

Klaus von Gadow

Forsteinrichtung

Adaptive Steuerung und Mehrpfadprinzip



Universitätsdrucke Göttingen

Klaus von Gadow

Forsteinrichtung

This work is licensed under the [Creative Commons](#) License 2.0 “by-nd”, allowing you to download, distribute and print the document in a few copies for private or educational use, given that the document stays unchanged and the creator is mentioned. You are not allowed to sell copies of the free version.



erschienen in der Reihe der Universitätsdrucke
im Universitätsverlag Göttingen 2006

Klaus von Gadow

Forsteinrichtung

Adaptive Steuerung und
Mehrfadprinzip



Universitätsverlag Göttingen
2006

Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der
Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im
Internet über <<http://dnb.ddb.de>> abrufbar.

Anschrift des Autors

Klaus v. Gadow
Institut für Waldinventur und Waldwachstum
der Georg-August-Universität Göttingen
Büsgenweg 5
37077 Göttingen
URL <http://www.uni-forst.gwdg.de/forst/iww/iww.htm>

Dieses Buch ist auch als freie Onlineversion über die Homepage des Verlags
sowie über den OPAC der Niedersächsischen Staats- und
Universitätsbibliothek (<http://www.sub.uni-goettingen.de>) erreichbar und darf
gelesen, heruntergeladen sowie als Privatkopie ausgedruckt werden. Es ist nicht
gestattet, Kopien oder gedruckte Fassungen der freien Onlineversion zu
veräußern.

Satz und Layout: Sonja Rüdiger
Umschlagzeichnung: W. Tambour

© Universitätsverlag Göttingen 2006
<http://univerlag.uni-goettingen.de>
ISBN-10: 3-938616-57-1
ISBN-13: 978-3-938616-57-4

Vorwort

Deutschland ist ein Waldland. Beinahe ein Drittel der Landesfläche ist mit Wald bestockt. Der Wald ist nicht nur ein bedeutendes nachwachsendes Rohstoffreservoir, sondern auch lebensnotwendige Restnatur für die Menschen in der dicht besiedelten Kulturlandschaft. Waldbäume produzieren umweltschonend und nachhaltig eine reiche Palette marktfähiger Güter und steigern auf vielfältige Art die Lebensqualität. Wald ist eine zentrale Ressource der urbanen Landschaft. Diese Ressource muss für zukünftige Generationen funktionsfähig erhalten werden. Daher ist seit über 200 Jahren die Nachhaltigkeit das anerkannte Grundprinzip der Waldnutzung in Mitteleuropa.

Die Nutzung der Wälder wird durch eine Vielzahl von Interessen beeinflusst. Waldeigentümer und Entscheidungsträger in öffentlichen und privaten Forstverwaltungen verfolgen ganz spezifische, eigene Zielsetzungen. Diese Ziele sind aber nicht konstant. Theoretisch ist die Waldnutzung zwar auf Dauerhaftigkeit und Langfristigkeit ausgerichtet; in der Realität sind periodische Neuausrichtungen aber Teil der wechselvollen Forstgeschichte. Nach einer gründlichen Analyse dieser Wechselhaftigkeit meint Heyder, dass die Geschichte des Waldbaus in Deutschland nicht durch eine stetige Entwicklung, sondern „durch ein ständiges Auf und Ab“ geprägt ist. Konkrete Beispiele für diese Wechselhaftigkeit sind die sich ändernden Vorlieben für bestimmte Nutzungsarten (schlagweise bzw. einzelbaumweise Nutzung; Pflanzung bzw. Naturverjüngung) und bestimmte Baumarten (Buche, Fichte; „Fremdländer“) und Mischungstypen (Reinbestände; artenreiche Mischbestände). Im Laufe ihres Lebens erfahren die Bäume nicht selten ein mehrfaches Hin und Her der waldbaulichen Vorgaben. Überführung wird somit zur Daueraufgabe. Neben der forstpolitischen Wechselhaftigkeit müssen klimabedingte Unsicherheiten und Risiken berücksichtigt werden: Welche Klimaänderungen sind in welchen Regionen mit welcher Schätzgenauigkeit zu erwarten? Mit welchen adaptiven Strategien werden die Waldbäume auf diese Änderungen reagieren?

Die Rahmenbedingungen der Waldnutzung sind nicht konstant. Hinzu kommt, dass der Wald ein träges System ist. Die vergangene Waldentwicklung lässt sich nicht rückgängig machen. Ebenso wenig ist die zukünftige Entwicklung ohne Bezugnahme auf die realen Ausgangsbedingungen nach Belieben gestaltbar. Daher gehört die „Abpufferung“ der politischen Wechselhaftigkeit und die Berücksichtigung möglicher großklimatischer Veränderungen zu den besonderen Herausforderungen der Forsteinrichtung. Die Geschwindigkeit der Anpassung an wechselnde Rahmenbedingungen wird u.a. durch die Forsteinrichtungszeiträume bestimmt. Die „adaptive“ Steuerung ist die wichtigste Zukunftsaufgabe der Forsteinrichtung.

Um unter den Bedingungen des ständigen Wechsels dennoch nachhaltige Waldnutzung ausüben zu können, müssen reale Waldzustände und deren Örtlichkeit berücksichtigt, unterschiedlichste Handlungsmöglichkeiten beurteilt, lokale und globale räumliche Ebenen verknüpft, und das verfügbare Wissen **aller forstlicher** Disziplinen integriert werden. Jeder Bestand kann unterschiedliche und oft gleichwertige mögliche Entwicklungen

(„Handlungspfade“) durchlaufen. Der optimale Entwurf eines Forstbetriebes bzw. einer Waldlandschaft ist durch diejenige Pfad-Kombination gegeben, bei der die einzelbestandsweisen und gesamtbetrieblichen Ziele gleichzeitig optimal erfüllt werden. Dieser mittelfristig angelegte Entwurf der Forsteinrichtung bildet die Basis für alle Entscheidungen im Forstbetrieb.

Mittelfristige Steuerung der Waldentwicklung bedeutet Koordinierung unterschiedlicher Interessen und Erarbeitung von machbaren Lösungen, unter Berücksichtigung realer Ausgangszustände und gesamtbetrieblicher Beschränkungen. Das Optimum ist immer ein Kompromiss. Um optimale Kompromisse für gegebene Ausgangsbedingungen zu finden, wurden die Verfahren der mathematischen Optimierung entwickelt. Sie gehören zum Bereich der Unternehmensforschung und werden in den unterschiedlichsten Planungs- und Entscheidungssituationen eingesetzt. Es gibt inzwischen zahlreiche Anwendungen in der forstlichen Planung und im Umweltmanagement. Dieses Buch vermittelt einige Grundlagen und Beispiele, die den Einstieg in die Mehrpfadtheorie erleichtern sollen.

Die Herausforderung für die Forsteinrichtung besteht heute darin, typische Problemstrukturen der Anpassung, Steuerung und Integration zu erkennen und dafür mögliche Lösungsansätze zu definieren. Saaty's AHP, die Simplexmethode und zahlreiche andere Algorithmen der mathematischen Optimierung sind bereits in sehr benutzerfreundlichen Softwarelösungen implementiert. Deshalb sollte sich die Forsteinrichtungsforschung nicht mit der Verbesserung von Standardalgorithmen beschäftigen. Es erscheint weitaus lohnender, relevante Entscheidungsprobleme in geeignete Modellstrukturen zu übertragen und die mit Hilfe von Standardsoftware erhaltenen Lösungen anschließend in brauchbare Handlungsempfehlungen zu übersetzen. Problemformulierung und Lösungs-„Ausbeute“ bieten zahlreiche neue Möglichkeiten für die Forsteinrichtungsforschung.

Von besonderer Bedeutung, und leider nicht immer ausreichend berücksichtigt, sind die Möglichkeiten, das verfügbare Spezialwissen anderer Disziplinen zu nutzen. Die Forsteinrichtung ist eine Integrationsdisziplin, die aufgrund ihrer traditionellen methodischen Ausrichtung das Potential besitzt, verstreutes Wissen zu bündeln und für die Planung nutzbar zu machen. Die Realitätsnähe und Glaubwürdigkeit der Lösungen ist direkt abhängig von der Schätzgenauigkeit der Prognosen. Das Baumwachstum, zukünftige Sortenerträge, die Auswirkungen bestimmter Nutzungseingriffe auf den verbleibenden Bestand und mögliche Schadereignisse müssen geschätzt werden. Diese Schätzungen beeinflussen die Realitätsnähe zukünftiger forstlicher Handlungspfade und die Brauchbarkeit der Lösungen.

Der vorliegende Text soll einen Einblick in die vielfältigen Möglichkeiten der Beschreibung von Waldzuständen, der Prognose von Abläufen und der Gestaltung von Waldentwicklungen vermitteln. Der praktischen Forsteinrichtung sollen methodische Anregungen gegeben werden, in dem Bewusstsein, dass vieles denkbar, aber nicht alles machbar ist. Wegen der langfristigen ökologischen und sozio-ökonomischen Auswirkungen der Waldnutzung muss die Integrationsdisziplin Forsteinrichtung Grenzen überschreiten und andere Bereiche einbeziehen, vor allem die biologischen, mathematischen und sozialwissenschaftlichen. Spektakuläre

wissenschaftliche Durchbrüche auf der „Nano“-Ebene sind der Forsteinrichtung nicht beschieden. Aber sie kann mittel- und langfristige Handlungsmöglichkeiten generieren und deren Auswirkungen aufzeigen, und somit ganz konkret und direkt zur nachhaltigen Nutzung von Waldökosystemen beitragen. Die Anpassung eines inherent trägen Systems an ständig wechselnde Rahmenbedingungen bestimmt das Handeln und die Methoden der Forsteinrichtung. Darin liegt die Bedeutung und das neue Selbstverständnis dieser forstlichen Disziplin.

1 Präferenzen und Beschränkungen	1
1.1 <i>Saaty's AHP</i>	4
1.11 Beurteilung der Hiebsdringlichkeit	8
1.2 <i>Lineare Programmierung</i>	9
1.21 Zuweisung von Waldbauprogrammen in Nepal	11
1.22 Aufforstung in Wassereinzugsgebieten	13
1.23 Produktionsplanung in einem Zellstoffwerk	15
1.24 Integrierter Forstbetrieb	17
1.25 Unterschiede zwischen Waldbeständen	20
1.26 Implementierung der Simplexmethode in <i>Pascal</i>	24
2 Das Mehrfadprinzip	25
2.1 <i>Das System Forsteinrichtung - geringe Einbeitlichkeit</i>	26
2.11 Analyse von Managementpfaden für ideelle Straten	28
2.12 Nutzungsplanung auf der Basis von Stärkeklassen	31
2.2 <i>Der Raumbezogene Entwurf</i>	33
2.21 Handlungspfade für Bestände	36
2.22 Optimale Pfadkombination: Gesamtkonzept für die Waldlandschaft	37
2.3 <i>Beispiele</i>	40
2.31 Selektive Pfadgenerierung im Göttinger Kalkbuchenwald	40
2.32 <i>Forest Farm</i> in Südafrika	45
2.33 Naturschutz im Kerstlingeröder Feld	55
2.34 Forstbetrieb im Solling	57
2.35 Selektive Pfadgenerierung für Buchen und Fichtenbestände	61
2.36 Der Forstbetrieb Lissino	68
2.37 Berücksichtigung von Naturschutz- und Nutzungszielen	69
2.38 Anpassung an veränderte Klimabedingungen	71

3 Zustandserfassung und Beschreibung	73
3.1 <i>Zustandserfassung</i>	73
3.2 <i>Zustandsbeschreibung</i>	79
3.21 Bestandesdichte	79
3.22 Überschilderung und Punktdichte	83
3.23 Bestandesstruktur: Häufigkeitsverteilungen der Baumeigenschaften	85
3.24 Bestandesstruktur: Vielfalt der Raumstrukturen	90
4 Prognose und Pfadgenerierung	95
4.1 <i>Datengewinnung aus Versuchsflächen</i>	97
4.11 Kontrollierte Experimente	98
4.12 Vergleichende Untersuchungen	99
4.13 Beispielhafte Auswertung einer Intervallfläche	100
4.2 <i>Wachstum</i>	107
4.21 Hochaggregierte Modelle des Waldwachstums	107
4.22 Dichteabhängige Bestandeswuchsmodelle	111
4.23 Repräsentativbaum-Modelle	115
4.24 Einzelbaum-Modelle	121
4.3 <i>Schadereignisse</i>	125
4.4 <i>Nutzungseingriffe</i>	127
4.41 Personenabhängigkeit der eingriffsbedingten Bestandesveränderung	129
4.42 Prognose der eingriffsbedingten Bestandesveränderung	132
4.5 <i>Pfadgenerierung</i>	135
4.51 Regelbasierte Pfadgenerierung	135
4.52 Pfadgenerierung für eine repräsentative Stichprobe	140
4.53 Pfadgenerierung für Mischbestände	141
5 Zusammenfassung	145
6 Literatur	149

1 Präferenzen und Beschränkungen

Der drohende Klimawandel und eine dramatisch wachsende Weltbevölkerung schaffen bisher ungekannte Herausforderungen für eine nachhaltige, ökologisch, sozial und ökonomisch ausgewogene Nutzung der Wälder, besonders in dicht besiedelten Regionen. Disziplinäre Grenzen in der Wissenschaft lösen sich auf und werden durch variable Mischbereiche ersetzt. Seit der Mitte des 20. Jahrhunderts erlebten die wissenschaftlichen Disziplinen solch einen *progressiven Differenzierungs- und Spezialisierungsprozess*. So entsteht eine „wabernde“ Wissenschaftslandschaft mit ständig neuen Forschungslinien, die frische Ideen und neue Technologien hervorbringen sollen, aber die starke Betonung von *Einzelkenntnissen* wird nicht immer begleitet durch ein angemessenes Verständnis für komplexe Systeme und deren verantwortliche Nutzung.

Es gibt kaum noch Wälder, die nicht durch den Menschen genutzt werden. Nicht nur in den Kulturlandschaften, sondern global wird die Waldentwicklung weniger durch natürliche Prozesse, sondern vor allem durch forstliche Nutzungseingriffe bestimmt. Vom Menschen unbeeinflusste Entwicklungen kommen nur noch punktuell vor und sind sehr selten. Diese Erkenntnis erklärt die wissenschaftliche Bedeutung der Integrationsdisziplin *Forsteinrichtung*, deren Aufgabe u. a. darin besteht, verstreutes Waldwissen zu bündeln. Der Wald wird als komplexes offenes System verstanden. Die bisher üblichen dichotomen Wertvorstellungen („*naturgemäß*“ kontra „*schlagweise*“) werden durch die Einsicht ergänzt, dass die Möglichkeiten der Waldentwicklung vielfältig sind. Mit der Abkehr von großflächig standardisierten

Waldbauverfahren erschließen sich neue Chancen der Waldnutzung, aber gleichzeitig müssen auch effektivere Kontrollverfahren zur langfristigen Sicherung der Nachhaltigkeit entwickelt werden.

Grundlage der Steuerung von Betriebsabläufen sind bewusste Entscheidungen auf der Basis konkreter Zielvorgaben. Zur Vorbereitung von Entscheidungen verwendet man Systeme zur Entscheidungsunterstützung (engl. *Decision Support System* bzw. *DSS*). Man versteht unter einem DSS ein interaktives, computerbasiertes System, das dem Entscheidungsträger hilft, Daten und Modelle zu nutzen, um Probleme zu identifizieren und Entscheidungen zu treffen. Ein DSS wird häufig bei gering strukturierten Problemen angewandt, es unterstützt die subjektive Bewertung der entscheidungsrelevanten Einflussfaktoren und führt schließlich zu einer effektiveren Entscheidungsfindung (Power, 1999; Albert, 2003). Besonders entscheidungsrelevant sind die Ziele und Präferenzen des Entscheidungsträgers. Ein Ziel kann als Rahmen und Richtpunkt für die Planung, als konkrete Aufgabe, die erfüllt werden soll, oder als ein Kriterium zur Bewertung von Handlungsalternativen verstanden werden.

Die im forstlichen Bereich üblichen Ziele können nach Speidel (1972) in drei Gruppen eingeteilt werden: die Produkt- bzw. Sachziele, die monetären Ziele und die Sicherheitsziele. Zu den Produktzielen gehören die Sachgüter, die am Markt abgesetzt werden. Von großer Bedeutung sind neben den Holzprodukten die Infrastrukturleistungen des Waldes und die Dienstleistungen der Forstbetriebe. Der Wald als Erholungsraum ist ein wichtiges Element der Infrastruktur in den Industrieländern mit hohen Bevölkerungszahlen, besonders in der Nähe von Ballungsräumen.

In stadtnahen Wäldern überwiegen häufig die *Produktziele*, zu deren Erreichung eine Vielfalt von Maßnahmen zählen. Beispiele sind die Anlage und der Unterhalt von Wegen, Parkplätzen und Beschilderungen; die Waldpflege und der Holzverkauf; die Öffentlichkeitsarbeit mit Vorträgen, Naturschutzpädagogik und Medienkontakten; der Waldnaturschutz mit Waldrandpflege und Vogelschutz sowie die Wildbewirtschaftung. Diese Vielfalt spiegelt sich u. a. in der Verteilung der Ausgaben in Stadtwäldern (s. z.B. Göttingen, 1995).

Eine zweite Gruppe bilden die *monetären Ziele*. Umfang und Auswirkung der monetären Ziele werden in Geldeinheiten gemessen. Beispiele für monetäre Ziele sind die Kostendeckung bzw. Kostenminimierung (meist in öffentlichen Betrieben), oder die Maximierung des Bodenertragswertes, d.h. die auf den Zeitpunkt der Umtriebszeit verzinsten Reinerträge. Weitere Beispiele für monetäre Zielsetzungen sind das Streben, einen größtmöglichen Deckungsbeitrag durch Holznutzung zu erzielen oder die Lohn- und Unternehmerkosten zu begrenzen.

Eine dritte Gruppe bilden die *Sicherheitsziele*. Das Sicherheitsstreben findet Ausdruck in der Bildung von Vorratsreserven, die in Krisenzeiten genutzt werden können. Es äußert sich in der Wahl der Baumarten und in der Bereitschaft, Versicherungsschutz für Waldbestände gegen Brand und andere Schäden zu beschaffen. Das Produktionsrisiko wird vor allem durch waldbauliche Maßnahmen beeinflusst. So wird u. a. versucht, das hohe Sturmschadensrisiko in Fichtenreinbeständen durch die Beimischung von Buchen zu senken. Nach Lüpke u. Spellmann (1997) sind die Sturmschäden in Mischbeständen geringer, da die Buche eine deutlich bessere Sturmstabilität besitzt als die Fichte: die Windwürfe beschränken sich häufiger auf die Fichtenanteile, während die Buchenanteile erhalten bleiben.

Forstbetriebliche Zielsysteme sollen nach außen die multifunktionale Aufgabenstellung der Forstwirtschaft deutlich machen und innerhalb der Betriebe eine wünschenswerte Orientierung bewirken. Freudenstein (1994) empfiehlt folgende Grundregeln und Prinzipien:

Grundregeln:

- Bei forstlichen Maßnahmen sind i. d. R. Mehrfachwirkungen zu berücksichtigen.
- Die Ziele sind gleichzeitig und miteinander zu verfolgen.
- Für einen Zielkompromiss sind nur in begründeten Fällen andere Ziele zugunsten eines einzigen aufzugeben.

Prinzipien:

- Die Wirkungen des Waldes sollen in einem stabilen, vielfältigen und anpassungsfähigen Wald nachhaltig und wirtschaftlich erbracht werden.

Ähnliche Empfehlungen finden sich bei Wenzel (1997). Im Idealfall werden die betrieblichen Ziele durch einen kompetenten Eigentümer festgelegt. Häufig sind zahlreiche Entscheidungsträger an der Zielsetzung beteiligt: die Aktionäre streben nach hohen Renditen, die Betriebsleitung wünscht ein geringes Risiko, die Mitarbeiter gute Sozialleistungen und hohe Vergütungen.

Ziele haben nicht nur Bedeutung als Orientierungshilfen und als normativer Rahmen für die Planung. Der Begriff *Ziel* bezeichnet oft auch eine zugewiesene Aufgabe, die erfüllt werden soll. Ein Ziel ist „operational“, wenn drei Bedingungen erfüllt sind: die Zielformulierung muss *eindeutig* sein, das Ziel, die Aufgabe, muss überhaupt *erreichbar* sein und ein *Zeitbezug* für die Zielerfüllung muss gegeben sein. Die drei Voraussetzungen für Operationalität sind also a) die *Eindeutigkeit* der Zielformulierung, b) die *Erreichbarkeit* und *Durchsetzbarkeit* der gesetzten Ziele, und c) der *Zeitbezug* für die Zielerfüllung. Diese theoretisch plausiblen Forderungen nach Zieloperationalität werden allerdings in der Praxis nicht immer erfüllt. In der Realität finden sich häufig Zielsetzungen, die unscharf, unvollständig und sogar widersprüchlich formuliert sind

(Oesten, 1984). Grundsätzlich ist Kontrollfähigkeit erstrebenswert, aber zu detaillierte Vorgaben können sich auch negativ auf die Selbstmotivation der Mitarbeiter auswirken. Das Streben nach Operationalität der Zielerfüllung wirkt sich nach Jeffers (1992) besonders negativ im Bereich der Forschung aus.

1.1 Saaty's AHP

Wald ist ein knappes Gut. Die Nutzung dieser Ressource wird durch eine Vielzahl von Interessen bestimmt. Eine wichtige Erkenntnis für die Forstplanung ist die Einsicht, dass die Entscheidungsträger unterschiedliche Vorstellungen haben und dass ihre Ansprüche sich mit der Zeit ändern. Von der Forstplanung wird erwartet, dass unterschiedliche Interessen koordiniert und Kompromisse erarbeitet werden. Die beste Lösung ist oft ein Kompromiss. Ein gutes Durchforstungskonzept zum Beispiel gewährleistet eine hohe Bestandessicherheit und einen hohen Erholungswert und erfordert geringe Pflegekosten.

Das Bewerten von Handlungsalternativen anhand von Zielvorgaben ist ein zentraler Aspekt menschlichen Handelns (White, 1960). Bewerten ist eine uns ständig abverlangte Stellungnahme gegenüber den Dingen, die uns umgeben. Der Begriff Wert oder Nutzen bezeichnet aber nicht eine den Dingen automatisch innewohnende Eigenschaft. Werte werden ihnen durch den Menschen zugeordnet. Güter haben nur dann einen Wert, wenn sie nützlich sind im Hinblick auf konkrete Ziele und Wertvorstellungen. Der Wert oder der Nutzen einer Sache kann für verschiedene Personen sehr unterschiedlich sein. Daher sind Ziele nicht wahrheitsfähig; ein Ziel ist nicht als *richtig* oder *falsch*, *gut* oder *schlecht* einstuftbar. Abb. 1.1 zeigt schematisch die Zielerfüllungsgrade mit Hilfe von Polarkoordinaten für vier Ziele (Z1 bis Z4) und zwei Alternativen (A und B). A erfüllt Z3 besonders gut, während B höhere Zielerfüllungsgrade in Bezug auf Z1 und Z4 aufweist. Welche der beiden Alternative vorzuziehen ist, hängt von der relativen Bedeutung der einzelnen Zielkriterien ab.

Bewertungskriterien haben keinen eigenständigen Wert. Ihr Wert ergibt sich aus der Bedeutung, die ein Entscheidungsträger, z.B. die Firmenleitung, ein Gremium von Fachleuten, alle Haushalte in Niedersachsen, ihnen beimisst. Der Biotopwert eines Waldes ergibt sich zum Beispiel aus den Kriterien *Naturnähe*, *Vielfalt*, und *Seltenheit*. Um den Biotopwert eines spezifischen Waldbestandes zu ermitteln, müssen diese drei Kriterien gewichtet werden. Eine bekannte Methode zur Bestimmung relativer Zielpräferenzen ist der paarweise Vergleich nach Thurstone (1927)¹. Dazu werden die Kriterien jeweils paarweise einander gegenübergestellt. Dadurch ergibt

¹ Engl. *law of comparative judgement*.

sich eine Anordnung von $n(n-1)$ Paaren. Für die optimale Anordnung der Paar-Elemente gelten nach Ross (1934) zwei Prinzipien:

- Prinzip der *Gleichgewichtigkeit*: Jedes Paar-Element erscheint gleich häufig auf der rechten und auf der linken Seite der Vergleichstabelle;
- Prinzip des *maximalen Abstands*: Paare, die das gleiche Kriterium enthalten, sollen durch eine möglichst große Anzahl von Paaren getrennt sein, die dieses Element nicht enthalten.

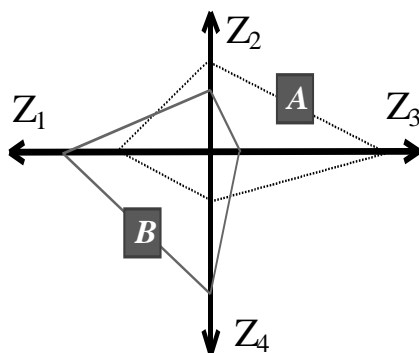


Abbildung 1.1. Schematische Darstellung von Zielerfüllungsgraden mit Hilfe von Polarkoordinaten.

Die Anordnung der Paarelemente nach den Vorgaben von Ross (1934) ist in der Tab. 1.1 für typische Werte von n dargestellt. Der „Wert“ von Z_i in Bezug auf Z_j wird mit V_{ij} bezeichnet. V_{ij} ist das numerische Resultat des Paarvergleichs, ein Maß für die Präferenz innerhalb eines Kriterienpaares (Z_i, Z_j) . Bei Verwendung der *Ordinalskala* kann V_{ij} zwei Werte annehmen:

$$V_{ij} = \begin{cases} 1, & Z_i \succ Z_j \\ 0, & \text{sonst.} \end{cases}$$

Die Ordinalskala erstellt eine Rangordnung. Gleichwertigkeit ist ausgeschlossen (vgl. Anwendung durch Marazzi, 1985). Außerdem ist absolute Transitivität gefordert, eine Beschränkung, die ein Entscheidungsträger in einer praktischen Entscheidungssituation nicht immer nachvollziehen kann.

Der *Analytische Hierarchieprozess* (AHP) und ähnliche multikriterielle Bewertungsmethoden (Saaty, 1980; Alho et al., 2002) ermöglichen eine umfassende Analyse von Managementoptionen unter Berücksichtigung der Präferenzen der Entscheidungsträger. Der AHP kann als ein *Decision Support System* (DSS) aufgefasst werden, da hierbei schwach strukturierte Entscheidungssituationen anhand einer klaren Hierarchie gegliedert werden, subjektive Urteile bei der Kriteriengewichtung in den Entscheidungsprozess einfließen, die Modellstruktur flexibel

an das Problem angepasst wird und die Sensitivitätsanalyse den Entscheidungsprozess hinterfragt (Meixner u. Haas, 2002, S. 96). Der AHP gibt also keine Lösung vor, sondern unterstützt den Entscheidungsträger im Erkenntnisprozess.

N = 5		N = 9		N = 11		
1-2	4-7	1-2	1-4	1- 2	1- 2	11- 9
1-3	1-6	9-3	3-5	11- 3	6-11	10- 1
4-1	1-3	8-4	2-6	10- 4	7-10	6- 5
3-2	2-4	7-5	9-7	9- 5	8- 9	7- 4
4-5	7-5	6-1	8-1	8- 6	1- 4	8- 3
1-3	6-1	3-2	1-4	7- 1	3- 5	9- 2
2-4	4-3	4-9	6-3	3- 2	2- 6	10- 1
1-1	1-2	1-8	7-2	4-11	11- 7	1- 6
3-4	6-7	6-7	8-9	1-10	10- 8	1- 7
2-5	1-4	1-3	1-5	6- 9	9- 1	4- 8
	3-5	2-4	4-6	7- 8	1- 4	3- 9
	2-6	9-5	3-7	1- 3	6- 3	2-10
N = 7	7-1	8-6	2-8	2- 4	7- 2	11- 1
1-2	4-5	7-1	9-1	11- 5	8-11	6- 7
7-3	3-6	4-3	1-6	10- 6	9-10	1- 8
6-4	2-7	1-2	4-7	9- 7	1- 5	4- 9
1-1		6-9	3-8	8- 1	4- 6	3-10
3-2		7-8	2-9	4- 3	3- 7	2-11
					2- 8	

Tabelle 1.1. Optimale Anordnung der Paar-Elemente für unterschiedliche Anzahlen von Kriterien nach Ross (1934).

Der AHP hilft beim Erkennen von Präferenzen, bei der Analyse der Entscheidungen und bei der Abschätzung der Konsequenzen von möglichen Lösungswegen. Ein großer Vorteil von Entscheidungsmodellen wie dem AHP liegt in der Nachvollziehbarkeit des Erkenntnisprozesses, d.h. die jeder Entscheidung innewohnende Subjektivität wird sowohl für den Entscheidungsträger selbst als auch für Außenstehende nachvollziehbar (Albert, 2003). Wegen der eingeschränkten Verwendbarkeit der Ordinalskala wird beim AHP der Verhältnisskala der Vorzug gegeben. Dabei wird V_{ij} , das numerische Resultat des Paarvergleichs, als das Verhältnis der Zielwerte ermittelt:

$$V_{ij} = \frac{v(Z_i)}{v(Z_j)}$$

Der Wert 2 würde z.B. bedeuten, dass Z_i zweimal so hoch eingeschätzt wird wie Z_j . Diese u. a. von Saaty (1980) verwendete Messskala erscheint intuitiv plausibel. Die allgemeine Form der Paarvergleichsmatrix ist in Abb. 1.2 dargestellt. Dabei gilt, dass V_{ji} der Reziprokwert von V_{ij} ist. Es werden also nur $n(n-1)/2$ Paare beurteilt.

$$\begin{bmatrix} 1 & v_{12} & \cdot & \cdot & v_{1n} \\ v_{21} & 1 & \cdot & \cdot & v_{2n} \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ v_{n1} & v_{n2} & \cdot & \cdot & 1 \end{bmatrix}$$

Abbildung 1.2. Paarvergleichsmatrix bei Verwendung einer Verhältnisskala nach Saaty (1980).

Saaty's AHP erfreut sich zunehmender Beliebtheit in der nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen (Schmoltdt et al., 2001). In der Tab. 1.2 wird die Bedeutung des Merkmals *Naturnähe* doppelt so hoch eingestuft wie die Bedeutung des Merkmals *Vielfalt*, während das Verhältnis der Merkmale *Naturnähe/Seltenheit* 8 beträgt. Der *Vielfalt* wird im Vergleich zur *Seltenheit* der 6-fache Wert zuerkannt.

Krit i	8	6	4	2	1	1/2	1/4	1/6	1/8	Krit j
Naturnähe				x						Vielfalt
Vielfalt		x								Seltenheit
Seltenheit									x	Naturnähe

Tabelle 1.2. Paarvergleich der Kriterien *Naturnähe*, *Vielfalt* und *Seltenheit* unter Verwendung einer 9-Punkteskala nach Saaty (1980).

Die Auswertung der Paarvergleiche in einer Paarvergleichsmatrix ist beispielhaft in Tab. 1.3 dargestellt. Wird in der Tab. 1.3 die Summe der Zeilensummen auf eins normiert, erhält man den Eigenvektor mit den jeweiligen Eigenwerten. In weiterführenden Berechnungen wird für die Vergleichsmatrix zunächst der Eigenvektor zum größten Eigenwert λ_{\max} näherungsweise berechnet. Zu diesem Zweck wird jede Zeilensumme der normierten Vergleichsmatrix in Tab. 1.3 durch die Anzahl der Elemente je Zeile dividiert. Im Beispiel ergeben sich die Merkmalsfaktoren 0,59 für *Naturnähe*, 0,34 für *Vielfalt* und 0,07 für *Seltenheit*.

Im Anschluss an die Bewertung der Kriterien *Naturnähe*, *Vielfalt* und *Seltenheit* können bestimmte Waldbestände bezüglich ihrer Bedeutung für die übergeordneten Merkmale paarweise verglichen werden.

		<i>i</i>			Naturnähe	Vielfalt	Seltenheit	Summe	normiert
		Naturnähe	Vielfalt	Seltenheit					
<i>i</i>	Naturnähe	1	2	8	0,62	0,63	0,53	1,78	0,59
	Vielfalt	1/2	1	6	0,31	0,32	0,40	1,02	0,34
	Seltenheit	1/8	1/6	1	0,08	0,05	0,07	0,20	0,07
Summe		1,625	3,167	15,000	1	1	1	3	1

Tabelle 1.3. Paarvergleichsmatrix (links) und normierte Vergleichsmatrix (rechts) bezüglich des Oberziels Gesamtbiotopwert.

Aus den resultierenden Wertfunktionen ergibt sich durch Aggregation mit den Merkmalsfaktoren für jeden Bestand ein Gesamtbiotopwert. Die Aggregation gilt nur für die Bestände, die beim Paarvergleich berücksichtigt wurden. Die Präferenzordnung kann sich ändern, sobald ein neuer Bestand zusätzlich berücksichtigt wird.

1.21 Beurteilung der Hiebsdringlichkeit

Ein zweites Beispiel zeigt eine Anwendung des AHP bei der Jahresplanung. Zwei mögliche Kriterien für die Beurteilung der Hiebsdringlichkeit von Waldbeständen sind die waldbauliche Notwendigkeit durch Beeinträchtigung der Zuwachsträger (*Wbau*) und die Ausnutzung günstiger Absatzmöglichkeiten (*Markt*). In einer Bestandesdatenbank sind drei Abteilungen mit den nachstehenden Merkmalen gespeichert:

Bestand	Baumart	Alter	Waldbau	Holzmarkt
Abt 160a	Bu/Alh	56	Eingriff sehr dringlich	nur Brennholz
Abt 161a	Fi	123	Eingriff nicht notwendig	guter Holzpreis
Abt 161b	Ki	83	Eingriff nicht notwendig	Absatz derzeit nicht möglich

Die Betriebsleitung erhält die nachstehenden Paarvergleichsmatrizen in Bezug auf die zwei Merkmale *waldbauliche Dringlichkeit* (Wbau) und *Absatzmöglichkeit* (Markt):

Wbau	Abt 160a	Abt 161a	Abt 161b	Summe	normiert
Abt 160a	1,00	2,00	3,00	6,00	0,55
Abt 161a	0,50	1,00	1,00	2,50	0,23
Abt 161b	0,33	1,00	1,00	2,33	0,22
Summe				10,83	1,00

Markt	Abt 160a	Abt 161a	Abt 161b	Summe	normiert
Abt 160a	1,00	0,50	3,00	4,50	0,32
Abt 161a	2,00	1,00	5,00	8,00	0,57
Abt 161b	0,33	0,20	1,00	1,53	0,11
Summe				14,03	1,00

Unter der Annahme, dass die Gewichte der Kriterien *waldbauliche Dringlichkeit* (Wbau) und *Absatzmöglichkeit* (Markt) 0.6 und 0.4 betragen, ergibt sich die Rangfolge der Hiebsdringlichkeit der drei Bestände durch Multiplikation der lokalen Prioritätenvektoren mit diesen Gewichten:

$$\begin{array}{l}
 160a \\
 161a \\
 161b
 \end{array}
 \begin{bmatrix}
 0.55 & 0.32 \\
 0.23 & 0.57 \\
 0.22 & 0.11
 \end{bmatrix}
 \times
 \begin{bmatrix}
 0.6 \\
 0.4
 \end{bmatrix}
 =
 \begin{bmatrix}
 0.46 \\
 0.37 \\
 0.17
 \end{bmatrix}$$

Wegen der hohen waldbaulichen Notwendigkeit weist der Bestand 160a die höchste Hiebsdringlichkeit auf. Zur Stabilitätsüberprüfung des ermittelten Prioritätenvektors kann eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden. Dabei wird die Empfindlichkeit der Bewertungsergebnisse auf geringfügige Veränderungen der Eingangsparameter untersucht (Poschmann et al., 1998, S.109).

Die Rangfolge der Varianten mag den Erwartungen entsprechen, aber bevor eine endgültige Entscheidung auf der Basis der berechneten Bedeutungsgewichte getroffen wird, sollte analysiert werden, wie stabil das Ergebnis ist. Eine Sensitivitätsanalyse untersucht, inwieweit eine Verschiebung der Merkmalsgewichte zu einer Veränderung der Alternativen-Rangfolge führt. Dies ist für den subjektiven paarweisen Präferenzvergleich umso bedeutsamer, je weniger sich die Bedeutungsgewichte der einzelnen Kriterien unterscheiden. Albert (2003) präsentiert die Ergebnisse einer Sensitivitätsanalyse für die multikriterielle Bewertung von fünf Behandlungsvarianten für die Fichtenbestände eines Modellforstamtes. Die Sensitivitätsanalyse zeigt die Beurteilung der Alternativen relativ zueinander und in Bezug auf die einzelnen Kriterien. Sie kann für sämtliche Einzelkriterien durchgeführt werden, um festzustellen, wie robust die Entscheidung für die beste Managementstrategie ist. Der Einfluss lokaler Kriteriengewichte kann durch Veränderung der Prioritäten in der Sensitivitätsanalyse aufgedeckt werden. Damit wird unterstrichen, dass es kein objektiv richtiges Entscheiden gibt, sondern dass die subjektiven Urteile insbesondere beim paarweisen Vergleich system-immanent sind (Bechmann, 1978, S. 23 ff).

1.2 Lineare Programmierung

Neben der AHP-Methode gibt es weitere Ansätze der multikriteriellen Bewertung. Dazu gehören die Methode des *outranking* und die *stochastic multicriteria acceptability analysis* (Pukkala, 2002; Kangas u. Kangas, 2002). Auch das Verfahren der Linearen Optimierung bietet häufig eine gute Möglichkeit zur Lösung komplexer Entscheidungsprobleme. Die Methode findet breite Anwendung in der Industrie, in den Ingenieurwissenschaften, in der Agrarökonomie und in der forstlichen Planung. Das allgemeine Modell der Linearen Programmierung (LP) enthält eine lineare Zielfunktion

$$Z = \sum_{j=1}^n c_j X_j \rightarrow \max, \min$$

und lineare Beschränkungen (bzw. „Nebenbedingungen“) der Form

$$\sum_{j=1}^n a_{ij} X_j \begin{cases} = \\ \leq \\ \geq \end{cases} b_i \forall i.$$

Die X_j sind die Modellvariablen, - in der Regel „unbekannte Mengen“ (ha, m³); die c_j sind die Koeffizienten der Zielfunktion; die a_{ij} sind die sog. technologischen Koeffizienten, während die b_i als Konstanten der linearen Beschränkungsgleichungen bezeichnet werden (engl.: *right hand side constants*). Unterschiedliche Zielsetzungen finden ihren Ausdruck sowohl in der Zielfunktion als auch in den Beschränkungen. Daher eignen sich LP-Modelle für die Lösung multikriterieller Entscheidungsprobleme.

