Als weitere ökologische Zielgröße kann die Diversität eines Bestandes herangezogen werden, für deren Beschreibung eine Vielzahl von unterschiedlichen Indizes entwickelt wurden. (vgl. PIELOU, 1975; ALBERT u. GADOW, 1998; ALBERT 1999; PRETZSCH, 2001).

Für die abschließende Suche nach der optimalen Pfadkombination der Bestände einer Waldlandschaft bieten sich aufgrund des großen Lösungsraums heuristische Suchverfahren, wie z.B. Simulated Annealing oder Tabu Search an (CHEN u. GADOW, 2002; PUKKALA, 2004). Ihre Anpassung an forstbetriebliche Problemstellungen (vgl. Kap. 3.2.1) ist allerdings noch verbesserungsfähig und stellt ein wichtiges Betätigungsfeld für die zukünftige Forsteinrichtungsforschung dar. So ist z.B. die Definition und Auswahl der pro Iterationsschritt betrachteten Nachbarlösungen ein schwerwiegendes Problem, das besonders deutlich bei einer multikriteriellen Bewertung der Behandlungspfade der einzelnen Bestände zum Tragen kommt.

Der Ausblick verdeutlicht noch einmal die vielen Ansatzpunkte, die sich für die Forstwissenschaft und speziell für die Forsteinrichtungsforschung aus der Anwendung des Mehrpfadprinzips ergeben. Das Mehrpfadprinzip bietet dem Forstwissenschaftler eine gute theoretische Basis für die Ableitung neuer Forschungsfelder und die Einordnung der Forschungsarbeit als Beitrag zur Verbesserung forstlichen Handelns und der damit verbundenen Wohlfahrtssteigerung für die Gesellschaft.

## 7 Zusammenfassung

In einer Waldlandschaft ist die räumliche Gliederungseinheit der durch unterschiedliche Standortbedingungen und durch Unterschiede in der historischen Nutzung gekennzeichnete Einzelbestand. Planungen auf Waldlandschafts- und Bestandesebene sind daher untrennbar miteinander verbunden. Jede Bestandesentwicklung ist durch eine Abfolge forstlicher Eingriffe und deren Auswirkungen auf das Ökosystem und den Betriebserfolg bestimmt. Diese Abfolge wird auch als Behandlungspfad oder Pfad bezeichnet. Jeder Bestand bietet eine Vielfalt unterschiedlicher Behandlungspfade, innerhalb eines definierten Handlungsraums. Die Auswahl des optimalen Pfades für einen speziellen Bestand wird vor allem von dessen aktuellen Zustandsgrößen vom sog. „Zwang des Vorhandenen“, von der Gewichtung der Ziele und von den gesamtbetrieblichen Beschränkungen bestimmt.

Wie die räumlich explizite mittelfristige Steuerung unter Berücksichtigung der vielfältigen Behandlungspfade der Bestände realisiert werden kann, zeigen unter anderem zahlreiche Arbeiten der Forsteinrichtungsforschung aus Skandinavien und Nordamerika, die Methoden der Waldwachstums- und der Unternehmensforschung verknüpfen. Der Vorteil dieser Verfahren der Steuerung liegt darin, dass sie die bisher üblichen großflächigen Standardvorgaben durch die Betrachtung vielfältiger Behandlungsmöglichkeiten ersetzen, die sich am realen Waldbild orientieren. Beispiele für die praktische Anwendung, dieses auch als Mehrpfadprinzip bezeichneten Systems, finden sich z.B. in Skandinavien. Das finnische MELA-System ist inzwischen die wichtigste Basis der finnischen Forsteinrichtung geworden und wird in privaten Forstbetrieben, im Staatswald und im Kleinprivatwald regulär eingesetzt.

Zum Aufbau eines Entscheidungsunterstützungssystems auf Basis des Mehrpfadprinzips werden neben einem geeigneten Modell zur Optimierung der Waldentwicklung Modelle zur Erzeugung und Bewertung der möglichen Behandlungspfade der einzelnen Bestände benötigt. Im Rahmen dieser Arbeit wurde dementsprechend ein Modell zur automatisierten Generierung von Behandlungspfaden für Buchen-Fichten-Mischbestände entwickelt, das sich an der Entwicklung der Grundfläche und dem Mischungsanteil der Baumarten orientiert. Für die Eingrenzung des betrachteten Handlungsraums werden der relative natürliche Bestockungsgrad ( $r_{\text{nat.B}}^{\circ \text{max}}$ ), der relative Grundflächenanteil des ausscheidenden Bestandes ( $rG$ ), die Länge der Planungsperiode und die maximale Anzahl der Durchforstungen als Restriktio-

nen verwendet. Die Restriktionen können variabel gestaltet werden, so dass die Größe des betrachteten Handlungsraums je nach Bedarf vom Benutzer angepasst werden kann.

Die theoretisch möglichen Pfade werden anhand des relativen natürlichen Bestockungsgrades, der den Zeitpunkt der Durchforstungen bestimmt und der jeweiligen Durchforstungsstärke in Form der relativen Grundflächenentnahme definiert. Im Rahmen der Simulation werden anhand eines Plausibilitätstests die gültigen Behandlungspfade identifiziert. Das Modell ist in einem speziellen Softwaremodul (STAG) implementiert und wird anhand von Testläufen mit Buchen-Fichten-Mischbeständen evaluiert. Zur Fortschreibung des Wachstums wird das Einzelbaumwuchsmodell aus dem Simulator BWINPro verwendet, in das ein neu entwickeltes Durchforstungsmodell implementiert wurde, das den vom Benutzer festgelegten Waldentwicklungstyp als strategische Zielgröße berücksichtigt. Dieser steuert den je Baumart zu entnehmenden Grundflächenanteil (rrG).

In einer Voruntersuchung wird zunächst die generelle Funktionsfähigkeit des implementierten Modellansatzes geprüft, indem mit Hilfe der Software STAG die möglichen Behandlungspfade zweier Testbestände für die Waldentwicklungstypen 25 (Buche-Fichte) und 52 (Fichte-Buche) generiert und analysiert werden. Darauf aufbauend wird die Analyse der Funktionsfähigkeit des Modellansatzes auf weitere Testbestände, unter Berücksichtigung von insgesamt vier Waldentwicklungstypen, ausgedehnt. Auf Basis von Wiederholungssimulationen für alle Parametereinstellungen werden zudem die Auswirkungen der zufallsgesteuerten Modellkomponenten des Wachstums- und des Durchforstungsmodells auf die Anzahl und die Qualität der generierten Behandlungspfade untersucht.

Bei theoretisch 259 möglichen Behandlungspfaden werden bei Betrachtung aller Waldentwicklungstypen im Mittel zwischen 34,7 und 138,5 gültige Behandlungspfade für die einzelnen Probeflächen erzeugt. Die Anzahl der vom Modell ausgewiesenen gültigen Pfade für einen Bestand schwanken bei vier unterschiedlichen Waldentwicklungstypen um bis zu 30 %.

Die Anzahl der in den wiederholten Simulationen generierten, unterschiedlichen Behandlungspfade weicht um 15,1 % von der im Mittel erzeugten Anzahl der Pfade ab. Im Mittel sind 74,3 % der erzeugten Pfade in allen Simulationen vertreten. 89,6 % der zulässigen Pfade finden sich in mindestens 50 % der Simulationen wieder.



Die im Rahmen der Evaluierung erzeugten Behandlungspfade belegen die zielgerichtete Steuerung durch den Durchforstungsalgorithmus in Hinblick auf die strategische Zielvorgabe, die aus den laut Waldentwicklungstyp langfristig erwünschten Mischungsanteilen der Baumarten besteht. Die unterrepräsentierten Baumarten werden bei Abweichung vom Soll-Mischungsanteil so lange gefördert, bis der laut WET erwünschte Mischungsanteil erreicht ist. Die Anpassung der Baumartenanteile erfolgt dabei in einem kontinuierlichen Prozess, womit dem Realitätsprinzip eines adaptiven Managements Rechnung getragen wird.

In ihrer Gesamtheit belegen die Ergebnisse die grundlegende Funktionstauglichkeit des Modells in Hinblick auf seine Nutzung als Komponente für ein Entscheidungsunterstützungssystem zur Optimierung der Waldentwicklung auf Betriebsebene. Für die Weiterentwicklung eines solchen Systems sind, neben der Verbesserung der Prognosegenauigkeit, durch fortlaufende Forschung in der Wuchs- und Durchforstungsmodellierung, sowie der kosteneffizienten Erfassung von Bestandesinformationen, weitere Untersuchungen zur Bewertung der Pfade und der für die Optimierung der Waldentwicklung einsetzbare Optimierungsverfahren notwendig.

## 8 Literatur

- ABETZ, P., 1975: Eine Entscheidungshilfe für die Durchforstung von Fichtenbeständen. AFZ, 30. Jg., S. 666-667.
- ADAMS, D.M., EK, A.R., 1974: Optimizing the Management of uneven-aged forest stands. Can. J. of For. Res. 4: S. 274-287.
- ALBERT, M., GADOW, K. v., 1998: Assessing biodiversity with new neighborhood-based parameters. Proceedings of the International Conference on Data Management and Modelling Using Remote Sensing and GIS for Tropical Forest Land Inventory. Jakarta, Indonesia, Oct. 26-29, 1998.
- ALBERT, M., 1999: Analyse der eingriffsbedingten Strukturveränderung und Durchforstungsmodellierung in Mischbeständen. Dissertation, Universität Göttingen. Hainholz-Verlag, Band 6, 201 S.
- ALBERT, M., 2001: Generating management alternatives for multi-species stands using the decision support system BWINPro. Proceedings of IUFRO conference on Continuous Cover Forestry, 19-21 Sept. 2001, Göttingen, S. 153-166.
- ALBERT, M., 2002: Zur Prognose der Z-Baum-Auswahl in Mischbeständen - ein regelbasierter Algorithmus für waldbauliche Prognose- und Entscheidungsmodelle. AFJZ, 173. Jg., S.153-161.
- ALBERT, M., GUERICKE, M., 2003: Zur Prognose waldbaulicher Bahandlungsvarianten in Mischbeständen mit einzelbaumbasierten Durchforstungsmodellen. Forstarchiv, 74, S. 79-89.
- ALBERT, M., 2003: Analyse und multikriterielle Bewertung alternativer Waldentwicklungsszenarien mit Hilfe des Analytischen Hierarchieprozesses. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des DVFFA in Torgau vom 2.-4. Juni 2003.
- ALTHERR, E., 1971: Wege zur Buchen-Starkholzproduktion. Bericht zur 15. Hauptversammlung des Baden-Württembergischen Forstvereins, S. 123-127.
- ASSMANN, E., 1956: Natürlicher Bestockungsgrad und Zuwachs. Fw.Cbl. 75. Jg., S. 257-265.
- ASSMAN, E., 1961: Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. BLV Verlagsgesellschaft, München, Bonn, Wien, 490 S.
- ASSMAN E., FRANZ, F., 1963: Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern. Institut für Ertragskunde der Forstlichen Forschungsanstalt, München, 104 S.
- BADEN-WÜRTTEMBERG, 1999: Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen. (Hrsg.): Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg, Stuttgart, 54 S.
- BALL, B.J., 1997: Fuel moisture prediction in homogenous fuels using GIS and neural networks. AI Applications in Natural Resources, Agriculture and Environmental Science 11 (3), S. 73-78.
- BAMBERG, G., COENENBERG, G., 1994: Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre. 8. überarb. Aufl.. Verlag Franz Vahlen, München.
- BARE, B.B., OPALACH, D., 1987: Optimizing Species Composition in Uneven-aged Forest Stands. Forest Science, Vol. 33, S. 958-970.

- BERGEL, D., 1985: Douglasien-Ertragstafel für Nordwestdeutschland. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Waldwachstum, 72 S.
- BETTINGER, P., SESSIONS, J., BOSTON, K., 1997: Using tabu search to schedule timber harvests subject to spatial wildlife goals for big game. *Ecological Modelling*. 94 S. 111-123.
- BIBER, P., 1996: Konstruktion eines einzelbaumorientierten Wachstumssimulators für Fichten-Buchen-Mischbestände im Solling. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 142*, 252 S.
- BIGING, G.S., DOBBERTIN, M., 1992: A comparison of distance-dependent competition measures for height and basal area growth of individual conifer trees. *Forest Science*, Vol. 38 (3), S. 695-720.
- BIGING, G.S., DOBBERTIN, M., 1995: Evaluation of competition indices in individual tree growth models. *Forest Science*, Vol. 41 (2), S. 360-377.
- BÖCKMANN, Th., SABOROWSKI, J., DAHM, S., NAGEL, J., SPELLMANN, H., 1998a: Die Weiterentwicklung der Betriebsinventur in Niedersachsen. *Forst u. Holz*, 53 (8), S. 219-226.
- BÖCKMANN, Th., SPELLMANN, H., HÜSING, F., 1998b: Neukonzeption und Weiterentwicklung der Forsteinrichtung in den Niedersächsischen Landesforsten. *Forst u. Holz* 53 (10), S. 298-302.
- BÖCKMANN, Th., 2004: Möglichkeiten und Grenzen von Waldwachstumsmodellen aus Sicht der forstlichen Praxis. In: Hanewinkel, M. u. Teuffel, K., v. (Hrsg.): *Waldwachstumsmodelle für Prognosen in der Forsteinrichtung*, *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, Heft 50, FVA Baden - Württemberg, Freiburg, S. 95-102.
- BONNEMANN, A., 1939: Der gleichaltrige Mischbestand von Kiefer und Buche. *Mitteilungen aus Forstwirtschaft und Forstwissenschaft*. Hannover, Schaper Verlag, Vol. 10, 45 S.
- BORCHERS, K., KRAMER, H., 1963: Die Genauigkeit der Hiebsatzermittlung. *Forst u. Holz*, 53, S. 1-4.
- BOSEL, H., 1994: TREEDYN3 Forest Simulation Model. Mathematical model, program documentation and simulation results. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 35*, Göttingen, 118 S.
- BOTKIN, D.R., JANAK, J.F., WALLIS, J.R., 1972: Some ecological consequences of a computer model of forest growth. *The Journal of Ecology* 60, S. 849-872.
- BRADSHAW, H.W., HOLMQUIST, B.H., COWLING, S.A., SYKES, M.T., 2000: the effect of climate change on the distribution and management of *Picea abies* in Southern Scandinavia. *Can. J. For. Res.* 30, S. 1992-1998.
- BRODIE, J.D., ADAMS, D.M., KAO, C., 1978: Analysis of economic impacts on thinning and rotation for Douglas-fir, using dynamic programming. *Forest Science*, Vol. 24 (4), S. 513-522.
- BUGMANN, H., 2001: A review of forest gap models. *Climatic Change* 51, S. 259-305.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2004: Die zweite Bundeswaldinventur – BWI<sup>2</sup>. Das wichtigste in Kürze. Bonn, 87 S.