Bei der Linearen Programmierung wird unterschieden zwischen zulässigen und unzulässigen Lösungen. Eine Lösung ist *zulässig*, wenn keine der Nebenbedingungen (Synonym: Restriktionen) verletzt wird, andernfalls ist die Lösung unzulässig. Eine Lösung, die alle Beschränkungen erfüllt und gleichzeitig den besten Wert der Zielfunktion erreicht, ist optimal. Manchmal existieren mehrere optimale Lösungen, zum Beispiel, wenn die Zielfunktion und eine der Restriktionsgeraden parallel verlaufen. Für manche Probleme existiert keine zulässige Lösung. Für LP-Modelle gelten grundsätzliche Annahmen, die bei der Problemformulierung berücksichtigt werden müssen (Rose, 1992):

1. *Linearität.* Alle Funktionen sind linear. Dies bedeutet, dass die Verhältnisse zwischen Input und Output konstant und unabhängig vom Wert der gesuchten Mengen sind. Wegen der Linearität findet sich das Optimum nie innerhalb des zulässigen Lösungsraumes. Da die Zielfunktion linear ist, findet sich die optimale Lösung, wenn es eine gibt, immer auf einer der Grenzlinien. Die Suche nach dem Optimum kann sich daher auf die Grenzen der zulässigen Region beschränken. Eine zusätzliche Vereinfachung ergibt sich dadurch, dass die Lösung ein Eckpunkt des zulässigen Raumes sein muss.
2. *Additivität.* Wenn zwei oder mehr Aktivitäten anfallen, ist die Summe der Ressourcen, die bei der Produktion verbraucht werden, gleich der Summe der Ressourcen, die beide individuell verbrauchen. Diese Annahme schließt das Vorkommen von Wechselwirkungen zwischen Aktivitäten aus: die erhöhte Erzeugung eines Produktes hat keinen Einfluss auf die Erzeugung anderer Produkte.
3. *Teilbarkeit.* Diese Annahme besagt, dass die Aktivitäten als reale Zahlen ausgedrückt werden. Wenn diese Annahme nicht akzeptabel ist, müssen andere Lösungsmethoden wie z.B. die ganz-zahlige Programmierung angewandt werden.
4. *Proportionalität.* Diese Annahme besagt, dass die Mengen der Ressourcen (a_{ij}), die für die Erzeugung der Produkte nötig sind, und die Koeffizienten der Zielfunktion (c_j) direkt proportional zum Niveau der Variablen X_j sind. Es können zum Beispiel keine besonders hohen Anfangskosten für den Beginn einer Aktivität angesetzt werden. Stattdessen

müssen solche Kosten über den Produktionszeitraum verteilt und in den Koeffizienten (c_j) eingeschlossen werden.

5. *Endlichkeit*. Diese Annahme besagt, dass die Zahl der Aktivitäten und Ressourcen begrenzt ist.

Besonders wichtig ist die Schätzgenauigkeit der Modellkoeffizienten. Die Unsicherheit der Koeffizienten kann durch stochastische Modellformulierungen berücksichtigt werden. Diese erfordern allerdings häufig Problemgrößen, die nur mit sehr hohem Rechenaufwand zu lösen sind. Die Anwendung der Linearen Programmierung ist nur dann sinnvoll, wenn die Problemstruktur in Form eines LP Modells ausgedrückt werden kann. Die Transformation eines realen Entscheidungsproblems in ein LP-Modell erfordert einige Übung und wird daher in den folgenden Abschnitten an Beispielen erläutert.

1.21 Zuweisung von Waldbauprogrammen in Nepal

Rautiainen (1999) entwickelte ein Modell zur die optimalen Zuweisung unterschiedlicher Bewirtschaftungsprogramme für *Shorea robusta*-Wälder in Nepal. Eine etwas vereinfachte Version dieses Modells soll das Prinzip erläutern. Die Daten für zwei Managementprogramme sind in Tab. 1.4 aufgeführt.

	Managementprogramm	
	A	B
Umtriebszeit (Jahre)	24	85
DGZ _U (m ³ /Jahr/ha)	8.5	6.1
Stammholzertrag (m ³ /Jahr/ha)	0	4.8

Tabelle 1.4. Daten von zwei Bewirtschaftungsprogrammen für *Shorea robusta*-Wälder in Nepal (nach Rautiainen, 1999)

Die verfügbare Gesamtwaldfläche beträgt 10 000 ha; das Ziel ist die optimale Nutzung dieser Fläche. Der durchschnittliche Gesamtzuwachs im Alter der Umtriebszeit (DGZ_U) soll maximiert werden, unter der Bedingung, dass der Stammholzertrag mindestens 5000 m³/Jahr beträgt. Das Modell lautet also:

$$\max. DGZ_U = 8.5 A + 6.1 B$$

wobei A und B die gesuchten Flächen (ha) sind, in denen das Managementprogramm A bzw. B zur Anwendung kommen soll. Zwei Beschränkungen lauten:

$$\text{verfügbare Fläche:} \quad A + B \leq 10\,000 \text{ ha}$$

$$\text{Stammholzertrag:} \quad 4.8 B \geq 6000 \text{ m}^3/\text{Jahr.}$$

Die Stammholzbeschränkung und der maximale Holzertrag sind konkurrierende Ziele. Die Lösung kann mit Hilfe der Simplexmethode oder auch einfach grafisch ermittelt werden. Die Grafik in Abb. 1.3 zeigt die linearen Restriktionen als Geraden im zweidimensionalen Raum.

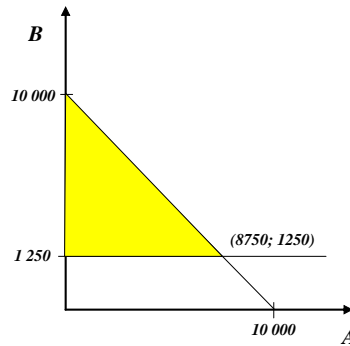


Abbildung 1.3. Zulässiger Lösungsraum für das Shorea robusta Problem mit zwei Beschränkungen.

Für die Flächenbeschränkung kommen nur Werte *auf* und *unterhalb* der Geraden in Frage. Entsprechend sind für die Stammholzbeschränkung nur Punkte *auf* und *oberhalb* der Geraden zulässig. Da beide Beschränkungen gleichzeitig erfüllt werden müssen, wird die schattierte Fläche als zulässiger Lösungsraum bezeichnet. Der zulässige Lösungsraum ist der Bereich, der alle zulässigen Kombinationen der Variablen einschließt. Daher kann sich die Suche nach der optimalen Kombination auf diesen Bereich beschränken.

Bei der grafischen Analyse kommt es darauf an, die Kombination der Variablenwerte im zulässigen Bereich zu finden, der die Zielfunktion $DGZ_U = 8.5 A + 6.1 B$ maximiert. Die Zielfunktion kann grafisch dargestellt werden, wenn man für den DGZ_U einen bestimmten Wert einsetzt. Für den Wert $DGZ_U = 100\,000$ kann die entsprechende Gerade abgebildet werden (Abb. 1.4). Für alle Kombinationen der Werte von A und B auf der Geraden $100\,000 = 8.5 A + 6.1 B$ ergibt sich der gleiche DGZ_U , daher wird diese Gerade auch als Isolinie der Zielfunktion bezeichnet.

Es ist leicht einzusehen, dass mit niedrigeren DGZ_U -Werten die Gerade parallel näher zum Ursprung des Koordinatensystems verschoben wird. Die Gerade kann solange verschoben werden, bis sie den zulässigen Lösungsraum berührt. Bei $A=8750$ und $B=1250$ erreicht die Zielfunktion den Maximalwert von $82\,000 \text{ m}^3/\text{Jahr}$, denn $8.5 (8750) + 6.1 (1250) = 82\,000$. Der Eckpunkt $[8750; 1250]$ ergibt deshalb die Lösung, weil die Steigung der Zielfunktion $8.5/6.1$ größer ist als die Steigung der Geraden der Flächenbeschränkung (1.0).

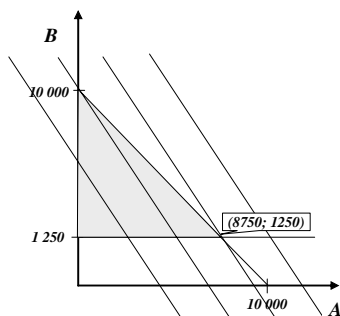


Abbildung 1.4. Zulässiger Lösungsraum für das Shorea robusta - Problem mit zwei Beschränkungen und drei Isolinien mit gleicher Steigung und drei unterschiedlichen Werten der Zielfunktion.

Bei der optimalen Flächenaufteilung - 8750 ha für Programm A und 1250 ha für Programm B - beträgt der Stammholzertrag genau $6000 \text{ m}^3/\text{Jahr}$. Der maximale DGZ_U ist entsprechend $82\,000 \text{ m}^3/\text{Jahr}$.

1.22 Aufforstung in Wassereinzugsgebieten

In drei Wassereinzugsgebieten, die zu einem großen gemeinsamen Einzugsgebiet gehören, soll die landwirtschaftliche Nutzung wegen Überweidung und Erosion eingestellt und durch eine umweltfreundliche forstliche Nutzung ersetzt werden. Allerdings darf der Gesamtwasserertrag durch die im Rahmen der Aufforstung erwartete erhöhte Evapotranspiration nicht zu stark reduziert werden. Die Beziehung zwischen der Reduktion des Wasserertrages und dem Alter der Bäume ist für zwei Baumarten in Abb. 1.5 dargestellt.

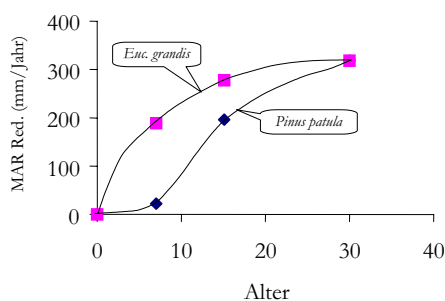


Abbildung 1.5. Beziehung zwischen Reduktion des Wasserertrages (MAR Red.) und dem Alter für zwei Baumarten (nach Bosch u. Gadow, 1990).

Die durchschnittliche jährliche Biomasseproduktion in den drei Einzugsgebieten (der DGZ) sowie der Abfluss vor und nach der Aufforstung sind in Tab. 1.5 aufgeführt.

Gebiet	Fläche ha	$Q_u \text{ (m}^3/\text{ha)}$	$Q_p \text{ (m}^3/\text{ha)}$	DGZ $\text{(m}^3/\text{ba)}$
1	5.000	7.000	4.500	20

2	2.500	3.400	1.700	16
3	3.000	3.000	2.000	12

Tabelle 1.5. Werte der drei Wassereinzugsgebiete (Q_u = Wasserertrag vor der Aufforstung (m^3/ba), Q_p = Wasserertrag nach der Aufforstung (m^3/ba), DGZ = durchschnittliche jährliche Biomassenproduktion (m^3/ba)).

Da die Flächen (F_1 bis F_3) der Wassereinzugsgebiete 1 bis 3, die aufgeforstet werden können, weder größer als die jeweiligen Gesamtflächen noch negativ sein können, ergeben sich folgende Restriktionen:

$$\begin{aligned} 0 &\leq F_1 \leq \text{Gebiet 1} = 5000, \\ 0 &\leq F_2 \leq \text{Gebiet 2} = 2500 \text{ und} \\ 0 &\leq F_3 \leq \text{Gebiet 3} = 3000. \end{aligned}$$

Ein weiteres Ziel ist die Beschränkung der aufforstungsbedingten Reduktion des Wasserertrages. Der jährliche Wasserertrag aus dem gesamten Einzugsgebiet (Q) darf durch die Aufforstungen höchstens um 10% reduziert werden. Dabei wird die folgende Beziehung unterstellt:

$$Q = Pg - Et.$$

Q ist der durchschnittliche jährliche Wasserertrag gemessen in m^3/ha . Q ist gleich der Differenz zwischen dem durchschnittlichen Jahresniederschlag (Pg) und der durchschnittlichen jährlichen Evapotranspiration (Et). Aus der Forderung, dass die bereitgestellte Wassermenge um nicht mehr als zehn Prozent sinken darf, ergibt sich die Restriktion

$$\sum_{i=1}^3 F_i \times Q_{pi} + \sum_{i=1}^3 (G_i - F_i) \times Q_{ui} \geq 0,9 \times \sum_{i=1}^3 G_i \times Q_{ui}.$$

Tab. 1.5 lässt sich diese Beschränkung vereinfachen zu $25 \cdot F_1 + 17 \cdot F_2 + 10 \cdot F_3 \leq 52500$. Die Zielfunktion ergibt sich schließlich aus der

Forderung nach der maximalen Holzproduktion als $\sum_{i=1}^3 F_i \times DGZ_i \rightarrow \max$. Das

Gleichungssystem lautet:

$$\begin{array}{l} \text{Fläche 1} \\ \text{Fläche 2} \\ \text{Fläche 3} \\ \text{Wasser} \\ \text{DGZ} \end{array} \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 1 \\ 25 & 17 & 10 \\ 20 & 16 & 12 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} F_1 \\ F_2 \\ F_3 \end{bmatrix} \begin{array}{l} \leq 5000 \\ \leq 2500 \\ \leq 3000 \\ \leq 52500 \\ \rightarrow \max \end{array}$$

Der für die Berechnung der Lösung benutzte Programmtext lautet in SAS bzw. Lindo:

Programmtext in SAS	Programmtext in Lindo
DATA aufforst; INPUT _id_ \$ f1 f2 f3 _type_ \$ _rhs_; CARDS;	max 20 P1 + 16 P2 + 12 P3

<pre> flaeche1 . 1 . le 5000 flaeche2 . 1 . le 2500 flaeche3 . 1 le 3000 wasser 25 17 10 le 52500 dgz 20 16 12 max . ; RUN; PROC LP; RUN; </pre>	<pre> subject to Fläche1) P1 < 5000 Fläche2) P2 < 2500 Fläche3) P3 < 3000 Redukt) 25 P1 + 17 P2 + 10 P3 < 52500 END </pre>
--	--

Mit beiden Programmen erhält man $F_1 = 0$, $F_2 = 1323.5$ und $F_3 = 3000$. Eine Kontrollrechnung mit $\sum_{i=1}^3 F_i \times Q_{pi} + \sum_{i=1}^3 (G_i - F_i) \times Q_{ui} \geq 0.9 \times \sum_{i=1}^3 G_i \times Q_{ui}$ ergibt die Lösung $4725000 \geq 4725000$ (mm jährliche Wasserproduktion). Der jährliche DGZ beträgt $57176.47m^3$ pro Jahr auf der gesamten Fläche, was einem durchschnittlichen DGZ von $13.2m^3$ pro ha und Jahr auf den aufzuforstenden Flächen entspricht.

1.23 Produktionsplanung in einem Zellstoffwerk

Ein Zellstoffwerk hat mittelfristig gesicherten Zugriff auf Laubholz und Nadelholzbestände. Drei Produkte können hergestellt werden: gebleichter Zellstoff aus Laubholz, gebleichter Zellstoff aus Nadelholz und ungebleichter Kraft-Zellstoff. Das System ist in Abb. 1.6 dargestellt.

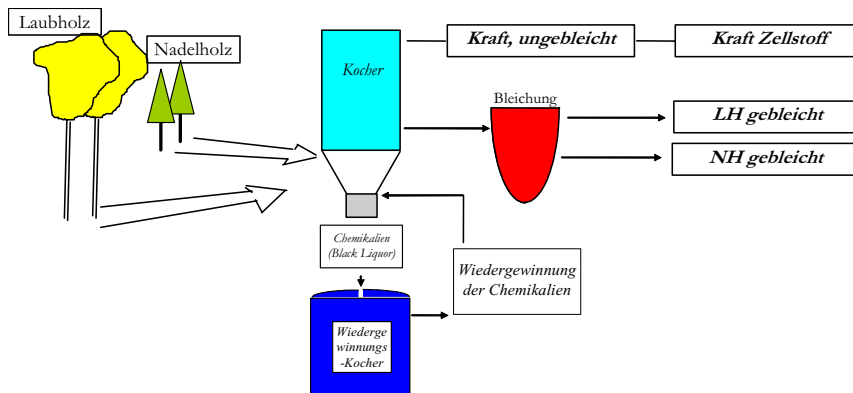


Abbildung 1.6. Produktionsprozess bei der Zellstoffherstellung, vereinfachte Darstellung.

Wir bezeichnen die jährlich produzierten (unbekannten) Tonnen gebleichten Zellstoffes aus Laubholz, gebleichten Zellstoffes aus Nadelholz und ungebleichten Kraft-Zellstoffes mit LH, NH und KR. Der Rohstoffbedarf für die unterschiedlichen Produkte ist in Tab. 1.6 aufgeführt.

Zellstoff-Produkt	Reinertrag Euro/Tonne	Rundholz-Bedarf pro 1 Tonne Zellstoff
LH	10	2.5

NH	8	2.0
KR	5	1.3 Laub+0.7 Nadel

Tabelle 1.6. Rundholzbedarf für die Produkte LH, NH und KR.

Die Zielgröße, der Reinertrag, soll maximiert werden. Der jährliche Ertrag kann nicht unbegrenzt zunehmen, denn das Rundholzangebot ist eingeschränkt. Nur 300.000 Tonnen Laubholz und 1,2 Millionen Tonnen Nadelholz sind jährlich lieferbar. Daraus ergeben sich zwei Beschränkungsgleichungen.

Eine weitere Beschränkung betrifft den Kocher (*recovery boiler*), der Abfallstoffe verbrennt und bestimmte Chemikalien zur Wiederverwertung aufbereitet. Der Kocher ist pausenlos im Einsatz: 350 Tage pro Jahr, 24 Stunden täglich, also insgesamt 8.400 Stunden pro Jahr. Für 1000 Tonnen gebleichten Zellstoff (LH oder NH) werden 23,9 Kocherstunden benötigt, für 1000 Tonnen ungebleichten *Kraft Liner* nur 20,2 Stunden. Eine Tonne LH oder NH verbraucht also $23,9/1.000=0,0239$ Kocherstunden, eine Tonne *Kraft* verbraucht $20,2/1.000=0,0202$ Kocherstunden. Dadurch ergibt sich eine Boilerzeit-Beschränkungsgleichung. Die optimale Produktmischung, unter Berücksichtigung der Zielfunktion und der Beschränkungen, kann mit Hilfe der Simplexmethode ermittelt werden.

Beispiele aus der industriellen Fertigung, der Zuteilung begrenzter Ressourcen und der forstlichen Planung belegen, dass sich die Methoden der numerischen Optimierung besonders gut für die Lösung komplexer Probleme mit multiplen Zielsetzungen eignen. Diese Verfahren kommen seit etwa 4 Jahrzehnten in vielen Regionen der Welt zum Einsatz. Auch in der forstlichen Praxis gibt es zahlreiche Beispiele erfolgreicher Anwendungen. Die Marktwerte der forstlichen Güter und Dienstleistungen und die Leistungen nachhaltiger Waldnutzung können als zusätzliches wirtschaftliches Standbein und nicht nur als Kostenfaktor etabliert werden. Erstaunlicherweise haben diese Methoden in der mitteleuropäischen Forsteinrichtung bisher nur wenig Beachtung gefunden.



Eine Fichten-Windwurflläche, aufgenommen im Harz, im Spätwinter 2005, erinnert an die zahlreichen Risiken der Waldnutzung und an die zunehmend wichtige Aufgabe der Forsteinrichtung: die Erfassung von Veränderungen.

1.24 Integrierter Forstbetrieb

Aus den Wäldern einer Forstbetriebsgemeinschaft können pro Jahr V m³ Holz nachhaltig genutzt werden. Die Kosten von Holzernte und Transport vom Wald zum unternehmenseigenen Spanplatten- und Sägewerk betragen k Euro pro m³. Das geerntete Rundholz kann auf dem Holzmarkt für r Euro pro m³ verkauft werden. Zusätzlich zum eigenen Rundholz kann auf dem Holzmarkt Rundholz für die Verarbeitung im unternehmenseigenen Spanplatten- und Sägewerk für h Euro pro m³ eingekauft werden (Abb. 1.7). Die maximal auf dem Holzmarkt verfügbare

Menge an betriebsfremdem Rundholz aus regionalen Quellen ist allerdings auf $M \text{ m}^3$ pro Jahr beschränkt. Das betriebseigene Sägewerk kann pro Jahr bis zu $S \text{ m}^3$, das Spanplattenwerk bis zu $P \text{ m}^3$ Rundholz verarbeiten.

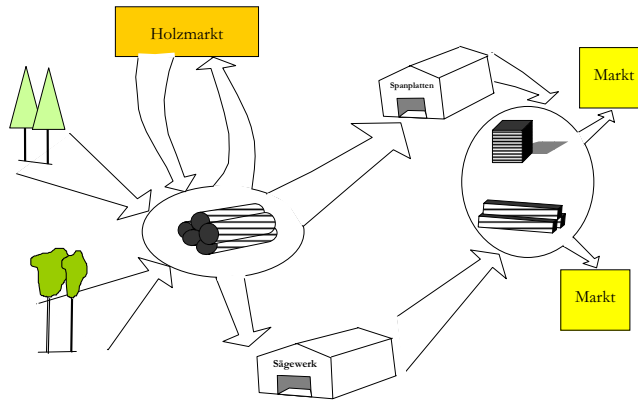


Abbildung 1.7. Rundholzflüsse zwischen Wald, Rundholzmarkt und Holzverarbeitenden Betrieben.

Die möglichen Produkte der beiden Werke, die Herstellungskosten und die Verkaufspreise der Produkte, sowie die für ihre Herstellung benötigten Rundholzmengen sind für eine sehr begrenzte Anzahl von Produkten etwas vereinfacht und beispielhaft in Tab. 1.7 aufgeführt. Die Tabelle beinhaltet die Minimal-Information zur Entwicklung eines Modell-Prototyps. Diese Struktur kann die Grundlage bilden für ein realistisches Strukturmodell zur Optimierung von Rundholzflüssen innerhalb eines integrierten Forstbetriebes.

Produkt		Herstellungskosten (€/m ³)	Verkaufserlös (€/m ³)	m ³ Rundholz pro m ³ Produkt
Brettware	10 x 20 cm	66	163	2,0
	10 x 30 cm	64	174	2,5
		€/Platte	€/Platte	m ³ pro Platte
Spanplatten	2 cm	6,0	14,0	0,05
	4 cm	8,5	19,0	0,10

Tabelle 1.7. Herstellungskosten, Verkaufserlöse und Rundholzbedarf für vier Produkte.

Die Zielfunktion bestimmt die Summe der Reinerträge für einen definierten Zeitraum. Typische Beschränkungen ergeben sich aus den nachhaltig im Wald nutzbaren und auf dem Rundholzmarkt verfügbaren Holzmengen, den Produktionskapazitäten und Absatzmöglichkeiten der Spanplattenfabrik und des Sägewerks und den für die einzelnen Produkte benötigten Rundholzmengen.

Solche sehr einfachen Modell-Prototypen haben den Vorteil, dass sie relativ mühelos den zahlreichen realen Bedingungen und Anforderungen der Nutzer angepasst werden können. Die

Neuentwicklung einer (arche-) typischen Modellstruktur, die nach Belieben erweitert und mit empirischen Koeffizienten den jeweiligen speziellen Bedingungen angepasst werden kann, ist eine wichtige, wenn auch nicht immer triviale Aufgabe.

Eine entscheidende Phase bei der Modellkonzeption betrifft die Definition der Variablen. Im vorliegenden Beispiel werden die Variable, die „unbekannten Mengen“, wie folgt definiert:

Definition der Variablen	Eig rnd	=	pro Jahr geerntete m ³ Rundholz aus dem eigenen Wald
	Kauf rnd	=	pro Jahr auf dem Holzmarkt zugekaufte m ³ Rundholz
	Verk rnd	=	pro Jahr auf dem Holzmarkt verkaufte m ³ Rundholz
	Säg rnd	=	pro Jahr im betriebseigenen Sägewerk eingeschnittene m ³ Rundholz
	Span rnd	=	pro Jahr im betriebseigenen Spanplattenwerk verarbeitete m ³ Rundholz
	Säg 1x2	=	pro Jahr produzierte m ³ Schnittholz der Maße 100 x 200 mm
	Säg 1x3	=	pro Jahr produzierte m ³ Schnittholz der Maße 100 x 300 mm
	Span 2cm	=	pro Jahr produzierte Spanplatten mit einer Dicke von 2 cm
	Span 4cm	=	pro Jahr produzierte Spanplatten mit einer Dicke von 4 cm
	Verk 1x2	=	pro Jahr verkaufte m ³ Schnittholz der Maße 100 x 200 mm
	Verk 1x3	=	pro Jahr verkaufte m ³ Schnittholz der Maße 100 x 300 mm
	Verk 2cm	=	pro Jahr verkaufte Spanplatten mit einer Dicke von 2 cm
	Verk 4cm	=	pro Jahr verkaufte Spanplatten mit einer Dicke von 4 cm

Das entsprechende stark vereinfachte Modell für die optimierte Produktion des gesamten Betriebes ist in Tab. 1.8 dargestellt.

	Eig rnd (m ³)	Kauf rnd (m ³)	Verk rnd (m ³)	Säg rnd (m ³)	Span rnd (m ³)	Säg 1'2 (m ³)	Säg 1'3 (m ³)	Span 2cm (#)	Span 4cm (#)	Verk 1'2 (m ³)	Verk 1'3 (m ³)	Verk 2cm (#)	Verk 4cm (#)	RHS
eigener Wald	1													≤ 60000
gekauft Rundholz		1												≤ 5000
Rundholzverbrauchsbilanz	1	1	-1	-1	-1									≥ 0
Sägewerkkapazität				1										≤ 80000
Spanplattenwerkkapazität					1									≤ 40000
Bilanz Sägewerk				-1		2	2,5							≤ 0
Bilanz Spanplattenwerk					-1			0,05	0,1					≤ 0
Verkaufsbilanz Sägew. 1'2						-1				1				≤ 0
Verkaufsbilanz Sägew. 1'3							-1				1			≤ 0
Verkaufsbilanz Spanpl. 2cm								-1				1		≤ 0
Verkaufsbilanz Spanpl. 4cm									-1				1	≤ 0
Absatz Schnitth. 1'3											1			≤ 4500
Gewinn	-20	-60	45			-66	-64	-6	-8,5	163	174	14	19	max

Tab. 1.8. Modell des integrierten holzverarbeitenden Betriebes.

1.25 Unterschiede zwischen Waldbeständen

Zur Bestimmung von Unterschieden zwischen Waldbeständen kann der sogenannte *Genetische Abstand* d verwendet werden, der die Ähnlichkeit von zwei Durchmesserverteilungen beschreibt

und definiert ist durch $0 \leq d = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n |\rho_{i1} - \rho_{i2}| \leq 1$. Dabei bezeichnet n die Anzahl der

Durchmesserklassen, ρ_{i1} bzw. ρ_{i2} die Klassenhäufigkeiten der Durchmesserstufe i der Bestände 1 und 2. Für $d=1$ haben die Verteilungen keine Gemeinsamkeiten, für $d=0$ sind die Verteilungen identisch. Das Abstandsmaß d gibt also den Anteil der Bäume an, welcher ausgetauscht werden müsste, damit beide Kollektive eine identische Durchmesserstruktur aufweisen. In der nachstehenden Tabelle sind drei Durchmesserverteilungen X, Y und Z aufgeführt. Offensichtlich sind sich die Bestände x und z in Bezug auf die Durchmesserverteilungen am ähnlichsten. Zwischen x und y ist der Unterschied am größten.

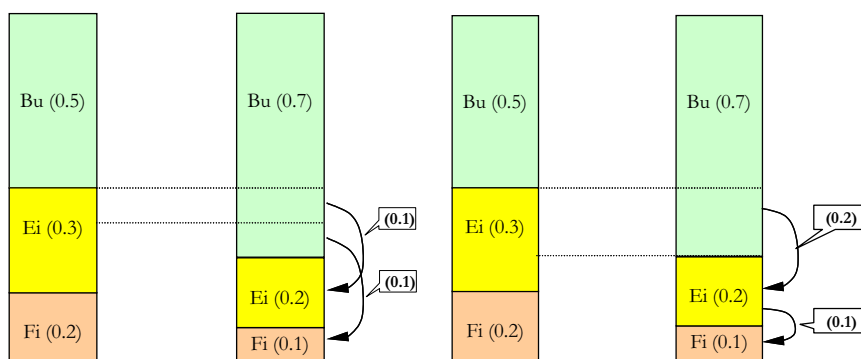
BHD cm	Verteilung abs			Verteilung rel			abs(x-y)	abs(x-z)	abs(y-z)	
	x	y	z	x	y	z				
8	21	13	18	0,29	0,22	0,28	0,064	0,008	0,056	
12	14	7	13	0,19	0,12	0,20	0,071	0,008	0,079	
16	6	7	7	0,08	0,12	0,10	0,038	0,018	0,021	
20	7	6	7	0,10	0,10	0,10	0,008	0,008	0,000	
24	9	3	6	0,12	0,05	0,09	0,072	0,033	0,038	
28	3	5	3	0,04	0,09	0,05	0,045	0,009	0,036	
32	4	2	3	0,05	0,03	0,04	0,020	0,015	0,006	
36	4	6	4	0,05	0,10	0,06	0,049	0,005	0,043	
40	0	4	1	0,00	0,07	0,01	0,069	0,010	0,059	
44	5	5	4	0,07	0,09	0,06	0,018	0,008	0,026	
	73	58	65				Summe	0,453	0,122	0,364
							Summe/2	0,226	0,061	0,182

Es gibt mehrere Gründe, warum die Unterschiede zwischen Waldbeständen bestimmt werden müssen. Zum Beispiel kann es erforderlich sein, die Nähe zu einem „Idealzustand“ zu messen, oder eine eingriffsbedingte Strukturveränderung zu beurteilen. Der im Fall der Durchmesserverteilungen gewählte lineare Ansatz ist allerdings nicht mehr zutreffend, wenn der Unterschied zwischen zwei Beständen aufgrund der differenzierten Artenverteilungen beurteilt werden soll. In diesem Fall ist das Problem nicht-linear.

Aufgabe: Die Baumartenverteilung des Bestandes A soll minimal kostenaufwändig in die Verteilung des Bestandes B überführt werden, unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Baumartenanteile. Die wesentlichen Angaben zur Lösung dieser Aufgabe sind in der nachstehenden Tabelle aufgeführt:

Unterschieds- matrix		Baum art	Bestand A	Bestand B
<i>Bu</i>	<i>Ei</i>	Bu	0.5	0.7
<i>Ei</i>	1	Ei	0.3	0.2
<i>Fi</i>	5	Fi	0.2	0.1

Die Quantifizierung der Unterschiede zwischen beliebigen Arten ist ein Forschungsziel der Phylogenetik. Die Zahlen 1, 5 und 3 sind hypothetisch, ebenso wie die relativen Häufigkeiten, z.B. 0.5, 0.3 und 0.2 für Buche, Eiche und Fichte. Es gibt mehrere Möglichkeiten, wie A in B überführt werden kann, wenn die Kosten der Überführung, im Sinne des Transportmodells der *Linearen Programmierung*, durch die Unterschiede zwischen den Arten definiert werden. Die nachfolgende Grafik zeigt zwei Möglichkeiten, wie durch Verschieben der relativen Baumartenanteile eine Kongruenz der beiden Bestände erreicht wird.



$$\text{Kosten: } \Delta = 0.1 \cdot 1 + 0.1 \cdot 5 = 0.6$$

$$\text{Kosten: } \Delta = 0.2 \cdot 1 + 0.1 \cdot 3 = 0.5$$

Die Kosten sind unterschiedlich, denn im ersten Fall werden jeweils 10 % des Buchenanteils aus Bestand B dem Eichen- und Fichtenanteil des Bestandes A zugeordnet (Kosten: $0.1 \times 1 + 0.1 \times 5 = 0.6$), während im zweiten Fall der Eichenanteil mit 20% aus der Buche aufgestockt wird; die Erhöhung des Fichtenanteils um 10% erfolgt aus dem Eichenanteil (Kosten: $0.2 \times 1 + 0.1 \times 3 = 0.5$). Somit existieren mehrere mögliche Pfade der Transformation. Um die Unterschiede zwischen mehreren Beständen vergleichbar zu machen, darf es nur eine Lösung geben.

Um zu gewährleisten, dass es tatsächlich nur eine Lösung gibt, kann ein entsprechendes Optimierungsproblem formuliert werden. Ziel ist es, die Kosten der Überführung von Bestand A in Bestand B zu minimieren. Unterstellt man zum Beispiel zwei beliebige Bestände A und B mit Baumartenanteilen X_i und X_j , dann sind die Kosten der Überführung der Art i in die Art j abhängig vom Unterschied $abstand_{ij}$ zwischen i und j . Die Anteile der Arten im Bestand A nennen

wir *verfügbar*; entsprechend werden die Artenanteile in B mit *bedarf_j* bezeichnet. Das allgemeine Modell lautet somit:

$$\min \rightarrow Z = \sum_i^m \sum_j^n \text{abstand}_{ij} \cdot X_{ij}, \text{ mit den Nebenbedingungen}$$

$$\sum_j^n X_{ij} \geq \text{bedarf}_j \text{ und } \sum_i^m X_{ij} \leq \text{verfügbar}_i.$$

Die Problemformulierung in *Lindo* lautet entsprechend:

```

min 0 BuBu + BuEi + 5 BuFi + 0 FiFi + 5 FiBu + 3 FiEi + 0 EiEi + 3 EiFi + EiBu
subject to
  BBu) BuBu + BuEi + BuFi = 0.7
  BEi) EiEi + EiBu + EiFi = 0.2
  BFj) FiFi + FiBu + FiEi = 0.1
  ABu) BuBu + EiBu + FiBu = 0.5
  AEi) EiEi + BuEi + FiEi = 0.3
  AFi) FiFi + BuFi + EiFi = 0.2
END

```

Lösung A-B: 0.5 (0.2 von Bu nach Ei; 0.1 von Ei nach Fi)

Lösung B-C: 0.5 (0.2 von Bu nach Ei; 0.1 von Ei nach Fi)

Lösung A-C: 1.1 (0.1 von Bu nach Fi; 0.3 von Bu nach Ei; 0.1 von Ei nach Fi)

Weber (2005)² hat Methoden beschrieben, mit deren Hilfe die Verwandtschaftsbeziehungen zwischen unterschiedlichen Arten dargestellt werden können. Fichten und Tannen ähneln sich z.B. in vielen ihrer Merkmale, während Laub- und Nadelbäume sehr viel weniger gemein haben. Alle Individuen, die miteinander fruchtbare Nachkommen zeugen können, gehören zu einer biologischen Art. Nach der Evolutionstheorie entstand alles Leben aus einer Urform, aus welcher sich letztlich die anderen Lebensformen ableiten lassen. Alle Arten besitzen somit einen gemeinsamen Vorfahren und mit Hilfe taxonomischer Merkmale und neuerdings auch molekularer Analysen ist es möglich, den Grad der Unterschiedlichkeit zwischen Arten zu bestimmen. Am *Göttinger Zentrum für Biodiversitätsforschung* wurde ein Stammbaum der Organismen erarbeitet, der als Poster den aktuellen Stand der Forschung widerspiegelt³.

In der Stammesgeschichtsforschung, der *Phylogenetik*, nimmt man an, dass, sobald aus einer Art zwei Arten entstehen, sich diese in unterschiedliche Richtungen weiterentwickeln. Besitzen sie nahe der Trennung noch fast identische Merkmale, so bilden sie in Zukunft unabhängig voneinander neue Merkmale und/oder verlieren alte. Je länger der gemeinsame Vorfahr von heute aus gesehen in der Vergangenheit liegt, desto unterschiedlichere Merkmale sollten diese

² Weber, F., 2005: Bewertung der Unterschiedlichkeit von Arten und daraus resultierende Vergleichsmöglichkeiten der Diversität von Lebensgemeinschaften. Unveröff. Hausarbeit, Institut für Waldinventur u. Waldwachstum d. Univ. Göttingen.

³ Willmann, R., 2005: Der Stammbaum des Lebens. Planet Poster Editions, Göttingen.

Arten zueinander besitzen, wenn man unterstellt, dass die Veränderungsrate von Merkmalen immer gleich ist. Leider ist es nur mit Hilfe der Paläontologie möglich, entsprechende Hypothesen an einzelnen Organismen zu überprüfen. Auf der Basis entsprechender Überlegungen hat Weber (2005) eine Distanzmatrix erstellt, die die Unterschiedlichkeit einiger Baumarten quantifizieren soll (Tab. 1.9).

	<i>Abies alba</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Pinus leser</i>	<i>Larix leser</i>	<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Betula leser</i>	<i>Ulmus glabra</i>	<i>Acer pseudo-platanus</i>	<i>Tilia cordata</i>	<i>Populus nigra</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>
<i>Abies alba</i>	1	3	3	3	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
<i>Picea abies</i>		1	3	3	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
<i>Pinus leser</i>			1	3	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
<i>Larix leser</i>				1	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
<i>Sorbus aucuparia</i>					1	6	6	6	6	6	6	6	6	7
<i>Fagus sylvatica</i>						1	3	3	4	6	6	6	6	7
<i>Quercus robur</i>							1	2	4	6	6	6	6	7
<i>Quercus petraea</i>								1	4	6	6	6	6	7
<i>Betula leser</i>									1	6	6	6	6	7
<i>Ulmus glabra</i>										1	6	6	6	7
<i>Acer pseudo-platanus</i>											1	6	6	7
<i>Tilia cordata</i>												1	6	7
<i>Populus nigra</i>													1	7
<i>Fraxinus excelsior</i>														1

Tabelle 1.9. Beispiel einer einfachen Distanzmatrix einiger ausgewählter Baumarten (nach Weber, 2005).