- BUONGIORNO, J, GILLESS, J.K., 1987: Forest Management and Economics. Macmillan, New York.
- BURGER, H., 1939a: Kronenaufbau gleichaltriger Nadelholzbestände. Mitt. Schweiz. Anstalt f. d. forstliche Versuchswesen, Bd. 21, S. 5-58.
- BURGER, H., 1939b: Baumkrone und Zuwachs in zwei hiebsreifen Fichtenbeständen. Mitt. Schweiz. Anstalt f. d. forstliche Versuchswesen, Bd. 21, S. 147-176.
- BURSCHEL, P., 1994: Auszeichnen als zentrale forstliche Tätigkeit. AFZ, Nr. 5, S. 240-244.
- CARLOWITZ, H.C. v., 1713: Syvicultura Oekonomica oder Haußwirthliche Nachricht und Naturgemäße Anweisung zur wilden Baum-Zucht. J. F. Braun, Leipzig.
- CERNY, V., 1985: Thermodynamical approach to the travelling salesman problem: an efficient algorithm. Journal of Optimization Theory and Application 45, S. 41-50.
- CHEN, B.W., GADOW, K. v., 2002: Timber harvest planning with spatial objectives using the method of simulated annealing. Forstwiss. Centralblatt 121, S. 25-34.
- CHEN, B.W., Gadow, K. v., 2003: A Case Study of Simulated Annealing, Genetic Algorithm, Tabu Search and Linear Programming for Solving Forest Planning Problems. Forstarchiv 74, S. 26-31.
- CHEN, B.W., 2003: Optimization in Forest Planning. Dissertation, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-University Göttingen. Cuvillier, Göttingen. 140 S.
- CHRISTMANN, 1939: Ertragstafel für den Kiefern-Fichten-Mischbestand. In: Wiedemann, E., 1949: Ertragstafeln der wichtigen Holzarten bei verschiedener Durchforstung sowie einiger Mischbestandsformen. Schaper Verlag, Hannover, 100 S.
- CLEMENTS, S.E., DALLAIN, P.L., JAMNICK, M.S., 1990: An operational, spatially constrained harvest scheduling model. Can. J. of For. Res. 20, S. 1438-1447.
- CLUTTER, J.L., 1963: Compatible Growth and yield Models for Loblolly Pine. For. Sci. 9(3), S. 354-371.
- CLUTTER, J.L., BENNETT, F.A., 1965: Diameter distributions in old – field slash pine plantations. Georgia For. Res. Council Rep., Southeastern Forest Experimental Station, Asheville, Carolina, USA, No. 13, 9 S.
- CLUTTER, J.L., FORTSON, J.C., PIENAAR, L.V., BRISTER, G.H., BAILEY, R.L., 1983: Timber Management – A Quantitative Approach. Wiley. S.238-252.
- COTTA, H., 1804: Systematische Anleitung zur Taxation der Waldungen. Berlin.
- DAUME, S., 1998: A Knowledge-based System to Model Thinnings in Central European Forests. M.Sc. thesis, Department of Artificial Intelligence, University of Edinburgh, 78 S.
- DAUME, S., FÜLDNER, K., GADOW, K. v., 1998: Zur Modellierung personenspezifischer Durchforstungen in ungleichaltrigen Mischbeständen. AFJZ 169. Jg, S. 21-26.
- DAUME, S., ROBERTSON, D., 2000: A Heuristic Approach to Model Thinnings. Silva Fennica 34(3), S. 237-249.
- DAVIS, L.S., JOHNSON, K.N., 1987: Forest Management, 3. Aufl., McGraw-Hill, New York, 790 S.

- DEUSEN, P.C. v., BIGING G.S., 1985: STAG A Stand Generator for Mixed Species Stands, Northern California Forest Yield Cooperative, Univ. of California Berkeley, Res. Note No. 11.
- DEUSEN, P.C. v., 2001: Scheduling spatial arrangement and harvest simultaneously. *Silva Fennica*. 35(1), S. 85-92.
- DITTMAR, O., KNAPP, E., LEMBCKE, G., 1985: Die neue DDR-Buchenertragstafel 1983. *Sozial. Forstwirtschaft.*, Berlin, 35, S. 57-63.
- DÖBBELER, H., SPELLMANN, H., 2002: Methodological approach to simulate and evaluate silvicultural treatments under climate change. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121 (1), S. 52-69.
- DYKSTRA, D.P., 1984: *Mathematical programming for natural resource management*. McGraw-Hill, New York, 318 S.
- EICHHORN, F., 1902: *Ertragstafeln für die Weißtanne*. Verlag Julius Springer, Berlin, 81 S.
- EID, T., 1993: Models for economical forest management planning in Norway. *Proc. Symp. Modelling in forest management planning and managerial economics - a critical investigation*. Lithuanian Agricultural Academy, S. 35-43.
- EK, A., MONSERUD, R.A., 1974: Trials with program FOREST: Growth and reproduction simulation for mixed species even- or unevenaged forest stands. S. 56-73 In: Fries, J. (Hrsg.): *Growth models for trees and stand simulation*. Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden, Research Notes, No. 30, 397 S.
- EK, A.R., DUDEK, A., 1980: Development of individual tree based stand growth simulators: progress and applications. Univ. of Minnesota, College of Forestry, Dep. Of Ressources Staff Paper, St. Paul, Minnesota, No. 20, 25 S.
- ELLENBERG, H., MAYER, R., SCHAUERMANN, J., 1986: *Ökosystemforschung – Ergebnisse des Solling Projektes*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- FEHRMANN, L., KLEINN, C., 2006: General considerations about the use of allometric equations for biomass estimation on the example of Norway spruce in central Europe. *For. Ecol. Man.*, im Druck.
- FRANZ, F., 1965: Ermittlung von Schätzwerten der natürlichen Grundfläche mit Hilfe ertragskundlicher Bestimmungsgrößen des verbleibenden Bestandes. *Fw.Cbl.*, 84. Jg., S. 357-386.
- FRANZ, F., 1968: *Das EDV-Programm STAOET zur Herleitung mehrgliedriger Standort-Leistungstafeln*. Manuskriptdruck, München.
- FRANZ, F., 1986: Fichten-Buchen-Mischbestandsversuch Zwiesel 134 und 135. *Exkursionsführer MWWEF 56*, Lehrstuhl für Waldwachstumkunde d. Ludwig-Maximilians-Univ. München, 8 S.
- FRANZ, F., 1987: Zum Aufbau eines neuzeitlichen Informationssystems für die Forstwirtschaft. *Forstarchiv*, 58. Jg., S. 131-137.
- FREIST, H., 1962: *Untersuchungen über den Lichtungszuwachs der Rotbuche und seine Ausnutzung im Forstbetrieb*. Forstwiss. Forschungen Nr. 17. Paul Parey, Berlin.

- GADOW, K. v., 1987: Untersuchungen zur Konstruktion von Wachstumsmodellen für schnellwüchsige Plantagenbaumarten. Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 77, 147 S.
- GADOW, K. v., 1991: Integration von Einzel- und Gesamtnutzungsplanung in der Forsteinrichtung. AFJZ 162 (4), S. 72-75.
- GADOW, K. v., FÜLDNER, K., 1995: Zur Beschreibung forstlicher Eingriffe. Forstw. Cbl. 114, S. 151-159.
- GADOW, K. v., PUUMALAINEN, J., 1998: Neue Herausforderungen für die Waldökosystemplanung. AFZ/Der Wald Nr. 20, S. 1248-1250.
- GADOW, K. v., 2001: Risk Analysis in Forest Management. Vol.2 in der Buchserie: Managing Forest Ecosystems, Kluwer Academic Publishers: 237 S.
- GADOW, K. v., 2002: Steuerung und Analyse der Waldentwicklung. Vortragsskript für die Forstwissenschaftliche Tagung, Göttingen, 11 Oktober 2002.
- GADOW, K. v., 2005: Das Mehrpfadprinzip der Forsteinrichtung. AFZ/Der Wald 9/2005, S. 469-471.
- GADOW, K. v., 2006: Precision Forestry and the Multiple Path Principle. Proc. IUFRO Conf. Precision Forestry, 5-10 March, 2006, Univ. Stellenbosch, South Africa, S. 221-235.
- GANGHOFER, A., 1884: Das forstliche Versuchswesen. Schmid'sche Buchhandlung, Augsburg, 477 S.
- GARCÍA-GONZALO, J., JÄGER, D., LEXER, M.J., PELTOLA, H., BRICEÑO-ELIZONDO, E., KELLOMÄKI, S., 2006: Optiement Unit. Presentation at the IUFRO conference Managing forests for climate change in Palencia, 3-7 April 2006.
- GAYER, K., 1882: Der Waldbau 2. verbesserte Auflage, Berlin.
- GENFORS, W., 2004: Wirtschaftswachstum durch Waldnutzung. AFZ/Der Wald 14/2004, S. 740-743.
- GERHARDT, E., 1909: Ueber Bestandes-Wachstumsgesetze und Ihre Anwendung zur Aufstellung von Ertragstafeln. AFJZ, 85. Jg., S. 117-128.
- GERHARDT, E., 1923: Ertragstafeln für Eiche, Buche, Tanne, Fichte und Kiefer. Verlag Julius Springer, Berlin, 46 S.
- GERHARDT, E., 1930: Ertragstafeln für reine und gleichartige Hochwaldbestände von Eiche, Buche, Tanne, Fichte, Kiefer, grüner Douglasie und Lärche. Verlag Julius Springer, Berlin, 73 S.
- GEROLD, D., 1990: Modellierung des Wachstums von Waldbeständen auf der Basis der Durchmesservertelung. Dissertation. Dresden, 174 S.
- GROTE, R., BELLMANN, K., ERHARD, M., SUCKOW, F., 1997: Evaluation of the forest growth model FORSANA. PIK Report 32, Potsdam Institute for Climate Impact Research, Potsdam, 64 S.
- GUAY, R., GAUTHIER, L., LACROIX, M., 1992: An abductive reasoning expert system shell for plant disorder diagnosis. AI Applications in Natural Resources, Agriculture and Environmental Science 6 (4), S. 15-28.