Dieser erste Ansatz ist sehr einfach und eine Basis für verbesserte Distanzmatrizen der Forstgenetik. Für Arten, die zur gleichen Gattung gehören, ist der numerische Wert der Unterschiedlichkeit gleich 2. Für jede weitere taxonomische Rangstufe, die zwei Arten nicht gemein haben, wird die Unterschiedlichkeit um eins erhöht. Die maximale Unterschiedlichkeit in der Tab. 1.9 wäre durch die Verhältniszahl 9 ausgedrückt, z.B. zwischen den Arten *Quercus petraea* und *Abies alba*. Gleiche Arten erhalten den Wert 1. Die Differenzierung der Unterschiede zwischen den Arten ist in diesem Beispiel sehr gering. Leider hilft die einschlägige systematische Fachliteratur nicht weiter (s. d. 34. Ausgabe des *Strasburger* Lehrbuchs für Botanik, und Literatur zur Evolution und Systematik). Einen besseren Aufschluss über die Verwandtschaftsbeziehungen zwischen den Arten geben Methoden der molekularen Analyse, mit deren Hilfe bestimmte Merkmale zur Überprüfung von Verwandtschaftsbeziehungen erschlossen werden können. Wie dies im einzelnen durchgeführt werden kann zeigt u. a. die Arbeit von Indrioko (2005), der die haplotypische Diversität von vier *Shorea*-Arten in *Kalimantan* und *Sumatra* mit Hilfe der

Chloroplasten-DNA untersucht hat. In dieser Arbeit wurde die bestehende taxonomische Klassifikation bestätigt. Solche molekularen Phylogenien können zur verbesserten Quantifizierung von Unterschieden zwischen Baumarten beitragen. Somit wäre es möglich, den Unterschied zwischen einem beliebigen aktuellen Waldzustand und einem Zielzustand zu bestimmen.

1.26 Implementierung der Simplexmethode in *Pascal*

Das nachstehende PASCAL-Programm soll die algorithmischen Details der Simplexmethode etwas verständlicher machen:

```

program simp; {demonstriert die Simplex Methode, K v Gadow 1987}
uses crt, printer;
const maxrows = 10; maxcols = 10;
type mat = array[1..maxrows,1..maxcols] of real;
var rows, cols : integer; a : mat;

procedure constants; {Daten des Zellstoffwerk-Problems}
begin
  rows:=4; cols:=7;
  a[1,1]:=2.5; a[1,2]:=0; a[1,3]:=1.3; a[1,4]:=1;a[1,5]:=0; a[1,6]:=0;
  a[1,7]:=300000.0; a[2,1]:=0; a[2,2]:=2.0; a[2,3]:=0.7; a[2,4]:=0;
  a[2,5]:=1; a[2,6]:=0; a[2,7]:=1200000.0; a[3,1]:=0.0239; a[3,2]:=0.0239;
  a[3,3]:=0.0202; a[3,4]:=0; a[3,5]:=0; a[3,6]:=1; a[3,7]:=8400;
  a[4,1]:=150; a[4,2]:=140; a[4,3]:=115; a[4,4]:=0; a[4,5]:=0; a[4,6]:=0;
  a[4,7]:=0;
end; {constants}

procedure print_tablo;
var i,j : integer;
begin
  for i:=1 to rows do
    begin
      for j:=1 to cols-1 do write(lst,a[i,j]:8:1); writeln(lst,a[i,cols]:14:1)
      end; writeln(lst)
    end; {print_tablo}

procedure Simplex(rows,cols:integer; var a:mat);
var L,D,F,Y,X : real; i,j,s,r,k : integer;
begin
  writeln('initial tableau'); print_tablo; readln; k:=0;
  repeat
    k:=k+1; {bestimme den größten positiven Wert der Zielfunktion} L:=0.0;
    for j:=1 to cols-1 do
      begin if L<a[rows,j] then begin L:=a[rows,j]; s:=j end; end;
    if L=0.0 then halt; {prüfe ob Zielfunktion ungebunden}
    i:=0; repeat i:=i+1 until (a[i,s]>0) or (i=rows);
    if i=rows then write('obj. F. unbounded ...');
    {bestimme das Pivot Element in der Spalte s} D:=1E+9;
    for i:=1 to rows-1 do begin
      if a[i,s]>0 then F:=a[i,cols]/a[i,s];
      if F<D then begin D:=F; r:=i end end;
    if D=1E+9 then
      begin write('Elemente zu groß ...'); halt end;
    {teile Zeile s durch das Pivot Element} Y:=a[r,s];
    for j:=1 to cols do a[r,j]:=a[r,j]/y; {Zeilen Berechnungen}
    for i:=1 to rows do if (i<>r) and (a[i,s]<>0) then
      begin X:=a[i,s]; for j:=1 to cols do a[i,j]:=a[i,j]-X*a[r,j] end;
    writeln(lst,'iteration ',k); print_tablo; readln
  until L=0.0; end; {simplex}

begin {Hauptprogramm} clrscr; constants; simplex(rows,cols,a); end.

```

2 Das Mehrpfadprinzip

Die Wissenschaftsdisziplin *Forsteinrichtung* hat, in enger Verzahnung mit der Waldwachstumsforschung, als wissenschaftliches „Unikat“ während der letzten zwei Jahrhunderte eine Fülle an eigenständigen Fragestellungen und Methoden hervorgebracht, mit speziellem und oftmals ausschließlichem Bezug zur nachhaltigen Waldnutzung¹. Die Kombination *Forsteinrichtung/Waldwachstumsforschung* hat sich ständig den jeweils herrschenden forstpolitischen Bedingungen angepasst². Ihre Methoden bilden die Grundlage für die Steuerung und Analyse der Waldentwicklung in der kommerziellen Plantagenwirtschaft, in Plenterwäldern, in extensiv genutzten Naturwäldern und bei anspruchsvollen Überführungen. Die Steuerung der Waldentwicklung, zentrales Thema der Forsteinrichtungsforschung, ist durch die Vielfalt der Zielsetzungen und der waldbaulichen Möglichkeiten heute besonders anspruchsvoll geworden. Diese Aufgabe ist allein mit Erfahrungswissen aus der Praxis nicht mehr zu bewältigen. Begünstigt durch die Entwicklungen der Datenbank- und Modelltechnik ist die *Forsteinrichtung* heute ein sehr effektives „Sammelbecken“ für spezielle Forschungsergebnisse aus zahlreichen Disziplinen. Erkenntnisse aus anderen Fachgebieten werden durch die Steuerungsmodelle der Forsteinrichtung gebündelt und für die Praxis der Waldnutzung aufbereitet.

¹ Der Begriff „Forsteinrichtung“ entstand um die Mitte des 18. Jahrhunderts in Mitteleuropa; s. Beckmann (1759); Oettelt (1768); Moser (1793); Richter (1963); Speidel (1972); Kurth (1994). Im englischen Sprachraum üblich sind die Begriffe *Forest Management*, *Forest Planning*, *Harvest Scheduling*. Die spanischen Entsprechungen sind *Manejo Forestal* (Lateinamerika) bzw. *Ordenación de Montes* (Spanien). Zu den Klassikern der Forsteinrichtungsliteratur zählen vor allem die Arbeiten von Hartig (1795), Cotta (1804), Hundeshagen (1826) und Biolley (1920).

² Beispielhaft zu nennen sind die Beiträge zur Weiterentwicklung der Forsteinrichtungsverfahren von Schober (1951), Henne (1976), Kramer (1990), Akça (1993), Böckmann et al. (1998) und Hanewinkel (2001).

2.1 Das System Forsteinrichtung - geringe Einheitlichkeit

Ein Anzeichen für den Wandel im Selbstverständnis der Forsteinrichtung ist die geringe Einheitlichkeit der Vorstellungen über die Bedeutung und den Inhalt dieser Disziplin. Besondere Bedeutung im öffentlichen Wald und in Großbetrieben hat das *Berichtswesen*, d.h. der Beitrag der Forsteinrichtung zur Verbesserung der Informationsprozesse. Daneben gelten weiterhin die traditionellen Aufgaben der Zustandserfassung und der Nachhaltigkeitskontrolle. Angesichts der angespannten Personal- und Haushaltslage, einem gestiegenen Informationsbedarf und wiederholten Änderungen in den Waldbauvorschriften ist die methodische Weiterentwicklung eine wichtige Aufgabe der Forsteinrichtung (Böckmann et al., 1998; Teuffel u. Krebs, 1999; Noeke, 2002; Duhr, 2003; Strelitzki, 2004; Weinfurter, 2004; Ontrup, 2004; Pencz, 2005; Bülow et al., 2005). Die Suche nach einfachen Konzepten wird erschwert durch die zunehmende Vielschichtigkeit der Waldstrukturen und der Zielsetzungen in den unterschiedlichen Waldbesitzarten, und durch die Vielfalt der inzwischen verfügbaren Software in den Bereichen Zustandserfassung, Planung und Analyse.

Die geringe Einheitlichkeit der Vorstellungen über die Bedeutung und den Inhalt der Disziplin zeigt sich auch in den unterschiedlichen Schwerpunkten in Lehre und Forschung der forstlichen Fakultäten. Nach Gerold u. Gerold (2001) umfasst die Forsteinrichtung drei Aufgabenbereiche:

- a) die Unternehmenssteuerung und das operative Controlling im Forstbetrieb;
- b) die überbetriebliche Zusammenarbeit zwischen den Forstbetrieben und der Holzverarbeitenden Industrie
- c) die regionalen Aufgaben, einschließlich der Standorterkundung und der Waldbiotop- und Waldfunktionenkartierung.

Erkenntnisse aus den regional ausgerichteten Kartierungen fließen über die forstliche Rahmenplanung in die Regional- und Landesentwicklungsplanungen ein. Damit erfüllt die Forsteinrichtung nicht nur eine zentrale umweltpolitische Aufgabe, sondern vertritt auch die forstliche Fachkompetenz nach außen. Das klassische und bis zum Beginn der Computerzeit praktizierte Zusammenspiel von Ertragstafel, Nutzungsplanung und Nachhaltigkeitsweisern wird heute ersetzt durch die Kombination von Steuerungsmodell und Analysetool, deren praktische Anwendung durch den Einsatz leistungsfähiger Rechner möglich gemacht wird. Das Ziel dieser Entwicklung ist die Einbindung wissenschaftlicher Erkenntnisse in die forstliche Planung und die Erhöhung der Transparenz im Management. Konkret ist dieses Ziel zu erreichen, wenn unterschiedliche zukünftige Managementstrategien bewertet werden, und wenn die nachhaltige Waldnutzung durch ein effektives Management-Monitoring gewährleistet werden kann.

Die klassischen Waldbau-Programme kennen nur eine begrenzte Anzahl von Eingriffsvarianten. In der Ertragstafel sind Stärke und Art der Eingriffe festgelegt. Ähnliche Vorgaben für Waldbestände, die eine normale Entwicklung von der Bestandesbegründung bis zur Endnutzung durchlaufen, bieten die Z-Baum-Programme (Klädtko, 2005). Durch die Standardisierung soll die Entscheidung erleichtert werden. Aber der Vorzug der einfachen Entscheidung und Kontrolle ist gleichzeitig auch ein Nachteil. Jede Änderung der strategischen Waldbauziele führt zwangsläufig zu einer Zunahme von Beständen, die keine normale Entwicklung durchlaufen haben und gesondert behandelt werden müssen. Viele dieser Überführungen erfordern ganz spezifische Überlegungen (Spellmann, 1998). Wegen der daraus resultierenden Vielfalt der Einzelentscheidungen verliert das eigentlich sehr praktische Prinzip der Vereinfachung durch Standardvorgaben in der Praxis seine Wirksamkeit.

Ein einfaches Beispiel soll dies verdeutlichen. Die mit unterschiedlichen Pflanzzahlen begründete Fichtenversuchsfläche Braunlage 51 wurde durch Adelman (2005) ausgewertet. Dafür standen die Ergebnisse von drei Pflanzverbänden (1,5x1,5m, 3x1m und 3x3m) von der Begründung bis zum Alter 46 zur Verfügung. Die Entwicklungen der Stammzahlen und der Grundflächen über dem Alter für die drei Pflanzverbände sind in Abb. 2.1 dargestellt.

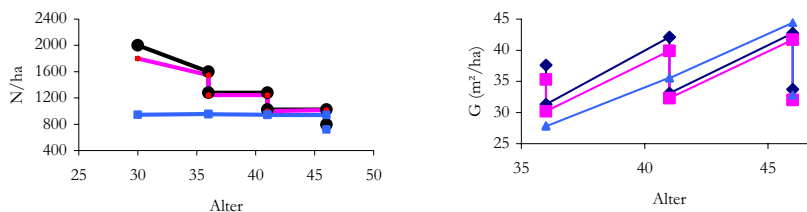


Abbildung 2.1. Entwicklung der Stammzahl (links) und der Grundfläche (rechts) über dem Alter für drei Pflanzverbände einer Fichten-Versuchsfläche im Harz (1,5x1,5, 3x1 und 3x3m; Adelman, 2005).

In diesem Fall konnte festgestellt werden, dass die im 3 x 3m Verband begründete Fläche wegen der geringeren Pflanz- und Lauerungskosten den höchsten unverzinsten Reinertrag pro ha im Alter 46 aufwies. Das Ergebnis der Analyse errascht nicht, denn es gibt seit vielen Jahren ähnliche Untersuchungen, die die Vorteile geringer Pflanzzahlen belegen. Damit ist allerdings noch nicht geklärt, wie diese Erkenntnis im praktischen Betrieb zur Anwendung gebracht werden kann. In der Praxis besteht ein Fichtenwald aus zahlreichen Beständen unterschiedlichen Alters, unterschiedlicher Flächengröße und unterschiedlicher Bestandesgeschichte. Die Bestände haben nicht selten verschiedene waldbauliche Behandlungen erfahren. Der in Abb. 2.2 dargestellte

hypothetische Wald zeigt beispielhaft 10 Bestände mit verschiedenen Ausgangszuständen, die eine von der gegenwärtigen Norm abweichende Behandlung erfahren haben.

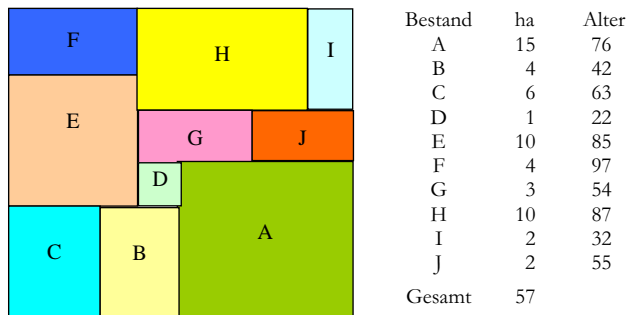


Abbildung 2.2. Hypothetische Betriebskarte mit 10 Fichtenbeständen und aktuellen Bestandesdaten. Die Bestände haben in der Regel früher eine von der gegenwärtigen Norm abweichende Behandlung erfahren. Daher ist die Anwendung der gerade gültigen Waldbauvorschriften nicht ohne weiteres optimal.

Der mittelfristige Entwurf der betrieblichen Entwicklung orientiert sich nicht nur an den gerade gültigen Zielen, sondern vor allem am konkreten Ausgangszustand, der den heutigen Zielvorstellungen nicht immer entspricht. Die Erkenntnisse aus der Fichtenversuchsfläche sind nur dann unmittelbar umzusetzen, wenn a) einer der Bestände in naher Zukunft durch Pflanzung begründet werden soll und wenn b) gewährleistet ist, dass dieser Bestand während der nächsten Jahrzehnte nach ähnlichen Vorgaben, wie sie in der Versuchsfläche praktiziert wurden, durchforstet wird.

Häufig existieren zahlreiche Managementvarianten für einen gegebenen Ausgangszustand. Daher ist die Generierung und Bewertung möglicher Waldentwicklungspfade ein lohnendes Thema der Forsteinrichtungsforschung. Die Auswahl der optimalen Lösung für einen speziellen Bestand wird vor allem von dessen Zustandsgrößen, vom sog. „Zwang des Vorhandenen“, von der Gewichtung der unterschiedlichen Ziele und von den gesamtbetrieblichen Beschränkungen bestimmt. Periodische Umstellungen im Waldbau sind Teil der wechselvollen Forstgeschichte³. Auch neuerdings zeichnet sich wieder ein Paradigmenwechsel ab. Nach Hockenjos (2006) entwickelt sich derzeit eine starke Eigendynamik weg vom Konzept naturnaher Waldwirtschaft – zurück zum „Holzacker“. Genfors (2004) meint, dass Deutschland eine Forstwende braucht, um das große Potential an zusätzlichen Arbeitsplätzen und ökonomischem Aufschwung zu realisieren. Holz als Energieträger erfreut sich einer wachsenden Nachfrage, und die derzeit hohen Vorräte versprechen gute Nutzungsreserven für Scheitholz, Hackschnitzel und Holzpellets.

³ Natürlich gibt es auch andere Beispiele. Röhe (2003) beschreibt z.B. das Pflegekonzept für Buchenbestände in Mecklenburg-Vorpommern, das auf den Grundsätzen der traditionellen *Schlemminer Buchenwirtschaft* entwickelt wurde. Allerdings ist die konsequente Weiterführung eines einmal eingeschlagenen Weges eher selten.

Cotta (1835) meint, dass „...die besten Erfahrungen mit den Männern absterben, die sie gemacht haben, und dass dagegen viele ganz einseitige Erfahrungen von den bloß schreibenden Forstmännern so viel mal nachgeschrieben werden, bis sie am Ende als Glaubensartikel dastehen, denen niemand mehr zu widersprechen wagt, sie mögen noch so einseitig oder irrig sein.“ In der forstlichen Lehre werden Informationen über ideale Waldbauverfahren vermittelt. Eine Analyse der vielfältigen Handlungsmöglichkeiten für reale Ausgangszustände ist dagegen bislang eher selten. Daher ist eine Fixierung der Forstpraxis auf die gerade geltenden Lehrmeinungen kaum verwunderlich.

Die Möglichkeiten der Weiterentwicklung eines gegebenen Ausgangszustandes sind aber häufig breit gespannt. Daher sind Methoden, mit deren Hilfe unterschiedliche Managementpfade beurteilt werden können, eine wichtige Voraussetzung für die Praxistauglichkeit der Planungsentwürfe der Forsteinrichtung. Ein illustratives Beispiel für die Generierung und Bewertung von Managementpfaden ist die Untersuchung von Konitzer (2000), wenn auch nur wenige Alternativen untersucht werden.

2.11 Analyse für ideelle Bestandestypen

In den Betriebsinventuren wird durch die Zuordnung der Inventurpunkte einer Rasterstichprobe zu einer begrenzten Anzahl von Befundeinheiten eine Reduktion der realen Vielfalt von Standorten, Baumartenmischungen und Entwicklungsstadien erreicht. Die Stratifizierung soll die Planung erleichtern, indem geeignete Pflegeprogramme und pauschale Nutzungssätze den Straten zugeordnet werden (vgl. Böckmann et al., 1998; Spellmann et al., 1999; Bitter, 2001; Pretzsch, 2001, S. 266 f.; Hanewinkel, 2001). Die Straten umfassen definitionsgemäß einzelne Bestände, die bestimmte ähnliche Merkmalskombinationen aufweisen, z. B. gleiche Baumartenanteile, Durchmesserverteilungen, Altersklassen oder Grundflächen. Für Bestände, die ein bestimmtes Stratum repräsentieren sollen, können unterschiedliche Managementpfade simuliert werden, um deren Auswirkungen abzuschätzen. Ausgehend von einem 55-jährigen *repräsentativen* Fichtenbestand haben Wolfslehner et al. (2004) zum Beispiel zwei unterschiedliche waldbauliche Szenarien simuliert:

1. eine Auflichtung, mit Voranbau von Buche, Bergahorn und Tanne, und Einzelschutz;
2. ein Kahlhieb mit Pflanzung eines Mischbestandes aus Laub- und Nadelbaumarten, und Flächenschutz.

Bei Variante 1 wird eine langsame, bei Variante 2 eine rasche Annäherung an die potenzielle natürliche Waldgesellschaft angestrebt. Für einen Prognosezeitraum von 30 Jahren werden Modellrechnungen durchgeführt. Die Beurteilung auf der Grundlage vernetzter Indikatoren kann

eine gesamthafte Evaluierung ermöglichen. Zu diesem Zweck wurde die Methode des *Analytic Network Process* (ANP) nach SAATY (1996)⁴ angewendet. Der ANP stellt eine Weiterentwicklung des *Analytic Hierarchy Process* (AHP) dar und kann zur Auswahl von Entscheidungsalternativen bei Mehrfachzielsetzung verwendet werden. Außerdem entwickelten Wolfslehner et al. (2004) das sog. *Pressure-State-Response* (PSR)-Modell weiter. Dabei werden Maßnahmen im Rahmen einer nachhaltigen Waldwirtschaft mit Hilfe von drei Typen von Indikatoren beurteilt:

- *Pressure* (P)-Indikatoren geben Auskunft über negative oder einschränkende Einflüsse auf natürlichen Ressourcen, die infolge der menschlicher Inanspruchnahme entstehen. Damit können z.B. Maßnahmen, die einer nachhaltigen Nutzung des Ökosystems Wald entgegenstehen, identifiziert und bewertet werden.
- *State* (S)-Indikatoren weisen auf den aktuellen Zustand von Wäldern hin. Sie haben einen retrospektiven Charakter, d.h. sie können nur Effekte vergangener Maßnahmen widerspiegeln. Bei regelmäßiger Aufnahme bieten sie allerdings die Möglichkeit, kurzfristige Entwicklungen anzuzeigen.
- *Response* (R)-Indikatoren geben das Bemühen wieder, den negativen Einflüssen (*pressures*) lenkend und abschwächend zu entgegen. Aktive Maßnahmen zur Vermeidung von unerwünschten Zuständen können damit erfasst werden.

Diese Ansätze bieten zum Teil erhebliche methodische Verbesserungen der mehrkriteriellen Analyse. Möglicherweise könnte aber die Zuordnung von Managementpfaden zu den Straten noch effektiver gestaltet werden. Mit Hilfe der Methoden der Unternehmensforschung gestaltet sich die Planung für einzelne Straten relativ einfach. Für jeden Bestandestyp i ($i=1..I$) mit der Fläche A_i existieren unterschiedliche Managementpfade j ($j=1..J_i$). Gesucht wird die Fläche im Stratum i des Betriebes (bzw. der Waldlandschaft), dem der Pfad j zugeordnet wird. Diese unbekannte Größe bezeichnen wir mit X_{ij} . Jeder Pfad j im Stratum i ist durch eine spezielle Abfolge forstlicher Eingriffe gekennzeichnet und hat einen den übergeordneten Zielsetzungen entsprechenden *Nutzen* u_{ij} (pro Flächeneinheit, z.B. den Vermögenswert oder die Naturnähe). Offensichtlich sollte der Gesamtnutzen für den Betrieb möglichst hoch sein. Die Zielfunktion könnte also lauten:

$$\sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^{J_i} u_{ij} X_{ij} \rightarrow \max.,$$

wobei multiple Zielsetzungen in der Regel Vorrang genießen.

⁴ Saaty, T.L., 1996: Decision Making with Dependence and Feedback: The Analytic Network Process. RWS Publ., Pittsburgh.

Die Summe der Flächen der Pfade im Stratum i muss genau gleich der Stratenfläche A_i sein. Die entsprechende Beschränkung lautet⁵:

$$\sum_{j=1}^{J_i} X_{ij} = A_i \quad \text{für alle } i \text{ und mit } X_{ij} \geq 0.$$

Zusätzlich können gesamtbetriebliche Beschränkungen erforderlich sein, zum Beispiel die Vorgabe der für jede Zeitperiode t erwünschten Holzvorräte (oder Vermögenswerte) V_t , die maximal erlaubten Nutzungen M_p , die erlaubte maximale zeitliche Fluktuation der Nutzungen (im engl. Sprachgebrauch bekannt als *even flow*), die minimale gesamte Stickstoffaufnahme, die minimale Fläche an Altbeständen am Ende der Planungsperiode. Bei periodischen Nutzungsbeschränkungen (der Nachhaltigkeitskontrolle) zum Beispiel müssen die Nutzungen v_{ijpt} des Holzsortiments p zum Zeitpunkt t pro Flächeneinheit für jeden Pfad ij bekannt sein. Ist M_{pt} der nachhaltige periodische Hiebsatz, dann könnte eine einfache Beschränkung lauten:

$$\sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^{J_i} v_{ijpt} X_{ij} = M_{pt} \quad \text{für alle } t, p$$

Die Festlegung auf einen Pfad für jedes Stratum ist nicht erforderlich. Die Lösung dieses eleganten und sehr einfachen Ansatzes, der zeitweise in den USA sehr beliebt war (Clutter et al., 1983), zeigt die Flächenanteile der Pfade, die den Straten zugewiesen werden. Diese Lösung hat aber den Nachteil, dass sie in einem anschließenden zweiten Schritt in konkrete Handlungsempfehlungen für die Betriebsleitung transformiert werden muss: In *welchem* Bestand soll *wann* und *wie* eingegriffen werden, damit die mittelfristigen Ziele und Beschränkungen auf Betriebsebene auch wirklich erfüllt werden? Ein weiterer Nachteil ergibt sich durch die Tatsache, dass spezielle räumliche Vorgaben wie z.B. die räumliche Konzentration (Einsatz des Harvesters) bzw. Dispersion (Naturschutz) der Nutzungen nicht möglich sind.

Langfristige strategische Überlegungen zur optimalen Behandlung bestimmter Bestandestypen können wichtige Orientierungshilfen geben. Aber die zentrale Aufgabe der Forsteinrichtung ist die Erarbeitung konkreter mittelfristiger Handlungsempfehlungen für Einzelbestände mit unterschiedlichen Ausgangsbedingungen, bei gleichzeitiger Berücksichtigung gesamtbetrieblicher Beschränkungen und multipler Zielsetzungen. Diese Aufgabe der laufenden Anpassung eines trägen Systems an ständig wechselnde Bedingungen kann die Betriebsleitung selbst bei hoher Beförsterungsdichte nicht erfüllen.

⁵ Es gibt inzwischen eine Fülle neuer Untersuchungen zur Problematik der multikriteriellen Bewertung. Eine gute Zusammenfassung bietet das Buch von Schmoltd et. al. (2001).

Ein effizienter Suchalgorithmus, der seit etwa 30 Jahren vor allem in Nordamerika zur Bestimmung optimaler Waldbauprogramme eingesetzt wird, ist die *Dynamische Programmierung*⁶. Der Vorzug dieser Methode, im Vergleich mit erfahrungsbasierten intuitiven Ansätzen, liegt in der systematischen Suche nach einer Optimallösung, unter Berücksichtigung einer sehr hohen Anzahl möglicher Waldentwicklungspfade. Das Ziel besteht in der Maximierung oder Minimierung einer Zielgröße r mit Hilfe eines rekursiven Ansatzes

$$V^*_t(i) = \max_j [r(i, j) + V^*_{t+1}(j)]$$

wobei t den Zeitpunkt bzw. das Alter des Eingriffs bezeichnet, i den Zustand des Systems, und j die Entscheidung. Die Funktion in der Klammer bezeichnet den Zielwert zum gegenwärtigen Stadium $r(i, j)$ plus den höchsten Zielwert aller nachfolgenden Stadien $V^*_{t+1}(j)$ ⁷. Die *Dynamische Programmierung* ist u. a. auch gut geeignet für die Optimierung von Überführungen (Torres Rojo u. Sánchez Orois, 2002).

Eindimensionale Zielfunktionen, unrealistische Wachstumsmodelle, ungenaue Sortimentsschätzungen sowie Durchforstungsalgorithmen, die nicht kongruent sind mit den tatsächlichen Eingriffen, können unrealistische Optimalvarianten ergeben. Trotz dieser Bedenken kann die systematische Suche dazu führen, dass neue, bisher nicht beachtete Möglichkeiten der Waldentwicklung erkannt werden.

2.12 Nutzungsplanung auf der Basis von Stärkeklassen

In den Bereich der Stratenplanung gehört auch das sog. *Stärkeklassenverfahren*, das auf der Herleitung von Einwuchs- und Ausscheidungsraten für unterschiedliche Stärkeklassen aus der Wiederholungsaufnahme einer permanenten Betriebsinventur basiert. Mit Hilfe von Übergangswahrscheinlichkeiten und Entnahmeraten kann die Verteilung der Stärkeklassen in Reaktion auf eine bestimmte Nutzungsstruktur hergeleitet werden (Waldherr, 1995; Obergföll, 1997; Mai, 2001). Die Fortschreibung einer Durchmesserverteilung innerhalb eines diskreten Zeitintervalls kann wie folgt beschrieben werden:

$$\begin{bmatrix} f'_1 \\ f'_2 \\ f'_3 \\ \vdots \\ f'_m \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} a_1 & 0 & \dots & 0 \\ b_1 & a_2 & \dots & 0 \\ 0 & b_2 & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & & \vdots \\ 0 & \dots & a_m \end{bmatrix} \begin{bmatrix} f_1 + C \\ f_2 \\ f_3 \\ \vdots \\ f_m \end{bmatrix}$$

⁶ Adams u. Ek (1974); Buongiorno u. Gilles (1987); Dykstra (1984); Haight et al. (1985); Bare u. Opalach (1987); Valsta (1992);

⁷ Bei der sog. vorwärtsgerichteten Suche, die häufig bei der Analyse von Durchforstungsprogrammen verwendet wird, wird der höchste Zielwert aller vorhergegangenen Stadien $V^*_{t-1}(j)$ berücksichtigt.

wobei

- C = Einwuchs: die Anzahl der Bäume, die in die kleinste BHD-Klasse einwachsen,
- f = Anzahl der Bäume, die sich zum Zeitpunkt t in der Durchmesserklasse i befinden,
- a_i = Wahrscheinlichkeit, dass ein Baum in der Klasse i verbleibt,
- b_i = Wahrscheinlichkeit, dass ein Baum aus der Klasse i in die nächst höhere Klasse wechselt,
- f̂ = Anzahl der Bäume, die sich zum Zeitpunkt t+1 in der Durchmesserklasse i befinden.

Bei Mortalität ist die Spaltensumme geringer als 1, bei Einwuchs in die geringste Durchmesserklasse größer als 1. Der als Übergang bezeichnete Wechsel der Bäume aus einer Durchmesserklasse in die nächst höhere ist wie folgt definiert:

$$b_i = \frac{\text{mittlerer Durchmesserzuwachs in der } i\text{-ten Klasse (cm)}}{\text{Klassenbreite (cm)}}$$

Zu den frühen methodischen Beiträgen im Bereich der stochastischen Übergangsmodelle gehören die Arbeiten von Rudra (1968), Suzuki (1971), Moser (1974) und Sloboda (1976). Ein Beispiel neueren Datums ist der Ansatz von Kolström (1992) für ungleichaltrige Fichtenbestände in Finnland. Ein entsprechendes Optimierungsmodell zur Bestimmung des optimalen Gleichgewichtszustandes lautet:

$$\max Zv = \sum b_i \cdot v_i, \text{ mit den Beschränkungen}$$

$$f_i = b_{i-1} \cdot (f_{i-1} - b_{i-1}) + a_i \cdot (f_i - b_i) \text{ und } f_i - b_i \geq 0.$$

Das Ziel ist die Maximierung der Gesamtnutzung während einer 10-jährigen Planungsperiode. Mit h_i (i=1..m) wird die Anzahl der Bäume bezeichnet, die in der Durchmesserklasse i eines im (Plenter-) Gleichgewicht befindlichen Waldes genutzt werden; mit v_i das Volumen eines Baumes in der i-ten Klasse. Als Ergebnis wird die Nutzungsmenge bestimmt, die diese Funktion maximiert und gleichzeitig den Beschränkungen genügt, die sich aus der Übergangsmatrix und den Gleichgewichtsbedingungen ergeben. Im Gleichgewichtszustand ergibt sich für jede Durchmesserklasse die Beschränkung $f_i = b_{i-1} \cdot (f_{i-1} - b_{i-1}) + a_i \cdot (f_i - b_i)$. Außerdem kann die Anzahl der genutzten Bäume nicht größer sein als die Anzahl der verfügbaren Bäume, also lautet die zweite Beschränkung: $f_i - b_i \geq 0$. Der Ansatz ist theoretisch interessant, hat aber angesichts der realen Vielfalt „ungleichgewichtiger“ Waldbestände und der Kritik, die sich prinzipiell gegen die Schaffung und den Erhalt eines künstlichen und statischen Gleichgewichtes richtet, kaum praktische Bedeutung (s. Mitscherlich, 1952; Cancino u. Gadow, 2002).

2.2 Der Raumbezogene Entwurf

Durch Menschen gestaltete Kulturlandschaften sind gegliederte Lebensräume, deren geografische Besonderheit vor allem durch die Art der Nutzung bestimmt wird. In einer Waldlandschaft ist die

räumliche Gliederungseinheit der durch unterschiedliche Standortbedingungen und durch Unterschiede in der historischen Nutzung gekennzeichnete Einzelbestand. Jeder Bestand ist durch die räumliche Lage und durch bestimmte Merkmale definiert. Die Bestandeseigenschaften – Alter, Dichte, Mischungsanteile der Baumarten, Gütemerkmale und Dimensionen der Bäume – bilden die Grundlage für Entscheidungen, die nicht nur den Bestand selbst, sondern auch die Landschaft insgesamt bzw. den gesamten Forstbetrieb als wirtschaftende Einheit betreffen. Daher sind Planungen auf Landschafts- und Bestandesebene untrennbar miteinander verbunden.

Wegen der langen Produktionszeiträume ist die Waldnutzung durch ein geringes Maß an Flexibilität gekennzeichnet. Forstpolitische und waldbauliche Prioritäten ändern sich ständig, aber der Wald ist ein träges System, und daher treten die Auswirkungen solcher Politikwechsel in der Regel, wenn überhaupt, erst spät in Erscheinung. Eine Strategiewende mit großflächiger Auswirkung auf die Baumartenwahl zum Beispiel, oder die Einführung neuer Durchforstungskonzepte, erfordern jahrzehntelange Überführungen und Anpassungen. Daher besteht eine wichtige Herausforderung für die Forsteinrichtung in der ständigen Anpassung an wechselnde soziale, ökonomische und ökologische Bedingungen. Die „Adaptivität“ als wichtiges Kriterium für die Praxisnähe der Forsteinrichtung begegnet diesem ständigen Wechsel durch Anerkennung bestimmter Grundsätze.

Die räumliche Gliederung erfordert raumbezogene Daten

Die Karte einer typischen Waldlandschaft zeigt ein Mosaik geografischer Einheiten, die als Bestände oder Abteilungen bezeichnet werden. Jeder Bestand ist geprägt durch eine eigene Nutzungsgeschichte und weist bestimmte Eigenschaften auf. Die Attribute benachbarter Bestände sind oft sehr unterschiedlich. Die zukünftigen Nutzungsmöglichkeiten der Bestände sind nicht nur durch die Entwicklung der Holzmärkte und die strategischen Ziele des Eigentümers vorgegeben, sondern vor allem durch ihren speziellen gegenwärtigen Zustand. 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, sodass 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.

Die Untrennbarkeit der Hierarchie-Ebenen

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

Mehrdimensionale Ansprüche erfordern ausgewogene Entscheidungen

Die Ansprüche des Waldeigentümers 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 Waldnutzung⁸. 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 forstlicher Disziplinen in die Entscheidung einzubeziehen.

⁸ S. z.B. White, 1960; Henne, 1976; Saaty, 1980; Steinmeyer and Gadow, 1994; Poschmann et al., 1998; Schmoltdt et al., 2001; Kangas et al., 2001; Pukkala, 2002; Meixner and Haas, 2002; Albert, 2003.

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 Entwicklung von der Pflanzung bis zur Endnutzung vorgegeben ist. Diese Annahme ist in Mitteleuropa kaum noch relevant, denn die dabei unterstellten langen Planungshorizonte sind in 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. Dass dieser Ansatz nicht mit der gängigen Lehrmeinung der Forstökonomien übereinstimmt, bedeutet nicht automatisch, dass er falsch ist.

2.21 Handlungspfade für Bestände

Jede Bestandesentwicklung ist durch eine Abfolge forstlicher Eingriffe und deren Auswirkungen auf das Ökosystem und den Betriebserfolg bestimmt. Diese Abfolge wird als *Pfad* bzw. *Handlungspfad* bezeichnet. Um einen Handlungspfad für den Zeitraum $t_0 \dots t_1$ beschreiben zu können, müssen drei wichtige Bereiche berücksichtigt werden (Abb. 2.3):

- die nach Stärke und Art differenzierten forstlichen Eingriffe (E_i) zum Zeitpunkt i ,
- das natürliche Wachstum (ΔW_j) im Zeitraum j und
- ungeplante Störungen (r_j) im Zeitraum j .

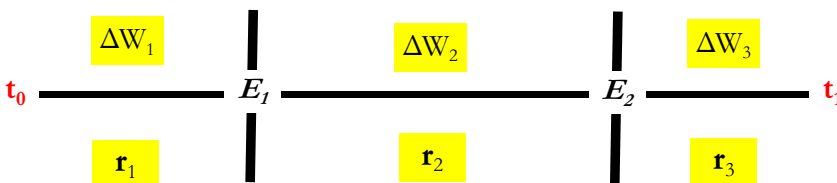


Abbildung 2.3. Ein Pfad im „Zeitfenster“ $t_0 \dots t_1$ ist gekennzeichnet durch forstliche Eingriffe (E_i) zum Zeitpunkt i , sowie durch natürliches Wachstum (ΔW_j) und ungeplante Störungen (r_j) im Zeitraum j .

Jeder Bestand bietet eine Vielzahl oft gleichwertiger Nutzungsmöglichkeiten. Diese Vielfalt waldbaulicher Möglichkeiten gilt es auszuloten und mit Hilfe des verfügbaren Wissens zu beurteilen. Der Entwurf eines Pfades ist also ein geistiger Prozess, der die Auswirkungen

bestimmter forstlicher Eingriffe auf die zukünftige Waldentwicklung abschätzt. Abb. 2.4 stellt eine hypothetische Vorratsentwicklung eines Bestandes dar. Bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt t_0 ist die Entwicklung bekannt; für den zukünftigen Zeitraum t_0 bis t_1 werden zwei mögliche Pfade simuliert.

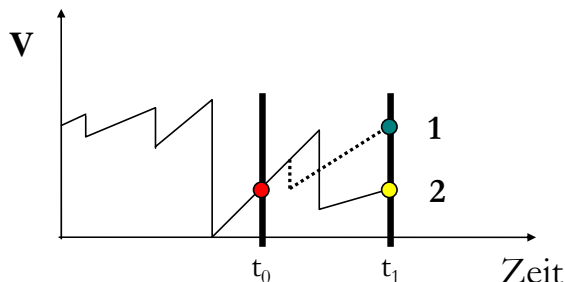


Abbildung 2.4. Vorratsentwicklung für zwei mögliche Handlungspfade; Pfad 1 zeichnet sich aus durch einen frühen schwachen Eingriff und hohen Endvorrat; Pfad 2 durch einen starken späteren Eingriff und geringen Endvorrat.

Jeder Pfad durchläuft ein befristetes „Zeitfenster“, das durch einen Ausgangszustand und einen Endzustand sowie durch forstliche Eingriffe bestimmt ist. Ein forstlicher Eingriff ist eine nicht mehr rückgängig zu machende Aktion und die einzige direkt steuerbare Komponente der Waldentwicklung. Die Auswirkungen eines einzelnen Eingriffs lassen sich nur als Teilelement innerhalb einer Abfolge von Maßnahmen beurteilen (Kramer, 1988, S. 186). Die Anzahl aller möglichen Bestandespfade (der *Handlungsraum*) wird durch die vorherrschenden ökologischen und sozio - ökonomischen Beschränkungen bestimmt (Gadow u. Fuldner, 1995; Gadow u. Puumalainen, 1998; Pretzsch, 2001). Eine wichtige Aufgabe der Forsteinrichtung besteht darin, Bestandespfade zu beschreiben und zu bewerten. Nach der Generierung und Bewertung der Pfade für einzelne Bestände wird in einem zweiten Schritt die optimale Pfad-Kombination bestimmt. Diese Aufgabe verfolgt das Ziel, ein möglichst realistisches Gesamtkonzept für den Forstbetrieb bzw. die Waldlandschaft zu entwerfen.

2.22 Optimale Pfadkombination: Gesamtkonzept für die Waldlandschaft

Forstbetriebe sind räumlich gegliedert, und daher ist die Forsteinrichtung seit ihren Anfängen eine räumlich orientierte Disziplin. Bei der isolierten Einzelbestandesplanung können wichtige Aspekte unberücksichtigt bleiben, die die Waldlandschaft insgesamt betreffen, z.B.

- die kontinuierliche Bereitstellung von Infrastrukturleistungen, die Sicherung von Mindesteinnahmen,
- die Vermeidung risikoreicher Waldentwicklungen auf großer Fläche und die Berücksichtigung von Auflagen des Naturschutzes,

- der Vorratsaufbau oder der Abbau nicht marktfähiger Vorratsreserven.

Die gleichzeitige Berücksichtigung bestandesweiser und gesamtbetrieblicher Vorgaben ist entscheidend. Die ausschließliche Berücksichtigung der Betriebsebene in Kombination mit waldbaulichen Standardvorgaben kann, wie bereits erwähnt, zu finanziellen Einbußen, zu geringerer Managementflexibilität und zu Diversitätsverlusten führen. Daher ist ein Gegenstand der Forsteinrichtungsforschung die Verknüpfung der einzelbestandesweisen mit der gesamtbetrieblichen Ebene. Für diese Verknüpfung der „Einzel“- und „Gesamtplanung“ (Speidel, 1972) eignet sich die Mehrpfadtheorie in idealer Weise. Das Prinzip ist vereinfacht in Abb. 2.5 dargestellt. Die drei Bestände A, B und C bilden einen Forstbetrieb bzw. eine Waldlandschaft. In jedem Bestand ist der Ausgangszustand durch den Vorrat zum Zeitpunkt t_0 bestimmt (s. Punkt zum Zeitpunkt t_0).

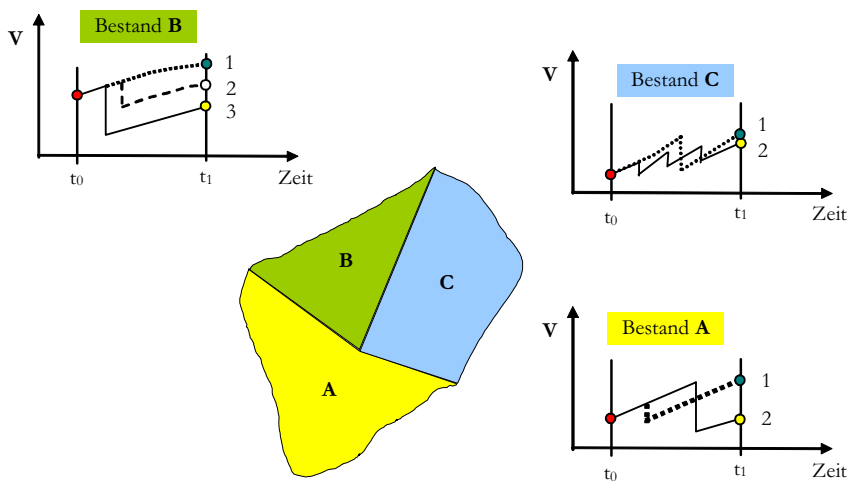


Abbildung 2.5. Schematische Darstellung zur Erläuterung der Mehrpfadtheorie: Ein Wald mit drei Beständen A, B und C. Jeder Bestand kann im Zeitraum t_0 bis t_1 mehrere mögliche Pfade durchlaufen; im vorliegenden Fall ergeben sich $2 \times 3 \times 2 = 12$ mögliche Waldentwicklungen.

Für jeden Bestand sind zwei Pfade definiert. Im Bestand B zum Beispiel, mit einem hohen Ausgangsvorrat, ist im Pfad 1 kein Eingriff vorgesehen, im Pfad 2 dagegen eine frühe starke Durchforstung. Entsprechend unterschiedlich sind die Endzustände zum Zeitpunkt t_2 . Auch für die Bestände A und C wurden unterschiedliche Pfade entwickelt.

Im vorliegenden Beispiel existieren $2 \times 3 \times 2 = 12$ mögliche Entwicklungen des Gesamtbetriebes, nämlich A1B1C1; A1B1C2; A1B2C1; A1B2C2; A1B3C1, A1B3C2, A2B1C1; A2B1C2; A2B2C1, A2B2C2, A2B3C1, A2B3C2. Ist das gesamtbetriebliche Ziel der Abbau von Altholzvorräten, dann werden in den Beständen A und C jeweils die Pfade A2 und C2, im

Bestand B der Pfad B3 gewählt. Ist das Ziel dagegen ein möglichst hoher Holzvorrat, bzw. ein hoher Kohlenstoffspeicher, zum Zeitpunkt t_1 , dann wird in jedem der drei Bestände jeweils der erste Pfad gewählt. Um das Mehrpfad-Konzept realisieren zu können, ist es notwendig, die betrieblichen Ziele und Präferenzen zu präzisieren und die Pfade zu generieren. Bei der Pfadgenerierung werden die möglichen eingriffsbedingten Änderungen der Bestandesstruktur und die Reaktionen des Baumkollektivs auf die unterschiedlichen Eingriffe simuliert. Dementsprechend müssen Zielpräferenzen und Alternativen bestimmt, die für die Pfadgenerierung benötigten Eingriffs- und Wachstumsmodellen entwickelt, sowie unterschiedliche Methoden der Pfadsimulation für Einzelbestände erprobt werden. Schließlich erfordert die Suche nach der optimalen Pfadkombination für den gesamten Betrieb ganz spezielle methodische Ansätze.

Waldbestände repräsentieren Straten, die nicht nur durch eine bestimmte Merkmalskombination, sondern zusätzlich auch lagemäßig bestimmt sind. Dies ist ein entscheidender Informationsvorteil und eine Voraussetzung für die räumliche Planung. Ansätze, die sich von vornherein mit den realen Bestandesgegebenheiten befassen, besitzen den Vorzug, dass sie grundsätzlich die Möglichkeit bieten, die strategische und die operationale Ebene miteinander zu verknüpfen (s. z. B. Gerold, 1976; Gadow u. Puumalainen, 2000; Gadow, 2005).

Das Mehrpfadprinzip unterstellt, dass eine Waldlandschaft sich mosaikartig aus einzelnen Beständen zusammensetzt. Jeder lagemäßig definierte Bestand weist bestimmte Dichte-, Struktur- und Wertmerkmale auf. Für jeden Bestand existieren daher unterschiedliche Möglichkeiten der Entwicklung. Eine Bestandesoption ist eine spezielle Folge natürlicher Bestandesentwicklungen und forstlicher Eingriffe. Die Anzahl der möglichen Pfade kann sehr groß sein. Da in ungleichaltrigen und artenreichen Wäldern nicht nur die Stärke, sondern auch die Art der Eingriffe unterschiedlich sein kann, steigt die Anzahl der möglichen Pfade mit zunehmender Strukturvielfalt der Bestände. Ein Entwicklungspfad j im Bestand i hat einen den übergeordneten Zielsetzungen entsprechenden *Nutzen* pro Flächeneinheit. Offensichtlich sollte der Gesamtnutzen möglichst hoch sein.

Das Mehrpfadprinzip ist nicht nur ein effektives Instrument der forstbetrieblichen Steuerung, sondern auch eine fundierte Basis für die fachliche Integration der unterschiedlichen forstlichen Disziplinen, - ein Sammelbecken für die praktische Anwendung vielfältiger Erfahrungen und wissenschaftlicher Erkenntnisse (Kurth et al., 1994). Es erfüllt gleichzeitig die Aufgabe der Einzel- und der Gesamtplanung und verknüpft die strategische mit der taktischen Ebene der Betriebsführung.

Wie das Mehrpfadprinzip in der Praxis realisiert wird, zeigen zahlreiche Arbeiten aus der Forsteinrichtungsforschung der letzten 20 Jahre. Das finnische MELA-System, von Kilkki u. Siitonen (1976), verknüpft beispielhaft die Ziele und Beschränkungen auf Bestandes- und Betriebsebene (Siitonen et al. 1996; Nuutinen, 2000; Redsvén et al. 2004). Der JLP Optimierungsalgorithmus (Lappi 1992) in MELA ist durch einen speziellen “upper bound” – Algorithmus besonders geeignet für Großbetriebe mit bis zu 50 000 Beständen. MELA ist inzwischen die wichtigste Basis der Finnischen Forsteinrichtung geworden und wird in privaten Forstbetrieben, im Staatswald und im Kleinprivatwald regulär eingesetzt. In Deutschland erscheint dieser Ansatz wegen der größeren Vielfalt der Waldstrukturen und möglicher Handlungsvarianten besonders vielversprechend. Erste Anwendungen finden sich in den Arbeiten von Chen u. Gadow (2002), Chen (2003), Sánchez-Orois (2003) und Hinrichs (2005).

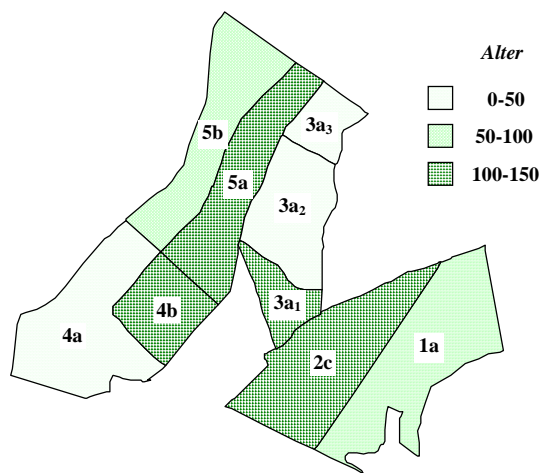
2.3 Beispiele

Die Vielfalt der möglichen Anwendung der Mehrpfadtheorie soll in den folgenden Abschnitten demonstriert werden. Zu diesem Zweck wurden möglichst einfache Beispiele gewählt, die ohne erheblichen Rechenaufwand nachvollzogen werden können. Es gibt inzwischen eine Reihe von Methoden der Pfadgenerierung, zum Beispiel die *selektive Pfadgenerierung mit Hilfe von Erfahrungswissen*, die *selektive Pfadgenerierung mit Hilfe von Simulationsmodellen*, die *regelbasierte Pfadgenerierung* (zum Beispiel in Anlehnung an Merkblattvorgaben, auf der Basis von Pflegephasen und Zielbestockungen) und der *Standardwaldbau mit erlaubten Abweichungen*. Bei diesen vier Verfahren ist die Anzahl der Pfade pro Bestand begrenzt. Eine hohe Anzahl der Pfade pro Bestand erzeugen die Methoden der *Pfadgenerierung für Einzelbäume* (0-1 Entscheidungen) und der *Orientierung an der maximalen Bestandesdichte*.

2.31 Selektive Pfadgenerierung im Göttinger Kalkbuchenwald

Die Entwicklung und Bewertung von Handlungspfaden für einzelne Bestände ist Gegenstand der sog. „Einzelplanung“. Die Abstimmung der Einzelplanungen mit den gesamtbetrieblichen Kapazitäten ist eine Voraussetzung für die effektive Betriebsführung. Die Integration dieser zwei Ebenen wird erreicht, wenn zunächst für jede Buchungseinheit mehrere mögliche Handlungspfade entwickelt werden. Wie solch eine integrative Planung praktisch realisiert werden kann, soll an einem Beispiel aus dem Göttinger Kalkbuchenwald erläutert werden. Als Beispielbetrieb wurden neun Buchungseinheiten im Revierteil *Söderich* der Revierförsterei Bösinghausen ausgewählt. Die neun ausgewählten Buchungseinheiten liegen zwischen den Ortschaften Roringen und Waake, nördlich der Bundesstraße 27, im südniedersächsischen Bergland, unmittelbar nordöstlich von Göttingen. Die Lage der 9 Bestände und die

dazugehörigen Bestandesbeschreibungen ist in der Abb. 2.6 dargestellt. Die Bestände sind gemischt, mehr oder weniger ungleichaltrig, sie wurden im Großschirmschlag-Verfahren natürlich verjüngt. sind in der Tab. 2.1 (links) aufgeführt.



Buchungs-einheit	ha	Baumart	Alter	Oberhöhe (m)	BHD (cm)	G (m ³ /ha)	Flächenanteil (%)
1a	18,0	Bu	56	21,3	15	16,3	70
		Es	51	20,7	20	4,7	20
		Bah	56	21,3	15	2,1	9
2c	12,9	Bu	130	33,1	43	14,1	80
		Es	130	31,9	44	2,1	12
		Tei	130	28,8	46	0,7	4
		BAb	130	33,1	43	0,7	4
Unterstand	Bu	130	18,1	24		100	
Nachwuchs	BAb	10	5,3				
	Es	10	5,3				
	Bu	10	5,3				
3a1	4,6	Bu	116	31,4	38	11,9	80
		Es	116	29,1	36	2,2	15
		BAb	116	28,5	34	0,7	5
Nachwuchs	Es	15	7,5				40
	BAb	15	7,5				30
	Bu	15	7,5				25
3a2	8,7	Es	26	13	10	5,8	45
		BAb	26	7,4			23
		Bu	26				30
		Kir	26	7,4			2
3a3	3,2	Es	36	18	16	9	55
		BAb	36	12,5	8	3,8	23
		Bu	31	5,2	3	2,4	20
		Kir	38	14,9	10	0,3	2
Unterstand	Bu					100	
4a	13,7	Bu	49	16,9	12	13,4	65
		Es	48	18,3	17	3,7	22
		TfEi	36	12,4	10	1	5
		HBa	36	6,5	5		5
		Kir	49	14,6	11	0,4	2
		BAb	49	16,6	12	0,2	1
Unterstand	Bu	49	7,7	6		100	
4b	6,0	Bu	102	26,4	28	19,5	84
		Es	102	28,1	33	1,8	10
		Es	102	20,9	23		3
		TfEi	102	21,8	29	0,6	3
		Bu	102	15	17		100
5a	11,0	Bu	102	26,4	28	22,2	85
		Es	102	26	30	2	10
		Es	160	27,9	37		2
		BAb	102	26,4	28	0,8	3
		Bu	102	15	17		100
5b	10,7	Bu	66	24,3	20	20,9	90
		Es	61	25,6	27	1,9	10
		Bu	66	12,1	10		100

Abbildung 2.6. Lage der 9 Bestände des Beispielbetriebes Söderrich mit den dazugehörigen Bestandesbeschreibungen.

Bei den Nutzungseingriffen handelt es sich in der Regel um Auslesedurchforstungen, in den älteren Beständen auch um femelartige Eingriffe. Dort, wo Verjüngungshorste bereits Derbholzstärke erreicht haben, sind Läuterungen erforderlich. Abb. 2.7 zeigt die Entwicklung möglicher Handlungspfade für einen hypothetischen Bestand.

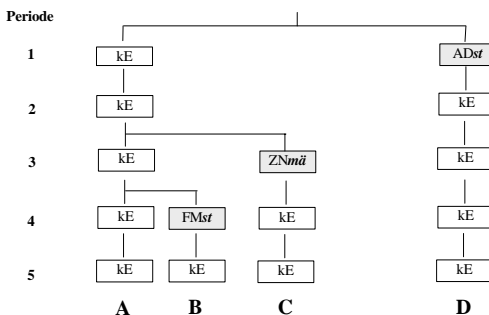


Abbildung 2.7. Einfaches Beispiel mit vier hypothetischen Entwicklungspfade für einen Buchenbestand (kE=kein Eingriff; FMSt=starker femelartiger Eingriff; ZNmä=mäßige starke Zielstärkennutzung; ADSt=starke Altdurchforstung).

Informationen über die möglichen Handlungspfade im Revierteil *Södderich* sind in der Tab. 2.1 (rechts) aufgeführt.

Uabt	Fläche (ha)	Alter	Variante	Nutzung in Dekade (m ³)		
				1	2	3
1a	18,0	51 - 56	1a I	1452	723	1452
			1a II	1704	-	1888
2c	12,9	130	2c I	622	1935 Läuterung 12,9 ha (155 h)	2580
3a1	4,6	105 - 116	3a1 I	254 Läuterung 3,2 ha (36 h)	624 Läuterung 3,2 ha (48 h)	990
			3a1 II	-	712 Läuterung 3,2 ha (56 h)	-
3a2	8,7	26	3a2 I	318	340	400
			3a2 II	318	550	-
			3a2 III	550	-	650
3a3	3,2	31 - 38	3a3 I	146	200	150
			3a3 II	-	300	200
			3a3 III	200	-	256
4a	13,7	36 - 49	4a I	824	950	950
			4a II	1088	-	1632
			4a III	-	1370	-
4b	6,0	102	4b I	272	272	272
			4b II	360	-	420
			4b III	-	540	-
5a	11,0	102	5a I	693	693	440
			5a II	880	-	693
			5a III	-	990	-
5b	10,7	61 - 66	5b I	993	535	535
			5b II	1070	-	856

Tabelle 2.1. Beschreibungen der möglichen Entwicklungspfade mit Angaben von Nutzungen und Arbeitskräftebedarf.

Hinweise und Begründungen zu den Handlungspfaden sind nachstehend aufgeführt:

Buchungseinheit 1a

Pfad I: Gegenwärtig ist der B° sehr hoch, im ersten Jahrzehnt ist daher ein starker Eingriff erforderlich, im zweiten Jahrzehnt sollte der Eingriff aus Kostengründen auf die nötigsten Maßnahmen beschränkt werden. Erhöhung des Eingriffs im dritten Jahrzehnt, wodurch eine Maßnahme im vierten Jahrzehnt evtl. unnötig wird.

Pfad II: Der Eingriff im ersten Jahrzehnt soll unter Berücksichtigung der Bestandessicherheit so verstärkt werden, dass ein Eingriff im zweiten Jahrzehnt unterbleiben kann.

Buchungseinheit 2c

Pfad I: Nur ein Pfad ist möglich, weil der Bestand im zweiten Jahrzehnt in die Endnutzung eingeht und zur Verjüngung ansteht, Verjüngungsgangzahl (VGZ) 343. Im zweiten Jahrzehnt Läuterung auf 12,9 ha mit Mischwuchsregulierung.

Buchungseinheit 3a1

Pfad I: Im ersten Jahrzehnt letzte Altdurchforstung und Läuterung auf 3,2 ha, nur Protzenaushieb; im zweiten Jahrzehnt Intensivierung der Verjüngung nach der VGZ 343 und Läuterung auf 3,2 ha, Begünstigung von Bu und HBu.

Pfad II: Im ersten Jahrzehnt erfolgt kein Eingriff, im zweiten Jahrzehnt wird etwa 30% des Bestandesvorrates entnommen und auf einer Fläche von 3,2 ha geläutert; nur Protzenaushieb und Begünstigung der Bu und HBu.

Buchungseinheit 3a₂

Pfad I: In jedem der drei Jahrzehnte pflegende Hochdurchforstungseingriffe in Höhe des Zuwachses.

Pfad II: Im ersten Jahrzehnt Jungdurchforstung mit Begünstigung der besten Bäume, stärkerer Eingriff im zweiten Jahrzehnt, im dritten Jahrzehnt keine Maßnahmen.

Pfad III: Der Eingriff im ersten Jahrzehnt soll unter Berücksichtigung der Bestandessicherheit so verstärkt werden, dass ein Eingriff im zweiten Jahrzehnt unterbleiben kann; im dritten Jahrzehnt zusätzliche Entnahme des Zuwachses der zweiten Periode.

Buchungseinheit 3a₃

Pfad I: In jedem der drei Jahrzehnte pflegende Hochdurchforstungseingriffe in Höhe des Zuwachses.

Pfad II: Eingriff im ersten Jahrzehnt entfällt aus Kostengründen; im zweiten Jahrzehnt zusätzliche Entnahme des Zuwachses der ersten Periode als pflegender Hochdurchforstungseingriff. Im dritten Jahrzehnt Eingriff in Höhe des Zuwachses.

Pfad III: Der Eingriff im ersten Jahrzehnt soll unter Berücksichtigung der Bestandessicherheit so verstärkt werden, dass ein Eingriff im zweiten Jahrzehnt unterbleiben kann, im dritten Jahrzehnt zusätzliche Entnahme des Zuwachses des zweiten Jahrzehnts.

Buchungseinheit 4a

Pfad I: Gegenwärtig ist der B° sehr hoch, wodurch im ersten Jahrzehnt ein stärkerer Eingriff möglich wird, im zweiten und dritten Jahrzehnt ebenfalls stärkere Eingriffe; im vierten Jahrzehnt ist keine Maßnahme geplant.

Pfad II: Der Eingriff im ersten Jahrzehnt soll unter Berücksichtigung der Bestandessicherheit so verstärkt werden, dass ein Eingriff im zweiten Jahrzehnt unterbleiben kann; im dritten Jahrzehnt zusätzliche Entnahme des Zuwachses der zweiten Periode.

Pfad III: Eingriff im ersten Jahrzehnt entfällt aus Kostengründen, im zweiten Jahrzehnt wird der Eingriff unter Berücksichtigung der Bestandessicherheit stark erhöht.

Buchungseinheit 4b

Pfad I: In jedem der drei Jahrzehnte pflegende Hochdurchforstungseingriffe in Höhe des Zuwachses.

Pfad II: Der Eingriff im ersten Jahrzehnt soll unter Berücksichtigung der Bestandessicherheit so verstärkt werden, dass ein Eingriff im zweiten Jahrzehnt unterbleiben kann, im dritten Jahrzehnt zusätzliche Entnahme des Zuwachses der zweiten Periode.

Pfad III: Eingriff im ersten Jahrzehnt entfällt aus Kostengründen, im zweiten Jahrzehnt wird der Eingriff unter Berücksichtigung der Bestandessicherheit stark erhöht.

Buchungseinheit 5a

Pfad I: In den ersten zwei Jahrzehnten pflegende Eingriffe, die 20% über dem Zuwachs liegen; im dritten Jahrzehnt pflegender Eingriff in Höhe des Zuwachses.

Pfad II: Der Eingriff im ersten Jahrzehnt soll unter Berücksichtigung der Bestandessicherheit so verstärkt werden, dass ein Eingriff im zweiten Jahrzehnt unterbleiben kann, im dritten Jahrzehnt zusätzliche Entnahme des Zuwachses der zweiten Periode.

Pfad III: Der Eingriff im ersten Jahrzehnt entfällt aus Kostengründen; im zweiten Jahrzehnt wird der Eingriff unter Berücksichtigung der Bestandessicherheit stark erhöht.

Buchungseinheit 5b

Pfad I: Durch einen dichten Bestandesschluss wird im ersten Jahrzehnt ein stärkerer Eingriff möglich, in der zweiten und dritten Periode pflegende Eingriffe als Hochdurchforstung in Höhe des Zuwachses.

Pfad II: Der Eingriff im ersten Jahrzehnt soll unter Berücksichtigung der Bestandessicherheit so verstärkt werden, dass ein Eingriff im zweiten Jahrzehnt unterbleiben kann; im dritten Jahrzehnt zusätzliche Entnahme des Zuwachses der zweiten Periode.

Die Anzahl der möglichen betrieblichen Entwicklungen beträgt in diesem Beispiel $2 \cdot 1 \cdot 2 \cdot 3 \cdot 3 \cdot 3 \cdot 3 \cdot 3 \cdot 2 = 1944$. Jetzt stellt sich natürlich die Frage, welches dieser 1944 Muster hinsichtlich der betrieblichen Zielsetzungen und Beschränkungen optimal ist. Trifft man z.B. eine nicht optimale Auswahl der einzelnen Eingriffsfolgen für die neun Buchungseinheiten, so kann es zu starken Schwankungen der gesamtbetrieblichen Rohholzerträge und besonders des jährlichen Arbeitskräftebedarfs kommen. Aufgabe der Planung ist es, in diesem Fall das raumzeitliche Muster der waldbaulichen Eingriffe so zu gestalten, dass gesamtbetriebliche Fluktuationen im Input und Output möglichst reduziert werden. So darf das Arbeitsvolumen die vorhandene Arbeitskapazität nicht überschreiten. Gleichzeitig muss gewährleistet sein, dass die geplante Maßnahmenfolge in jeder einzelnen Buchungseinheit waldbaulich optimal, bzw. zielgerecht ist.



Ungleichaltriger Buchenmischbestand in Ostholstein.

Das Ziel besteht also darin, eine möglichst gleichmäßige jährliche Holznutzung und einen ausgeglichenen Arbeitskräftebedarf zu erreichen. Die optimale Pfadkombination, die diesen Anforderungen gerecht wird, ist in Tab. 2.2 dargestellt. Sie ergibt sich durch die Verknüpfung der gesamtbetrieblichen Ebene mit der Bestandesebene.

Variante	<i>Dekade</i>					
	1		2		3	
	m ³	h	m ³	h	m ³	h
1a I	1452	581	723	289	1452	581
2c I	622	156	1935 <small>L. 12,9 ha</small>	483 155	2580	645
3a1 II	-	-	712 <small>L. 3,2 ha</small>	237 56	-	-
3a2 III	550	367	-	-	550	367
3a3 II	-	-	300	150	200	100
4a I	824	330	950	380	950	380
4b I	272	91	272	91	272	91
5a II	880	293	-	-	693	231
5b I	993	397	535	214	535	214
Summe	5593	2215	5427	2055	7232	2609

Tabelle 2.2. Optimale Zuordnung von Nutzungspfaden für die 9 Bestände.

Die Voraussetzung für eine möglichst optimale Abstimmung der Einzelplanung mit der Gesamtplanung und mit den speziellen Zielsetzungen der Betriebsleitung ist also die Entwicklung mehrerer Pfade für die Buchungseinheiten und die Abstimmung derselben im Sinne einer gesamtbetrieblichen Nutzungs- und Arbeitsplanung. Die jährlichen Schwankungen in der Rohholzproduktion und im Arbeitskräftebedarf können in diesem Beispiel nicht weiter reduziert werden, weil der Beispielbetrieb (aus didaktischen Gründen) eine unrealistisch geringe Anzahl an Beständen aufweist. Je größer die Zahl der Buchungseinheiten ist und je mehr waldbauliche Handlungspfade entwickelt werden, desto genauer können die gesamtbetrieblichen Beschränkungen erfüllt und die jährlichen Kapazitätsschwankungen ausgeglichen werden.

2.32 Forest Farm in Südafrika

Zur Vereinfachung im Management werden häufig waldbauliche Standardprogramme für bestimmte Bestandestypen vorgegeben. Dieses Vorgehen soll anhand eines kleinen Forstbetriebes in den *Natal Midlands* in Südafrika demonstriert werden. Der Betrieb umfasst insgesamt 127.1 ha intensiv genutzte Waldfläche, die in 12 Abteilungen und zwei Betriebsklassen unterteilt ist. Die Daten des Forstbetriebes sind in Abb. 2.8 aufgeführt, einschließlich einer Bestandskarte (etwas verändert). Die Betriebsklasse *Kiefer* produziert Kiefernrundholz in

unterschiedlichen Dimensionen und umfasst alle Abteilungen, die mit *Pinus taeda* bestockt sind. Das Hauptprodukt der übrigen Abteilungen, die mit *Acacia mearnsii* bestockt und in der Betriebsklasse *Wattle* zusammengefasst sind, ist *Wattle*-Rinde. Die Rinde enthält Tannine als Grundstoff für die Produktion von Klebstoffen. Für jede Betriebsklasse existiert ein ideales Waldbauprogramm, das zwar angestrebt wird, aber wegen vielfältiger Beschränkungen nicht immer realisiert werden kann.

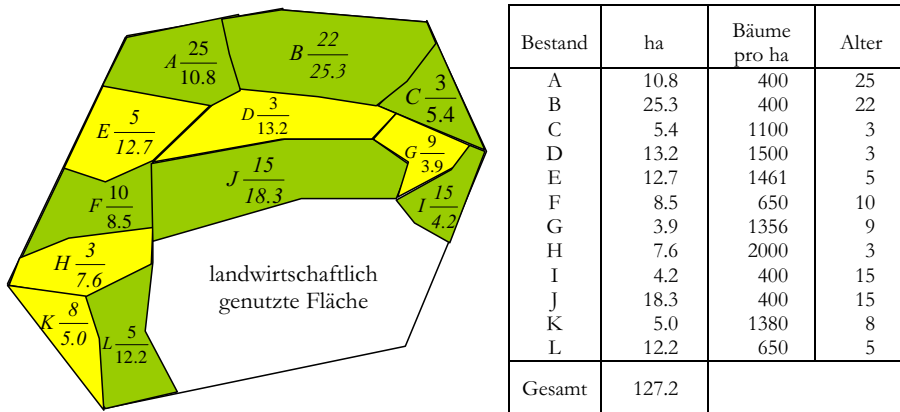


Abbildung 2.8. Betriebskarte mit gegenwärtigen Bestandesdaten.

Für den Betrieb wurden zwei Betriebsklassen definiert. Die Betriebsklasse *Kiefer* umfasst alle mit *Pinus taeda* bestockten Bestände, die Betriebsklasse *Wattle* alle Bestände mit der Baumart *Acacia mearnsii*. Für jede Betriebsklasse wurde ein waldbauliches Standardprogramm entwickelt. Da es nicht immer möglich ist, die Standardvorgaben genau einzuhalten, müssen eventuell notwendige Abweichungen berücksichtigt werden. Die entsprechenden Standardbehandlungen sowie die erlaubten Abweichungen sind in Tab. 2.3 aufgeführt.

Betriebsklasse A *Kiefer*

Alter	Aktivität	Ertrag m ³ /ha	Arbeitsbedarf (Manntage)
1	Verjüngung: Pflanz 3x3 m		14/ha
4	1. Ästung auf 1.5 m		2/ha
4	1. Läuterung 1100 → 650 Bäume/ha		1/ha
5	2. Ästung auf 3 m		3/ha
8	3. Ästung auf 5 m		3.3/ha
12	2. Durchf 650 → 400 Bäume/ha	68.0	0.25/m
13*	2. Durchf 650 → 400 Bäume/ha	77.5	0.25/m
14	2. Durchf 650 → 400 Bäume/ha	86.9	0.25/m
25*	Endnutzung	425.9	0.20/m
26	Endnutzung	432.6	0.20/m
27	Endnutzung (max. Alter)	438.8	0.20/m

Tabelle 2.3a. Standard-Waldbauvorschriften für die Betriebsklasse „Kiefer“ der Forest Farm (*bevorzugtes Alter für den Eingriff)

Mehrere Ziele werden gleichzeitig verfolgt. Zum einen sollen a) die waldbaulichen Standardbehandlungen möglichst termingerecht durchgeführt werden. Gleichzeitig muss aber

sichergestellt sein, dass b) die periodischen Fluktuationen der Nutzung möglichst gering ausfallen, um bestehende Lieferungsverpflichtungen erfüllen zu können und dass c) außerdem eine dauerhafte Beschäftigung der Arbeitskräfte möglich ist. Falls das notwendige Arbeitsvolumen wegen zu geringer Arbeitskapazität nicht bewältigt werden kann, dürfen d) nur die wichtigsten Tätigkeiten durchgeführt werden.

Betriebsklasse B *Wattle*

1	Verjüngung durch Saat, Düngung & Stammz Red. auf 6 000 Bäume/ha		58.5
2	Freischneiden, Stammz Red. auf 3 000 Bäume/ha, danach auf 2000 Bäume/ha		44.0
4	Stammz Red. auf 1 500 Bäume/ha, Ästung		4.5
8	Endnutzung & Rinde entfernen (strip)	20.9	200
9	Endnutzung & Rinde entfernen (strip)	22.7	200
10*	Endnutzung & Rinde entfernen (strip)	24.2	200
11	Endnutzung & Rinde entfernen (strip) (max. Alter)	25.3	200

Tabelle 2.3b. Standard-Waldbauvorschriften für die Betriebsklasse „Wattle“ der Forest Farm (*bevorzugtes Alter für den Eingriff)

Das Entscheidungsproblem umfasst drei Ebenen: 1) die Analyse der gegenwärtigen Situation, 2) die Entwicklung der Managementpfade und 3) die Bestimmung der Zielfunktion und der gesamtbetrieblichen Beschränkungen. Das mittelfristige Ziel besteht darin, in den nächsten 5 Jahren die jährliche Fluktuation des Arbeitskräftebedarfs und der Nutzungen möglichst gering zu halten, gleichzeitig aber dafür zu sorgen, dass die waldbaulichen Maßnahmen möglichst zeitgerecht und der Zielsetzung entsprechend durchgeführt werden. Außerdem ist die verfügbare Arbeitskapazität beschränkt. Wenn es unmöglich sein sollte, alle Maßnahmen unter diesen Bedingungen durchzuführen, dann sollten die wichtigsten Aktivitäten durchgeführt werden und die Aktivitäten mit der geringsten Priorität entfallen. Das Mehrpfadmodell berücksichtigt gleichzeitig bestandesweise Ziele zur Auswahl der günstigsten Entwicklungsvariante und gesamtbetriebliche Beschränkungen, und lautet:

Modellelemente

<i>Variablen</i>	X_{ij}	= die Fläche (ha) der Abteilung i ($i = 1 \dots I$), der der Handlungspfad j ($j = 1 \dots J_i$) zugewiesen wird.
<i>Konstanten</i>	M_{pt}	= die gesamte Erntemasse des Produktes p ($p = 1 \dots P$) in der Periode t ($t = 1 \dots T$) m^3 .
	Q_{rt}	= die gesamte verfügbare Menge der Arbeitstage r ($r = 1 \dots R$) der Periode t .
	A_i	= die Fläche (ha) der Abteilung i .
<i>Koeffizienten</i>	u_{ij}	= der Nutzen pro ha, wenn der Handlungspfad j der Abteilung i zugewiesen wird.
	v_{ijpt}	= der Ertrag pro ha des Produktes p in der Periode t , wenn der Handlungspfad j der Abteilung i zugewiesen wird.
	w_{ijrt}	= der Verbrauch an Arbeitstagen pro ha in der Periode t , wenn der Handlungspfad j der Abteilung i zugewiesen wird.

Modellformulierung

$$\begin{array}{ll}
\text{Zielfunktion} & \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^{J_i} u_{ij} X_{ij} \rightarrow \max. \\
\text{Nebenbedingungen} & \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^{J_i} v_{ijpt} X_{ij} = M_{pt} \quad \forall t, p \\
& \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^{J_i} w_{ijrt} X_{ij} = Q_{rt} \quad \forall t, r \\
& \sum_{j=1}^{J_i} X_{ij} = A_i \quad \forall i \\
\text{und} & X_{ij} \geq 0.
\end{array}$$

Für die Lösung des Problems der raum-zeitlichen Zuordnung von Maßnahmen bietet sich die Methode der mathematischen Programmierung an. Um die Betriebsleitung direkt in die Entscheidung einzubeziehen, sollten die Koeffizienten der Zielfunktion als Maß der örtlichen Zielstruktur direkt vor Ort bestimmt werden. Forschungsbedarf besteht vor allem in der Generierung realitätsnaher Pfade (Waldwachstum, Waldbau; Forsteinrichtung), in der Bewertung der Pfade (Forstökonomie) und in der Analyse der Nachhaltigkeit (Forsteinrichtung).