- GUERICKE, M., 2002: Untersuchungen zur Wuchsdynamik der Buche. Waldwachstumskundliche Beobachtungen und waldbauliche Konsequenzen auf der Grundlage langfristig beobachteter Durchforstungsversuche. FoHo, 57.Jg., S. 331-353.
- HAJEK, B., 1988: Cooling Schedules for Optimal Annealing. Math. of Oper. Res. 13, S. 311-329.
- HAMILTON, D.B., 1989: Accumulating evidence of avian botulism risk using certainty factors. AI Applications in Natural Resources, Agriculture and Environmental Science 3 (1), S. 1-10.
- HANEWINKEL, M., 2001: Neuausrichtung der Forsteinrichtung als strategisches Managementinstrument. AFJZ, 172. Jg., S. 202-211.
- HARTIG, G.L., 1795: Anweisung zur Taxation der Forste oder zur Bestimmung des Holztrags der Wälder. Heyer Verlag, Gießen, 166 S.
- HASENAUER, H., 1994: Ein Einzelbaumwachstumssimulator für ungleichaltrige Fichten-Kiefern und Buchen-Fichtenmischbestände. Forstl. Schriftenreihe, Univ. f. Bodenkultur, Wien. 36, S. 203-237 und 319-345.
- HASENAUER, H., MOSER, M., ECKMÜLLNER, O., 1995: MOSES - Ein Einzelbaumwachstumssimulator zur Modellierung von Wachstumsreaktionen.. Allg. Forstz., 50, (4), S. 216-218.
- HASENAUER, H., 2004: Waldwachstumsmodelle als Grundlage einer nachhaltigen Waldwirtschaft. In: Hanewinkel, M. u. Teuffel, K., v. (Hrsg.): Waldwachstumsmodelle für Prognosen in der Forsteinrichtung, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 50, FVA Baden - Württemberg, Freiburg, S. 15-31.
- HENNE, A., 1976: Ziele, Zielgewichte und Nutzwertanalyse in der mittelfristigen forstlichen Planung. AFZ 31. Jg., S. 675-678.
- HESSEN, 1997: Naturgemäßer Waldbau im hessischen Staatswald. Runderlass des Hessischen Ministeriums für Landesentwicklung, Wohnen, Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz.
- HESSENMÖLLER, D., 2002: Modelle zur Wachstums- und Durchforstungssimulation im Göttinger Kalkbuchenwald. Dissertation, Institut für Waldinventur und Waldwachstum, Universität Göttingen, 134 S.
- HILLE, M., HESSENMÖLLER, D., MÖHRING, B., GADOW K. v., 1999: Evaluating alternative silvicultural regimes in a 110-year old beech forest Proc IUFRO Conference in Prag, May, 1999.
- HINRICHS, L., 2004: Untersuchungen zur Generierung von Behandlungsvarianten für Buchen-Fichten-Mischbestände. Ertragskundetagung, Stift Schlägl, Vortragsmanuskript, 8 S.
- HINRICHS, L., 2006: Automatisierte Generierung von Behandlungspfaden für Mischbestände. AFJZ 177. Jg. (5), S. 77-85.
- HOCKENJOS, W., 2006: Naturschutzstandards durch Zertifizierungssysteme. AFZ/Der Wald 3/2006, S. 146- 151.
- HOEN, H., 1996: Forestry Scenario Modelling for Economic Analysis - experiences using the GAYA-JLP model. In: Päivinen, R., Roihuvuo, L., Siitonen, M., (Hrsg.) 1996: Large-

- scale forestry scenario models -experiences and requirements. European Forest Institute. EFI Proceedings No. 5, S. 79-88.
- HOF, J., BEVERS, M., 1998: Spatial optimisation for managed ecosystems. Columbia University Press, New York, 258 S.
- HOGANSON, H.M., ROSE, D.W., 1984: A simulation approach for optimal timber management scheduling. *For. Sci.* 30 (1), S. 200-238.
- HUI, G.Y., 1998: Wuchsmodelle für die Baumart *Cunninghamia lanceolata*. Cuvillier Verlag Göttingen.
- HUNDESHAGEN, J.C., 1826: Die Forstabschätzung auf neuen wissenschaftlichen Grundlagen. H. Laupp, Tübingen.
- JOHANN, K., 1982: Der A-Wert ein objektiver Parameter zur Bestimmung der Freistellungsstärke von Zentralbäumen. Vortrag anlässlich der Jahrestagung des Deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten –Sektion Ertragskunde- in Weibersbrunn. S. 146-158.
- JOHNSON, D.S., ARAGON, C.R., MCGEOCH, L.A., SCHEVON, C., 1989: Optimization by Simulated Annealing: An Experimental Evaluation: Part I, Graph Partitioning. *Operations Research*, 37 (6), S. 865-892.
- KAHN, M., 1995: Die Fuzzy Logik basierte Modellierung von Durchforstungseingriffen. *AFJZ*, 166. Jg., S.169-176.
- KAHN, M., 1996: Optimierung eines hochparametrisierten Fuzzy Regelsystems mit evolutionären Algorithmen. *AFJZ*, 167. Jg., S. 205-212.
- KANGAS, J., 1993: A multi-attributive preference model for evaluating the reforestation chain alternatives of a forest stand. *For. Ecol. Manage.* 59, S. 271-288.
- KANGAS, J., KANGAS, A., LESKINEN, P., PYKÄLÄINEN, J., 2001: MCDM methods in strategic planning of forestry on state-owned lands in Finland – application and experiences. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*. 10, S. 257-271.
- KATÓ, F., MÜLDER, D., 1983: Qualitative Gruppendurchforstung gleichaltriger Buchenbestände. *AFJZ*, 154. Jg., H. 8, S. 139-145.
- KELLOMÄKI, S., VÄISÄNEN, H., STRANDMAN, H., 1993: FINNFOR: A model for calculating the response of a boreal forest ecosystem to climate change. Univ. of Joensuu Faculty of Forestry, Research Notes 6, Joensuu, 120 S.
- KILKKI, P., SIITONEN, M., 1976: Principles of a forest information system, XVI IUFRO World Congress, Division IV, Proceedings, S. 154-163.
- KIMMINS, J.P., SCOULLAR, K.A., APPS, M.J., KURZ, W.A., COMEAU, P.G., 1990: FORCYTE-11 User's manual for the benchmark version. ENFOR P-370, Forestry Canada, Northwest Region Forestry Center, Edmonton Alberta, 418 S.
- KIMMINS, J.P., 1993: Scientific foundations for the simulation of ecosystem function and management in FORCYTE-11. Information Report NOR-X-328, Forestry Canada, Northwest Region Northern Forestry Centre, Vancouver British Columbia, Canada, 88 S.



- KIMMINS, J.P., MAILLY, D., SEELY, B., 1999: Modelling forest ecosystem net primary production: the hybrid simulation approach used in FORECAST. *Ecological Modelling* 122, S. 195-224.
- KIRKPATRICK, S., GELLAT, C.D., VECCHI, M.P., 1983: Optimization by simulated annealing. *Science* 220, S. 671-680.
- KLEMPERER, D.W., 1996: *Forest Resource Economics and Finance*. McGraw-Hill, New York.
- KOUBA, J., 1989: The theory of an estimate of the development of calamities and of management of the process of forest adjustment to normal forest. *Lesnictvi* 35 (10), S. 925-944.
- KRAMER, H., 1966: Zur Hiebsatzfestsetzung in der Forsteinrichtung. *AFJZ*, 137 Jg., S. 124-129.
- KRAMER, H., 1974: Ertragskundliche und holzmeßkundliche Forschungsergebnisse als Entscheidungshilfen für die forstliche Planung und den laufenden Betrieb. *AFJZ*, 145 Jg., S. 25-30.
- KRAMER, H., 1982: *Nutzungsplanung in der Forsteinrichtung*. 1. Auflage, J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M., 128 S.
- KRAMER, H., 1988: *Waldwachstumslehre*. Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin. 374 S.
- KURT, W., 1965: Neue Wege zur Verwirklichung des Kontrollgedankens in der Forsteinrichtung *AFZ* 1-4.
- LANDSBERG, J.J., WARING, R.H., 1997: A generalized model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance, and partitioning. *Forest Ecology and Management* 95, S. 209-228.
- LANDSBERG, J.J., WARING, R.H., COOPS, N.C., 2003: Performance of the forest productivity model 3-PG applied to a wide range of forest types. *Forest Ecology and Management* 172, S. 199-214.
- LAPPI, J. 1992. JLP: A linear programming package for management planning. The Finnish Forest Research Institute, Research Papers 414 S.
- LEARY, R.A., 1970: System identification principles in studies of forest dynamics. USDA, North Central For. Exp. Station, St. Paul, Minnesota, US, Res. Pap. NC-45, 38 S.
- LEDERMANN, T., 2002: Using Logistic Regression to Model Tree Selection Preferences for Harvesting in Forests in Conversion. In: Gadow, K.v., Nagel, J., Saborowski, J. (Hrsg.): *Continuous Cover Forestry. Managing Forest Ecosystems*, Vol. 4. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht Boston London, S. 203-216.
- LEMBCKE, G., KNAPP, E., DITTMAR, O., 1975: Die neue DDR-Kieferntragsstafel 1975. Beiträge für die Forstwirtschaft, 15. Jg., H.2, S. 55-64.
- LEMM, R., 1991: Ein dynamisches Forstbetriebs- Simulationsmodell. Professur für Forsteinrichtung und Waldwachstum der ETH Zürich, 235 S.
- LEMMEL, H., 1939: *Die Organismusidee in Möllers Dauerwaldgedanken*. Springer Verlag, Berlin.
- LEUSCHNER, A., 1990: *Forest regulation, harvest scheduling and planning techniques*. John Wiley, 281 S.

- LIASON UNIT WIEN, 1998: Beschlüsse und Resolutionen der Dritten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa. Lissabon 1998, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 93 S.
- LINDNER, M., 1998: Wirkung von Klimaveränderungen in Mitteleuropäischen Wirtschaftswäldern. Diss. Am Potsdam Institut für Klimaforschung, Abt. globaler Wandel und natürliche Systeme, 98 S.
- LINDNER, M., 2000: Developing adaptive forest management strategies to cope with climate change. *Tree Physiology* 20, S. 299-307.
- MÄKELÄ, A., LANDSBERG J.J., EK, A.R., BURK, T.E., TER-MIKAELIAN, M., ÅGREN, G.I., OLIVER, C.D., PUTTONEN P., 2000: Process-based models for forest ecosystem management: current state of the art and challenges for practical implementation. *Tree Physiology* 20, S. 289-298.
- MCPFE- MINISTERIAL CONFERENCES ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE, 2000: General declarations and resolutions adopted at the Ministerial Conferences on the protection of forests in Europe. Strasbourg 1990 - Helsinki 1993 - Lisbon 1998. Ministerial Conference on the protection of forests in Europe. Liason Unit Vienna.
- MEIXNER, O., HAAS, R., 2002: Computergestützte Entscheidungsfindung. Redline Wirtschaft bei Ueberreuter, Frankfurt/Wien, 262 S.
- MESSING, R.H., CROFT, B.A., CURRANS, K., 1989: Assessing pesticide risk to arthropod natural enemies using expert system technology. *AI Applications in Natural Resources, Agriculture and Environmental Science* 3 (2), S. 1-12.
- METROPOLIS, N., ROSENBLUTH, A.W., ROSENBLUTH, M.N., TELLER A.H., TELLER, E., 1953: Equation of state calculation by fast computing machines. *Journal of Chemical Physics*. 21, S. 1087-1092.
- MÖLLER, A., 1923: Der Dauerwaldgedanke. Sein Sinn und seine Bedeutung. Mit einem Vorwort von Wilhelm Bode, 1992. Nachdruck der der Erstausgabe von 1923, Degreif Verlag, Oberteuringen, 136 S.
- MONSERUD, R.A., DENISSENKO, O.V., TCHEBAKOVA, N.M., 1993: Comparison of Siberian paleovegetation to current and future vegetation under climate change. *Climate Research* 3(3), S. 143-159.
- MONSERUD, R. A., STERBA, H., 1996: A basal area increment model for individual trees growing in even- and unevenaged forest stands in Austria. *Forest Ecology and Management* 80, S. 57-80.
- MONSERUD, R.A., 2003: Evaluating forest models in a sustainable forest management context. *FBMIS* vol 1, S. 35-47 ([http://www.fbmis.info/A/3\\_1\\_MonserudR\\_1](http://www.fbmis.info/A/3_1_MonserudR_1))
- MOSANDL, R., FELBERMEIER, B., 2003: Der neue Dreiklang im Waldbau. Ökologie, Sozioökonomie und Technologie. *Forst u. Holz* 58 (6), S. 139-143.
- MOSER, J.W., 1974: A system of equations for the components of forest growth. S. 260-287 In: Fries, J. (Hrsg.): *Growth models for trees and stand simulation*. Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden, Research Notes, No. 30, 397 S.

- MUNRO, D.D., 1974: Forest growth models – a prognosis. S. 7-21 In: Fries, J. (Hrsg.): Growth models for trees and stand simulation. Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden, Research Notes, No. 30, 397 S.
- MURRAY, D.M., GADOW, K. v., 1991: Relationships Between the Diameter Distributions Before and After Thinning. *For.Sci.* 37 (2), S. 552 - 558.
- MURRAY, A.T., Church, R., 1995: Heuristic solution approaches to operational forest planning problems. *OR Specturm.* 17, S. 193-203.
- MURRAY, A.T., 1999: Spatial restrictions in harvest scheduling. *Forest Science* 45 (1), S 45-52.
- NAGEL, J., 1998: Zur Auswertung und Zuwachsprognose von permanenten Stichprobenerhebungen. *Forst u. Holz* 53 (7), S. 197-198.
- NAGEL, J., 1999a: Konzeptionelle Überlegungen zum schrittweisen Aufbau eines waldwachstumskundlichen Simulationssystems für Nordwestdeutschland. Schriften aus der forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 128.
- NAGEL, J., 1999b: Prognose des Zuwachses von Fichten/Buchen-Mischbeständen mit dem Programm BWIN. Herbstkolloquium der Sektion Biometrie und Informatik des DVFFA vom 29.09.-01.10. in Göttingen, Die Grüne Reihe (Hrsg.: Saborowski, J.u. Sloboda, B.) S. 194-199.
- NAGEL, J., 2001: Zur Genauigkeit von Ertragstafeln und dem Einzelbaummodell BWINPro. Waldinventur, Waldwachstum und Forstplanung (Hrsg. Akça, Hoffmann, Schumann, Staupendahl), Zohab-Verlag, Göttingen, S. 145-151.
- NAGEL, J., 2002: Das Open Source Entwicklungsmodell - eine Chance für Waldwachstums-simulatoren. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten - Sektion Ertragskunde, Jahrestagung Schwarzburg 13-15. Mai 2002, S. 1-6.
- NAGEL, J., ALBERT, M., SCHMIDT, M., 2002: Das waldbauliche Prognose- und Entscheidungsmodell BWINPro 6.1. *Forst und Holz* 57 (15/16), S. 486-493.
- NAGEL, J., SCHMIDT, M., ALBERT, M., DÖBBELER, H., 2003: BWINPro – Programm zur Bestandesanalyse und Prognose. Handbuch zur Version 6.2. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Abt. Waldwachstum, 124 S.
- NEWNHAM, R.M., 1964: The development of a stand model for Douglas-fir. Ph. D. thesis, Fac. of Forestry, Univ. B. C., Vancouver, 201 S.
- NIEDERSACHSEN, 1991: Langfristige ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten - Programm der Landesregierung, (Hrsg.): Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Hannover, 49 S.
- NIEDERSACHSEN, 1996: Waldentwicklungstypen für Planung und Vollzug des LÖWE-Programms. RdErl. des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hannover.
- NIESCHULZE, J., SABOROWSKI, J., NAGEL, J., BÖCKMANN, T., 2005: Herleitung von einzelbestandesweisen Informationen aus Betriebsinventuren für die Zwecke der Forsteinrichtung. *AFJZ* 9 (2005), Nr. 10, S. 169-176.