Bestimmung der operationalen Präferenzen

Zur Bestimmung operationaler Präferenzen können zwei endliche Mengen G und A unterstellt werden. G ist eine Menge unabhängiger Eigenschaften, A eine Menge von Objekten, die durch die Eigenschaften charakterisiert sind. Dabei wird angenommen, dass jedes $g_i \in G$ ein numerisches Gewicht $w_i > 0$, ($i=1, \dots, n$) erhält und dass

$$\sum_i^n w_i = 1.$$

Bezeichnet man die Gewichte, die zu $a_j \in A$ in Bezug auf g_j gehören mit $u_{ij} > 0$, $j=1, \dots, m$, dann ist das relative Gewicht von u_{ij} in Bezug auf g_j mit

$$W_i = \sum_j^m u_{ij} a_j$$

Dieses Prinzip lässt sich sehr einfach in einer mehrschichtigen Hierarchie verallgemeinern (Saaty, 1980, p76). Bei Problemen der Forsteinrichtung sind die Koeffizienten der Zielfunktion additive Nutzwerte, die auch durch Praktiker bestimmt werden können. Man unterstellt dabei eine additive Nutzenfunktion der Form:

$$W_i = \sum_{j=1}^2 u_{ij} a_j$$

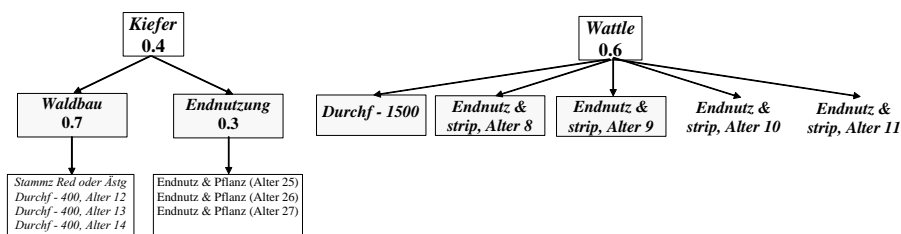
mit $W_i =$ Gesamtnutzwert für den Pfad i

$a_i =$ Relatives Gewicht der Zielgröße i ($0 = a_i = 1$; $\sum_{i=1}^n a_i = 1$; $i=1..2$)

u_{i1} = Partieller Nutzen der Zielgröße 1 ($1 \leq u_{i1} \leq 1$) *Betriebsklassenpräferenz*

u_{i2} = Partieller Nutzen der Zielgröße 2 ($1 \leq u_{i1} \leq 1$) *Aktivitäts-Alter-Präferenz*

Die Aktivitäts-Präferenzen werden direkt mit Hilfe eines Paarvergleichs durch das lokale Management bestimmt. So kann die relative Bedeutung jeder Aktivität in Bezug zu anderen Aktivitäten festgestellt werden (z.B. Ästung im Vergleich zur Durchforstung). Die Eingriffs-Alter Präferenzen werden ebenfalls durch das lokale Management bestimmt. Dabei geht es um die Feststellung der relativen Präferenz einer bestimmten zeitlichen Zuordnung einer Aktivität (z.B. Endnutzung im Alter 25 im Vergleich zur Endnutzung im Alter 26). Zur Bestimmung der Koeffizienten der Zielfunktion gilt die nachstehende Hierarchie:



Die relativen Präferenzen von vier waldbaulichen Eingriffen werden in $4(4-1)/2=6$ Paarvergleichen bestimmt. Jede Paarvergleichsmatrix ist nach den Regeln von Ross erstellt, und ein Asterix zeigt die relative Bedeutung von Paar-Element X im Vergleich zum Element Y. Dabei bedeuten: *Stammz. Red. auf 650* = Reduktion der Stammzahl auf 400 Bäume pro ha; *durchf. - 400* = Reduktion der Stammzahl auf 400 Bäume pro ha; *Ästg auf 3 m* = Entfernung der Äste bis auf 3m Höhe;

Paarweiser Vergleich: *Kiefernwaldbau*

X	Variable	5	3	1	1/3	1/5	Variable	Y
Stammz Red auf 650/ha (Alter 4)	C1, L1		*				F1	durchf auf 400 (Alter 12)
Ästg auf 3 m (Alter 5)								Stammz Red auf 650/ha (Alter 4)
Ästg auf 5 m (Alter 8)								Ästg auf 3 m (Alter 5)
durchf auf 400 (Alter 14)	F3				*		C1, L1	Ästg auf 5 m (Alter 8)
durchf - 400 (Alter 13)	F2				*		F1	durchf - 400 (Alter 12)
Stammz Red auf 650/ha (Alter 4)	C1, L1		*				F2	durchf - 400 (Alter 13)
Ästg auf 3 m (Alter 5)								
Ästg auf 5 m (Alter 8)								
durchf - 400 (Alter 12)	F1	*					F3	durchf - 400 (Alter 14)
durchf - 400 (Alter 13)	F2		*				F3	durchf - 400 (Alter 14)

Die Information aus dem paarweisen Vergleich wird in die Präferenzmatrix überführt. Die Bestimmung der normierten relativen Gewichte erfolgt nach dem in Kap. 1 beschriebenen Standardverfahren.

Matrix: *Kiefernwaldbau*

	Stammz Red oder Ästg	durchf auf 400 (Alter 12)	durchf auf 400 (Alter 13)	durchf auf 400 (Alter 14)	Reihensumme	normal
Stammz Red oder Ästg	1	3	3	3	10.00	0.39
durchf - 400 (Alter 12)	1/3	1	3	5	9.33	0.36
durchf - 400 (Alter 13)	1/3	1/3	1	3	4.66	0.18
durchf - 400 (Alter 14)	1/3	1/5	1/3	1	1.87	0.07
Spaltensumme	2.00	4.53	7.33	12.00	25.86	1.00

Nach dem gleichen Verfahren werden die Präferenzen für die Endnutzungen in unterschiedlich alten Kieferbeständen bestimmt.

Paarweiser Vergleich: Kiefer Endnutzungen

X	Variable	5	3	1	1/3	1/5	Variable	Y
Endnutz & Pflanz (Alter 25)	B1				*		A1, B2	Endnutz & Pflanz (Alter 26)
Endnutz & Pflanz (Alter 26)	A1, B2		*				A2, B3	Endnutz & Pflanz (Alter 27)
Endnutz & Pflanz (Alter 27)	A2, B3			*			B1	Endnutz & Pflanz (Alter 25)

Dabei bedeutet *Endnutz & Pflanz* = Endnutzung und anschließende Neubegründung durch Pflanzung.

Matrix: *Kiefer Endnutzungen*

	Endnutz & Pflanz (Alter 25)	Endnutz & Pflanz (Alter 26)	Endnutz & Pflanz (Alter 27)	Reihensumme	normal
Endnutz & Pflanz (Alter 25)	1	1/3	1	2.33	0.20
Endnutz & Pflanz (Alter 26)	3	1	3	7.00	0.60
Endnutz & Pflanz (Alter 27)	1	1/3	1	2.33	0.20
Spaltensumme	5.00	1.67	5.00	11.67	1.00

Das Vorgehen für die Bestimmung der Aktivitäts-Präferenzen in den *Wattle* Beständen ist entsprechend. Dabei bedeuten: *durchf - 1500* = Reduktion der Stammzahl auf 1500 verbleibende Bäume pro ha; *Endnutz & strip (Alter 11 - max. Alter)* = Endnutzung, Entrindung und anschließende Neubegründung durch Pflanzung im Alter 11 (der Bestand darf das Alter 11 Jahre nicht überschreiten); *Endnutz & strip (Alter 8 - frühest Alter)* = Endnutzung, Entrindung und anschließende Neubegründung durch Pflanzung im Alter 8 (für die Endnutzung muss der Bestand mindestens das Alter 8 Jahre erreicht haben).

Paarweiser Vergleich: *Wattle Aktivitäten*

X	Variable	5	3	1	1/3	1/5	Variable	Y
durchf - 1500 (Alter 4 - 1 Jahr spät)	H1, H2	*					D1, E1	Endnutz & strip (Alter 8 - frühest Alter)
Endnutz & strip (Alter 11 - max. Alter)	G2, K3					*	E2, K1	Endnutz & strip (Alter 9)
Endnutz & strip (Alter 10)	E3, G1, K2					*	H1, H2	durchf - 1500 (Alter 4 - 1 Jahr spät)
Endnutz & strip (Alter 9)	E2, K1		*				D1, E1	Endnutz & strip (Alter 8 - frühest Alter)
Endnutz & strip (Alter 10)	E3, G1, K2		*				G2, K3	Endnutz & strip (Alter 11 - max. Alter)
durchf - 1500 (Alter 4 - 1 Jahr spät)	H1, H2		*				E2, K1	Endnutz & strip (Alter 9)
Endnutz & strip (Alter 8 - frühest Alter)	D1, E1			*			E3, G1, K2	Endnutz & strip (Alter 10)
Endnutz & strip (Alter 11 - max. Alter)	G2, K3					*	H1, H2	durchf - 1500 (Alter 4 - 1 Jahr spät)
Endnutz & strip (Alter 9)	E2, K1		*				E3, G1, K2	Endnutz & strip (Alter 10)
Endnutz & strip (Alter 8 - frühest Alter)	D1, E1		*				G2, K3	Endnutz & strip (Alter 11 - max. Alter)

Wie vorher wird die Information aus dem paarweisen Vergleich in die Präferenzmatrix überführt.

Präferenzmatrix: Wattle Aktivitäten

	H1, H2	D1, E1	E2, K1	E3, G1, K2	G2, K3	Reihensumme	normal
H1, H2	1	5	3	5	5	19.00	0.43
D1, E1	1/5	1	1/3	1	1/3	2.86	0.06
E2, K1	1/3	3	1	3	5	12.33	0.28
E3, G1, K2	1/5	1	1/3	1	3	5.53	0.12
G2, K3	1/5	3	1/5	1/3	1	4.73	0.11
Spaltensumme	1.93	13.00	4.86	10.33	14.33	44.45	1.00

Schließlich werden alle möglichen Aktivitäten für die Kiefern und Wattle normalisiert. Als Ergebnis erhält man die Koeffizienten der Zielfunktion (Tab. 2.4).

Beschreibung	Variable		multipliziert mit		multipliziert mit	Ziel-funktion Koeff.
Stammzahlreduktion oder Ästung	C1, L1	0.39	0.7	0.27	0.4	0.109
Durchf - 400 Alter 12	F1	0.36		0.25		0.101
Durchf - 400 Alter 13	F2	0.18		0.13		0.050
Durchf - 400 Alter 14	F3	0.07		0.05		0.020
Endnutz & Pflanz (Alter 25)	B1	0.20	0.06	0.024		
Endnutz & Pflanz (Alter 26)	A1, B2	0.60	0.18	0.072		
Endnutz & Pflanz (Alter 27)	A2, B3	0.20	0.06	0.024		
Sub-total			1.00	1.00		
durchf - 1500 (Alter 4 – 1 Jahr spät)	H1, H2			0.43	0.6	0.258
Endnutz & strip (Alter 8 – frühest Alter)	D1, E1			0.06		0.036
Endnutz & strip (Alter 9)	E2, K1			0.28		0.168
Endnutz & strip (Alter 10)	E3, G1, K2			0.12		0.072
Endnutz & strip (Alter 11 – max. Alter)	G2, K3			0.11		0.066
Sub-total				1.00		1.00
insgesamt						1.000

Tabelle 2.4. Endgültige Präferenzbestimmung mit den Koeffizienten der Zielfunktion.

Das Besondere an diesem Vorgehen ist die Tatsache, dass die Aktivitäts-Präferenzen durch die lokalen Entscheidungsträger bestimmt werden.

Managementpfade

Die möglichen Managementpfade für die Bestände sind in Tab. 2.5 aufgeführt. Die erste Spalte enthält eine Kurzbeschreibung der Maßnahme im betreffenden Alter. Zusätzliche relevante Informationen finden sich in den restlichen Spalten: die Bestandesfläche, die Bezeichnung der Variablen, die Erträge an Kiefernrundholz und Wattlerinde, sowie die benötigten Arbeitstage zur Durchführung der betreffenden Maßnahme.

Aus Tab. 2.5 wird die Anzahl der möglichen Pfad-Kombinationen ersichtlich. Es ergeben sich insgesamt 1296 ($2 \cdot 3 \cdot 1 \cdot 2 \cdot 3 \cdot 3 \cdot 2 \cdot 2 \cdot 1 \cdot 1 \cdot 3 \cdot 1$) mögliche Kombinationen bzw. „raum-zeitliche Muster“ der gesamtbetrieblichen Entwicklung. Die Zielfunktion lautet entsprechend:

$$\text{Max. } U = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^{J_i} u_{ij} X_{ij} = 0.072 A1 + 0.024 A2 + 0.024 B1 + 0.072 B2 + 0.024 B3 + 0.109C1 + 0.036 D1 + 0 D2 + 0.036 E1 + 0.168 E2 + 0.072 E3 + 0.101 F1 + 0.050 F2 + 0.020 F3 + 0.072 G1 + 0.072 G2 + 0.258 H1 + 0.258 H2 + 0 I1 + 0 J1 + 0.168 K1 + 0.072 K2 + 0.066 K3 + 0.109 L1, \text{ mit den Nebenbedingungen:}$$

(a) Mindestens 500 m³ Kiefern Rundholz müssen im ersten und zweiten Jahr genutzt werden.

- (c) Mindestens 50 Tonnen Wattlerinde müssen im dritten und vierten Jahr geliefert werden.
 (d) Höchstens 4500 Arbeitstage sind in jedem Jahr verfügbar.

Beschreibung	ha	Variable	Ertrag m ³ (Ki Holz)	Ertrag, ton (Wattlerinde)	Arbeitstage
Endnutz & Pflanz im Jahr 1 (Alter 26)	10.8	A1	4672.0	0	934.4
Endnutz & Pflanz im Jahr 2 (27 – max. Alter)	10.8	A2	4739.0	0	947.8
Endnutz & Pflanz im Jahr 3 (Alter 25)	25.3	B1	10775.3	0	2155.0
Endnutz & Pflanz im Jahr 4 (Alter 26)	25.3	B2	10944.8	0	2188.5
Endnutz & Pflanz im Jahr 5 (27 – max. Alter)	25.3	B3	11101.6	0	2221.3
Stammzahl Red. auf 650/ha im Jahr 1 (Alter 4)					5.4
Ästung auf 3 m im Jahr 2 (Alter 5)	5.4	C1	0	0	16.2
Ästung auf 5 m im Jahr 5 (Alter 8)					17.8
Endnutz & Rinde im Jahr 5 (8 – min. Alter)	13.2	D1	0	275.9	2640.0
Keine Aktion	13.2	D2	0	0	0
Endnutz & Rinde im Jahr 3 (8 – min. Alter)	12.7	E1	0	256.4	2540.0
Endnutz & Rinde im Jahr 4 (Alter 9)	12.7	E2	0	288.3	2540.0
Endnutz & Rinde im Jahr 5 (Alter 10)	12.7	E3	0	307.3	2540.0
durchf. - 400 im Jahr 2 (Alter 12)	8.5	F1	578.0	0	144.5
durchf. - 400 im Jahr 3 (Alter 13)	8.5	F2	658.8	0	164.7
durchf. - 400 im Jahr 4 (Alter 14)	8.5	F3	738.7	0	184.7
Endnutz & Rinde im Jahr 1 (Alter 10)	3.9	G1	0	94.4	780.0
Endnutz & Rinde im Jahr 2 (11 – max. Alter)	3.9	G2	0	98.7	780.0
durchf. - 1500 im Jahr 1 (Alter 4 – 1 Jahr spät)	7.6	H1	0		34.2
Stammzahl Red. - 1500 im Jahr 1 (Alter 4 – ein Jahr spät); Endnutz & Rinde im Jahr 5 (Alter 8 – min. Alter)	7.6	H2	0	158.8	1554.2
Keine Aktion	4.2	I1	0	0	0
Keine Aktion	18.3	J1	0	0	0
Endnutz & Rinde im Jahr 1 (Alter 9)	5.0	K1	0	113.5	1000.0
Endnutz & Rinde im Jahr 2 (Alter 10)	5.0	K2	0	121.0	1000.0
Endnutz & Rinde im Jahr 3 (max. Alter 11)	5.0	K3	0	126.5	1000.0
Ästung auf 5 m im Jahr 3 (Alter 8)	12.2	L1	0	0	40.3

Tabelle 2.5. Alle möglichen Managementpfade für die Bestände mit Input und Output – Daten (die Herleitung der Koeffizienten der Zielfunktion wird später erläutert).

Die entsprechende Modellformulierung ist in Tab. 2.6 dargestellt. Das Beispiel ist typisch für zahlreiche Forstbetriebe in verschiedenen Regionen der Erde. Es zeigt, wie durch das Zulassen von Abweichungen von Standard-Waldbauvorschriften die unterschiedlichen räumlichen Ebenen miteinander verknüpft werden können.

Eine heuristische Methode zur Lösung dieser Art forstlicher Planungsprobleme ist das *Simulated Annealing* (Kirkpatrick et al., 1983; Cerny, 1985; Yoshimoto et al., 1994; Murray and Church, 1995; Bettinger et al., 1997; Öhman and Eriksson, 1998). Die Methode basiert auf einer Analogie mit der Abkühlung und Kristallisation flüssiger Stoffe und ist in zahlreichen Publikationen näher erläutert (s. Metropolis et al., 1953; Chen, 2003; Seo, 2005). Die Lösung für zwei unterschiedliche Gruppen von Nebenbedingungen wurde mit Hilfe der Methode des

Simulated Annealing und der *Linearen Programmierung* (LP) ermittelt und ist in der Tab. 2.7 aufgeführt.

Bedingung	A1	A2	B1	B2	B3	C1	D1	D2	E1	E2	E3	F1	F2	F3	G1	G2	H1	H2	I1	J1	K1	K2	K3	L1			
Fläche A	1	1																							=	10.8	
Fläche B			1	1	1																					=	25.3
Fläche C						1																				=	5.4
Fläche D							1	1																		=	13.2
Fläche E									1	1	1															=	12.7
Fläche F												1	1	1												=	8.5
Fläche G															1	1										=	3.9
Fläche H																	1	1								=	7.6
Fläche I																			1							=	4.2
Fläche J																				1						=	18.3
Fläche K																					1	1	1			=	5.0
Fläche L																								1		=	12.2
Kiefer 1	432.6																									≥	500
Kiefer 2		438.8										68.0														≥	500
Wattle 3									20.9														24.2			≥	50
Wattle 4										22.7																≥	50
Arbeit 1	86.5					1									200		4.5	4.5			200					≤	4500
Arbeit 2		87.8				3										200						200				≤	4500
Arbeit 3			85.2						200			17.0											200	3.3		≤	4500
Arbeit 4				86.5						200			19.4													≤	4500
Arbeit 5					87.8	3.3	200				200			21.7				200								≤	4500
Ziel Funktion	0.072	0.024	0.024	0.072	0.024	0.109	0.036	0	0.036	0.168	0.072	0.101	0.050	0.020	0.072	0.072	0.258	0.258	0	0	0.168	0.072	0.066	0.109			

Tabelle 2.6. Mehrpfadmodell als Koeffizientenmatrix der linearen Programmierung.

Bestand	Nebenbedingungen 1		Nebenbedingungen 2	
	(a) Kiefernrundholz: mindestens 500 m ³ in Jahr 1 und 2. (b) Wattleinde: mindestens 50 Tonnen in Jahr 3 und 4. (c) Arbeitstage: höchstens 4500 Tage pro Jahr.		(a) Kiefernrundholz: mindestens 500 m ³ in Jahr 1 und 2. (b) Wattleinde: mindestens 50 Tonnen in Jahr 3 und 4. (c) Arbeitstage: höchstens 3500 Tage pro Jahr.	
	LP	SA	LP	SA
A	A1=10.8	A1	A1=10.8	A1
B	B1= 25.3	B1	B1= 25.3	B1
C	C1= 5.4	C1	C1= 5.4	C1
D	D1= 13.2	D1	D1= 13.2	D1
E	E1= 1.14, E2= 11.56	E2	E1= 2.39, E2= 6.56, E3= 3.75	E2
F	F1= 8.5	F1	F1= 8.5	F1
G	G2= 3.9	G1	G2= 3.9	G2
H	H2=7.6	H2	H1= 7.14, H2=0.46	H1
I	I1= 4.2	I1	I1= 4.2	I1
J	J1= 18.3	J1	J1= 18.3	J1
K	K1=3.92, K3=1.08	K3	K1=5	K3
L	L1= 12.2	L1	L1= 12.2	L1
Zielwert	10.81	9.34	10.39	9.34
Kiefer Jahr 1	4672.08	4672.08	4672.08	4672.08
Kiefer Jahr 2	578.00	578.00	578.00	578.00
Wattle Jahr 3	50.00	121.00	50.00	121.00
Wattle Jahr 4	262.36	288.29	148.87	288.29
Arbeitstage 1	1757.87	1753.80	1973.80	973.80
Arbeitstage 2	796.20	16.20	796.20	796.20
Arbeitstage 3	629.14	3340.32	663.23	3340.32
Arbeitstage 4	4500.00	2540.00	3500.00	2540.00
Arbeitstage 5	4177.82	4177.82	3500.00	2657.82

Tabelle 2.7. Ergebnis der Optimierung mit Hilfe von LP und SA für zwei Gruppen von Nebenbedingungen.

Der Vergleich der Lösungen zeigt, dass die lineare Optimierung stets den höheren Zielwert erreicht. Zu den weiteren Vorteilen der linearen Optimierung zählt die sehr effektive Suche bei geringer Rechenzeit und die Möglichkeit, zahlreiche Beschränkungen zu definieren. Der einzige Vorteil des *Simulated Annealing* liegt darin, dass die Lösung ganz-zahlig ist, zum Beispiel werden die Bestände E und K nicht, wie im Fall der LP-Lösung, teilweise in unterschiedlichen Planungsperioden genutzt. Dieser Vorteil ist oft entscheidend für die Praxis. In diesem Beispiel wurde das SA-Problem mit Beschränkungen gelöst, allerdings ist die Suche mit Beschränkungen sehr zeitaufwendig und daher bei großen Problemen kaum zu empfehlen.

2.33 Naturschutz im Kerstlingeröder Feld

Im Rahmen des Lehrprojektes „Zustandserfassung und Analyse eines Waldgebietes“ hat Reinhardt (2005) die Pfadgenerierung aus der Sicht des Naturschutzes im Kerstlingeröder Feld demonstriert. Das Kerstlingeröder Feld befindet sich etwa 1,5 km östlich des Göttinger Stadtteils Geismar. Die Projektfläche umfasst insgesamt 193 ha und schließt einen 80 ha großen unbewaldeten Bereich ein. In diesem Wald-Offenlandbereich wurde ein zusammenhängendes Areal mit unterschiedlichen Landschaftselementen für die Analyse ausgesondert (Abb. 2.9).

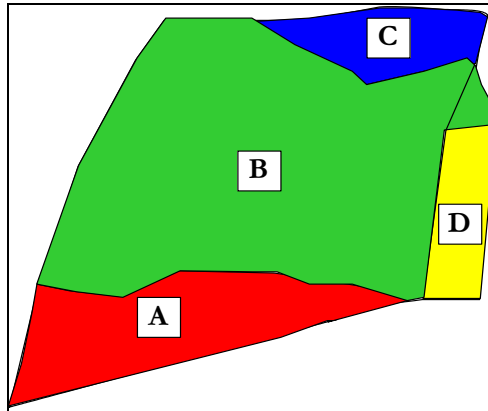


Abbildung 2.9. Die Unterteilung der Fläche in die Teilflächen A: Jungbestand, B: Grünlandbrache, C: Baumgruppe und D: Wiese.

Bei der Teilfläche **A** (2.4 ha) handelt es sich um einen aufgelockerten Jungbestand, eine 20jährige Buchen-Lärchen Pflanzung. Die Teilfläche **B** (7.6 ha) setzt sich zusammen aus Grünland und Grünlandbrache mit Einzelgehölzen, Sträuchern und Büschen. Der Bedeckungsgrad ist geringer als 10%, diese Teilfläche weist einen ausgeprägten Offenlandcharakter auf. Um die Fläche mit ihren wertvollen Biotop-Typen, wie saumartenreichen Kalkmagerrasen und Kalkmagerrasen-Pionierstadium vor zunehmender Verbuschung zu schützen, wurde die Fläche u. a. mit Rindern beweidet (Meineke u. Menge, 2005). Auf der Teilfläche **C** (1.5 ha) stockt ein 170-jähriger Buchenbestand. Die Teilfläche **D** (0.9 ha) wird als Brache mesophilen Grünlandes kalkreicher Standorte beschrieben und ist, vor allem weil sie in der Vergangenheit nur sehr wenig gedüngt wurde, relativ artenreich. Die Planungsperiode beträgt 5 Jahre. Für die beispielhafte Anwendung des Mehrpfad-Prinzips auf dem Kerstlingeröder Feld hat Reinhardt (2005) die nachstehenden Pfade definiert (Tab. 2.8).

A	B	C	D
Jungbestand	Grünlandbrache	Baumgruppe	Grünland
A1: Sukzession, bzw. „nichts tun“	B1: Sukzession, bzw. „nichts tun“	C1: Sukzession, bzw. „nichts tun“	D1: Sukzession, bzw. „nichts tun“
A2: Eine Lägerung (262,60 €/ha)	B2: Beweidung durch Rinder (5 €/ha)	C2: Beweidung durch Rinder (5 €/ha)	D2: Beweidung durch Rinder (5 €/ha)
	B3: Mähen (5 €/ha)	C3: Kahlschlag / Sukzession	D3: Mähen (5 €/ha)
	B4: Abbrennen (102 €/ha)	C4: Kahlschlag, Aufforst. (9344,79 €/ha -2325,12 €/ha = 7019,67)	D4: Aufforsten (2325,12 €/ha)
	B5: Aufforsten (2325,12 €/ha)		

Tabelle 2.8. Details der Handlungsvarianten; die Kosten für die 5-Jahresperiode sind jeweils in Klammern aufgeführt. Nach der Generierung der möglichen Behandlungspfade für die Einzelflächen kommt es in einem nächsten Schritt darauf an, ein sinnvolles und realistisches Gesamtkonzept für die Landschaft zu

entwickeln. Unter Berücksichtigung der vier Flächen ergeben sich insgesamt $2 \cdot 5 \cdot 4 \cdot 4 = 160$ verschiedene Kombinationen. Restriktionen ergeben sich durch begrenzte Mittel, die dem Göttinger-Stadtforstamt zur Verfügung stehen. 34 Kombinationen, deren Gesamtkosten die verfügbaren Mittel von 3080 € überschreiten, wurden nicht berücksichtigt. Es bleiben also 126 zulässige Kombinationen. Schließlich hat das Kerstlingeröder Feld eine große Bedeutung als Naherholungsgebiet für die Stadt Göttingen. Nach einer subjektiven Einschätzung der Landschaftsästhetik und der Eignung der Gesamtfläche als Teil des Naherholungsgebietes Kerstlingeröder Feld hat Reinhardt (2005) weitere 121 Kombinationen ausgeschlossen. Insgesamt verbleiben also fünf Kombinationen, nämlich **A2B3C1D2; A2B3C2D1; A1B3C1D2; A1B1C1D2 und A2B2C1D3**. Mit Hilfe des AHP von Saaty wurde schließlich die Pfadkombination **A1B1C1D2** als optimal identifiziert.

2.34 Ein Forstbetrieb im Solling

Chen (2003) entwickelte eine Methode zur mittelfristigen Steuerung in zwei unterschiedlich großen Waldgebieten im Forstamt *Winnefeld* im Solling. Die Zielfunktion enthält eine *ökonomische* Komponente (EC), eine sog. *Even Flow* (EF) Komponente, die dafür sorgt, dass die Nutzungen etwa gleichmäßig auf die Jahre verteilt sind, und eine dritte Komponente, den sog. *Forest Spatial Value* (FSV), der bewirkt, dass die Nutzungen in einer Periode räumlich möglichst nahe beieinander liegen. Die Zielfunktion mit den Gewichtungsfaktoren a , b und c lautet:

$$a \cdot EC - b \cdot EF + c \cdot FSV \rightarrow \max \quad 4.4-1$$

EC bezeichnet das ökonomische Kriterium *diskontierter Zahlungsstrom* während der Planungsperiode. Die Berechnung basiert auf dem verallgemeinerten Faustmann-Modell von Chang (1998; vgl. auch Knoke u. Plusczyk, 2001). *EF* beschreibt den Grad der Nutzungsfuktuation; gewünscht wird eine möglichst ausgeglichene periodische Nutzung. *FSV* bezeichnet ein räumliches Kriterium; angestrebt ist eine möglichst starke räumliche Aggregation der Nutzungen, um eine raum-zeitliche Konzentration des Harvester-Einsatzes zu gewährleisten. Die räumliche Variable „forest spatial value“ (*FSV*) wurde wie folgt definiert:

$$FSV = \sum_{i=1}^N NV_i = \sum_{i=1}^N \sum_{k=1}^N \frac{R_{ik} L_{ik}}{D_{ik}} \quad (i \neq k) \quad 4.4-2$$

mit N Beständen; NV_i ist ein Nachbarschaftswert für den Bestand i ; R_{ik} ist ein Wert, der die Beziehung zwischen den Handlungspfaden von zwei benachbarten Beständen i und k angibt; L_{ik} ist die Länge der gemeinsamen Grenze zwischen den Beständen i und k , und D_{ik} ist der Abstand zwischen den Centroiden der Bestände i und k (Abb. 2.10).

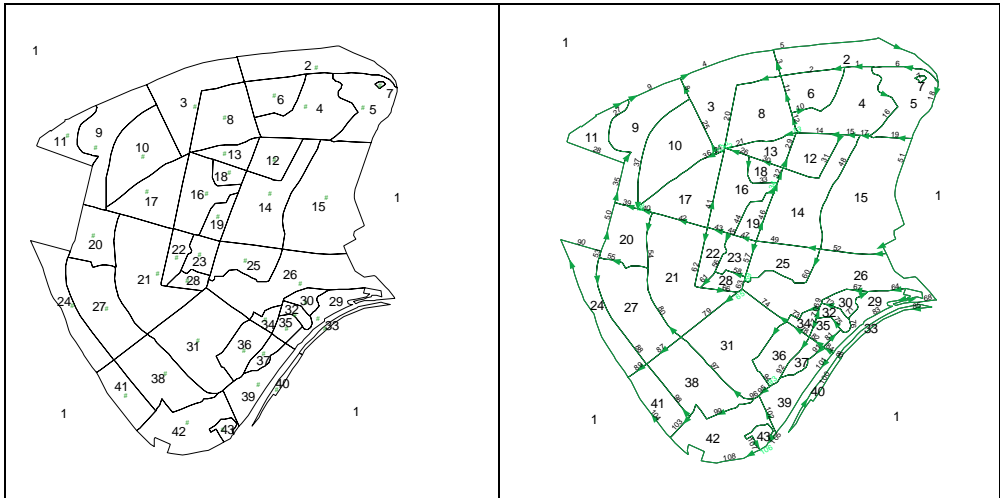


Abbildung 2.10. Beispiel der Arc/INFO Polygon-Centroide and Polylinien in einem Revierteil.

Zahlreiche Forstbetriebskarten liegen bereits digital vor. Diese Daten können durch die Nutzung von Arc/INFO- bzw. Arc/VIEW – Auswertungen für die räumliche Optimierung verwendet werden. Durch die Berücksichtigung der Abstände zwischen Polygon Centroiden und der Länge der Polylinien zwischen benachbarten Polygonen kann die räumliche Optimierung sehr flexibel gestaltet werden. Eine weitere Möglichkeit bietet die Berücksichtigung von Wegeabständen zwischen Beständen bei der zeitlichen Zuordnung von Holzerntemaßnahmen. Erste Ergebnisse zeigen, dass die Konkretisierung dieser Vorstellung mit realistischen Rechenzeiten möglich ist.

Als dritte Komponente wird eine möglichst ausgeglichene jährliche Nutzung berücksichtigt. Die gesamte Zielfunktion unter Einbeziehung des Handlungspfad-Wertes und der räumlichen Aggregation der Nutzungen lautet dann:

$$a \times \sum_{i=1}^N NPW_i - b \times \sqrt{\sum_{j=1}^M \frac{(V_j - \bar{V})^2}{M}} + c \times \sum_{i=1}^N \sum_{k=1}^N \frac{R_{ik} L_{ik}}{D_{ik}} \rightarrow \max \quad (i \neq k)$$

M bezeichnet die Anzahl Jahre in der Planungsperiode und V_j die jährliche Nutzungsmenge; \bar{V} ist gleich der durchschnittlichen jährlichen Nutzungsmenge während der Planungsperiode. Für jeden Bestand wurden 21 unterschiedliche Waldentwicklungsvarianten generiert. Das ergibt bei 41 Beständen insgesamt 21^{41} mögliche Kombinationen. Die Entwicklung der drei Komponenten der Zielfunktion für das Beispiel *Winnefeld* ist in Abb. 2.11 dargestellt. Abb. 2.12 zeigt beispielhaft das Ergebnis einer Optimierung für einen aus 38 Fichtenbeständen bestehenden Waldteil im südlichen Solling.

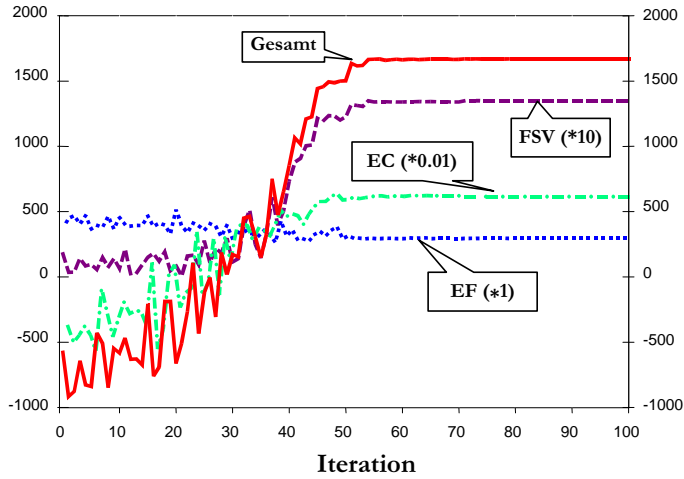


Abbildung 2.11. Entwicklung der drei Komponenten der Zielfunktion für das Beispiel Winnefeld mit Hilfe der Methode des Simulated Annealing.

Ziel- funktion	Planungsperiode (Jahr)				
	1	2	3	4	5
$A \times EC$					
$a \times EC + b \times EF$					
$a \times EC + b \times EF$ $+ c \times FSV$					

Abbildung 2.12. Die raum-zeitlichen Muster der Nutzung in der kartografischen Darstellung für den Betrieb im Solling. Die optimale raum-zeitliche Zuordnung der Nutzungen ändert sich in Reaktion auf die zusätzliche Berücksichtigung der Kriterien EF („even flow“) und FSV („forest spatial value“ = räumliche Aggregation der Nutzungen).

Der Planungshorizont beträgt 5 Jahre. Die Schattierung in den Karten zeigt die Örtlichkeit der Eingriffe während der drei 5-Jahresperioden. Für jeden Bestand wurden Handlungspfade generiert, die sich nach der Eingriffstärke, der Eingriffsart und dem Eingriffszeitpunkt unterschieden. Die Generierung erfolgte mit Hilfe eines eigens für diesen Zweck entwickelten Bestandeswuchsmodells auf der Basis der Arbeiten von Schübeler (1997) und Sánchez-Orois et al. (2001), und unter Verwendung der Eingriffsregeln nach Spellmann et al. (1999). Die optimale raum-zeitliche Zuordnung der Nutzungen ändert sich in Reaktion auf die Berücksichtigung unterschiedlicher Kriterien-Kombinationen in der Zielfunktion.

In seiner Untersuchung beurteilte Chen (2003) die drei in der forstlichen Planung häufig verwendeten heuristischen Optimierungsmethoden *Simulated Annealing*, *Genetic Algorithm* und *Tabu Search*. Die Effektivität der drei Methoden wurde untersucht und mit dem Verfahren der *Linearen Programmierung* verglichen. Als Anwendungsbeispiel diente u. a. ein Forstbetrieb mit 1480 Beständen. Waldbauliche Handlungspfade wurden mit Hilfe eines Pfad-Editors definiert. Die Lösung mit Hilfe der Linearen Programmierung, im Vergleich mit den heuristischen Methoden, war umso besser, je strenger die Nebenbedingungen formuliert wurden, unter der Annahme, dass die Teilung von Beständen (in unterschiedliche Handlungspfade) zulässig ist. Der Vorteil der heuristischen Methoden liegt darin, dass sie in relativ geringer Rechenzeit zu einer ganz-zahligen Lösung konvergieren, die nur geringfügig suboptimal ist.

Heuristische Verfahren wie das *Simulated Annealing* werden zunehmend eingesetzt, um Probleme der mittelfristigen forstbetrieblichen Steuerung zu lösen. Diese Methoden können die Suche nach dem optimalen Raum-Zeit-Muster der forstbetrieblichen Steuerung auch für sehr große Forstbetriebe mit zahlreichen Beständen erleichtern. Weitergehende Untersuchungen in Betrieben mit über 1400 Beständen und unter Berücksichtigung räumlicher Zielsetzungen belegen die Brauchbarkeit der heuristischen Verfahren (vgl. Chen u. Gadow, 2002). Beim Vergleich der Suchalgorithmen *Simulated Annealing*, *Tabu Search* und *Genetischer Algorithmus* erwies sich die Methode des *Simulated Annealing* als besonders effektiv.

Der hier nur sehr oberflächlich beschriebene Ansatz bietet zahlreiche Möglichkeiten der verbesserten Steuerung der Waldentwicklung. Durch die Berücksichtigung der speziellen Möglichkeiten in jedem lagemäßig definierten Einzelbestand wird eine räumliche Planung ermöglicht. Außerdem besteht grundsätzlich keine Notwendigkeit mehr, die einzelnen Probleme der mittel- und kurzfristigen forstbetrieblichen Steuerung isoliert zu betrachten. Angesichts der verfügbaren Technik erscheint es sinnvoll, die oben genannten Möglichkeiten zu nutzen.

2.35 Selektive Pfadgenerierung für Buchen und Fichtenbestände

Baumert (2004) hat und das Mehrpfadprinzip und insbesondere die Methode der Pfadgenerierung mit Hilfe verfügbarer Software sehr anschaulich für ein 70 ha großes Waldstück demonstriert, Das Zeitfenster betrug in diesem Beispiel 15 Jahre. Das Waldstück besteht aus vier Abteilungen und die Daten für diese vier Beispielbestände stammen aus der Standarddatenbank des Programms BWinPro 6.0, mit dessen Hilfe auch einige grafische Darstellungen der Bestände erzeugt wurden. Die entsprechenden Bestandesdaten sind in Tab. 2.9 aufgeführt. Abb. 4.13 zeigt die vier Teilflächen der Beispielbestände.

	Bestand	Fläche (ha)	Alter	Stammz N/ha	H100 (m)	G m ² /ha	Vfm m ³ /ha	B°
1	artenreicher Mischbestand	22	139	308	34,5	33,8	546,4	1,01
2	Buchen-Edellaubholz	15	86	453	31,7	29	525,9	1,03
3	Bu-Elä-Bestand	19	65	514	28,5	504,7	1,38	
4	Buchen-Mischbestand	14	43	1254	19,9	23,6	191,1	1,08

Tabelle 2.9. Grunddaten der Abteilungen, aus denen sich der Beispielwald zusammensetzt.

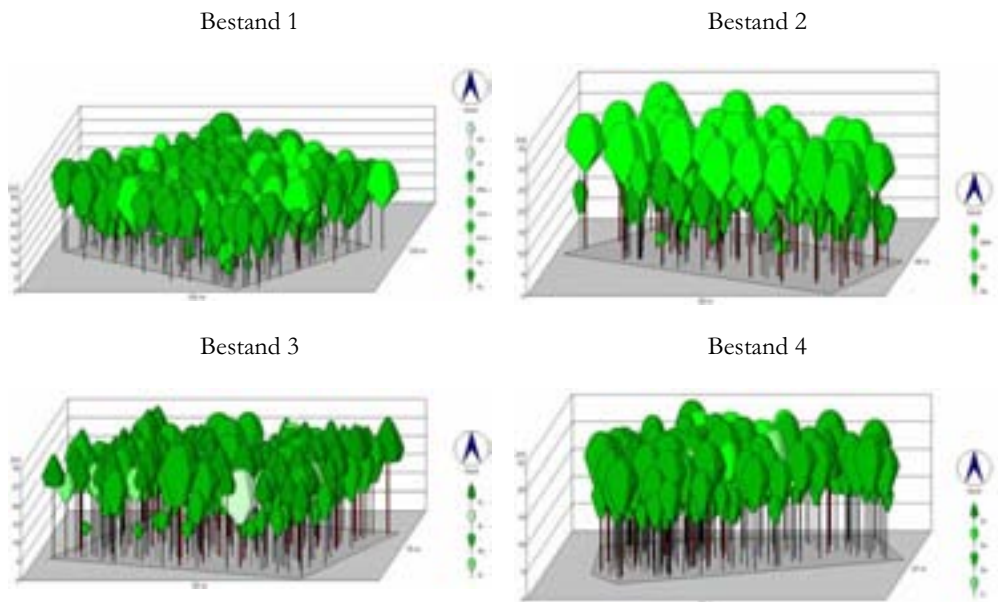


Abbildung 2.13. Grafische Darstellung ausgewählter Teilflächen der vier Bestände.

Mit Hilfe der Software BWinPro wurden für jeden Bestand mehrere Behandlungspfade generiert. Das Zeitfenster beträgt 15 Jahre, unterteilt in drei 5-jährige Perioden. In der Tab. 2.10 sind die Pfade und deren Einfluss auf den Endvorrat, den Reinertrag und die benötigte Arbeitszeit aufgeführt.

Insgesamt hat Baumert (2004) vier verschiedene Behandlungen simuliert (s. BWinPro 6.0 Handbuch; Nagel, 2001):

1. Vornutzung/Pflege: Diese Behandlung basiert auf einem Pflegekonzept, das für Niedersachsen entwickelt wurde. Für dieses Konzept wurden drei Pflegephasen definiert. Sie werden durch bestimmte Oberhöhenbereiche abgegrenzt. Das Programm prüft, in welcher Phase sich der Bestand befindet. Dann wird die Stammzahl so lange reduziert, bis ein festgelegter Zielbestockungsgrad erreicht wird. Die Auswahl der zu entnehmenden Bäume entspricht in etwa dem Konzept einer Auslesedurchforstung.

Bestand	Fläche (ha)	Pfad	Periode 1 (1-5 Jahr)			
			Endvorrat m ³ /ha	Arbeitszeit Std/ha	Reinertrag Euro/ha	Behandlung
1	22	1a	554,2	7,7	3634	Zielstärkennutzung
		1b	538,7	10,6	4864	Vornutzung/ Pflege
		1c	482,4	19,9	9003	Prognose-Zielorientiert
2	15	2d	426,9	8,1	1927	Vornutzung/ Pflege
		2e	431,3	3,1	1461	Prognose-Zielorientiert
3	19	3f	414,6	21,1	2893	Prognose-Zielorientiert
		3g	456,9	14	2211	Vornutzung/ Pflege
4	14	4h	187,9	17,4	717	Prognose-Zielorientiert
		4i	261,3	0	0	keine Behandlung
Bestand	Fläche (ha)	Pfad	Periode 2 (6-10 Jahr)			
			Endvorrat m ³ /ha	Arbeitszeit Std/ha	Reinertrag Euro/ha	Behandlung
1	22	1a	592,5	3,7	1728	Zielstärkennutzung
		1b	549,1	8,7	3996	Zielstärkennutzung
		1c	491,6	8,6	3890	Prognose-Zielorientiert
2	15	2d	443,9	8,3	1981	Vornutzung/ Pflege
		2e	455,5	4,6	1618	Prognose-Zielorientiert
3	19	3f	447,9	5,9	814	Prognose-Zielorientiert
		3g	506,5	0	0	keine Behandlung
4	14	4h	207,4	15,6	642	Prognose-Zielorientiert
		4i	337,5	0	0	keine Behandlung
Bestand	Fläche (ha)	Pfad	Periode 3 (11-15 Jahr)			
			Endvorrat m ³ /ha	Arbeitszeit Std/ha	Reinertrag Euro/ha	Behandlung
1	22	1a	599,8	8,7	4125	Zielstärkennutzung
		1b	545,9	10,5	4845	Zielstärkennutzung
		1c	459,7	14,6	6602	Prognose-Zielorientiert
2	15	2d	467,2	8	1911	Vornutzung/ Pflege
		2e	472	8,3	1928	Prognose-Zielorientiert
3	19	3f	468,7	4,2	578	Prognose-Zielorientiert
		3g	532,6	0	0	keine Behandlung
4	14	4h	234,9	16,5	683	Prognose-Zielorientiert
		4i	349,3	16,1	657	Vornutzung/ Pflege

Tabelle 2.10. Die Behandlungspfade für die vier Abteilungen und deren Einfluss auf die Parameter Vorrat, Reinertrag und Arbeitszeit.

2. Zielstärkennutzung: Das Programm prüft, ob zielstarke Bäume im Bestand vorkommen. Haben Bäume die Zielstärke erreicht, werden sie entnommen. Zielstärke: Eiche 80 cm; Buche, anderes Laubholz mit hoher Produktionsdauer, Ahorn, Esche, Douglasie und Lärche 65 cm; anderes Laubholz mit niedriger Produktionsdauer 40 cm; Fichte und Kiefer 45 cm.

3. **Zielorientiert:** Die Bestandesentwicklung wird für einen Zeitraum von 30 Jahren simuliert. In 5Jahres-Schritten wird ein Vornutzungs- und ein Pflegeeingriff nach den Grundsätzen des Waldbauprogramms LÖWE berechnet.

Die neun Entwicklungspfade ergeben insgesamt $3 \times 2 \times 2 \times 2 = 24$ mögliche Entwicklungen des Betriebes. In einem zweiten Schritt hat Baumert (2004) geprüft, welche der möglichen Kombinationen am vorteilhaftesten ist. Für den Entscheidungsträger waren in diesem Beispiel die Parameter Gesamtvorrat, Reinertrag und Arbeitszeit in jeder Periode wichtig.

Bei der Durchführung der waldbaulichen Maßnahmen wird Arbeitszeit verbraucht. Die investierte Arbeitszeit pro Vorratsfestmeter (Vfm) hängt über das Stück-Masse-Gesetz von dem Stückvolumen ab. Diese Beziehung wurde durch die folgende Formel beschrieben:

$$\frac{h}{Vfm} = 9,16 + 2,99 \frac{Vfm}{N}$$

mit Vfm = Vorratsfestmeter; h = Arbeitsstunden; Vfm/N = Stückzahl; h/Vfm = Arbeitszeit pro Vfm; 9,16 und 2,99 = Parameter des Stück-Masse-Gesetzes (die Parameter besitzen keine allgemeine Gültigkeit). Wenn die benötigte Arbeitszeit für die Ernte eines Vorratsfestmeters bekannt ist, kann die Arbeitszeit, die für den Eingriff in dem gesamten Bestand benötigt wird, berechnet werden. Der Reinertrag ergibt sich aus dem Erlös für den Holzverkauf und den anfallenden Kosten der Holzernte. In diesem Beispiel sollen nur die Kosten für die eingesetzte Arbeitszeit berücksichtigt werden. Es wird angenommen, dass eine Arbeitsstunde mit Lohnnebenkosten 28 € kostet. Um den Erlös berechnen zu können, müssen die anfallenden Erntefestmeter und der Holzpreis bekannt sein. Für den Holzpreis wurden durchschnittliche Werte von 100 € für Bestand 1; 60 € für Bestand 2; 40 € für Bestand 3 und 20 € für Bestand 4 angenommen. Die Qualität und die Sortimente der geernteten Bestände waren nicht bekannt. Daher wurden für die Holzpreise die wahrscheinlichsten Werte festgelegt.

Baumert (2004) hat bestimmt, dass der Entscheidungsträger für dieses Waldstück einen möglichst hohen Reinertrag erzielen möchte. Für jede mögliche Kombination der Handlungspfade werden die Ergebnisse der Kriterien Reinertrag, Endvorrat und Arbeitszeit periodenweise aufsummiert. So erhält man die Ausprägungen der Kriterien pro Periode für das gesamte Waldstück, z.B. Kombination 1a-2d-3f-4h Periode 1:

$$Vorrat(Vfm) = 554,2 \frac{Vfm}{ha} \cdot 22ha + 426,9 \frac{Vfm}{ha} \cdot 15ha + 414,6 \frac{Vfm}{ha} \cdot 19ha + 187,9 \frac{Vfm}{ha} \cdot 14ha = 29103,9Vfm$$

In der weiteren Analyse wurden die Ausprägungen der Kriterien pro Periode für alle Kombinationen aufgelistet. Die Ermittlung des Gesamtnutzens U soll eine rationale Entscheidung ermöglichen; dieser Wert wurde wie folgt berechnet:

$$U = \sum_{j=1}^m b_j \cdot \left(\sum_{i=1}^n a_i u_i(q_i) \right)$$

mit U = Nutzwert;

m = Anzahl der Perioden; b_j = relatives Gewicht der Periode j ($0 \leq b_j \leq 1$, $\sum_{j=1}^m b_j = 1$)

n = Anzahl der Beurteilungskriterien; a_i = relatives Gewicht des Kriteriums i ($0 \leq a_i \leq 1$, $\sum_{i=1}^n a_i = 1$)

q_i = Beitrag des Kriteriums i für eine bestimmte Kombination an Bestandesbehandlungen (m^3 , €)

$u_i(q_i)$ = Teilnutzenfunktion für das Kriterium i ($0 \leq u_i(q_i) \leq 1$)

Für jede Pfadkombination wurden für die drei Perioden die Ausprägungen q_i der Kriterien Reinertrag (€), Vorrat (Vfm/ha) und Arbeitszeit (h) aufsummiert und deren Teilnutzenfunktionen $u_i(q_i)$ ermittelt. Mit Hilfe von $u_i(q_i)$ wurden den Ausprägungen Einzelnutzen zugewiesen, die den Grad der Vorteilhaftigkeit von q_i beschreiben. Die Einzelnutzen wurden mit den a_i gewichtet und für jede Kombination der Behandlungsoptionen aufsummiert. Das Ergebnis beschreibt den Nutzen dieser Kombination in einer bestimmten Periode (Saaty, 1980; Steinmeyer u. Gadow, 1995). Um den Nutzen dieser Kombination über alle Perioden zu berechnen, wurden die periodischen Nutzwerte mit den b_j gewichtet und aufsummiert. Im Beispiel wurden alle Perioden gleich gewichtet ($b_{1,2,3} = 1/3$). Es könnte aber auch sein, dass es für einen Entscheidungsträger besonders wichtig ist, in der ersten Periode höhere Reinerträge zu erzielen. In diesem Fall wäre die Gewichtung für die erste Periode höher. Die drei Kriterien Gewinn, Vorrat und Arbeitszeit wurden mit $a_{\text{Gewinn}} = 0,5$, $a_{\text{Vorrat}} = 0,35$ und $a_{\text{Arbeitszeit}} = 0,15$ bewertet. Es wurde außerdem angenommen, dass sich der Entscheidungsträger über seine Bewertung dieser Kriterien relativ sicher ist.

Um die Ausprägungen der Kriterien bewerten zu können, wurde für die Kriterien Vorrat und Arbeitszeit der paarweise Vergleich von Saaty verwendet. Dafür wurde für alle Perioden die maximale und minimale Ausprägung der Kriterien Vorrat und Arbeitszeit bestimmt (Vorrat: $q_{\text{max}} = 35285,2$, $q_{\text{min}} = 27524,3$ / Arbeitszeit: $q_{\text{max}} = 1203,8$, $q_{\text{min}} = 150,4$). Die Differenzen wurden in vier Klassen eingeteilt ($(q_{\text{max}} - q_{\text{min}})/4$). Die Klassenbreite betrug für Vorrat 2250 Vfm und für die Arbeitszeit 275 h. Die Klassengrenzen (Vorrat (Vfm): 27000, 29250, 31500, 33750 und 36000; Arbeitszeit (h): 100, 375, 650, 925 und 1200) wurden jeweils paarweise verglichen. Die möglichen Bewertungen waren 1 = gleiche Bedeutung, 2 (1/2) = größere (kleinere) Bedeutung und 3 (1/3) = viel größere (kleinere) Bedeutung. Bei dem Paarvergleich wurden alle möglichen Kombinationen einmal bewertet (Tab. 2.11).

	3	2	1	½	1/3			3	2	1	½	1/3	
27000					x	29250	100			x			375
36000		x				31500	1200					x	650
33750	x					27000	925					x	100
31500		x				29250	650				x		375
33750			x			36000	925		x				1200
27000					x	31500	100		x				650
29250					x	33750	375	x					925
36000	x					27000	1200					x	100
31500				x		33750	650		x				925
29250					x	36000	375	x					1200

Tabelle 2.11. Paarvergleich nach Saaty für die Klassengrenzen der Kriterien Endvorrat (links) und Arbeitszeit (rechts).

Diese Bewertung wird von einem Entscheidungsträger vorgenommen und spiegelt dessen subjektive Einschätzung der Ausprägungen wieder. Die Ergebnisse wurden in eine Paarvergleichsmatrix übertragen. Die leeren Zellen werden mit den reziproken Werten ausgefüllt (Tab. 2.12).

	27000	29250	31500	33750	36000	27000	29250	31500	33750	36000	Summe	normiert
27000	1	1/3	1/3	1/3	1/3	0,08	0,04	0,06	0,11	0,11	0,38	0,08
29250	3	1	½	1/3	1/3	0,23	0,11	0,09	0,11	0,11	0,63	0,13
31500	3	2	1	½	½	0,23	0,21	0,17	0,16	0,16	0,93	0,19
33750	3	3	2	1	1	0,23	0,32	0,34	0,32	0,32	1,53	0,31
36000	3	3	2	1	1	0,23	0,32	0,34	0,32	0,32	1,53	0,31
Summe	13	9,33	5,83	3,17	3,17	1	1	1	1	1	5,00	1,00

Tabelle 2.12. Paarvergleichsmatrix für das Kriterium Endvorrat. Links: Vergleichswerte; Mitte: normierte Vergleichswerte. Rechts: Zeilensummen und normierte Zeilensummen.

Im nächsten Schritt wurden die Spalten normiert (jeder Wert wird durch die Spaltensumme geteilt). Aus diesen Ergebnissen werden Zeilensummen gebildet, die ebenfalls normiert werden. Die normierten Werte der Zeilensummen geben die Gewichtung der Klassengrenzen an (Tab. 2.13).

	100	375	650	925	1200	100	375	650	925	1200	Summe	normiert
100	1	1	2	3	3	0,32	0,32	0,35	0,32	0,25	1,55	0,31
375	1	1	2	3	3	0,32	0,32	0,35	0,32	0,25	1,55	0,31
650	½	½	1	2	3	0,16	0,16	0,18	0,21	0,25	0,95	0,19
925	1/3	1/3	1/3	1	2	0,11	0,11	0,06	0,11	0,17	0,54	0,11
1200	1/3	1/3	1/3	½	1	0,11	0,11	0,06	0,05	0,08	0,41	0,08
Summe	3,167	3,167	5,667	9,5	12	1	1	1	1	1	5,00	1,00

Tabelle 2.13. Paarvergleichsmatrix für das Kriterium Arbeitszeit. Links: Vergleichswerte; Mitte: normierte Vergleichswerte. Rechts: Zeilensummen und normierte Zeilensummen.

In den Bereichen zwischen den Klassengrenzen wird angenommen, dass die Bewertung linear ist. Um jeder Ausprägung q_i den Wert der Teilnutzenfunktion $u_i(q_i)$ zuweisen zu können, wurden die Geradengleichungen für die Teilnutzenfunktion (Abb. 2.14) zwischen den Klassengrenzen berechnet.

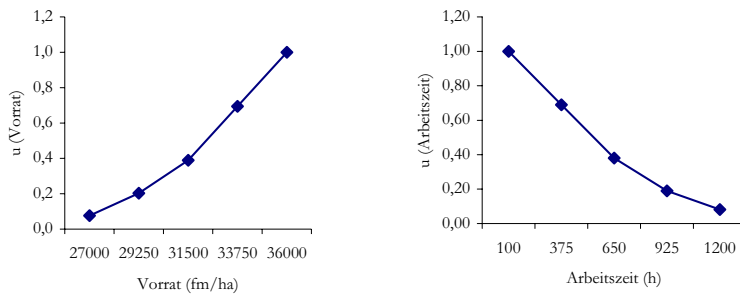


Abbildung 2.14. Grafische Darstellung der Teilnutzenfunktionen nach Baumert (2004) für die Kriterien Vorrat (links) und Arbeitszeit (rechts).

Durch Einsetzen der Ausprägung q_i in diese Gleichungen kann $u_i(q_i)$ ermittelt werden. Für das Kriterium Reinertrag ist ein Paarvergleich nicht nötig, denn es soll angenommen werden, dass die Bewertung der Ausprägungen linear von der Höhe der Ausprägung abhängt. Die Ausprägungen des Kriteriums Reinertrag wurden normiert, indem sie durch q_{\max} geteilt wurden ($q_i/q_{\max} = u_i(q_i)$).

Nun können für jede Kombination die Gesamtnutzen berechnet werden. Diese Berechnung wird am Beispiel der Kombination 1a-2d-3f-4h demonstriert. Der Nutzen für jede Periode NP_j berechnet sich wie folgt:

$$NP_j = 0,5 \cdot u(\text{Gewinn}) + 0,35 \cdot u(\text{Vorrat}) + 0,15 \cdot u(\text{Arbeitszeit})$$

mit NP_j = Nutzen für Periode j ; $u(\text{Reinertrag})$ = Teilnutzenfunktion für das Kriterium Reinertrag;

$u(\text{Endvorrat})$ = Teilnutzenfunktion für das Kriterium Vorrat; $u(\text{Arbeitszeit})$ = Teilnutzenfunktion für das Kriterium Arbeitszeit

$$NP_1 = 0,5 \cdot 0,6 + 0,35 \cdot 0,19 + 0,15 \cdot 0,19 = 0,39$$

$$NP_2 = 0,5 \cdot 0,32 + 0,35 \cdot 0,32 + 0,15 \cdot 0,51 = 0,36$$

$$NP_3 = 0,5 \cdot 0,48 + 0,35 \cdot 0,51 + 0,15 \cdot 0,41 = 0,48$$

Diese Nutzen der Perioden müssen gewichtet und zu dem Gesamtnutzen aufsummiert werden.

$$U = 1/3 \cdot NP_1 + 1/3 \cdot NP_2 + 1/3 \cdot NP_3$$

mit U = Gesamtnutzen; NP_{1-3} = Nutzen der Perioden 1-3

Für die Kombination 1a-2d-3f-4h ergibt sich $U = 1/3 \cdot 0,39 + 1/3 \cdot 0,36 + 1/3 \cdot 0,48 = 0,41$.

Liegen die Gesamtnutzen für alle Kombinationen vor, kann man durch Sortieren diejenige

Kombination identifizieren, die den höchsten Gesamtnutzen besitzt. Aus Tab. 2.14 kann man entnehmen, dass für die in diesem Beispiel gewählten Gewichtungen und Teilnutzenfunktionen die Kombination 1b-2e-3g-4i optimal ist.

Kombination	NP1	NP2	NP3	Gesamtnutzen
1b-2°-3g-4i	0,48	0,53	0,58	0,53
1°-2°-3g-4i	0,45	0,51	0,61	0,53
1b-2d-3g-4i	0,48	0,53	0,57	0,53
1°-2d-3g-4i	0,45	0,51	0,61	0,52
1c-2°-3g-4i	0,56	0,47	0,53	0,52
1c-2d-3g-4i	0,57	0,46	0,53	0,52
1c-2°-3f-4i	0,56	0,44	0,50	0,50
1c-2d-3f-4i	0,57	0,43	0,50	0,50
1°-2°-3f-4i	0,43	0,47	0,56	0,48
1b-2°-3f-4i	0,43	0,49	0,52	0,48
1b-2d-3f-4i	0,44	0,48	0,52	0,48
1°-2d-3f-4i	0,42	0,46	0,55	0,48
1c-2°-3g-4h	0,54	0,39	0,48	0,47
1c-2d-3g-4h	0,55	0,38	0,47	0,47
1c-2°-3f-4h	0,54	0,36	0,46	0,45
1c-2d-3f-4h	0,55	0,36	0,45	0,45
1b-2d-3g-4h	0,43	0,42	0,50	0,45
1b-2°-3g-4h	0,42	0,43	0,50	0,45
1°-2°-3g-4h	0,40	0,41	0,53	0,45
1a-2d-3g-4h	0,41	0,40	0,53	0,45
1b-2°-3f-4h	0,42	0,40	0,45	0,43
1b-2d-3f-4h	0,43	0,40	0,45	0,43
1°-2°-3f-4h	0,39	0,36	0,48	0,41
1a-2d-3f-4h	0,39	0,36	0,48	0,41

Tabelle 2.14. Nutzen der Kombinationen für die drei Perioden und der Gesamtnutzen (absteigend nach dem Gesamtnutzen sortiert).

Bei näherer Betrachtung der Ergebnisse fällt auf, dass die Differenzen zwischen den Gesamtnutzen der Kombinationen sehr gering sind. Nach Abrundung erscheinen die Werte der ersten drei Gesamtnutzen identisch hoch. Es ist daher anzunehmen, dass es schon bei geringen Veränderungen der Ausprägungen eines Kriteriums zu einer veränderten Rangliste der Kombinationen kommt. Die Gewichtung der Perioden und der Kriterien Reinertrag, Vorrat und Arbeitszeit erfolgte in diesem Beispiel intuitiv. Es ist natürlich denkbar, dass die Kriteriengewichte nicht ohne weiteres feststellbar sind. In diesem Fall könnte ebenfalls ein paarweiser Vergleich vorgenommen werden, um die Gewichtung nachvollziehbarer zu machen.

Zusätzlich könnten Kombinationen, die eine bestimmte Beschränkung nicht erfüllen, eliminiert werden. Es könnte z.B. angenommen werden, dass der Entscheidungsträger auf keinen Fall mehr als 900 Arbeitsstunden pro Periode für die Bewirtschaftung des Waldes zur Verfügung hat. Bevor der Gesamtnutzen der Kombinationen berechnet wird, müssten alle Kombinationen ausscheiden, in die mehr Arbeitszeit investiert werden muss.

2.36 Der Forstbetrieb Lissino

Der Forstbetrieb Lissino befindet sich ca. 70 km südlich von Sankt Petersburg in Russland. Die Hauptbaumarten sind Fichte (*Picea abies*) und Kiefer (*Pinus sylvestris*). Durchforstungen werden in der Regel nicht durchgeführt. Der Mehrpfad-Ansatz erwies sich auch in diesem Gebiet als pragmatische Alternative zu den üblichen standardisierten Nutzungsvorgaben. Ein einfaches Verfahren wurde von Gurjanov u. Gadow (2005) für einen Teilbereich des Forstbetriebes Lissino beispielhaft beschrieben. Die wesentlichen Ergebnisse sind in Tab 2.15 aufgeführt.

Bestand Nr.	Fläche ha	Baum art	Alter	Pfad 1 (m ³ genutzt im Zeitraum)			Pfad 2 (m ³ genutzt im Zeitraum)			optimale Pfadkombination		
				2005 – 2014	2015 – 2024	2025 – 2034	2005 – 2014	2015 – 2024	2025 – 2034	2005 – 2014	2015 – 2024	2025 – 2034
1	4,8	Fi	70	0	0	0	0	0	0			
2	1,0	Bi	60	0	0	269	0	0	67			269
4	1,9	Fi	70	0	0	0	0	0	0			
5	1,8	Ki	60	0	0	0	0	0	0			
6	3,5	Fi	60	0	0	0	0	0	0			
7	4,1	Fi	60	0	0	0	0	0	0			
8	1,8	Bi	60	0	0	513	0	0	128			513
9	3,8	Bi	60	0	0	1490	0	0	372			1490
10	2,1	Ki	50	0	0	0	0	0	0			
11	0,9	Ki	150	275	0	0	0	295	0	295		
12	6,5	Fi	150	2405	0	0	0	2535	0	2405		
13	1,5	Ki	70	0	0	0	0	0	0			
14	2,1	Ki	60	0	0	0	0	0	0			
15	1,3	Fi	55	0	0	0	0	0	0			
16	5,0	Fi	160	1435	0	0	0	1540	0		1540	
17	2,4	Fi	60	0	0	0	0	0	0			
18	5,2	Fi	90	0	0	0	0	0	0			
19	8,3	Fi	160	3370	0	0	0	3519	0	3370		
20	5,1	Bi	70	0	1862	0	0	0	1994			1994
21	3,9	Fi	80	0	0	0	0	0	0			
22	1,0	Fi	80	0	0	0	0	0	0			
23	0,5	Lā	65	0	0	0	0	0	0			
24	1,2	Fi	100	400	0	0	0	436	0		436	
25	3,9	Fi	100	0	0	1591	0	0	0			1591
26	1,1	Fi	70	0	0	0	0	0	0			
27	2,7	Ki	75	0	0	0	0	0	0			
28	1,3	Fi	100	420	0	0	0	449	0		449	
29	0,4	Bi	90	94	0	0	0	102	0		102	
30	1,6	Fi	100	0	0	611	0	0	0			611
31	1,5	Fi	100	0	0	675	0	0	0			675
32	0,7	Fi	70	0	0	0	0	0	0			
33	4,1	Bi	110	1205	0	0	0	1320	0		1320	
34	3,0	Fi	90	0	0	0	0	0	0			
35	6,1	Fi	170	2684	0	0	0	2800	0		2800	
36	5,8	Ki	90	0	0	0	0	0	0			
37	1,0	Erl	35	71	0	0	0	94	0		94	
38	2,1	Fi	160	836	0	0	0	874	0	836		
42	0,9	Fi	100	0	0	374	0	0	0			374
43	1,2	Ki	80	0	0	0	0	0	0			
Summe	107,1			13194	1862	5523	0	13964	2561	6611	7036	7517

Tabelle 2.15. Bestandesflächen, führende Baumart, Bestandesalter, zwei Pfade und optimale Pfadkombination für einen arrondierten Teilbereich des Forstbetriebes Lissino.

Das Klima in Lissino ist beeinflusst durch kalte arktische und wärmere atlantische Luftmassen. Die Lufttemperatur beträgt 3,6°C im Jahresdurchschnitt, der Jahresniederschlag 590 mm und die Dauer

der Vegetationsperiode 150 – 160 Tage. Die Höhe über NN schwankt zwischen 35 und 70 m. Die klimatischen Bedingungen sind günstig für die Baumarten Kiefer und Fichte.

Aus Gründen der begrenzten Darstellungsmöglichkeit wird hier nicht der gesamte Betrieb, sondern nur ein aus 43 Beständen bestehender, arrondierter Teilbereich von insgesamt 107,1 ha dargestellt. In den ersten 4 Spalten der Tab. 2.15 sind die Bestandesflächen, die führende Baumart und das Bestandesalter aufgeführt. Nach der Beschreibung der Ausgangsdaten sind für jeden Bestand zwei mögliche Pfade dargestellt. Ein Pfad ist jeweils durch die Angabe des Nutzungszeitraumes und der entsprechenden Nutzungsmasse gekennzeichnet. Für 19 der 43 Bestände wurden zwei mögliche Pfade generiert, für die restlichen 24 Bestände kommt eine Nutzung während der Planungsperiode nicht in Frage. Die Anzahl der möglichen Pfadkombinationen ist also gleich $2^{19}=524288$. Die optimale Pfadkombination ist diejenige, welche den bestmöglichen Ausgleich der gesamten periodischen Nutzungsmassen ermöglicht (die letzten drei Spalten in Tab. 2.15).

Das Beispiel zeigt, dass die Anwendung der Mehrpfadtheorie nicht immer den Einsatz leistungsfähiger Rechner erfordert. Das wichtigste Prognose-Hilfsmittel war in diesem Beispiel ein zuverlässiges Ertragsmodell.

2.37 Berücksichtigung von Naturschutz- und Nutzungszielen

Nuutinen et al. (2006) berücksichtigen das Mehrpfadprinzip, um zu zeigen, dass Naturschutzziele durch Anpassungen im Management auf ganzer Fläche verwirklicht werden können. Die Berücksichtigung der Naturschutzziele in der Waldnutzung orientiert sich an zwei unterschiedlichen Strategien. Die *Segregationsstrategie* strebt eine räumliche Trennung der Nutz- und Schutzgebiete an. Die *Integrationsstrategie* dagegen versucht, durch Anpassungen im Management, Naturschutzziele auf der ganzen Fläche zu realisieren. Die gesonderte Ausscheidung von Schutzgebieten entspricht nach Nuutinen et al. (2006) nicht einer vernünftigen gesamthaften Entwicklungsplanung für größere Forstbetriebe.

Die strategischen Vorgaben der Waldnutzung werden durch Managementanweisungen in Form spezieller Durchforstungsregeln und Umtriebszeiten realisiert. Die waldbaulichen Behandlungen können aus der Sicht des Naturschutzes förderlich sein oder negative Auswirkungen haben. Die Bereitstellung bestimmter Holzprodukte ist direkt abhängig von den verfügbaren Vorräten und von der Art und vom Zeitpunkt der Nutzung. Sowohl die Holzvorräte als auch die Zielsetzungen und die Nachfrage nach bestimmten Produkten und Dienstleistungen sind durch räumliche Gegebenheiten bestimmt. Die Eigenschaften benachbarter Bestände und die

Zielsetzungen für deren Nutzung können sehr unterschiedlich sein. Diese räumliche Variation ist typisch für Waldlandschaften. Daher ist das Mehrpfadprinzip ein geeignetes Konzept für die Koordination von Naturschutz und Holznutzung. Das in Finnland entwickelte MELA-System (Redsven et al., 2004) basiert auf dem Mehrpfadprinzip und berücksichtigt die optimierte Verknüpfung von Bestandes- und Landschaftszielen. In der Fallstudie von Nuutinen et al. (2006) wird a) die Analyse des Produktionspotentials und b) die gleichzeitige Zuordnung von Schutz- und Nutzungszielen in einem finnischen Waldgebiet demonstriert. MELA enthält Systemelemente für die Prognose von Einwuchs, Wachstum und Mortalität (Hynynen et al. 2002) sowie sechs unterschiedliche Eingriffssarten, einschliesslich Kahlschlag, Zielstärkennutzung und nach Stärke und Art differenzierter Durchforstung. Abb. 2.15 zeigt die Karte des Beispielbetriebes für drei unterschiedliche Entwicklungsperspektiven.

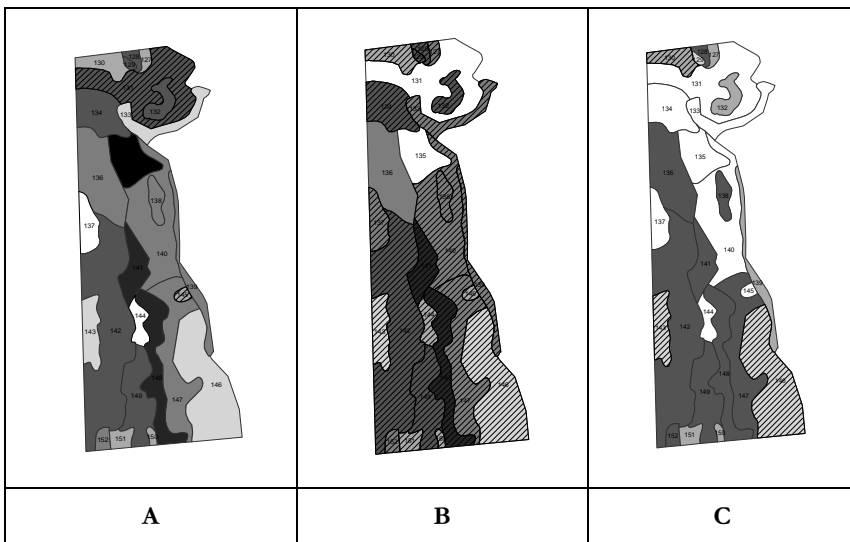


Abbildung 2.15. Zustand des Betriebes nach 10 Jahren, für drei unterschiedliche Entwicklungsperspektiven. Je dunkler die Schattierung desto höher ist der Endvorrat im Bestand (Grafiken mit freundlicher Genehmigung von Dr. T. Nuutinen).

Die Entwicklungsperspektive A bietet die höchsten Endvorräte und erfüllt die Naturschutzziele durch Verzicht auf forstliche Nutzung in mehreren Beständen. Die höchsten diskontierten Reinerträge bietet die Entwicklungsperspektive C. Der Entwurf B ist ein Kompromiss zwischen A und B, der monetäre und Naturschutzziele gleichermaßen berücksichtigt.

Großflächige Anwendungen des Mehrpfadprinzips gehören inzwischen zum Standard der modernen Forsteinrichtung in Finnland. Allerdings erfordert die Realisierung einer so anspruchsvollen Planungstechnik entsprechende Hilfsmittel. Dazu gehören nicht nur

Wuchsmodelle, sondern vor allem Eingriffsmodelle, mit deren Hilfe die Auswirkungen unterschiedlicher Eingriffe auf den verbleibenden Bestand realistisch simuliert werden können.

2.38 Anpassung an veränderte Klimabedingungen

Garcia-Gonzalo et al. (2006) haben für einen Beispielbetrieb in Finnland gezeigt, wie die Entwicklung einer Waldlandschaft auch unter der Annahme veränderter Klimabedingungen gestaltet werden kann. Der Forstbetrieb umfasst auf insgesamt 1451 ha ein Mosaik von Beständen, die mit den Hauptbaumarten Kiefer (*Pinus sylvestris*), Fichte (*Picea abies*) und Birke (*Betula pendula*) bestockt sind (Abb. 2.15).

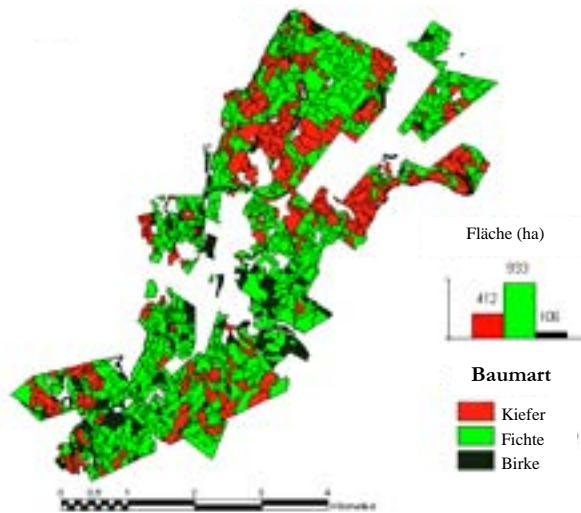


Abbildung 2.16. Karte des Beispielbetriebes (Grafik mit freundlicher Genehmigung von Herrn J. Garcia-Gonzalo).

Für das Szenario „keine Klimaänderung“ wurden die Durchforstungsregeln von Yrjölä (2002) unterstellt. Dabei werden ähnlich wie bei Hinrichs (2002) maximale Grundflächenhaltungen für unterschiedliche Bestandeshöhen definiert, um den Zeitpunkt und die Stärke eines Eingriffs zu bestimmen. Der zukünftige Entwurf der Waldlandschaft orientiert sich am Mehrpfadprinzip.

Die Prognosedaten für die Pfadgenerierung wurden mit Hilfe des klima-sensitiven Simulationsmodells FINNFOR (Kellomäki u. Väisänen, 1997) erzeugt. Der Prognosezeitraum betrug 100 Jahre. Dabei wurden drei unterschiedliche Klimaszenarien und sechs verschiedene waldbauliche Behandlungsvarianten unterstellt. Die Koeffizienten der Zielfunktion wurden als additiver Nutzen formuliert, unter Berücksichtigung der Holznutzung, der Biodiversitätsziele und der Kohlenstoffsequestrierung. Für jeden Bestand wurde der Handlungspfad mit dem höchsten Beitrag zum Gesamtnutzen bestimmt. Die Ergebnisse zeigen, wie erwartet, deutliche Unterschiede

im Mosaik der Bestandesentwicklungen für die drei Klimaszenarien. Die Maximierung der Reinerträge ergab Pfadkombinationen, die die Biodiversitätsziele nur ungenügend erfüllten. Die beste Lösung war auch in diesem Beispiel ein Kompromiss.

3 Zustandserfassung und Zustandsbeschreibung

Eine wichtige Voraussetzung für die praktische Anwendung der Mehrpfadtheorie sind aktuelle Zustandsdaten für alle Bestände innerhalb eines Forstbetriebes bzw. einer Waldlandschaft. Die Daten werden mit Hilfe von Inventuren erfasst. Anschließend werden aus den Inventurdaten brauchbare Informationen erzeugt, die den aktuellen Zustand der Bestände wiedergeben. Diese Beschreibungen bilden die Basis für die Generierung möglicher Handlungspfade.

3.1 Zustandserfassung

Grundlage einer auf Nachhaltigkeit bedachten Waldnutzung sind verlässliche Informationen über den Waldzustand. Daher fordern nationale und internationale Umweltkonferenzen regelmäßige Erfassungen der Waldressourcen und ihrer Veränderung (Kleinn, 2002). Die Erfassung des Waldzustandes ist Aufgabe der Forsteinrichtung. Dabei gilt das Prinzip der „Multiquellennutzung“, welches besagt, dass aus Gründen der Kostenersparnis bereits vorhandene Daten bei der Inventurplanung berücksichtigt werden sollen. In Deutschland wird gewöhnlich unterschieden zwischen Betriebs- und Bestandesinventuren.