- NUUTINEN, T., HIRVELÄ, H., HYNYNEN, J., HÄRKÖNEN, K., HÖKKÄ, H., KORHONEN, K.T., SALMINEN, O., 2000: The role of peatlands in Finnish wood production - an analysis based on large-scale forest scenario modelling. *Silva Fennica* 34(2), S. 131-153.
- OBERGFÖLL, P., 1997: Das Stärkeklassenverfahren für strukturreiche Wälder als Simulation – am Beispiel des Staatswaldes Pfalzgrafenweiler. *Forst u. Holz* 52, S. 628-632.
- ÖHMAN K., Eriksson L.O., 1998: The core area concept in forming contiguous areas for long-term forest planning. *Can. J. For.* 28, S. 1032-1039.
- ÖHMAN, K., Eriksson, L.O., 1999: Creating continuous area of old forest in long-term forest planning. *Can. J. For.* 30, S. 1917-1823.
- ÖTTELT, K.C., 1765: Practischer Beweis, daß die Mathesis bey dem Forstwesenunentbehrliche Dienste thue. Griebßbach, Eisenach, 127 S.
- OTTO, H.J., 1991: Forstökologie, Waldbau und Naturschutz – Übereinstimmung und Konflikt. *Allg. Forstzeitschrift* 1, S. 9-14.
- OTTO, H.J., 1994: *Waldökologie*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 391 S.
- PAULSEN, J.C., 1795: *Kurze praktische Anleitung zum Forstwesen*. Verfaßt von einem Forstmanne. Hrsg. Von Kammerrat G. F. Führer, Detmold, 152 S.
- PERPEET, M., 2000: Zur Anwendung von Waldentwicklungstypen (WET). *Forstarchiv* 71, S. 143-152.
- PIELOU, E.C., 1975: *Ecological Diversity*. John Wiley & Sons, New York. 384 S.
- PIENAAR, L.V., Turnbull, K.J., 1973: The Chapman-Richards generalization of von Bertalanffy's growth model for basal areagrowth and yield in even-aged stands. *Forest Science*, Vol. 19 No. 2, S. 2-22.
- POSCHMANN, C., RIEBENSTAHL, C., SCHMIDT-KALLERT, E., 1998: *Umweltplanung und -bewertung*. Justus Perthes Verlag Gotha GmbH, Gotha.
- PRENTICE, I.C., Cramer, W., Harrison, S.P., Leemans, R., Monserud, R.A., Solomon, A.M., 1992: A Global Biome Model Based on Plant Physiology and Dominance, Soil Properties and Climate, *Journal of Biogeography* 19 (2), S. 117-134.
- PRETZSCH, H., 1992: *Konzeption und Konstruktion von Wuchsmodellen für Rein- und Mischbestände*. Forstliche Forschungsberichte München, No. 115.
- PRETZSCH, H., 1993: *Analyse und Reproduktion räumlicher Bestandesstrukturen. Versuche mit dem Strukturgenerator STRUGEN*. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Univ. Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 114, 87 S.
- PRETZSCH, H., 1995: Zum Einfluß des Baumverteilungsmusters auf den Bestandeszuwachs. *AFJZ* 166 Jg., (9/10), S. 190-201.
- PRETZSCH, H., KAHN, M., ĎURSKÝ, J., 1998: Stichprobendaten für die Entwicklungsprognose und die Nutzungsplanung. *AFZ / Der Wald* 53 (25), S. 1552-1558.
- PRETZSCH, H., KAHN, M., 1998: *Forschungsvorhaben „Konzeption und Konstruktion von Wuchs- und Prognosemodellen für Mischbestände in Bayern“: Abschlußbericht Projekt W28 Teil 2. Konzeption und Konstruktion des Wuchsmodells SILVA 2.2 – Methodische Grundlagen*. Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Ludwig-Maximilians-Universität München, Freising, 279 S.

- PRETZSCH, H., 2001: Modellierung des Waldwachstums. Parey Buchverlag, Berlin, 341 S.
- PRETZSCH, H., 2002: Application and Evaluation of the Growth Simulator SILVA 2.2 for Forest Stands, Forest Estates and Large Regions. Forstw. Cbl. 121, Supplement 1, S. 28-51.
- PRETZSCH, H., BACHMANN, M., KAHN, M., UTSCHIG, H., SEIFERT, T., HERLING, H., STEINACKER, L., 2002: Fichten-Buchen-Mischbestandsversuch Zwiesel 111. Exkursionsführer MWW-EF 96/4, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der TU München, 21 S.
- PRETZSCH, H., BIBER, P., 2005: A Re-evaluation of Reineke's rule and Stand Density Index. Forest Science 51, S. 304-320.
- PUKKALA, T., KANGAS, J., 1993: A Heuristic optimization method for forest planning and decision making. Scand. J. For. Res. 8, S. 560-570.
- PUKKALA, T., 2002: Measuring non-wood forest outputs in numerical forest planning – a review of Finnish research. In: PUKKALA, T., 2002 (Hrsg.): Multi-objective Forest Planning, Vol 6 of the book series Managing Forest Ecosystems, Kluwer Academic Publishers, S. 173-207.
- PUKKALA, T., 2004: Dealing with Ecological Objectives in the Monsu Planning System. Silva Lusitana, n° especial: S. 1-15.
- RÄISÄNEN, J., HANSSON, U., ULLERSTIG, A., DÖSHER, R., GRAHAM, L.P., JONES, C., MEIER, M., SAMUELSSON, P., WILLÉN, U., 2004: European Climate in the 21st century – regional simulations with two driving global models and two forcing scenarios. Climate Dynamics 22, S. 13-31.
- REDFERN, D., HENDRY, S., 2002: Climate change and damage to trees caused by extremes of temperature. Forestry Commission Bulletin, Forestry Commission, Edinburgh, No. 125, S. 29-39.
- REDSVEN, V., ANOLA-PUKKILA, A., HAARA, A., HIRVELÄ, H., HÄRKÖNEN, K., KETTUNEN, L., KIISKINEN, A., KÄRKKÄINEN, L., LEMPINEN, R., MUINONEN, E., NUUTINEN, T., SALMINEN, O., SIITONEN, M., 2004: MELA 2002 Reference Manual (2nd edition). The Finnish Forest Research Institute, 606 S.
- REINECKE, L.H., 1933: Perfecting a Stand Density Index for Even-Aged Forest. J. Agric. Res. 46, S. 627-638.
- REININGER, H., 1991: Strukturverbesserung: schon im Durchforstungsalter. Der Dauerwald, H. 4. Juni 1991, S. 12-23.
- RRZN-REGIONALES RECHENZENTRUM FÜR NIEDERSACHSEN, 2002: Java 2 – Grundlagen und Einführung. 2. veränderte Auflage, Universität Hannover, 410 S.
- RUST, M., 1988: White pine blister rust hazard rating – an expert systems approach. AI Applications in Natural Resources, Agriculture and Environmental Science 2 (2-3), S. 47-50.
- SAAB, Y.G., RAO, V.B., 1991: Stochastic Evolution: a fast effective heuristic for some generic layout problems. 27<sup>th</sup> ACM/IEEE Design Automation Conference.
- SAATY, T.L., 1980: The Analytic Hierarchy Process. Planning, Priority Setting, Resource Allocation. McGraw-Hill.

- SÁNCHEZ OROIS, S., VILČKO, F., 2002: Bewertung und Optimierung von Vornutzungen in Fichtenbeständen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121(5), S. 250-264.
- SÁNCHEZ OROIS, S., KOTZÉ H., CORRAL RIVAS, J. 2003: Ein kompatibles Modell für die Fortschreibung von Durchmesservertellungen. *Jahrestagungsband des deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde*. S. 243-255.
- SÁNCHEZ OROIS, S., CHANG, J.S., GADOW, K. v., 2004: Optimal residual growing stock and cutting cycle in mixed uneven-aged maritime pine stands in Northwestern Spain. *Forest Policy and Economics* 6, S. 145-152.
- SCHMID-HAAS, P., 1989: Schweizer Kontrollstichprobenverfahren in der Forsteinrichtung. *Schweiz. Z. Forstwes.* 140, S. 43-56.
- SCHMOLDT, D.L., 1987: Evaluation of an expert system approach to forest pest management of red pine (*Pinus resinosa*). PhD dissertation, University Microfilms International, 225 S.
- SCHMOLDT, D.L., KANGAS, J., MENDOZA, G.A., PESONEN, M., (Hrsg.) 2001: *The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making*. Kluwer Academic Publishers, 305 S.
- SCHOBER, R., 1967: Buchen Ertragstafel für mäßige und starke Durchforstung. In: *Ertragstafeln wichtiger Baumarten*. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M, 1987.
- SCHÜBELER, D., 1997: Untersuchungen zur standortabhängigen Wachstumsmodellierung bei der Fichte. Diss. Fak. f. Forstwiss. u. Waldökologie d. Univ. Göttingen.
- SCHWAPPACH, A., 1890: *Wachstum und Ertrag normaler Fichtenbestände*. Verlag Julius Springer, Berlin, 100 S.
- SCHWAPPACH, A., 1902: *Wachstum und Ertrag normaler Fichtenbestände in Preußen unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses verschiedener wirtschaftlicher Behandlungsweisen*. Mitt. Aus dem forstl. Versuchswesen. Preußens Verlag J. Neumann, Neudamm, S. 44-119.
- SEKTION ERTRAGSKUNDE IN DEUTSCHEN VERBAND FORSTLICHER VERSUCHSANSTALTEN, 2000: Empfehlungen zur Einführung und Weiterentwicklung von Waldwachstumssimulatoren. *AFJZ*, 171. Jg. (3), S. 52-57.
- SEO, J.-H., HINRICHS, L., VILČKO, F., SÁNCHEZ OROIS, S., GADOW, K. v., 2003: Analysing silvicultural options for Norway Spruce (*Picea Abies*) stands, using Simulated Annealing. Posterbeitrag. International Conference: The Question of Conversion of Coniferous Forests. 27. Sept.-2. Okt. 2003, Freiburg.
- SEO, J.-H., 2005: *Modelling Applications for Optimizing Forest Development*. Diss. Fakultät für Forstwissenschaften u. Waldökologie d. Univ. Göttingen, 153 S.
- SEO, J.-H., VILČKO, F., SÁNCHEZ-OROIS, S., KUNTH, S., SON, Y.-M., GADOW, K. v., 2005: A case study of forest management planning using a new heuristic algorithm. *Tree Physiology* 25, S. 929-938.
- SHAVER, G.R., CANADELL, J., CHAPIN III, F.S., GUREVITCH, J., HARTE, J., HENRY, G., INE-SON, P., JONASSON, S., MELLILO, J. PITELKA, L., RUSTAD, L., 2000: Global warming and terrestrial ecosystems – a conceptual framework for analysis. *Bioscience* 50 (10), S. 871-882.

- SHINOZAKI, K., YODA, K., HOZUMI, K., KIRA, I., 1964a: A quantitative analysis of plant form: the pipe model theory. I. Basic Analyses. Japanese Journal of Ecology 14(3), S. 97-105.
- SHINOZAKI, K., YODA, K., HOZUMI, K., KIRA, I., 1964b: A quantitative analysis of plant form: the pipe model theory. II. Further evidence of the theory and its application in forest ecology. Japanese Journal of Ecology 14(4), S. 133-139.
- SHUGART, H.H., WEST, D.C., 1977: Development of an Appalachian deciduous forest succession model and its application to assessment of the impact of the chestnut blight. Journ. Environ. Manag., Vol. 5, S. 161-179.
- SIITONEN, M., 1983: A long term forestry planning system based on data from the Finnish national forest inventory. Univ. of Helsinki, Dept of For. Mens. & Mgmt Res. Note 17, S. 195-207.
- SIITONEN, M., HÄRKÖNEN, K., HIRVELÄ, H., JÄMSÄ, J., KILPELÄINEN, H., SALMINEN, O., TEURI, M., 1996: MELA Handbook - 1996 Edition . The Finnish Forest Research Institute. Research Papers 622. 452 S.
- SLOBODA, B., PFREUNDT, J., 1989: Baum- und Bestandeswachstum. Ein systemanalytischer, räumlicher Ansatz mit Versuchsplanungskonsequenzen für die Durchforstung und Einzelbaumentwicklung. Bericht der Jahrestagung d. Sektion Ertragskunde im DVFF, Attendorn 1989, S. 17/1-17/25.
- SLOBODA, B., 1976: Mathematische und stochastische Modelle zur Beschreibung der Statik und Dynamik von Bäumen und Beständen – insbesondere das bestandesspezifische Wachstum als stochastischer Prozeß. Habil.-Schrift, Univ. Freiburg.
- SODTKE, R., SCHMIDT, M., FABRIKA, M., NAGEL, J., ĎURSKÝ, PRETZSCH, H., 2004: Anwendungen und Einsatz von Einzelbaummodellen als Komponenten von entscheidungsunterstützenden Systemen für die strategische Forstbetriebsplanung. Forstarchiv 75, S. 51-64.
- SPELLMANN, H., NAGEL, J., BÖCKMANN, T., 1999: Summarische Nutzungsplanung auf der Basis von Betriebsinventurdaten. Allgemeine Forst und Jagdzeitung. 170. Jg. 7, S. 122-128.
- SPELLMANN, H., 1985: Einzelbestandsweise oder summarische Vornutzungsplanung. Forst u. Holz, 40, S. 560-564.
- SPELLMANN, H., HILLEBRAND, K., CORNELIUS, P., 2001: Konzept zur Erfassung und Sicherung der Nachhaltigkeit in multifunktional genutzten Wäldern. Forst u. Holz. 56, S. 469-473.
- STARKE, J., 1989: Kontrollstichproben in Niedersachsen. Forst u. Holz, 44 (13), S. 331-341.
- STEINMEYER, A., GADOW, K. v., 1994: Saaty's AHP - dargestellt am Beispiel der Waldbiotopkartierung. Centralblatt f. d. ges. Forstwesen 112 (1), S. 53-65.
- STERBA, H., 1975: Assmann's Theorie der Grundflächenhaltung und die "Competition-Density-Rule" der Japaner Kira, Ando und Tadaki. Cbl. ges. Forstw. 92 (1), S. 46-62.
- STERBA, H., 1981: Natürlicher Bestockungsgrad und Reinecke's SDI. Cbl. ges. Forstw. 98 (2), S. 101-116.
- STERBA, H., 1987: Estimating potential density from thinning experiments and inventory data. Forest Science, Vol. 33, No. 4, S. 1022-1034.

- STERBA, H., MOSER, M., HASENAUER H., MONSERUD, R.A., 1995: PROGNAUS – ein abstandsunabhängiger Wachstumssimulator für ungleichaltrige Mischbestände, DVFF, Sektion Ertragskunde, Jahrestagung, Eberswalde/Berlin, S. 173-183.
- SUZUKI, T., 1971: Forest transition as a stochastic process. Mitt. der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, 91. H., S. 137-150.
- THEES, O., RIECHSTEINER, D., 2001: Management einer zukunftsfähigen Waldnutzung. Das WSL-Forschungsprogramm für die CH-Forstbetriebe. Forschungszentrum für Wald, Schnee und Landschaft. <http://www.wsl.ch/programme/waldnutzung/8.6.2001>.
- THÜRINGEN, 1999: Wald und Forstwirtschaft in Thüringen. (Hrsg.): Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt.
- TREMER, N., HANSEN, J., SCHMIDT, M., 2005: Schätzung der Naturverjüngungsstruktur auf Basis von Betriebsinventuren. AFJZ, 176. Jg. (1), S. 1-13.
- TRINCADO, G.V., QUEZADA, P.R., GADOW, K. v., 2003: A comparison of two stand table projection methods for young *Eucalyptus nitens* (Maiden) plantations in Chile. Forest Ecology and Management. 180, S. 443-451.
- ULRICH, B., 1982: Stoffumsatz im Ökosystem – theoretische Grundlagen und praktische Schlussfolgerungen. Veröff. Landwirtsch. chem. Bundesversuchsanstalt Linz/Donau 15, S. 13-28.
- VACIK, H., LEXER, M.J., 2001: Application of a spatial decision support system in managing the protection forests of Vienna for sustained yield of water resources. For. Ecol. Manage. 143, S. 65-76.
- VALENTINE, H., 1990: A carbon-balance model of tree growth with a pipe-model framework. S. 33-40 In: R. Dixon, R. Meldahl, G. Ruark, W. Warren (Hrsg.): Forest Growth: Process Modeling of Responses to Environmental Stress. Timber Press, Portland.
- VALSTA, L., 1992: A Scenario Approach to Stochastic Anticipatory Optimization in Stand Management. Forest Science 38, S. 430-447.
- VANCLAY, J.K., 1989: Modelling Selection Harvesting in Tropical Rain Forests. Journal of Tropical Forest Science 1 (3), S. 280 - 294.
- VEREINTE NATIONEN, 1997: Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen, 23 S.
- VILČKO, F., 2005: Untersuchungen zu Wachstum und Steuerung von Fichtenbeständen. Diss. Univ. Göttingen. 126 S.
- WALDHERR, M., 1995: Das Stärkeklassenverfahren - eine Möglichkeit zur Ertragsregulierung in naturnahen und naturgemäßen Wäldern. Forst u. Holz 50 (14), S. 430-436.
- WALDHERR, M., 1997: Risikoverluste und Erntealter. AFZ/Der Wald, S. 206-207.
- WARE, G.O., CLUTTER, J.L., 1971: A mathematical programming system for the management of industrial forests. For. Sci. 17, S. 428-445.
- WEISE, W., 1880: Ertragstafeln für die Kiefer. Verlag Springer, Berlin, 156 S.
- WENK, G., RÖMISCH, K., GEROLD, D., 1985: DDR-Fichtenertragstafel 1984. Dresden, Agrarwiss. Ges. d. DDR, Bez.-Verb.



- WENSEL, L., MEERSCHAERT, W., BIGING, G., 1987: Tree Height and Diameter Growth Models for Northern California Conifers, *Hilgardia*, University of California, Volume 55, No. 8.
- WHITE, C.M., 1960: Multiple goals in the theory of the firm. In: Boulding, K.E., Spivey, W.A. (eds): *Linear programming and the theory of the firm*. New York.
- WIEDEMANN, E., 1930: Über die Weiterentwicklung der Ertragstafeln. *Fw.Cbl.*, 52 Jg., H. 7/8, S. 211-227.
- WIEDEMANN, E., 1932: Die Rotbuche 1931. *Mitt. Aus der Forstwirtschaft und Forstwissenschaft*, 3. Jg., H. 1, 189 S.
- WIEDEMANN, E., 1936: Die Fichte 1936. Erweiterte Fortführung der Berichte von Geheimrat Schwappach über die preußische Fichtenversuchsflächen. Schaper, Hannover, 248 S.
- WIEDEMANN, E., 1942: Der gleichaltrige Fichten-Buchen-Mischbestand. *Mitteilungen aus Forstwirtschaft und Forstwissenschaft*, 13 Jg., H. 1, 88 S.
- WIEDEMANN, E., 1949: *Ertragstafeln der wichtigsten Holzarten*. Schaper Verlag, Hannover.
- WIMMENAUER, K., 1902: Die diesjährige Versammlung des Vereins Deutscher Forstlicher Versuchsanstalten. Beilage: Anleitung zur Ausführung von Durchforstungs- und Lichtungsversuchen. *AFJZ*, S. 422-425.
- WINDHAGER, M., 1999: Vergleich von distanzabhängigen und unabhängigen konkurrenzbeschreibenden Faktoren und ihre Auswirkung auf den Grundflächenzuwachs. *AFJZ.*, 170 Jg. (7), S. 133-139.
- WIRTH, C., SCHUMACHER, J., SCHULZE, E.-D., 2003: Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology* 24, S. 121-139.
- WYKHOFF, W.R., 1990: A Basal Area Increment Model for Individual Conifers in the Northern Rocky Mountains. *Forest Science* Vol. 36 (4), S. 1077-1104.
- WYKHOFF, W.R., CROOKSTON, N.L., STAGE, A.R., 1982: *User's Guide to the Stand Prognosis Model*. USDA. For. Serv., Gen. Techn. Rep. INT-133, 112 S.
- YOON, B.S., CHO, G.Y., 1996: Acceleration of Simulated Annealing and its Application for Virtual Path Management in ATM Networks. *Journal of the Korean Operation Research and Management Science Society*, Vol. 20, No. 2, S. 125-140.
- YOSHIMOTO A., BRIDIE, J.D., SESSIONS, J., 1994: A new heuristic to solve spatially constrained long-term harvest scheduling problems. *Forest Sci.* 40, S. 365-396.

## 9 Anhang

### 9.1 Ausgangszustände der Probeflächen

Probefläche		Rein 001		
Baumart		Buche	Fichte	gesamt
Alter	[Jahre]	81	70	-
Stz.	[N/ha]	170	509	678
G	[m <sup>2</sup> /ha]	15,5	18,2	33,8
Vorrat	[m <sup>3</sup> /ha]	169,5	177,3	346,7
Dg	[cm]	34	21	-
Hg	[m]	21	20	-
d100	[cm]	41	33	-
h100	[m]	22	24	-
Misch	[%]	54	46	100
r.nat.B <sup>o</sup>		0,39	0,33	0,72
Fläche	[m <sup>2</sup> ]	-	-	530,93
Stz.	[N/Fläche]	-	-	36

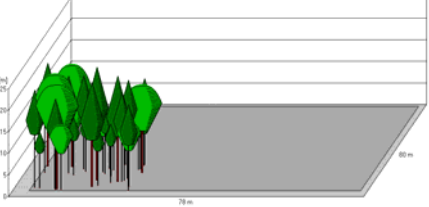


Abbildung 9-1. Kenndaten (links) und Bestandesgrafik (rechts) der Probefläche Rein 001 zum Zeitpunkt  $t_0$ .

Probefläche		Rein 002		
Baumart		Buche	Fichte	gesamt
Alter	[Jahre]	20	26	-
Stz.	[N/ha]	170	885	1055
G	[m <sup>2</sup> /ha]	1	22	23
Vorrat	[m <sup>3</sup> /ha]	3,5	164,8	168,3
Dg	[cm]	9	18	-
Hg	[m]	10	15	-
d100	[cm]	9	27	-
h100	[m]	10	19	-
Misch	[%]	6	94	100
r.nat.B <sup>o</sup>		0,03	0,46	0,48
Fläche	[m <sup>2</sup> ]	-	-	530,93
Stz.	[N/Fläche]	-	-	56

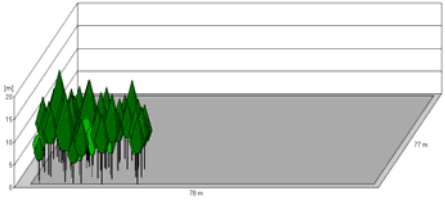


Abbildung 9-2. Kenndaten (links) und Bestandesgrafik (rechts) der Probefläche Rein 002 zum Zeitpunkt  $t_0$ .

Probefläche		Rein 004		
Baumart		Buche	Fichte	gesamt
Alter	[Jahre]	48	48	-
Stz.	[N/ha]	19	527	546
G	[m <sup>2</sup> /ha]	2,9	28,6	31,5
Vorrat	[m <sup>3</sup> /ha]	36,1	293,4	329,5
Dg	[cm]	44	26	-
Hg	[m]	25	22	-
d100	[cm]	44	34	-
h100	[m]	25	24	-
Misch	[%]	12	88	100
r.nat.B		0,07	0,53	0,6
Fläche	[m <sup>2</sup> ]	-	-	530,93
Stz.	[N/Fläche]	-	-	29

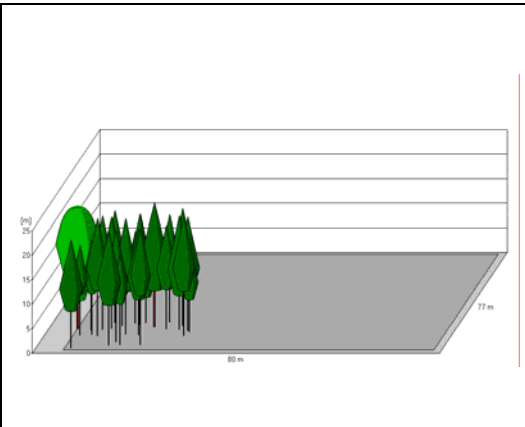


Abbildung 9-3. Kenndaten (links) und Bestandessgrafik (rechts) der Probefläche Rein 004 zum Zeitpunkt  $t_0$ .

Probefläche		Rein 005		
Baumart		Buche	Fichte	gesamt
Alter	[Jahre]	147	44	-
Stz.	[N/ha]	38	490	527
G	[m <sup>2</sup> /ha]	9,5	19,7	29,2
Vorrat	[m <sup>3</sup> /ha]	172,6	170,3	342,9
Dg	[cm]	57	23	-
Hg	[m]	35	18	-
d100	[cm]	57	33	-
h100	[m]	35	21	-
Misch	[%]	36	64	100
r.nat.B		0,22	0,39	0,61
Fläche	[m <sup>2</sup> ]	-	-	530,93
Stz.	[N/Fläche]	-	-	28

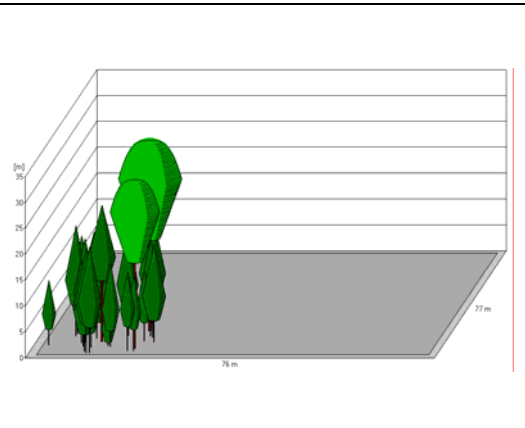


Abbildung 9-4. Kenndaten (links) und Bestandessgrafik (rechts) der Probefläche Rein 005 zum Zeitpunkt  $t_0$ .