Die Betriebsinventur, in Niedersachsen auch als *Kontrollstichprobe* bekannt, ist ein bestandesübergreifendes Inventurverfahren mit systematisch verteilten Probekreisen. Durch Markierung des Probekreismittelpunktes wird dessen Lage dauerhaft festgelegt, um Folgeaufnahmen zu erleichtern und Zustandsveränderungen genauer zu erfassen. Alle aus einer

festgelegten Richtung gekluppten Bäume werden vom Kreismittelpunkt aus mit ihren Polarkoordinaten (magnetischer Azimut und Distanz zum Kreismittelpunkt) erfasst.

Gegenüber den Schätzverfahren ist die Objektivität der Betriebsinventur ein wesentlicher Fortschritt. Ein weiterer Vorteil der Betriebsinventuren liegt in der Möglichkeit, Veränderungen der Zustandsgrößen auf Betriebsebene mit höherer Genauigkeit zu erfassen. Bei einer Betriebsinventur werden die Informationen so genannten *Befundeinheiten* zugeordnet. Dies erfordert eine typenorientierte Inventur, typenorientierte Waldbauprogramme und summarische Nutzungsplanungen. Allerdings können aus der *Betriebsinventur* nur in Ausnahmefällen ausreichend genaue Ergebnisse auf Bestandesebene abgeleitet werden. Dies ist ein gravierender Nachteil, wenn bestandesbezogene Informationen benötigt werden.

Informationen aus Bestandesinventuren bilden die Basis für alle mittelfristigen Planungen und kurzfristigen Managemententscheidungen. Der Bestand bzw. die Buchungseinheit ist die kleinste Flächeneinheit, für die einheitliche Management-Entscheidungen getroffen werden. In den meisten Bundesländern wird diese Einheit als *Unterabteilung* bezeichnet. Die Buchungseinheit bildet die Grundlage für mittelfristige Planungen, und ist der Schlüssel zur Verknüpfung unterschiedlicher Datenbereiche.

Zum Zweck der Inventur, Planung und Kontrolle werden Forstbetriebe nach einem hierarchisch geordneten System geographischer Einheiten gegliedert. In Deutschland sind die Bezeichnungen *Forstort*, *Distrikt*, *Abteilung*, *Unterabteilung*, *Unterfläche*, *Hilfsfläche* und *ideelle Teilfläche* üblich. Nach Speidel (1972, S. 119) sind die Buchungseinheiten zweckmäßig so abzugrenzen, dass die waldbaulichen Maßnahmen auf dieser Fläche während der Produktionsdauer einheitlich gestaltet werden können. Diese Forderung wird erfüllt, wenn möglichst homogene Verhältnisse hinsichtlich des Standortes und der Bestände auf der Fläche der Buchungseinheit vorliegen. Da beide Bedingungen, Homogenität der Standortsbedingungen und Homogenität der aktuellen Bestockung, nicht immer gleichzeitig erfüllt sind, werden Entscheidungen über die Zusammenlegung von Buchungseinheiten notwendig. Eine absolute Homogenität von Standort und Bestockung wird mit zahlreichen homogenen Buchungseinheiten erreicht. Eine sehr kleinflächige Gliederung ist allerdings aus ökonomischen Gründen, z.B. wegen des mit zahlreichen kleinen Buchungseinheiten verbundenen hohen Buchungs- und Planungsaufwandes, vielfach unerwünscht. Im Regelfall wird eine Kompromisslösung mit teilweise größeren inhomogenen Einheiten angestrebt.

Die räumliche Gliederung ist ein wesentliches Merkmal der Waldlandschaften, die durch Nutzung geprägt sind. In den stark gegliederten Wäldern Mitteleuropas mit teilweise sehr großen

Unterschieden bzw. „scharfen Übergängen“ zwischen benachbarten Buchungseinheiten werden bestandesbezogene Inventuren stets eine wichtige Rolle spielen. Dies gilt vor allem dann, wenn geographische Informationssysteme verwendet werden, welche Daten mit Raumbezug verwalten.

Ein in der praktischen Forsteinrichtung immer noch verbreitetes Inventurverfahren ist der periodische *Waldbegang*. Beim Waldbegang werden u. a. die Waldeinteilung und die Schutz- und Erholungsfunktionen überprüft; die Grundflächen, Vorräte, Alter und Mischungsanteile der Baumarten geschätzt, und die Verjüngungen, Nutzungen und Pflegemaßnahmen geplant. Zu den Attributen einer Buchungseinheit zählen flächenbezogene Größen (Grundfläche, Stammzahl pro ha); Mittelwerte (Bestandeshöhe); Verteilungen (Durchmesserverteilung); Artenanteile (Grundflächenanteil einer Baumart); Relationen (Regressionskoeffizienten für eine Höhenregression); Parameter der Raumstruktur und Diversität (räumliche Durchmischung; Dimensionsdifferenzierung).

Zu den Vorzügen einer Stichprobeninventur auf Bestandesebene gehört im Gegensatz zu den Schätzverfahren beim Waldbegang die Objektivität der Waldzustandserfassung, ähnlich wie bei der Betriebsinventur. Durch die Erfassung messbarer Variablen können die Möglichkeiten der Datentechnik wirksam genutzt werden. Bei einer Bestandesinventur auf Stichprobenbasis werden qualitative und quantitative Zustandsgrößen erfasst. Dabei kommen unterschiedliche Verfahren zur Anwendung. Allen Verfahren liegt im Regelfall eine systematische Auswahl der Stichprobenpunkte zugrunde. Bei gegebenem Stichprobenumfang erzielt die systematische Stichprobenwahl häufig eine höhere Genauigkeit, weil die Stichprobenpunkte gleichmäßiger auf der Fläche verteilt sind. Darüber hinaus ist die Organisation der Erfassung im Gelände relativ einfach. Typischerweise geht man dabei so vor, dass einer der n Stichprobenpunkte zufällig ausgewählt und von dort aus das Stichprobengitter aufgebaut wird, welches alle weiteren $n-1$ Gitterpunkte festlegt, - ein Beispiel einer systematischen Stichprobe mit Zufallsstart.

Beim *einfachen* Probekreisverfahren werden alle Bäume, deren Durchmesser eine vorgegebene Kluppschwelle überschreitet, innerhalb eines Kreises mit festem Radius r aufgenommen. Bei *konzentrischen* Probekreisen sind mehrere unterschiedliche Kluppschwellen für unterschiedliche Kreisradien vorgegeben. Die Probekreise können permanent markiert sein. Üblicherweise werden die Probekreise mit fester Kreisfläche so auf die Inventureinheit verteilt, dass der Gesamtbestand möglichst repräsentativ wiedergegeben wird. Als Faustregel für die Größe der Kreisfläche sollten sich ca. 15- 20 Bäume in einem Probekreis befinden. Innerhalb des Kreises werden die Variablen aufgenommen, die als relevant erachtet werden. Nur wenn Baumfußkoordinaten vorliegen, können räumliche Strukturparameter ermittelt werden. Für die

Ermittlung eines Schätzers der Stammzahl pro Hektar genügt die bloße Zählung der Bäume (Abb. 3.1).

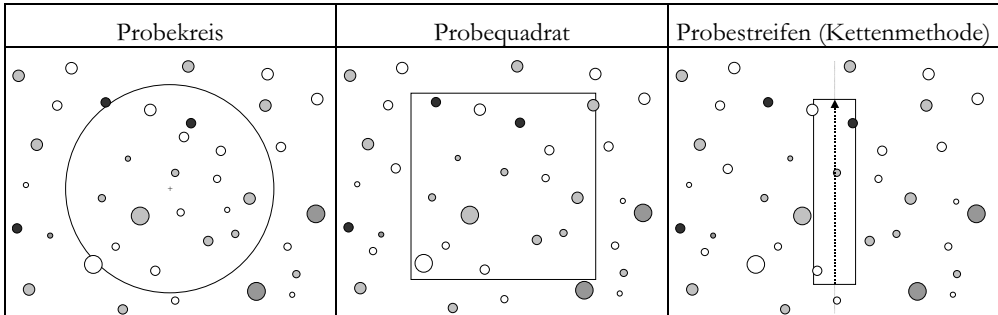


Abbildung 3.1. Probekreis, Probequadrat und Kettenmethode mit rechteckigem Probestreifen (die Fläche sollte so gewählt werden, dass sich ca. 15 – 20 Bäume innerhalb der Aufnahmeeinheit befinden).

Rechteckige Probeflächen sind besonders geeignet in Beständen mit regelmäßigen Pflanzreihen. Eine spezielle Variante ist die *Kettenmethode*, ein häufig in Plantagenwäldern praktiziertes Aufnahmeverfahren. Die Länge der mit Hilfe einer leichten Kette abgemessenen Probefläche beträgt in der Regel 20 bzw. 40m. Die Seitenbreite, in der Regel 5m, wird während der Kluppung ständig kontrolliert. Das Verfahren ist sehr einfach und daher gut geeignet für sog. *Selbstinventuren* durch Waldbesitzer in Kleinprivatwäldern.

Die herkömmlichen Inventurverfahren der Forsteinrichtung zielen in der Regel auf die Erfassung der Bestandesdichte und der Holzvorräte. Für Strukturanalysen in ungleichaltrigen Mischbeständen werden Informationen darüber benötigt, wie die Arten- und Dimensionsanteile räumlich verteilt sind. Ein einfaches Stichprobenverfahren zur Erfassung der Waldstruktur ist die *n-Baum-Gruppe*¹ (Abb. 3.2).

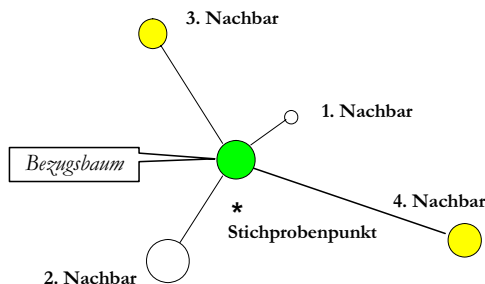


Abbildung 3.2. n-Baum-Gruppe zur Erfassung der Arten- und Dimensionsverteilung und der räumlichen Struktur von Waldbeständen.

¹ Die *n-Baum-Gruppe* ist nicht zu verwechseln mit der *n-Baum-Stichprobe*, bei der der Abstand zum n-ten Baum dem ideellen Probekreisradius entspricht.

An jedem Stichprobenpunkt innerhalb des Bestandes wird der nächstgelegene *Bezugsbaum* bestimmt. Die Informationen über die n nächsten Nachbarn des Bezugsbaumes und deren räumliche Anordnung erlauben eine detaillierte Analyse der Struktur jeder *n-Baum-Gruppe*. Die Erfassung der Baumabstände innerhalb der *n-Baum-Gruppe* ist aufwändig und unnötig, denn diese Information liefert keine genaue Aussage über flächenbezogene Größen. Die Grundflächen- wie auch die Stammzahlschätzung sind insbesondere bei geklumpfter räumlicher Verteilung mit einem systematischen Fehler behaftet. Daher empfiehlt es sich, an jedem Stichprobenpunkt die Grundfläche mit Hilfe der Winkelzählprobe zu messen. Zu den Vorteilen der Methode der *n-Baum-Gruppe* gehört die einfache Anwendung im Gelände. Weder Baumabstände noch Baumkoordinaten müssen bekannt sein. Dennoch ist es möglich, eine umfassende Aussage über die Raumstruktur zu machen.

Waldinventuren werden häufig in mehreren Phasen durchgeführt, um die Anzahl der erforderlichen Messungen möglichst gering zu halten. Besonders beliebt sind zweiphasige terrestrische Inventurverfahren. Die Zweiphasigkeit bezieht sich auf die Aufnahme einer großen Anzahl von *geklumpten Bäumen* mit einfachen Variablen wie BHD und Baumart und relativ wenigen genau gemessenen *Probebäumen*.

Häufig sind bereits vor einer Inventur Daten über das aufzunehmende Gebiet vorhanden. Solche *Vorinformationen* oder *Hilfsinformationen*, beispielsweise in Form von Satellitenaufnahmen oder Luftbildern, wurden ursprünglich für bestimmte Zwecke erhoben und ausgewertet, jedoch lässt sich eine spätere Wiederverwendung bisher noch selten beobachten. Insbesondere die terrestrischen Vorinformationen wie z.B. Modelle, Statistiken und Daten aus alten Aufnahmen sind häufig ausreichend dokumentiert, um einzelbaumweise Informationen zur Verfügung zu stellen. Optimal wären solche Messdaten über einzelne Bäume, die eine erneute Ableitung der Einzelbauminformationen, z.B. eine erneute Aushaltung nach den aktuellen Prämissen zulassen. Die Existenz „guter“ Vorinformationen - und ihre Überprüfung - ist jedoch die zentrale Voraussetzung für die Verknüpfung der vorhandenen mit den aktuellen Daten.

Eine Bestandesinventur ermöglicht eine flexible Ausrichtung des Inventuraufwandes am Informationsbedarf und damit eine Optimierung des Kosten-Leistungs-Verhältnisses der Inventur. So kann durch eine Extensivierung der Datenerhebung in jungen und strukturarmen Beständen die Kostensteigerung durch eine intensivierte Informationsgewinnung in wertvollen Beständen kompensiert werden (Abb. 3.3).

Eine Waldinventur kann als Optimierungsproblem aufgefasst werden. Das Potential der Inventur soll hinsichtlich bestimmter Zielsetzungen und hinsichtlich der Zuverlässigkeit der

Ergebnisse unter der Nebenbedingung der zur Verfügung stehenden, meist begrenzten Mittel optimal umgesetzt werden. Weiterhin setzt eine Erfüllung der Effizienzansprüche angemessene und relevante Informationen zur richtigen Zeit voraus.

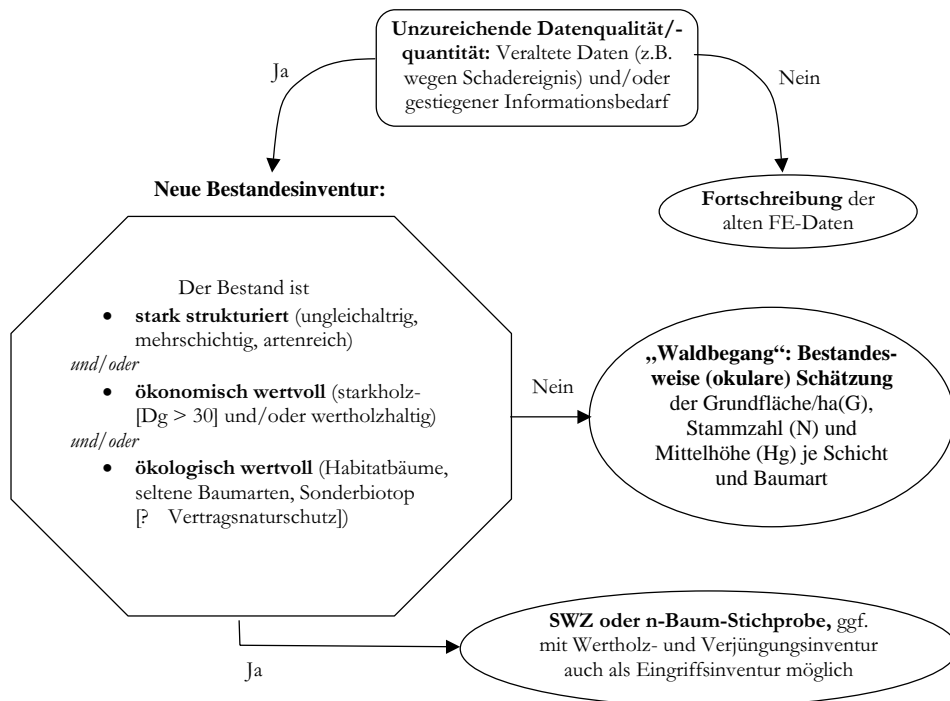


Abbildung 3.3. Entscheidungsregeln zur Methodik der Zustandserfassung im Rahmen der Forsteinrichtung (nach Staupendahl, 2002).

Der Zwang zur Kostensenkung bei der Informationsgewinnung und damit zur Verbesserung der Planungseffizienz wird zukünftig weiter bestehen bzw. sogar zunehmen. Bei der Planung und Durchführung der Waldinventuren müssen daher sowohl das Interesse an angemessenen Informationen als auch die Kosten berücksichtigt werden. Die großflächige Durchführung von Doppelinventuren (Betriebsinventur plus Waldbegang) ist im Privatwald kaum zu leisten.

Als eine mögliche Antwort auf den erhöhten Bedarf an flexibler Informationsgewinnung wurde das Konzept der „Eingriffsinventur“ entwickelt. Eingriffsinventuren sind Bedarfsinventuren. Sie finden nicht in regelmäßigen Zeitabständen statt, sondern je nach Bedarf. Außerdem sind sie zur Erfüllung eines bestimmten Informationsbedarfs flexibel gestaltet (Gadow u. Schmidt, 1998). Eingriffsinventuren erfolgen dort, wo genaue Informationen am Notwendigsten gebraucht werden. Daher ist man durch Eingriffsinventuren in der Lage, den realen Informationsbedarf der Betriebsführung zu decken. I. d. R. bedeutet dies die Erhebung von Daten vor einem Eingriff, aber nach dem Auszeichnen der zu entnehmenden Bäume, um den ausscheidenden und den

verbleibenden Bestand gleichzeitig zu erfassen. Die zu ermittelnden Variablen sind jedoch nicht festgelegt; je nach Bedarf werden umwelt-, nutzungs- oder strukturbedingte Parameter erfasst. Da hierbei auch die zur Entnahme markierten Bäume ermittelt werden, kann nicht nur der aktuelle Waldzustand, sondern auch die eingriffsbedingte Zustandsveränderung beurteilt werden. Eingriffsinventuren auf Bestandesebene liefern also neben der Beschreibung des Ist-Zustandes auch Informationen über den verbleibenden und den ausscheidenden Bestand. Somit ermöglichen sie, ohne Mehraufwand, eine detaillierte Analyse forstlicher Maßnahmen. Durch die Verfügbarkeit von Informationen über die in naher Zukunft ausscheidenden Bäume kann die Absatzplanung verbessert werden. Sowohl für den Verkäufer als auch für den Käufer von Produkten aus einem Waldbestand können Vorteile aus den Ergebnissen einer Eingriffsinventur abgeleitet werden.

3.2 Zustandsbeschreibung

Auf der Basis von Inventurdaten liefert die Waldzustandsbeschreibung Informationen über die aktuellen Eigenschaften von Einzelbäumen, Waldbeständen, Waldtypen, Forstbetrieben und Waldlandschaften. Auf Betriebs- und Bestandesebene bilden Klassifizierungen und Typisierungen einen ersten Versuch zur Beschreibung komplexer räumlicher Strukturen, Mischungsformen, Wertvorräte oder Verjüngungen. Für diese Aufgabe stehen inzwischen verbesserte technische Hilfsmittel zur Verfügung, so dass auch erweiterte Ansprüche der Forstpraxis erfüllt und verbesserte Prognosen realisiert werden können. Zu den charakteristischen Merkmalen der Waldbestände zählen die Bestandesdichte und die Bestandesstruktur.

3.21 Bestandesdichte

Bäume üben Konkurrenz aus, indem sie mit ihren Kronen und Wurzeln ober- und unterirdisch verfügbaren Wuchsraum besetzen. Hierdurch verdrängen sie ihre Nachbarn und beuten gleichzeitig die Ressourcen des besetzten Raumes aus. Die Raumbesetzung, die Dichte der Waldbestockung, ist ein Merkmal, das nicht nur die waldbaulichen Möglichkeiten, den „waldbaulichen Handlungsraum“, beeinflusst (*bei welcher Dichte werden Bäume entnommen?*) sondern auch das Baumwachstum (*wie reagieren die Bäume in ihrem Wachstum auf unterschiedliche Konkurrenzverhältnisse?*). Bei der Raumbesetzung entstehen „Kosten“ durch Investition in den Aufbau und Unterhalt von Phytomasse und „Nutzen“ durch Ressourcengewinn aus dem besetzten Raum (Matyssek, 2003).

Die *Bestandesdichte* sagt etwas aus über die Vollständigkeit der Raumbesetzung durch eine Baumpopulation innerhalb eines Areals mit bekannter Flächenausdehnung. Die *Punktichte* bezieht sich auf das unmittelbare Umfeld eines Baumes, auf die Konkurrenzbedingungen, denen der Baum ausgesetzt ist.



60-jähriger stammzahlreicher Buchenbestand im Göttinger Wald, horstweise gemischt mit Esche.

Die Dichte beeinflusst das Bestandesklima, die räumliche Verteilung von Licht und Temperatur. Daher reagieren die Bäume in ihrem Wachstum auf Unterschiede in der Bestandesdichte häufig sehr empfindlich. Aus diesem Grunde gehört die Beschreibung der Dichte und Kenntnis ihrer Auswirkungen auf die Waldentwicklung zu den klassischen Themen der Forsteinrichtung und Waldwachstumsforschung.

Die Forsteinrichtung hat unterschiedliche Variablen zur Beschreibung der Dichte entwickelt. Zu den bekannten Bestandesdichtemaßen zählen die *Bestandesgrundfläche*, der *Bestockungsgrad*, der *Blattflächenindex*, der *Stand Density Index (SDI)*, der *relative Baumabstand* und der *Kronenkonkurrenzfaktor*. Wenn Waldbestände sich in ihrer mittleren Dimension unterscheiden, ist die Anzahl der Bäume pro Flächeneinheit als Dichtemaß ungeeignet. West (1982) vergleicht unterschiedliche Dichtemaße und kommt zu dem Schluss, dass keines vollkommen befriedigt, denn die Dichte ist nicht nur ein oberirdisch sichtbares Merkmal. Dennoch werden die bekannten Maße verwendet, wenn auch nur aus Gründen der Praktikabilität.

Das am häufigsten verwendete Dichtemaß ist die *Bestandesgrundfläche*, die Summe der Brusthöhen-Stammquerschnittsflächen der Bäume, wobei vereinfachend angenommen wird, dass die Stamm-Querschnittsfläche kreisförmig ist. Je größer die Anzahl gleichstarker Bäume auf der zur Verfügung stehenden Fläche ist, desto größer ist die Grundfläche und damit die Bestandesdichte. Bleibt die Stammzahl konstant, so wird sich im Laufe der Zeit durch das Wachstum der Bäume die Grundfläche und somit auch die Bestandesdichte erhöhen. Die *maximale* Grundfläche eines gleichaltrigen Reinbestandes ist nicht konstant. Sie ändert sich im Laufe des Bestandeslebens. Für die langfristig beobachtete, undurchforstete *Eucalyptus grandis* Dauerversuchsfläche *Langeban* (Südafrika) wurde die Stammzahl-Durchmesser-Grenzbeziehung $N_{max} = 729416 \cdot (dg)^{1,91}$ ermittelt. Für einen Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (dg) von 10cm ergibt sich eine maximale Stammzahl (Nmax) von 8912 und eine maximale Grundfläche von 70m²/ha; bei einem dg von 30cm beträgt die maximale Stammzahl 1101 Bäume pro ha und die maximale Grundfläche von 77,8m²/ha. Daraus ist zu schließen, dass zwei Bestände mit gleicher Grundfläche, aber unterschiedlichem dg, nicht die gleiche Dichte aufweisen. Die Grundfläche ist also kein allgemeingültiges Maß für die Bestandesdichte.

Ein Maß der Bestandesdichte, das in der Forsteinrichtung stets allgemeine Anwendung findet, ist der *Bestockungsgrad*, mit der üblichen Bezeichnung B°. Das an eine Ertragstafel gebundene Dichtemaß *Bestockungsgrad* beschreibt das Verhältnis der beobachteten Grundfläche zur „normalen“ Ertragstafelgrundfläche einer Baumart. Der *Bestockungsgrad* berücksichtigt einen „normalen“, durch die Ertragstafel vorgegebenen Raumanspruch der verschiedenen Baumarten. Daher besitzt dieses Dichtemaß den Vorzug, dass man auch für Mischbestände eine vergleichbare Aussage erhält.

Der Blattflächenindex ist definiert als die Summe der Blattflächen pro Bestandesfläche. Die Blattfläche ist ein natürliches Maß der Raumaussnutzung und Beschattung, und daher erscheint diese Variable auf den ersten Blick ein einleuchtendes Merkmal der Dichte zu sein. Leider gibt

der Blattflächenindex keinen Aufschluss über die Wurzelkonkurrenz. Außerdem ist diese Größe schwierig im Gelände zu messen. Die natürliche Variabilität der Blattfläche ist groß, daher sind selbst die genauesten Messungen problematisch. Während die Grundfläche sich kaum ändert, ist die Blattfläche innerhalb einer Vegetationsperiode ständigen Schwankungen unterworfen. Diese Schwankungen erklären sich durch Änderungen im Niederschlag, im Bodenzustand und anderen möglichen Ereignissen. Als Maß der Bestandesdichte ist die Blattfläche daher weniger gut geeignet.

Ein in den USA verbreitetes Maß zur Beschreibung der Bestandesdichte ist der *Stand Density Index (SDI)*. Der SDI gibt an, welche maximale Stammzahl (N) bei einem Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (d_g) von 25 cm zu erwarten ist und beschreibt die aktuelle Bestandesdichte im Vergleich zur maximal möglichen Dichte:

$$SDI = N \cdot \left(\frac{25}{d_g} \right)^{-1.605}$$

In der Praxis wird gewöhnlich angenommen, dass der Wert des Exponenten (1.605) konstant ist. Untersuchungen aus Dauerversuchsflächen stützen die Hypothese, dass ein allgemeingültiger Exponent zur Beschreibung der Stammzahl-Durchmesser-Grenzbeziehung nicht existiert und belegen eine große Streubreite des Exponenten (Gadow u. Hui, 1999). Daher ist der SDI als Dichtemaß nur bedingt brauchbar.

Ein einfaches Dichtemaß für gleichaltrige Bestände ist der *relative Baumabstand (RS)*, das Verhältnis des mittleren Abstandes zwischen den Bäumen zur Bestandesoberhöhe. Mit zunehmender Stammzahl bei gleicher Oberhöhe nimmt die Bestandesdichte zu, und der Wert von RS nimmt ab. Ein einfacher Schätzer für den durchschnittlichen Abstand zwischen benachbarten Bäumen ist $\sqrt{10000 / \text{Stammzahl pro ha}}$, dessen Genauigkeit ausreicht, wenn die Bäume auf der Fläche gleichmäßig verteilt sind und die Abstände zwischen benachbarten Bäumen nur gering variieren.

Der *Kronenkonkurrenzfaktor (KKF)* beschreibt das Verhältnis zwischen der Summe der maximal möglichen Kronenschirmflächen und der Bestandesfläche. Zur Herleitung der maximalen Kronenschirmfläche eines Baumes wird zunächst eine lineare Beziehung zwischen dem Brusthöhendurchmesser und dem Kronendurchmesser eines im Solitärstand erwachsenen Baumes unterstellt. Mit zunehmender Summe der theoretischen Kronenschirmflächen nimmt die Bestandesdichte zu. Ein KKF von 1 würde dann zum Beispiel aussagen, dass in dem betreffenden Bestand die Brusthöhendurchmesser so verteilt sind, dass bei optimalen Wachstumsbedingungen,

wie sie im Freiland vorherrschen, die zu erwartenden Kronenschirmflächen die Bestandesfläche gerade vollständig abdecken. Bei der Interpretation des *KKF* muss also der Unterschied zwischen den *tatsächlichen* und den *maximal möglichen* Kronenschirmflächen beachtet werden. Ein Bestand, in dem die tatsächlichen Kronenschirmflächen sich nicht überlappen, aber trotzdem die gesamte Fläche belegen, wird einen *KKF* >1 aufweisen, wenn die reale Kronenausdehnung geringer ist als die potentiell mögliche.

3.22 Überschirmung und Punktdichte

Im Unterschied zu den bisherigen Dichtemaßen, die sich auf das gesamte Bestandeskollektiv beziehen, beschreiben die *Überschirmung* und die *Punktdichte* die relative Konkurrenzsituation *einzelner* Bäume im Bestand. Dabei wird angenommen, dass ein dominanter Baum einem geringeren Konkurrenzdruck ausgesetzt ist als ein unterständiger Baum.

Ein Konkurrenzindex, der sowohl den Rang des Bezugsbaumes als auch die Bestandesdichte berücksichtigt, ist bekannt als *basal area of larger trees* (BAL), *kumulierte Grundfläche* (Gcum; Schütz, 1975) oder *overtopping basal area* (OTBA). Der BAL-Index ist gleich der Summe der Grundflächen aller Bäume mit einem BHD größer als der BHD des Bezugsbaumes. Um Vergleichbarkeit zu erreichen, wird der BAL-Index in m²/ha gemessen.

Ähnlich wie beim BAL-Index kann die Überschirmung als Summe der Kronenschirmflächen der Bäume berechnet werden, die größer als der Bezugsbaum sind. Dieser einfache Konkurrenzindex KKF_L ist eine spezielle Variante des Kronenkonkurrenzfaktors. Berücksichtigt wird, wie beim *KKF*, der artspezifische Raumanpruch der Bäume, - die aus den BHD's mit artspezifischen Funktionen berechneten potentiellen Kronenschirmflächen. Der KKF_L ist daher für Mischbestände besser geeignet als der ungewichtete BAL-Index. Eine logische Erweiterung des KKF_L ergibt sich durch die Berücksichtigung der Kronenschnittflächen, anstelle der Kronenschirmflächen, der Bedränger. Ein Beispiel ist der sog. *C66*. Die Grundlage für die Berechnung der Überschirmung ist die „Schnitthöhe“ des Bezugsbaumes. Diese liegt bei 66 Prozent der Kronenhöhe, von der Baumspitze aus gerechnet (daher der Name des Index). Der *C66* ist dann gleich der Summe der Kronenschirmflächen *aller* Bäume im Bestand auf der Schnitthöhe des Bezugsbaumes.

Die Kriterien zur Beschreibung der Überschirmung können ohne Kenntnis der Baumkoordinaten berechnet werden. Bei bekannten Baumkoordinaten ergeben sich differenziertere Möglichkeiten der Dichtebestimmung, denn die Dichte kann für definierte „Punkte“ im Bestand ermittelt werden. Die zahlreichen Methoden zur Beschreibung dieser als

Punktlichte benannten Konkurrenzsituation lassen sich in mehrere Gruppen einteilen.² Der Konkurrenzdruck für einen Bezugsbaum i ergibt sich durch das Ausmaß der überlappenden Einflusszonen benachbarter Bäume (*overlapping zone of influence*), durch das distanzgewogene Verhältnis der Baumdimensionen (*distance-weighted size ratio*), oder durch den verfügbaren Wuchsraum (*available growing space*). Unter den zahlreichen verfügbaren Konkurrenzindizes werden hier nur zwei Beispiele erläutert: die überlappende Einflusszone nach Gerrard (1969) und Bella (1971) und das distanzgewogene BHD-Verhältnis nach Hegyi (1974).

Gerrard (1969) entwickelte einen Konkurrenzindex, bei dem die Abstandsbeziehungen zu den Nachbarn eines Bezugsbaumes berücksichtigt werden. Für den Bezugsbaum i werden diejenigen Nachbarn als Konkurrenten betrachtet, die sich innerhalb der Einflusszone i , einer Kreisfläche mit dem Bezugsbaum als Zentrum, befinden. Der Radius des Kreises (r_i) ist häufig eine Funktion des Brusthöhendurchmessers i , z. B. die maximale Kronenausdehnung. Ausgehend von der tatsächlichen Kronenprojektion der Konkurrenten wird sodann eine potentielle Ausbreitung der Krone ermittelt, die der Einfachheit halber als Kreisfläche um den jeweiligen Konkurrenten angenommen wird. Von jedem Konkurrenten wird der Teil der Kreisfläche berücksichtigt, der innerhalb der Einflusszone liegt. Im Extremfall kann dies auch der komplette Kreis sein. Der Schnitt der Kreisfläche des Konkurrenten j mit der Einflusszone des Bezugsbaumes i wird *Überlappungsfläche* ($\ddot{U}F_{ij}$) genannt. Der Konkurrenzindex nach Gerrard (1969) wird dann beschrieben durch das Verhältnis der Summe der Überlappungsflächen zum Einflussbereich i . Je mehr Bäume mit potentiell großer Kronenausdehnung sich in der unmittelbaren Nähe des Bezugsbaumes befinden, umso größer wird der Wert des Konkurrenzindex. Überschneidet sich kein benachbarter Einflussbereich mit dem Einflussbereich i , so nimmt der Index den Wert Null an. Die offensichtliche Schwierigkeit besteht darin, eine biologisch plausible Regel für die Bestimmung der Größe der individuellen Einflusszonen der Bäume zu finden.

Der Konkurrenzdruck, dem ein einzelner Baum ausgesetzt ist, ergibt sich aus den Dimensionen und Abständen benachbarter Bäume. Beim Hegyi Index werden die Verhältnisse der Brusthöhendurchmesser des Konkurrenzbaumes j zum Bezugsbaum i summiert, wobei diese Größe jeweils mit dem Abstand vom Konkurrenzbaum zum Bezugsbaum gewichtet wird.

Als *potentiell verfügbarer Wuchsraum* wird der auf die horizontale Ebene projizierte Standraum eines Baumes bezeichnet, unter Berücksichtigung der Nachbarbäume. Der potentiell verfügbare Wuchsraum eines Baumes wird auch als *topologische Standfläche* bezeichnet, die sich durch das

² s. Tomé u. Burkhardt (1989); Holmes u. Reed (1991); Biging u. Dobbertin (1992, 1995).

Errichten der Senkrechten in der Halbierungsebene der Abstände zu den Nachbarbäumen ergibt. Zur Standfläche gehören alle Punkte der Bestandesfläche, die einem Baumstandpunkt näher sind als den Standpunkten aller anderen Bäume des Bestandes. Die Standflächengrenze ist durch einen konvexen Polygonzug definiert; die Bestandesfläche wird lückenlos aufgeteilt. Durch eine Gewichtung der Abstände zwischen den Nachbarn mit Hilfe ausgewählter Wachstumsgrößen der Bäume oder deren Funktionen (beispielsweise der Durchmesser oder Kronenvolumen) und der anschließenden Errichtung der Abstandssenkrechten entsteht ein ökologisches Polygonmodell. Die Standflächengrenze ist ebenfalls ein konvexes Polygon, aber die Bestandesfläche wird nicht mehr lückenlos aufgeteilt.

Zahlreiche komplizierte Ansätze zur Beschreibung der Punktdichte sind zunächst intuitiv einleuchtend, basieren aber häufig auf vereinfachenden Annahmen. Die Konkurrenzverhältnisse im Umfeld eines Baumes können nicht vollständig erfasst werden. Unterschiede in der Kronenstruktur und Belaubung; kurzfristige Änderungen in der räumlichen Verteilung der Strahlungsverhältnisse oder kleinräumige Unterschiede im Wasserhaushalt werden bei den normalen Waldinventuren nicht berücksichtigt. Daher erscheint häufig nach einem Vorstoß ins Detail der Rückzug zu größeren Ansätzen lohnender, wenn auch weniger genau. Für die Einschätzung der Konkurrenz haben sich Variablen bewährt, die in der Regel verfügbar sind. Zu diesen Variablen gehört der BAL-Index, der auf kleinen Flächen besonders wirkungsvoll ist, da nicht nur die soziale Stellung des Bezugsbaumes, sondern gleichzeitig auch die Populationsdichte in dessen Umfeld berücksichtigt wird.

3.23 Bestandesstruktur: Häufigkeitsverteilungen der Baumeigenschaften

Neben der Dichte gehört die Struktur zu den charakteristischen Merkmalen der Waldbestände. Eine geringe Strukturvielfalt weisen Wälder auf, in denen wenige Baumarten und ähnliche Baumdimensionen vorkommen. Stark strukturiert sind Wälder mit hoher Arten- und Dimensionsvielfalt. Die Waldstruktur gibt Auskunft über die Verteilung der Baumeigenschaften, insbesondere über die Verteilung der Baumarten und Baumdimensionen, der Kronenlängen, der Blattflächen und der wertbestimmenden Merkmale. Dementsprechend vermitteln Häufigkeitsverteilungen der Attribute von Einzelbäumen einen ersten Eindruck über die Waldstruktur.

Artenvielfalt

Eine direkte Folge der großräumigen Waldzerstörung seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts ist ein ungewöhnlich hoher Artenschwund. Viele Tier- und Pflanzenarten sind bereits ausgestorben oder sind vom Aussterben bedroht. Die Erkenntnis dieser bedrohlichen

Situation führte zu einer verstärkten Aktivität im Bereich der Diversitätsforschung. Zu den Ergebnissen dieser Forschung gehören Erkenntnisse über die Beziehung zwischen unterschiedlichen natürlichen Sukzessionsstadien und der Artenzahl in bestimmten Waldökosystemen. Die Zahl der Baumarten steigt erwartungsgemäß mit zunehmender Größe der Aufnahmeflächen. Abb. 3.4 zeigt beispielhaft die Beziehung zwischen der Größe der Aufnahmefläche und der Anzahl der Baum- und Straucharten in Panama (nach Hubbell, 2001). Die Artenzahl steigt zwischen 100 m² und etwa 50 ha beträchtlich an. Dagegen ist ein weiterer Anstieg im Bereich 50 ha bis etwa 1500 ha weniger dramatisch. Größere Einheiten wie die Kanalregion oder die gesamte Landfläche von Panama liefern dagegen wieder einen erheblichen Zuwachs an einheimischen Baum- und Straucharten.

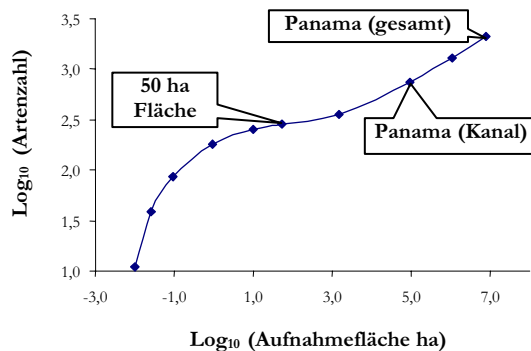


Abbildung 3.4. Empirische Beziehung zwischen der Größe der Aufnahmefläche und der Anzahl der Baum- und Straucharten in Panama und daraus abgeleitetes allgemeingültiges Modell (nach Hubbell, 2001, S. 161 u. S. 199).