Probefläche		Rein 006		
Baumart		Buche	Fichte	gesamt
Alter	[Jahre]	88	88	-
Stz.	[N/ha]	490	170	659
G	[m <sup>2</sup> /ha]	17,8	15,8	33,6
Vorrat	[m <sup>3</sup> /ha]	189,4	196,6	386,0
Dg	[cm]	22	34	-
Hg	[m]	21	28	-
d100	[cm]	32	38	-
h100	[m]	25	29	-
Misch	[%]	62	38	100
r.nat.B		0,43	0,27	0,7
Fläche	[m <sup>2</sup> ]	-	-	530,93
Stz.	[N/Fläche]	-	-	35

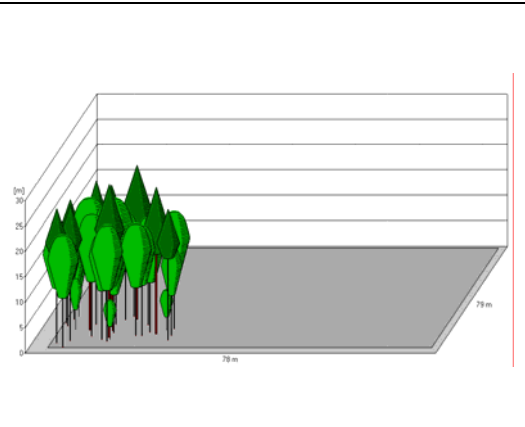


Abbildung 9-5. Kenndaten (links) und Bestandessgrafik (rechts) der Probefläche Rein 006 zum Zeitpunkt  $t_0$ .

Probefläche		Rein 011		
Baumart		Buche	Fichte	gesamt
Alter	[Jahre]	88	88	-
Stz.	[N/ha]	75	283	358
G	[m <sup>2</sup> /ha]	13,2	18,8	32,0
Vorrat	[m <sup>3</sup> /ha]	209,1	239,2	448,3
Dg	[cm]	47	29	-
Hg	[m]	32	27	-
d100	[cm]	47	36	-
h100	[m]	32	30	-
Misch	[%]	49	51	100
r.nat.B <sup>o</sup>		0,31	0,31	0,62
Fläche	[m <sup>2</sup> ]	-	-	530,93
Stz.	[N/Fläche]	-	-	19

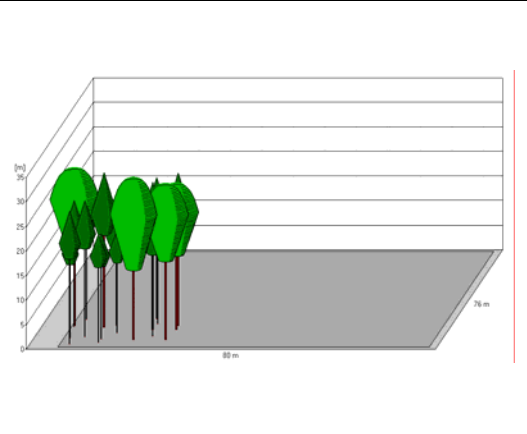


Abbildung 9-6. Kenndaten (links) und Bestandesgrafik (rechts) der Probefläche Rein 011 zum Zeitpunkt  $t_0$ .

Probefläche		Rein 014		
Baumart		Buche	Fichte	gesamt
Alter	[Jahre]	82	77	-
Stz.	[N/ha]	396	226	622
G	[m <sup>2</sup> /ha]	21,6	26,5	48,1
Vorrat	[m <sup>3</sup> /ha]	331,8	363,8	695,7
Dg	[cm]	26	39	-
Hg	[m]	30	31	-
d100	[cm]	40	45	-
h100	[m]	34	33	-
Misch	[%]	54	46	100
r.nat.B <sup>o</sup>		0,49	0,42	0,92
Fläche	[m <sup>2</sup> ]	-	-	530,93
Stz.	[N/Fläche]	-	-	33

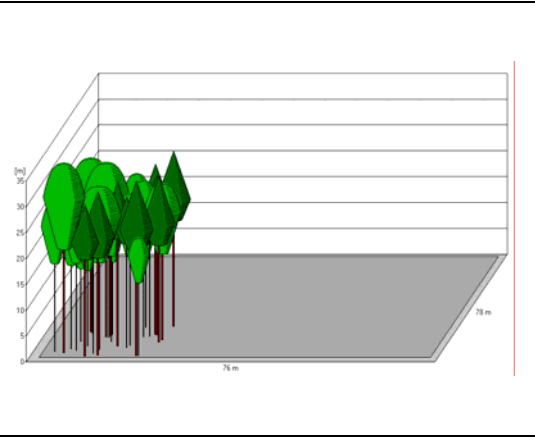


Abbildung 9-7. Kenndaten (links) und Bestandesgrafik (rechts) der Probefläche Rein 014 zum Zeitpunkt  $t_0$ .

Probefläche		Rein 015		
Baumart		Buche	Fichte	gesamt
Alter	[Jahre]	82	77	-
Stz.	[N/ha]	75	396	471
G	[m <sup>2</sup> /ha]	7,7	45,1	52,9
Vorrat	[m <sup>3</sup> /ha]	111,7	606,2	717,9
Dg	[cm]	36	38	-
Hg	[m]	29	30	-
d100	[cm]	36	51	-
h100	[m]	29	33	-
Misch	[%]	20	80	100
r.nat.B <sup>o</sup>		0,18	0,71	0,9
Fläche	[m <sup>2</sup> ]	-	-	530,93
Stz.	[N/Fläche]	-	-	25

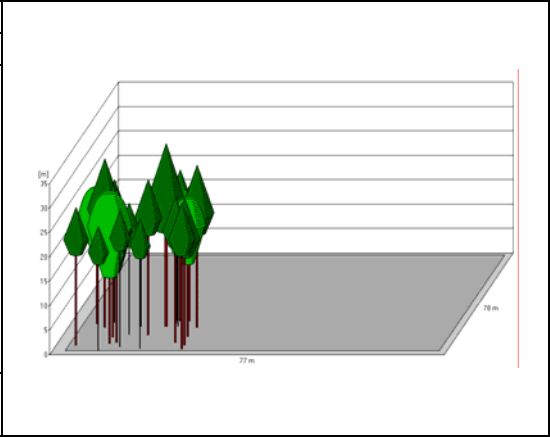


Abbildung 9-8. Kenndaten (links) und Bestandesgrafik (rechts) der Probefläche Rein 015 zum Zeitpunkt  $t_0$ .

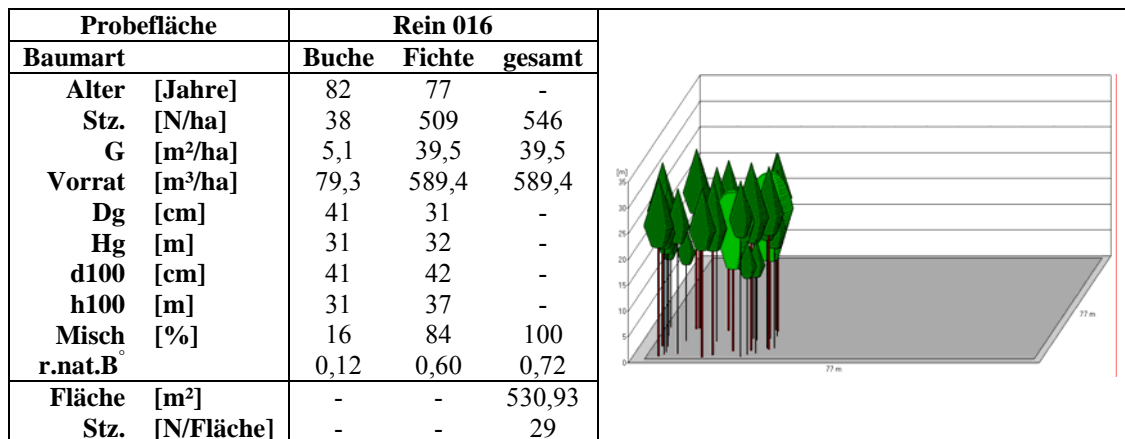


Abbildung 9-9. Kenndaten (links) und Bestandessgrafik (rechts) der Probefläche Rein 016 zum Zeitpunkt  $t_0$ .

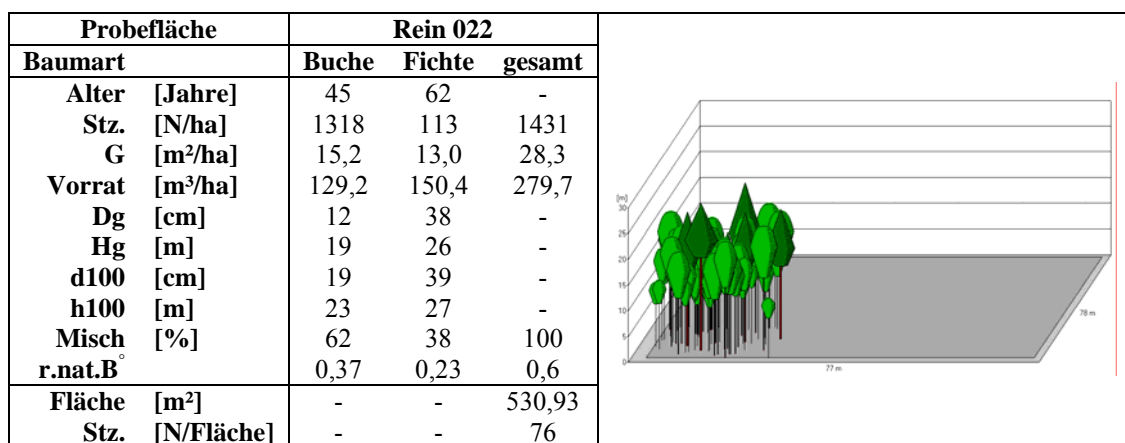


Abbildung 9-10. Kenndaten (links) und Bestandessgrafik (rechts) der Probefläche Rein 022 zum Zeitpunkt  $t_0$ .

## 9.2 Ergebnisdiagramme der Pfadgenerierungen

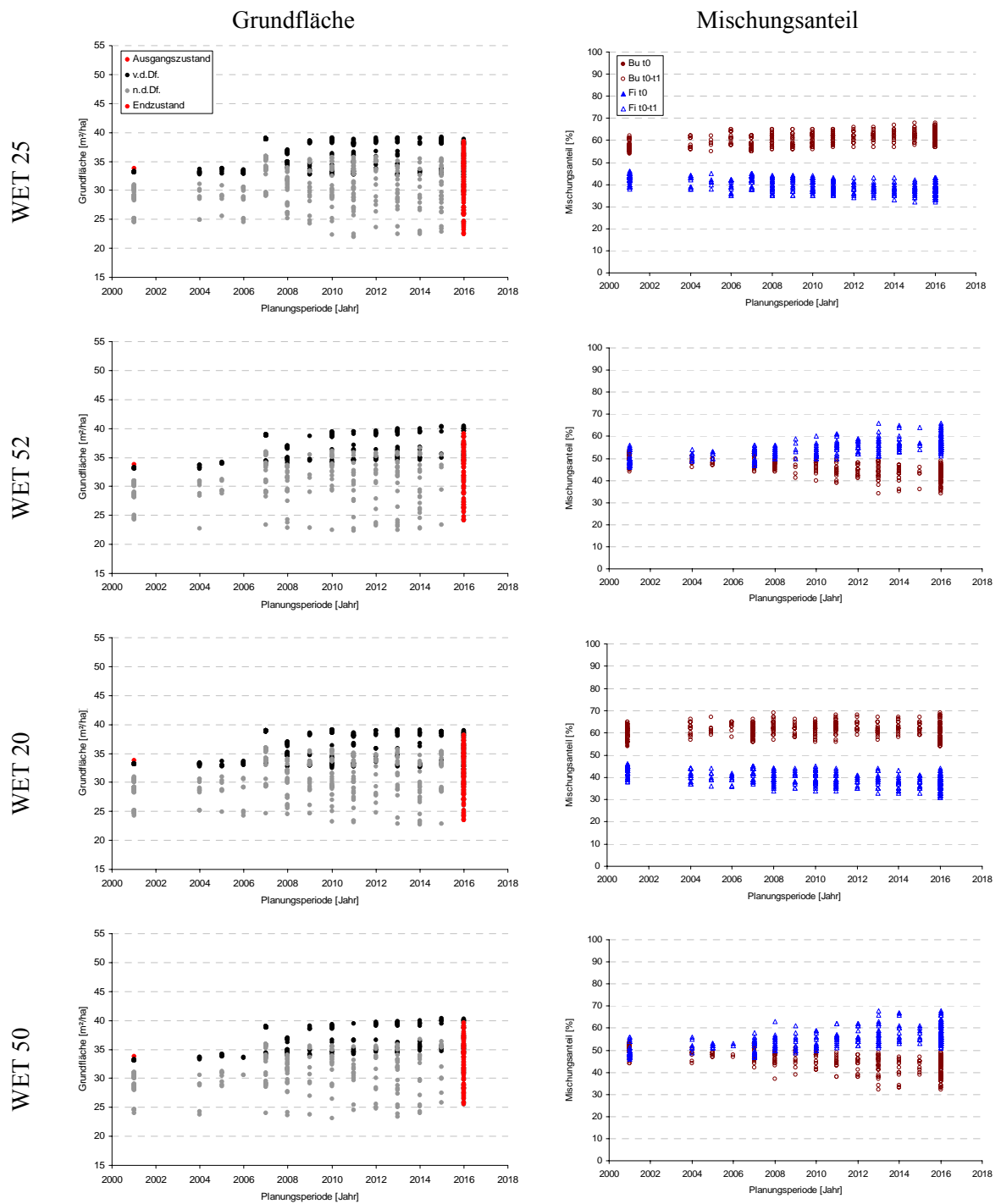


Abbildung 9-11. Entwicklungen der Grundflächen (Grafiken links) und der Mischungsanteile (Grafiken rechts) der möglichen Behandlungspfade der Probefläche Rein 001 für die WET 25, 52, 20 und 50.

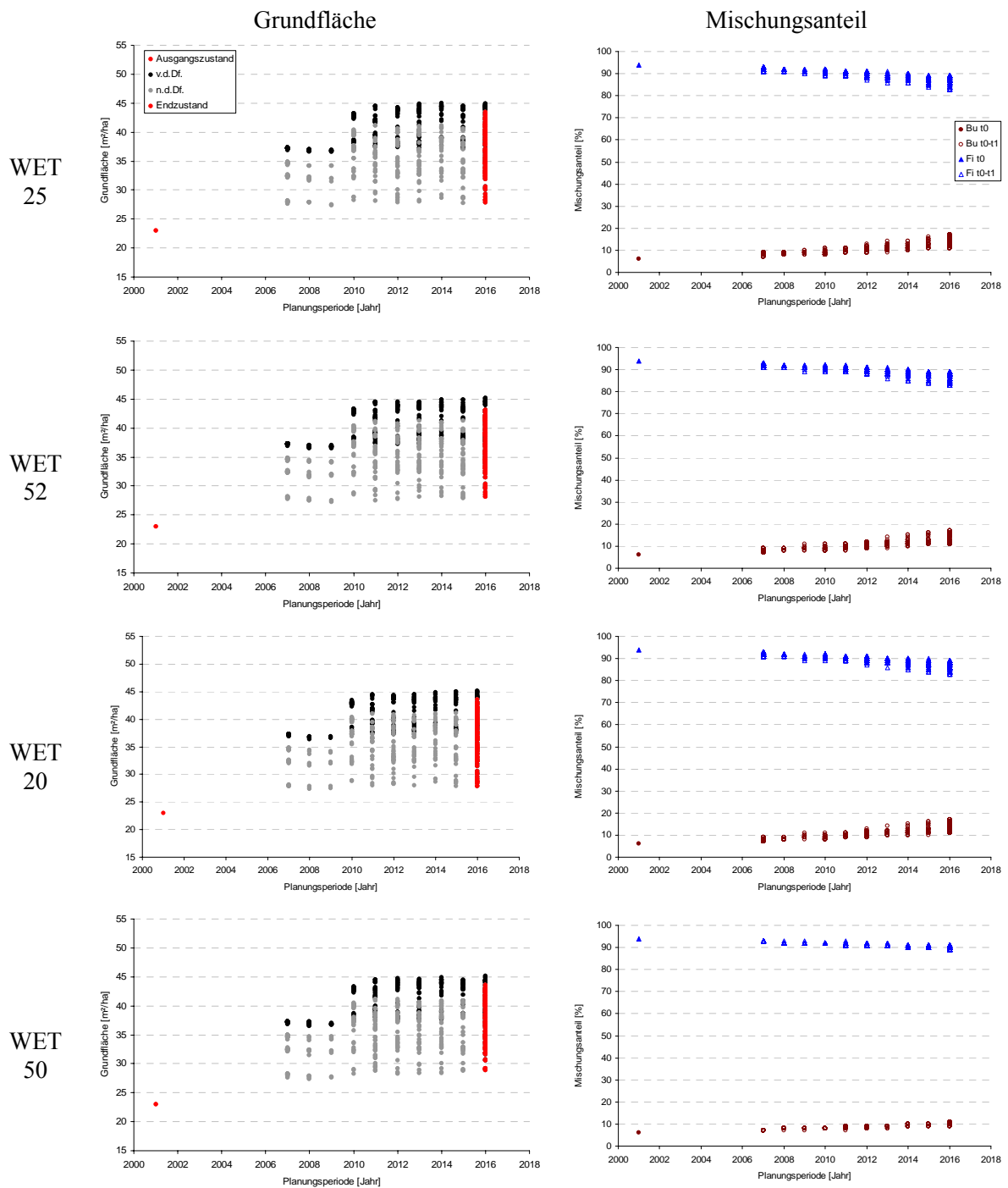


Abbildung 9-12. Entwicklungen der Grundflächen (Grafiken links) und der Mischungsanteile (Grafiken rechts) der möglichen Behandlungspfade der Probestfläche Rein 002 für die WET 25, 52, 20 und 50.

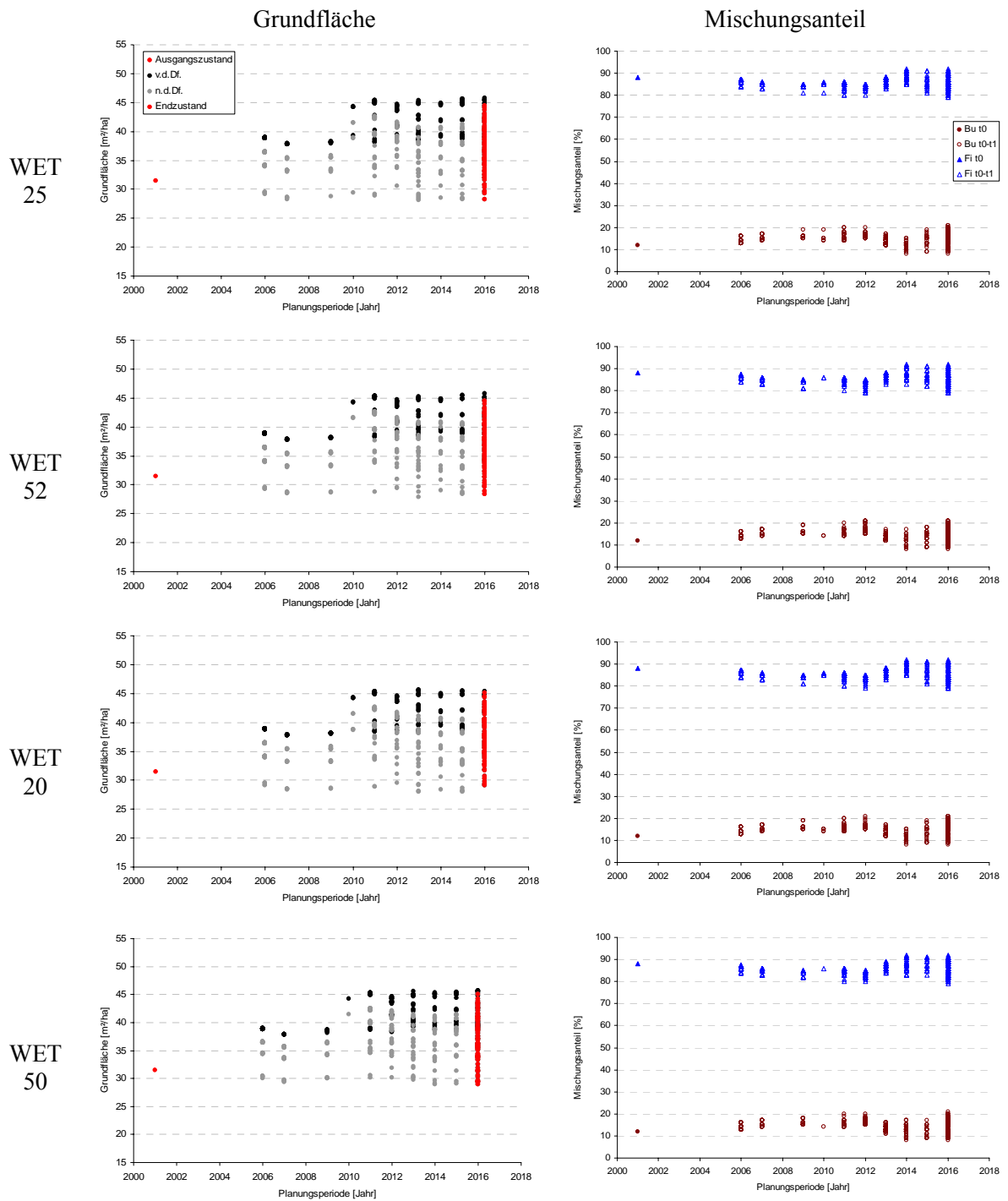


Abbildung 9-13. Entwicklungen der Grundflächen (Grafiken links) und der Mischungsanteile (Grafiken rechts) der möglichen Behandlungspfade der Probefläche Rein 004 für die WET 25, 52, 20 und 50.



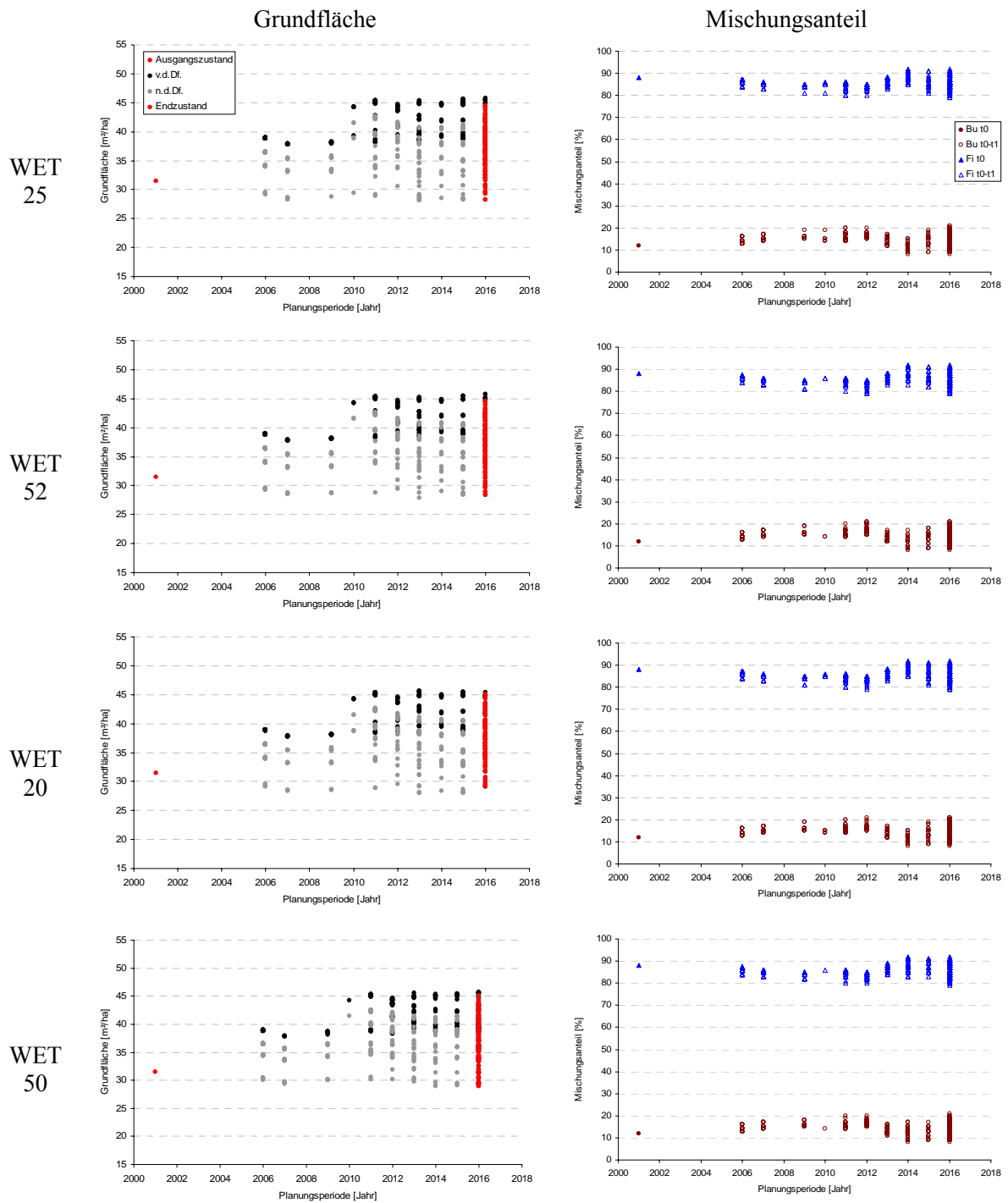


Abbildung 9-14. Entwicklungen der Grundflächen (Grafiken links) und der Mischungsanteile (Grafiken rechts) der möglichen Behandlungspfade der Probefläche Rein 005 für die WET 25, 52, 20 und 50.

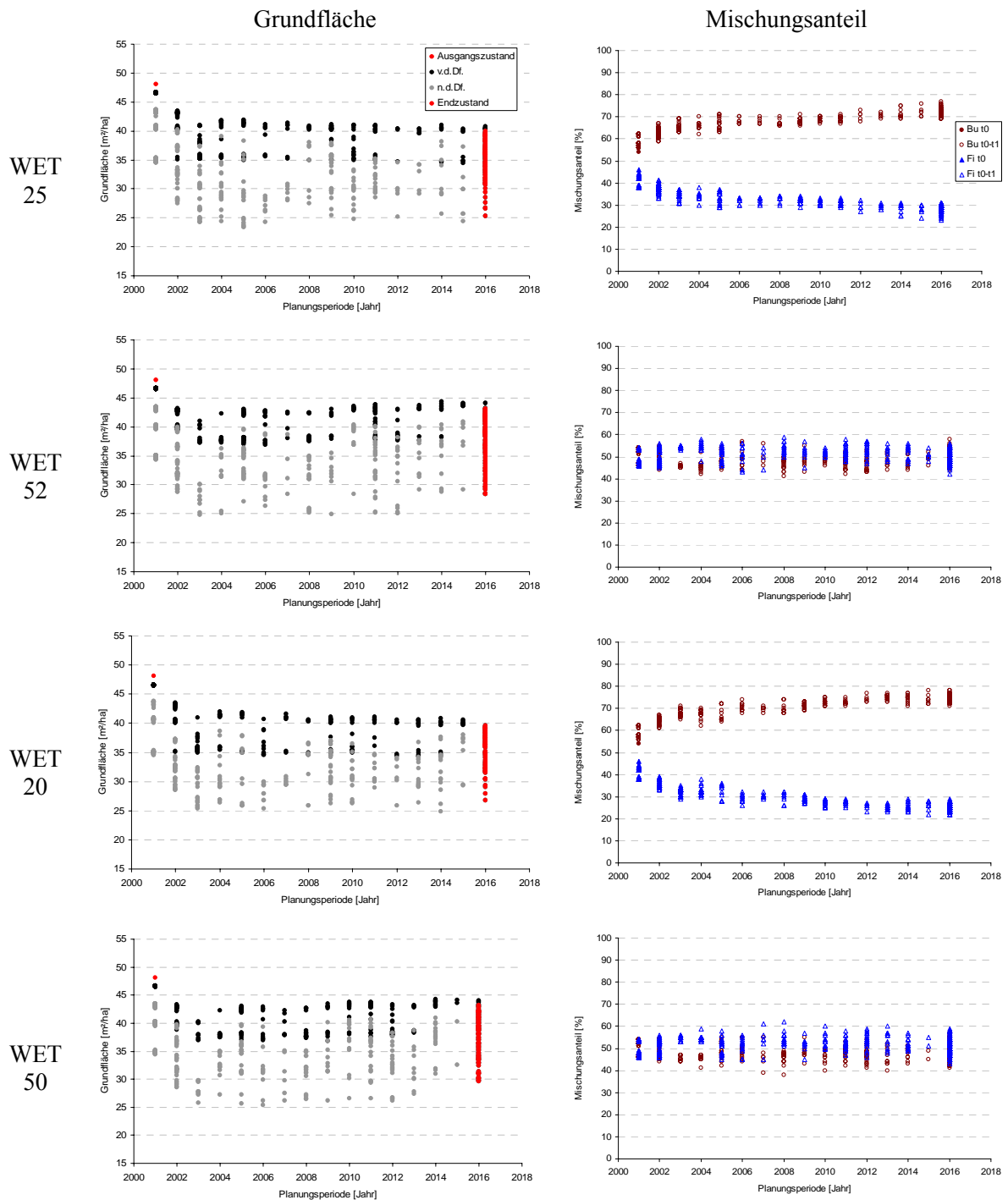


Abbildung 9-15. Entwicklungen der Grundflächen (Grafiken links) und der Mischungsanteile (Grafiken rechts) der möglichen Behandlungspfade der Probefläche Rein 014 für die WET 25, 52, 20 und 50.

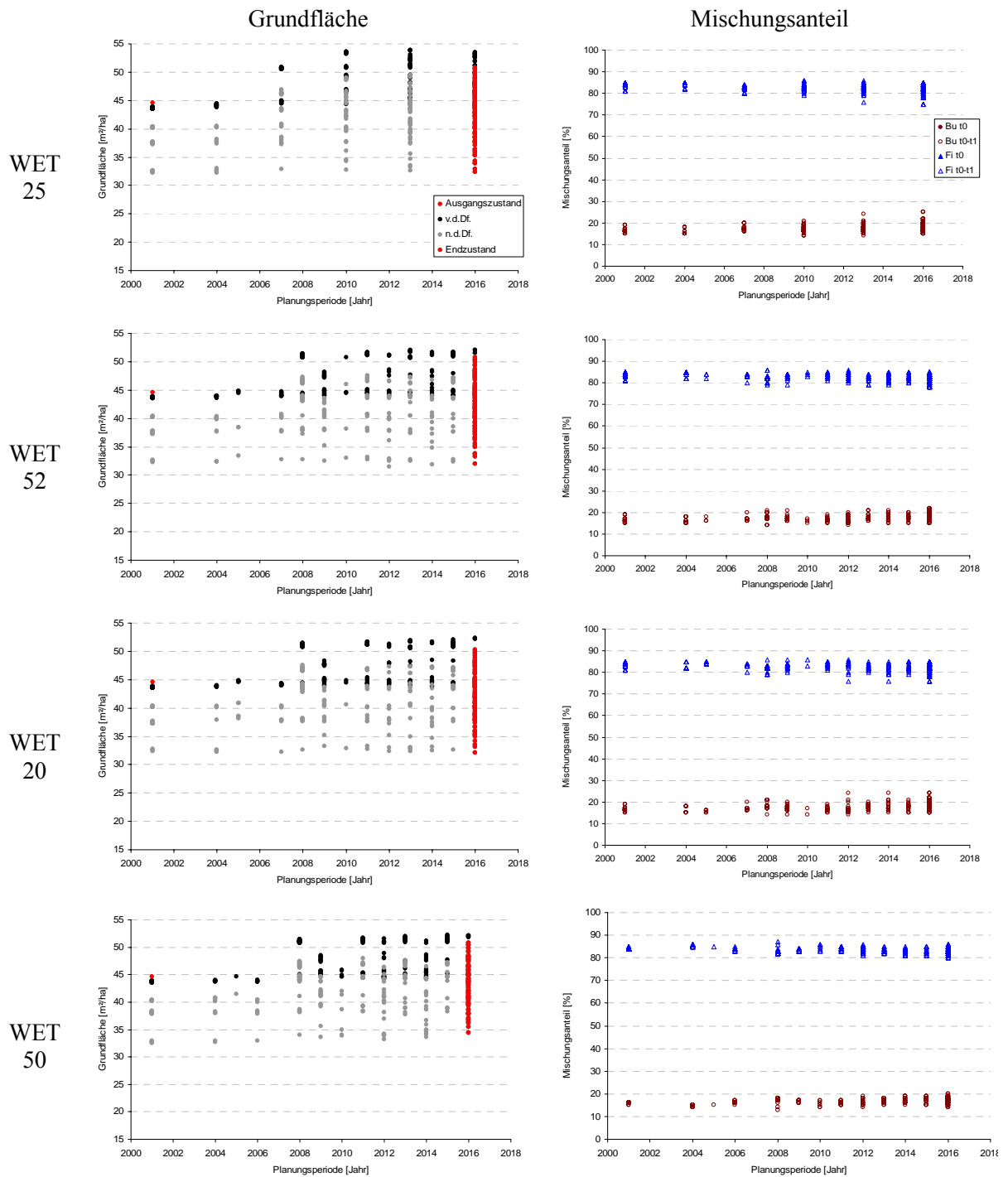


Abbildung 9-16. Entwicklungen der Grundflächen (Grafiken links) und der Mischungsanteile (Grafiken rechts) der möglichen Behandlungspfade der Probefläche Rein 016 für die WET 25, 52, 20 und 50.

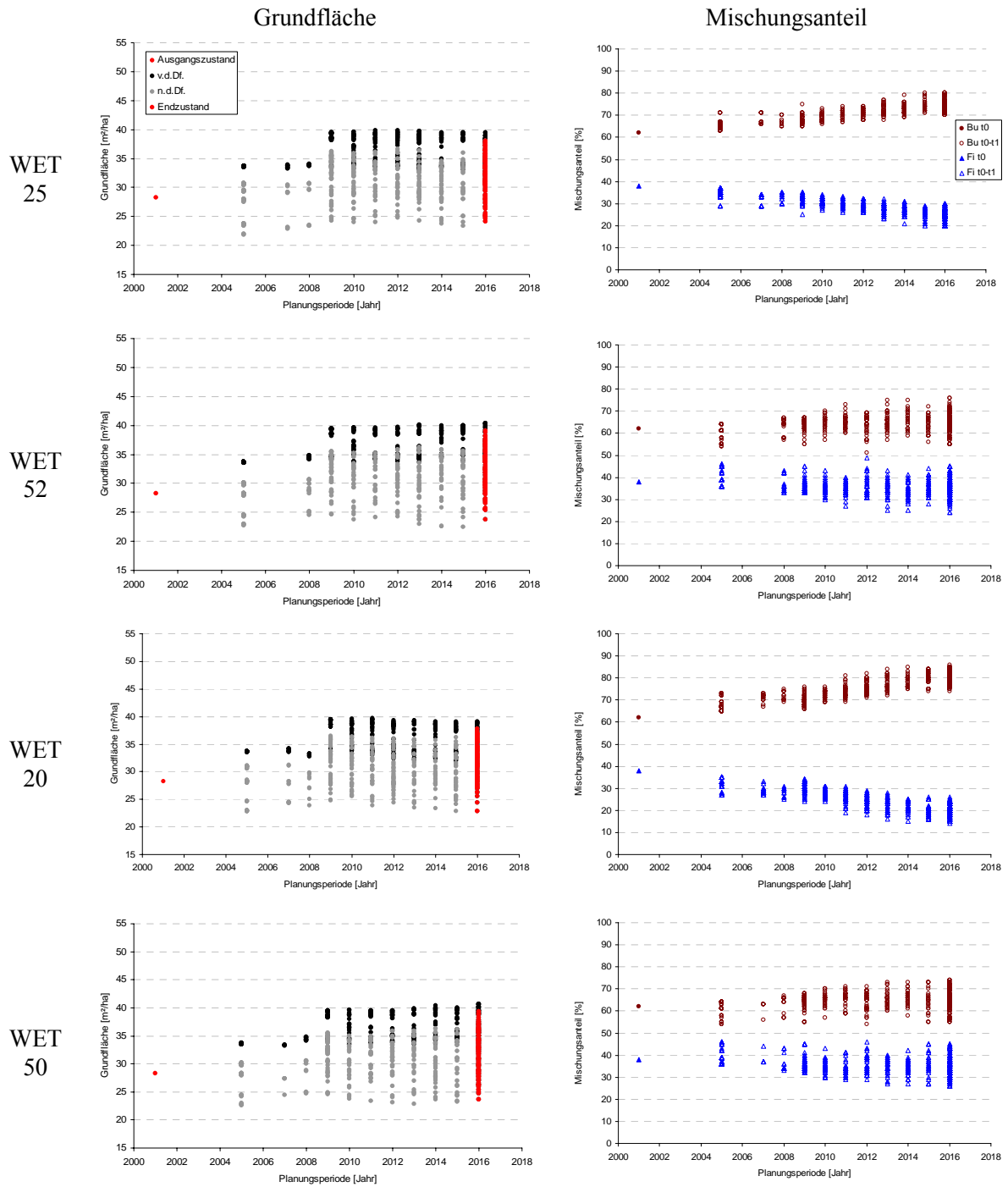


Abbildung 9-17. Entwicklungen der Grundflächen (Grafiken links) und der Mischungsanteile (Grafiken rechts) der möglichen Behandlungspfade der Probefläche Rein 022 für die WET 25, 52, 20 und 50.

## Lebenslauf

### Zur Person:

Name: Lars Hinrichs  
Anschrift: Bronsartstraße 7  
30161 Hannover  
Geburtsdatum: 24.07.1975  
Geburtsort: Aurich  
Familienstand: ledig, keine Kinder

### Schulbildung:

1982 – 1986: Grundschule Berumerfehn  
1986 – 1988: Orientierungsstufe Großheide  
1988 – 1995: Ulrichsgymnasium Norden (Abschluss Abitur)

### Zivildienst:

1995 – 1996: Seehundaufzucht- und Forschungsstation Norden - Norddeich

### Studium:

10. 1996 – 09. 1999: Bachelorstudium der Forstwissenschaften und Waldökologie an der Georg-August-Universität Göttingen (Abschluss: B.Sc.)  
10. 1999 – 06. 2002: Masterstudium: „Tropical and international forestry“ an der Georg-August-Universität Göttingen (Abschluss: M.Sc., Diplom Forstwirt)

### Praktische Tätigkeiten:

10. 1996 – 03. 1997: Praktikum im staatlichen Forstamt Neuenburg  
03. 1999 – 06. 1999: Praktikum im Nationalpark Berchtesgaden.  
09. 2001 – 09. 2002: Wissenschaftliche Hilfskraft am Institut für Waldinventur und Waldwachstum der Georg-August-Universität Göttingen  
10. 2002-10. 2006: Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Waldinventur und Waldwachstum