Auf regionaler Ebene wird die kumulative Artenzahl weniger durch die relative Artenhäufigkeit beeinflusst, sondern stärker durch das Gleichgewicht zwischen Artenbildung, räumlicher Verteilung und Aussterben der Arten. Die kontinentale und interkontinentale biogeographische Dimension bringt räumlich getrennte evolutionäre Entwicklungen hervor, in deren Folge wieder eine hohe Artenzunahme mit zunehmender Flächengröße beobachtet werden kann. Mit abnehmendem Artenreichtum werden die häufigen Arten besonders dominant, zum Beispiel im borealen Wald. Dadurch steigt die Streuung der relativen Artenhäufigkeit in Wäldern mit geringerer Artenzahl.

In Mitteleuropa, wo die Wälder seit Jahrhunderten intensiv genutzt werden, ist die Biodiversität der Wälder nicht nur durch die Größe der Aufnahmeflächen, sondern offensichtlich auch durch das forstliche Management beeinflusst. Die Auswirkungen der Baumartenwahl, des Durchforstungszyklus und der Produktionsdauer auf den Artenreichtum werden nur selten

untersucht, bisher konzentrieren sich die Forschungen auf wenige zufällig verstreute Urwaldflächen. Ein lohnender Gegenstand der zukünftigen Biodiversitätsforschung wäre daher die anthropogen bedingte Waldveränderung. Zu diesem Zweck wurde bereits das Konzept der Eingriffsanalyse als Standard-Monitoring der Forsteinrichtung entwickelt (Schumann, 2005).

Vielfalt der Baumdimensionen

Waldstruktur und Vielfalt werden nicht nur durch die vorkommenden Baumarten, sondern auch durch die Verteilung der Baumdimensionen bestimmt. Zu den strukturbestimmenden Dimensionsvariablen zählen der Brusthöhendurchmesser (BHD) und die Baumhöhe (H). Die Häufigkeitsverteilungen der BHD's und Höhen weisen je nach Bestandestyp und waldbaulicher Behandlung charakteristische Formen auf (Abb. 3.5).

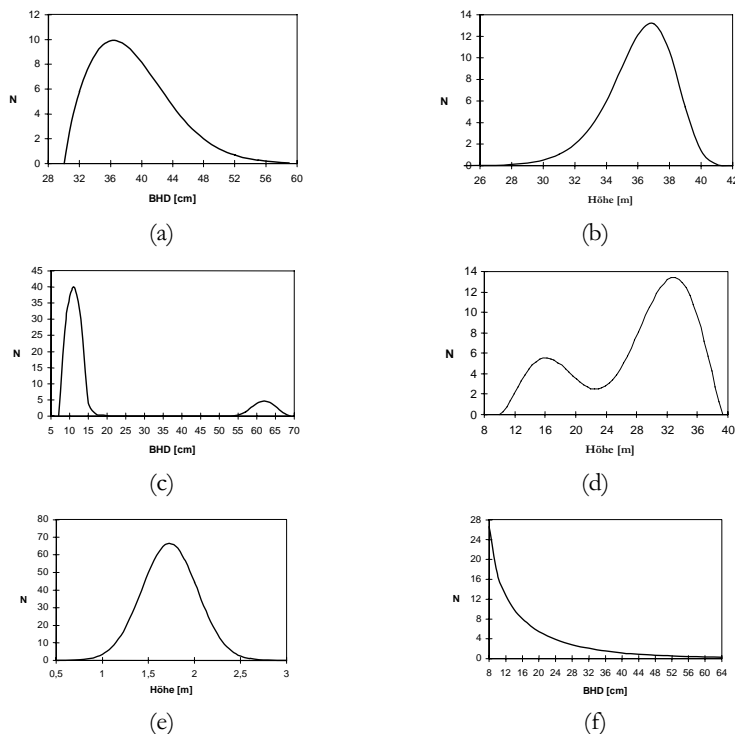


Abbildung 3.5. Typische Häufigkeitsverteilung (a) der BHD im gleichaltrigen Reinbestand (linkssteil), (b) der Baumhöhen im gleichaltrigen Reinbestand (rechtssteil), (c) der BHD's im Überaltbetrieb, (d) der Baumhöhen im zweischichtigen Mischbestand (zweigigflig), (e) der Pflanzenhöhen im jungen, gleichaltrigen Reinbestand (normalverteilt) und (f) der BHD im Plenterwald (exponentiell).

Je nach der beabsichtigten Verwendung der Daten werden die absoluten oder die relativen Häufigkeiten gebildet. Die relativen Häufigkeiten lassen sich auch als Wahrscheinlichkeiten interpretieren, mit der ein bestimmter Baum i in einem Bestand mit einer gegebenen

Durchmesserverteilung einer Durchmesserstufe k zuzuordnen ist. Um eine Durchmesserverteilung charakterisieren zu können, wird die empirische, diskrete Häufigkeitsverteilung in Form einer stetigen Verteilung ausgedrückt. Ein zu diesem Zweck häufig verwendetes Modell ist die *Weibull-Funktion*. Mit Hilfe der Weibull-Funktion ist es nicht möglich, die Wahrscheinlichkeit zu berechnen, mit der eine stetige Variable (z.B. der BHD) einen *bestimmten* Wert annimmt. Vielmehr ermittelt man die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Wert über- oder unterschritten wird, bzw. dieser in einem bestimmten Intervall (z.B. der BHD-Klasse) liegt. Die Weibull-Verteilung ermöglicht die Beschreibung einer diskreten Durchmesserhäufigkeit durch eine einfache stetige Funktion. Im Vergleich mit anderen Modellen ergab die Weibull-Funktion durchweg die besten Anpassungen (Gadow, 1987). Auch Durchmesserverteilungen in Mischbeständen lassen sich mit Hilfe der Weibull-Funktion anschaulich beschreiben (Abb. 3.6).

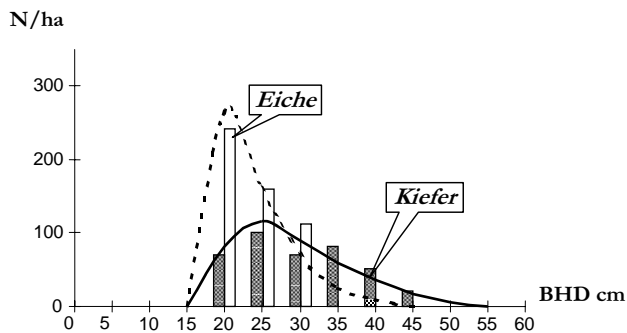


Abbildung 3.6. Durchmesserverteilungen in einem Kiefern-Eichen-Mischbestand nach Chung (1996). Die Weibull-Parameter sind $a=16.7$; $b=11.8$; $c=1.36$ (Kiefer) und $a=14.7$; $b=6.7$; $c=1.32$ (Eiche).

In gleichaltrigen Reinbeständen können die Parameter unterschiedlicher unimodaler Verteilungsfunktionen mit Hilfe von Bestandesmittelwerten geschätzt werden (Nagel u. Biging, 1995). Eine Besonderheit bilden hochdurchforstete Buchenbestände, in denen die unterständigen Bestandesglieder meist lange überleben. Dadurch entstehen zwei typische Subpopulationen aus Ober- und Unterstand, welche durch unimodale Verteilungsfunktionen häufig nicht ausreichend genau beschrieben werden (Abb. 3.7)³. Zur Darstellung solcher zweigipfliger Verteilungen eignet sich eine gemischte bimodale Weibull-Funktion. Zu diesem Zweck empfehlen Wenk (1996) und Condés (1997) eine getrennte Berechnung der Funktionsparameter für unterschiedliche Baumschichten.

³ In Buchenurwäldern finden sich, in Abhängigkeit vom Sukzessionsstadium, vielfältige Strukturen (Korpel, 1992; Košir, 1966).

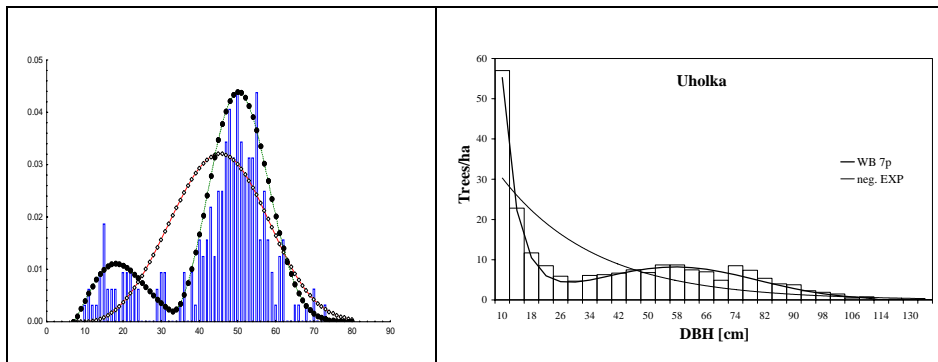


Abbildung 3.7. Links: Durchmesserverteilung eines 137-jährigen hochdurchforsteten Buchenbestandes mit 230 Bäumen/ha, nach Hessenmöller u. Gadow (2001). Rechts: Durchmesserverteilung im Buchenurwald Uholka (Westphal et al., 2005). Die Schwächen der Anpassung der unimodalen Funktionen im Vergleich mit den zweigipfligen Funktionen sind in beiden Fällen erkennbar.

Das Ziel der Untersuchung von Hessenmöller u. Gadow (2001) war die Schätzung der Parameter der bimodalen Weibull-Funktion mit der im Waldbegang der Forsteinrichtung erhobenen Grundfläche, der Oberhöhe, sowie dem maximalen und minimalen Durchmesser. Für die Parameterschätzungen standen zahlreiche A-Grad-Flächen (ohne Durchforstung) im Altersbereich von 51 bis 150 Jahren und D-Grad-Flächen (mäßige Hochdurchforstung) im Altersbereich von 56 bis 98 Jahren der *Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt* sowie 30 vollgekluppte Buchenreinbestände aus dem staatlichen Forstamt *Paderborn* im Altersbereich 59 bis 137 Jahren zur Verfügung. Die Parameterschätzfunktionen wiesen keine systematischen Fehler auf. Erwartungsgemäß werden die bimodalen Funktionen den Verhältnissen eines Buchenaltholzes besser gerecht als eine unimodale Funktion. Allerdings ist die Schätzgenauigkeit abhängig von der Genauigkeit der im Waldbegang erhobenen Eingangsgrößen, besonders von den Stammzahlen im Ober- und Unterstand.

Die Messung von Baumhöhen im Gelände ist trotz erheblich verbesserter Messgeräte immer noch aufwändig. Daher werden zur Beschränkung der Höhenmessungen anstelle spezieller Bestandeshöhenkurven sog. Einheitshöhenkurven verwendet (Kramer u. Akça, 1995, S. 138 ff.). Eine Einheitshöhenkurve beschreibt eine *einheitliche* bzw. eine verallgemeinerte Beziehung zwischen Baumdurchmessern und -höhen. Die allgemeine Beziehung wird durch Bestandesattribute, z.B. durch das Alter oder die Bestandesdichte, bestimmt. Allerdings bleibt die Höhenstreuung oft unberücksichtigt. Für viele Fragestellungen ist die Kenntnis dieser Größe jedoch sinnvoll. Dazu gehören u. a. Sortimentschätzungen, Beschreibungen der Bestandesstruktur in Naturwäldern und die Erzeugung von realistischen Startkonstellationen für Einzelbaumwuchsmodelle. Eine Möglichkeit zur verbesserten Schätzung der Höhenstreuung für

gegebene Durchmesser in mehrschichtigen Beständen besteht in der Anpassung einer bivariaten Häufigkeitsverteilung. Zu diesem Zweck untersuchten Zucchini et al. (2000) die Anpassung einer Mischung zweier bivariater Normalverteilungen in Buchenbeständen. Der perspektivische Plot (Abb. 3.8) der Dichtefunktion zeigt deutlich, dass offensichtlich zwei Subpopulationen bestehen, wobei die größere Subpopulation (der Ober- und Zwischenstand) ungefähr 80% der Gesamtpopulation enthält und einen weniger steilen Gradienten der Durchmesser-Höhen-Regression aufweist als die kleinere Subpopulation der unterständigen Bäume.

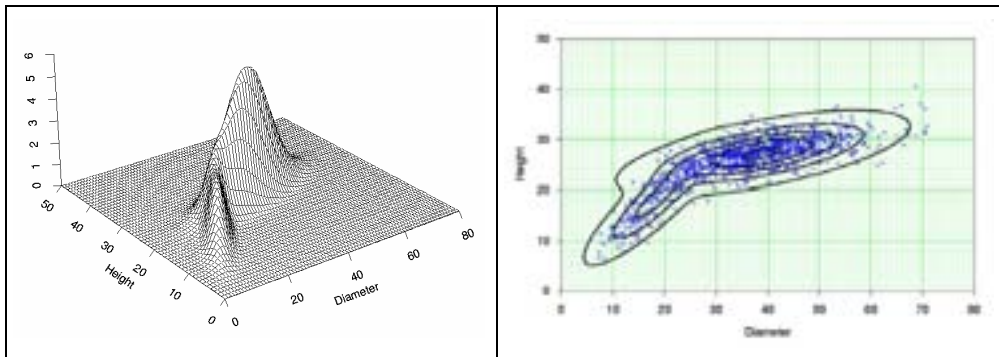


Abbildung 3.8. Perspektivischer Plot (links) und Konturplot (rechts) der gemeinsamen Dichtefunktion zweier bivariater Normalverteilungen, angepasst an die BHD-Höhen-Wertepaare der Naturwaldzelle Dreyberg (Solling).

Die Überprüfung der Anpassungsgüte ergab eine ungewöhnlich gute Anpassung des Modells an die empirischen Daten. Das Modell ist einfach zu interpretieren und spiegelt in plausibler Weise wider, dass der Bestand aus zwei Unterpopulationen gebildet wird, die sich in ihrer BHD-Höhen-Beziehung deutlich unterscheiden. Ein Problem bei der Anwendung dieser Methode besteht jedoch in der relativ großen Anzahl an benötigten Messwerten (mindestens 50 BHD-Höhen-Paare). Diesem Problem wäre zu begegnen, indem man die Verteilungsparameter für einzelne Wuchsbezirke schätzt. Ein anderer möglicherweise lohnenswerter Ansatz besteht darin, die Höhen nicht genau zu messen, sondern lediglich die Zugehörigkeit zu einer Höhenklasse mit Klassenbreiten zwischen 3 und 5 Metern zu schätzen und die Höhenregression für die klassierten Höhenwerte zu berechnen. Solche verbesserten Schätzmethoden zur Reduzierung der Inventurkosten sind ein lohnendes Forschungsthema.

3.24 Bestandesstruktur: Vielfalt der Raumstrukturen

Für Strukturanalysen in ungleichaltrigen Mischbeständen werden zusätzlich zu den Häufigkeitsverteilungen auch Informationen darüber benötigt, wie die Arten- und Dimensionsanteile räumlich verteilt sind. Zu diesem Zweck können Parameter der Raumstruktur verwendet werden, die auf der Basis von Beziehungen zwischen benachbarten Bäumen ermittelt

werden. Abb. 3.9 zeigt schematisch die drei wichtigsten Ebenen der Raumstruktur. Die räumliche Vielfalt eines Waldes wird vor allem durch die räumliche Verteilung der drei Baumattribute *Baumstandpunkt*, *Baumart* und *Baumdimension* bestimmt.

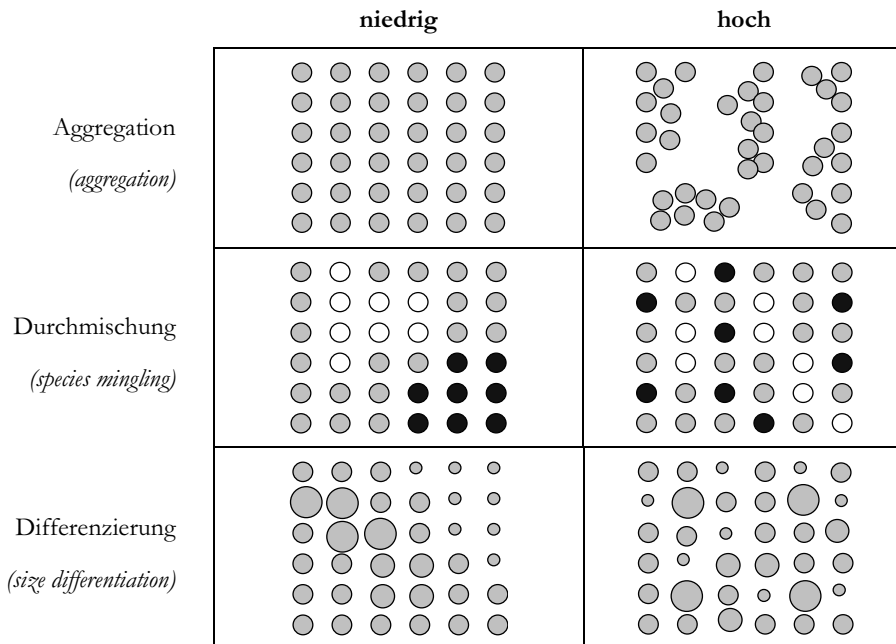


Abbildung 3.9. Die Positions-, Arten- und Dimensionsvielfalt wird durch die räumliche Verteilung der Baumpositionen, der Baumarten und der Baumdimensionen bestimmt.

L- und Paarkorrelationsfunktionen eignen sich zur Beschreibung der Waldstruktur, aber sie können nur bedingt eingesetzt werden, da Stammverteilungspläne mit bekannten Baumkoordinaten vorliegen müssen (Stoyan u. Stoyan, 1992; Pommerening, 2002). Solche Daten sind in der Praxis kaum jemals verfügbar. Aggregierte Indizes, wie z.B. der Strukturindex von Clark u. Evans (1954), können nur einen ersten groben Eindruck über die Waldstruktur vermitteln, der Informationsgehalt ist jedoch eingeschränkt (Zenner u. Hibbs, 2000). Dieses Defizit macht sich besonders bemerkbar bei sehr unregelmäßigen räumlichen Baumverteilungen (Albert, 1999).

Die Waldstruktur ist durch die räumliche Verteilung der Baumkoordinaten, der Baumdimensionen und der Baumarten definiert. Aus diesem Grund empfiehlt sich ein System der Zustandsbeschreibung, das sowohl die räumliche Artendurchmischung, die räumliche Dimensionsdifferenzierung und die räumliche Aggregation der Baumkoordinaten berücksichtigt. Bei der Erfassung und Beschreibung der Waldstruktur kann ein baum- oder punkt- (bzw. pixel-) bezogener Ansatz gewählt werden. Die baumbezogene Variante beschreibt eine Beziehung

zwischen den Attributen des Bezugsbaumes und den Attributen der n nächsten Nachbarn (Dimension, Baumart) und erfasst die Regelmäßigkeit der räumlichen Anordnung der Nachbarn um den Bezugsbaum. Im punktbezogenen Ansatz werden für jeden Stichprobenpunkt die Strukturattribute einer Baumgruppe (Variation der Baumarten und Dimensionen; Regelmäßigkeit der räumlichen Anordnung) ermittelt.

Beispiele baumbezogener Strukturmerkmale		
Aggregation (W_B)	Durchmischung (M_B)	Dominanz (U_B)
Anteil der Winkel $\alpha_{i1}, \dots, \alpha_{in}$ zwischen den Vektoren, ausgehend vom Bezugsbaum i in Richtung der n nächsten Nachbarn im Uhrzeigersinn, die kleiner sind als ein Standardwinkel α_0	Anteil der n nächsten Nachbarn des Bezugsbaumes i , die einer anderen Baumart angehören als i .	Anteil der n nächsten Nachbarn eines Bezugsbaumes i , die eine geringere Dimension aufweisen als i .
Beispiele punktbezogener Strukturmerkmale		
Aggregation (W_p)	Durchmischung (M_p)	Differenzierung (T_p)
Anteil der Winkel $\alpha_{i1}, \dots, \alpha_{in}$ zwischen den Vektoren, ausgehend vom Bezugspunkt i in Richtung der n nächsten Nachbarn im Uhrzeigersinn, die kleiner sind als ein Standardwinkel α_0	Verhältnis der Anzahl der Baumarten der n nächsten Nachbarn des Bezugspunktes i , zur maximal möglichen Artenzahl n .	Durchmesservariationskoeffizient der n nächsten Nachbarn des Bezugspunktes i .

Abb. 3.10 zeigt eine Nachbarschaftsgruppe von 5 Bäumen, den Bezugsbaum i und dessen vier nächste Nachbarn.

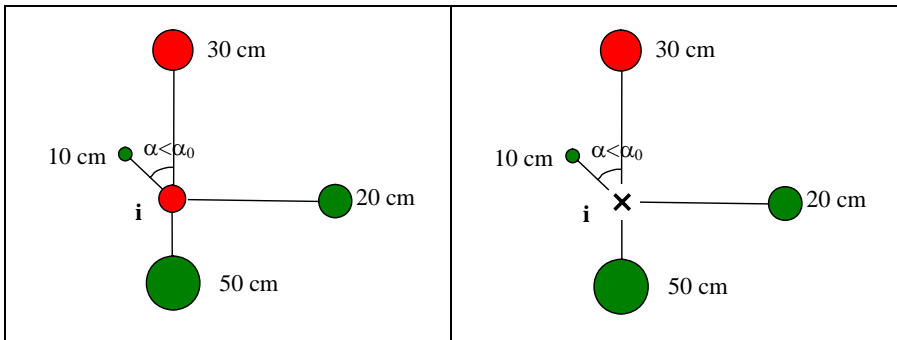


Abbildung 3.10. Links baumbezogene, rechts punktbezogene Nachbarschaftsgruppe.

Zwei Bäume in der Nachbarschaftsgruppe, einschließlich des Bezugsbaumes, sind Buchen. Die restlichen drei Bäume, in einem unterschiedlichen Farbton dargestellt, sind Fichten. Nur ein Winkel α_k ist kleiner als der Standardwinkel α_0 . Die entsprechenden Brusthöhendurchmesser sind ebenfalls für jeden Baum in Abb. 3.10 aufgeführt. Für die Nachbarschaftsgruppe ergeben sich also folgende Strukturwerte:

baumbezogene Struktur	punktbezogene Struktur
$W_B = \frac{0+0+0+1}{4} = 0.25$	$W_P = \frac{0+0+0+1}{4} = 0.25$
$M_B = \frac{0+1+1+1}{4} = 0.75$	$M_P = \frac{2}{4} = 0.5$
$U_B = \frac{0+0+0+1}{4} = 0.25$	$T_P = \frac{\sqrt{((50-27.5)^2 + (10-27.5)^2 + (30-27.5)^2 + (20-27.5)^2) \sqrt{3}}}{(50+10+30+20)/4} = 0.65$

Die Bestandesstruktur wird durch die *Verteilungen* der Strukturmerkmale charakterisiert. U_B kann zum Beispiel bei vier Nachbarn fünf Werte annehmen. Abb. 3.11 zeigt beispielhaft die *Dominanz*-Verteilungen von drei Baumarten in der Versuchsfläche *Chichimoco* in *El Salto*, Mexiko (Aguirre et al., 2003). Der Anteil dominanter Individuen ist relativ hoch im Fall der Baumart *Pseudotsuga menziesii*. Die Baumart *Abies durangensis* ist dagegen nur selten dominant.

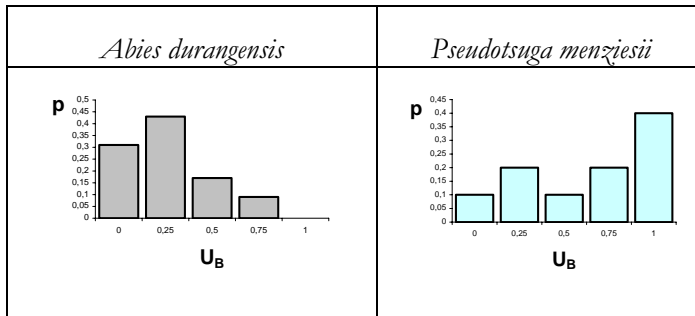


Abbildung 3.11. Artsspezifische Dominanz von zwei Baumarten in der Versuchsfläche *Chichimoco* in *El Salto*, Mexiko.

Weitere Einzelheiten finden sich u. a. bei Hui et al. (2003), Hui u. Gadow (2003) und Pommerening (2006). Interessant wären weitergehende Untersuchungen der Zusammenhänge zwischen der Durchmischung und dem Artenanteil einer Baumart. Das Verhältnis p_{sp}/\overline{M}_{sp} könnte zum Beispiel Aufschluss über die räumliche Verteilung einer Baumart geben, wobei p_{sp} den Stammzahl- bzw. Grundflächenanteil der Art sp angibt.

Die Variablen zur Beschreibung der räumlichen Bestandesstruktur sind relativ einfach im Gelände zu erheben. Aufwändige Abstandsmessungen sind nicht erforderlich. Entscheidend für die Interpretation der Aufnahmeergebnisse ist die Unterscheidung zwischen Stammzahl- und Flächen-Anteilen der Strukturklassen. Die topologische Standfläche des Baumes wird mit dem Strukturmerkmal belegt. Da die Auswahlwahrscheinlichkeit eines Bezugsbaumes proportional zu dessen Standfläche ist, können die dem Bezugsbaum zugehörigen Flächenanteile der Strukturmerkmale verzerrungsfrei geschätzt werden (Albert, 1999, S. 78 ff.; Staupendahl, 1997).

4 Prognose und Pfadgenerierung

Wie bereits erwähnt, wird die Waldentwicklung nicht nur durch natürliche Prozesse, sondern vor allem auch durch die Nutzungseingriffe der Menschen bestimmt. Die anthropogene Beeinflussung der Waldentwicklung ist vielfach so prägend, dass die biologischen Prozesse eher als unbedeutende Reaktionen auf die vom Menschen gestalteten Zustände in den Hintergrund treten. Neben der Zustandserfassung und Zustandsbeschreibung ist daher besonders die Prognose der menschlichen Eingriffe eine wichtige Aufgabe der Forsteinrichtung. Diese Prognose zukünftiger Abläufe ist eine Voraussetzung für die Generierung von Handlungspfaden. Die Pfadgenerierung bildet die Grundlage für die nachhaltige Nutzung der Wälder, abgestimmt auf die Zielsetzungen der Entscheidungsträger und unterschiedlicher Anspruchsgruppen.

Waldwachstumsmodelle geben der Forstwissenschaft Einblicke in die komplexen Interaktionen zwischen Strukturen und Prozessen in Waldökosystemen und ermöglichen ein tieferes Verständnis der natürlichen Walddynamik (Pretzsch, 2001). In der Forschung dienen Wachstumsmodelle der Simulation von Experimenten, die aufgrund langer Beobachtungszeiträume und aufwändiger Freilandexperimente in der Realität kaum durchführbar wären. In der Ausbildung, Fortbildung und Beratung machen Wachstumsmodelle die Entscheidungsträger mit den ökonomischen und ökologischen Konsequenzen ihres Vorgehens vertraut. In der Praxis sind Wachstumsmodelle unverzichtbare Hilfsmittel zur Unterstützung der Planung und Entscheidungsfindung auf Bestandes-, Betriebs- und Regionalebene.

Modelle des Wachstums basieren auf Erfahrungen über durchschnittliche Waldentwicklungen. Der Grad der Aggregation ist bei den einzelnen Modelltypen sehr unterschiedlich. Baumphysiologisch orientierte Modelle befassen sich mit morphologischen Details wie Astwinkel, Stammform und Wurzelwachstum. Aggregierte Wuchsmodelle liefern Informationen über die Entwicklung von Baumpopulationen bei gegebenen Umweltbedingungen und spezifischen Reaktionen auf Veränderungen der Bestandesstruktur sowohl durch menschliche Eingriffe als auch durch ungeplante Störungen. Neben dem Verständnis der elementaren Wachstumsprozesse ist ein weiteres Ziel der Wuchsmodellierung die Prognose wirtschaftlich relevanter Ertragsinformationen.

Die meisten Modelle der Waldentwicklung werden für ganz bestimmte Zwecke konzipiert. Sie unterscheiden sich in Bezug auf ihre Allgemeingültigkeit, d.h. ihre Anwendbarkeit für eine Bandbreite von Gegebenheiten, und in Bezug auf ihre Genauigkeit, d.h. den Prognoseschätzfehler (Sharpe, 1990). Eine hohe Genauigkeit wird gewöhnlich auf Kosten einer geringen Allgemeingültigkeit erreicht. Die Auswahl eines geeigneten Modells beruht daher auf einem Kompromiss. Wünschenswert wäre eine Kompatibilität von Wuchsmodellen unterschiedlicher Auflösung, so dass die Ergebnisse für Ebenen unterschiedlichen Details identisch sind (Burkhart, 1987; Gadow u. Hui, 1999).

Gegenstand der Forsteinrichtung ist nach Kurt (1994) die raum-zeitliche Ordnung der Wälder als Voraussetzung für deren nachhaltige Nutzung. Als quantitativ orientierte Wissenschaftsdisziplin befasst sich die Forsteinrichtungsforschung daher mit dem wissenschaftlich begründeten, räumlich expliziten Entwurf der Waldentwicklung. Etwa 200 Jahre lang bildeten die Vorgaben der Ertragstafeln und das Normalwaldmodell die Grundlage der Forsteinrichtung im schlagweisen Betrieb. Die alten Normen der Ertragstafel wurden inzwischen durch neue Normen abgelöst. Auch die Z-Baum- Programme geben vor, eine Bestandesentwicklung sozusagen von der „Wiege bis zur Bahre“ steuern zu können. Die Betriebsziel- bzw. Waldentwicklungstypen ermöglichen eine langfristige Orientierung auf einen Idealzustand, der zu einem anvisierten zukünftigen Zeitpunkt erreicht werden soll. Diese Orientierungshilfen schaffen klare Vorgaben und sind allgemein anerkannt. Trotz der langen Tradition ihrer Anwendung ist ihr Nutzen für ein effektives Management jedoch eingeschränkt, denn die wechselnden Ansprüche der Gesellschaft und die Veränderlichkeit der Wachstumsbedingungen stellen langfristig angelegte normierte Waldbauprogramme und eine langfristige Fixierung auf bestimmte Idealzustände zunehmend in Frage. Die Forsteinrichtungsforschung entwickelt daher neue theoretische Grundlagen und Verfahren, die eine differenzierte und pragmatische Steuerung der Waldentwicklung ermöglichen.

Ein Forstbetrieb bzw. eine Waldlandschaft umfasst ein Mosaik aus Einzelbeständen. Jeder Bestand ist durch bestimmte Standortsbedingungen gekennzeichnet und bietet eine Vielfalt waldbaulicher Möglichkeiten. Jede Bestandesentwicklung ist durch eine Abfolge forstlicher Eingriffe und deren Auswirkungen auf das Ökosystem und den Betriebserfolg bestimmt. Diese Abfolge bezeichnen wir als *Pfad*¹. Untersuchungen haben gezeigt, dass unterschiedliche Pfade gleichwertig sein können, sobald sich die Beurteilung auf mehrere Kriterien stützt (Einsiedel 2004, Wagner 2004). Daher erscheint es sinnvoll, die verfügbaren Hilfsmittel der Waldwachstums- und Forsteinrichtungsforschung zu nutzen, um die Auswirkungen unterschiedlicher Handlungspfade zu schätzen. Um einen Pfad beschreiben zu können, müssen drei Bereiche untersucht werden :

- a) die nach Stärke und Art differenzierten forstlichen Eingriffe,;
- b) das Wachstum der Bäume;
- c) ungeplante Störungen bzw. Schadereignisse.

Jeder Pfad durchläuft ein befristetes *Zeitfenster*, das durch einen Ausgangszustand und einen Endzustand, sowie durch die Art und Intensität der forstlichen Nutzungen bestimmt ist. Um unterschiedliche Handlungspfade bewerten zu können, braucht man zunächst empirische Beobachtungen über das Wachstum der Bäume, über mögliche Schadereignisse und über die Auswirkungen bestimmter forstlicher Eingriffe.

4.1 Datengewinnung aus Versuchsflächen

Zielgerechte Waldnutzung erfordert ein Verständnis biologischer Abläufe und Gesetzmäßigkeiten. Informationen über die Veränderung biologisch relevanter Variablen in Reaktion auf einen gegebenen Ausgangszustand bilden die Grundlage für dieses Verständnis. Das Ziel der frühen, bereits im 19. Jahrhundert eingerichteten Versuchsflächen war es, die Holzträge in Reaktion auf die Standortgüte und die Behandlung zu schätzen. Einige dieser langfristigen Versuchsflächen wurden über mehr als 100 Jahre wiederholt aufgenommen. IUFRO, der *Internationale Verband Forstlicher Forschungsanstalten*,² wurde gegen Ende des 19. Jahrhunderts mit dem Ziel gegründet, die Anlage dieser Flächen zu koordinieren. Die ersten Provenienzversuche wurden während der achtziger Jahre des 19. Jahrhunderts angelegt. Die ersten Düngungsversuche fanden während des frühen 20. Jahrhunderts statt, und die Waldökosystem- und hydrologischen Versuchsanlagen entstanden während der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts (Abb. 4.1).

¹ Synonyme Begriffe sind Eingriffsfolge, Maßnahmenfolge bzw. -kette oder Handlungspfad.

² Engl. *International Union of Forest Research Organisations*

Die Anforderungen an eine methodisch zeitgemäße Forsteinrichtung sind gestiegen. Wissenschaftlich begründete empirische Beobachtungen des Wachstums und der forstlichen Eingriffe schaffen eine fundierte Grundlage für den Entwurf der Waldentwicklung. Dabei sollte der Wert der gewonnenen Information dem Erhebungsaufwand entsprechen.

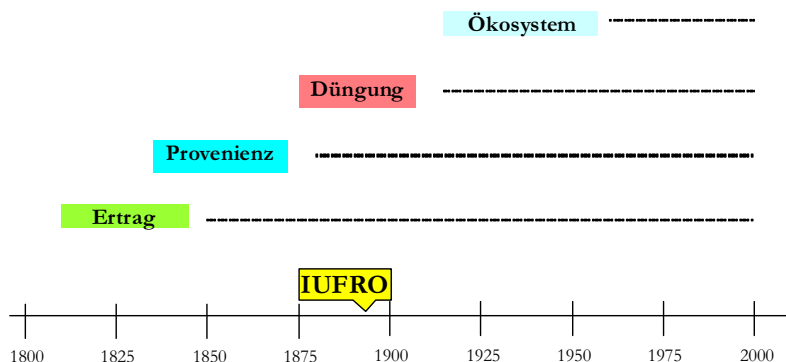


Abbildung 4.1. Beginn der Feldversuche mit unterschiedlicher Zielsetzung im Rahmen der Waldforschung (nach Märell u. Leitgeb, 2004).

Die finanziellen Mittel für den Unterhalt von Dauerversuchsflächen sind begrenzt. Daher ist die Effektivität einer Versuchsanlage ein wichtiges Kriterium für ihre Etablierung bzw. Weiterführung. Nach dem Aufwand kann man unterscheiden zwischen kontrollierten Experimenten (*Manipulated Experiments*) und vergleichenden Untersuchungen (*Comparative Observational Studies*), nach dem Zeithorizont zwischen Dauerversuchsflächen (*Permanent Research Plots*), unechten Zeitreihen (*Chronosequences*) und Intervallflächen (*Interval Plots*).

4.11 Kontrollierte Experimente

In einem kontrollierten Experiment soll eine bestimmte Hypothese geprüft werden. Zu diesem Zweck werden einer Gruppe von Objekten unterschiedliche Behandlungen zugewiesen. Das Adjektiv *kontrolliert* impliziert ein bestimmtes Versuchsprotokoll, das es ermöglicht, die Reaktionen auf die unterschiedlichen Behandlungen zu beurteilen (Fisher, 1935; Cox, 1958). Ein typisches Beispiel ist der seit 1985 auf einem homogenen Standort von etwa 70 Hektar Fläche beobachtete *Pinus radiata* Durchforstungs- und Düngungsversuch *Glencoe Hill* in Südaustralien mit 3 Durchforstungs- und 4 Düngungsvarianten (O’Hehir, 2001). Ein weiteres Beispiel ist das “Dachprojekt” im Solling in Niedersachsen, wo auf 4 Flächen die Reaktionen von Fichten auf unterschiedliche Wasser- und Nährstoffzufuhren untersucht werden (Dohrenbusch et al., 2003). Es gibt zahlreiche Beispiele solcher kontrollierter Feldversuche. Die Anlage und der Unterhalt können sehr aufwendig sein, die Aussage ist in der Regel eingeschränkt.

Bestimmte Fragestellungen, wie zum Beispiel die Ermittlung von Maximaldichten oder die Untersuchung der Beziehung zwischen Bestandesdichte und Biomasseproduktion, können nur in langfristigen kontrollierten Versuchsanlagen geklärt werden. Ein Beispiel sind die seit etwa 70 Jahren beobachteten großflächigen CCT Verbandsversuche in Südafrika (s. nähere Erläuterungen in Gadow u. Bredenkamp, 1992, S. 55). Hierbei sind Auswahl und Definition der Standorte in einem kontrollierten Experiment nicht zufällig (wie bei einer Waldinventur), sondern „gerichtet“. Es muss darauf geachtet werden, dass möglichst homogene Bedingungen bei Versuchsbeginn geschaffen werden und dass die Versuchspartellen eine minimale Flächengröße aufweisen (Kleinn u. Köhl, 1999).

412 Vergleichende Untersuchungen

In einer vergleichenden Untersuchung werden die aktuellen Zustände unterschiedlicher Objekte verglichen. Zum Beispiel können Wachstumsraten von unterschiedlichen Standorten miteinander verglichen werden, ohne dass ein bestimmtes Behandlungskonzept vorliegt (Kuehl, 1994). Typische Beispiele vergleichender Untersuchungen sind die ertragskundlichen Versuchsflächen in *Malaysia* (Teng, 1999) oder die Verjüngungsprobeflächen der *Niedersächsischen Kontrollstichprobe* (Tremer et al., 2005). Vergleichende Untersuchungen sind auch bekannt als *Quasi-Experimente* (Campbell and Stanley, 1963; Cook and Campbell, 1979). Ihr Ziel ist die Generalisierbarkeit der Aussage. Zu diesem Zweck ist es notwendig, möglichst viele unterschiedliche Ausgangszustände zu erfassen und die vielfältigen Reaktionen des Systems zu beobachten. Der Grad der Generalisierbarkeit hängt davon ab, ob die Ausgangszustände eine repräsentative und ausreichende Stichprobe darstellen, ob es also legitim ist, die Beobachtungen auf die Gesamtpopulation von Ausgangsbedingungen zu erweitern (Schreuder u. Thomas, 1991).

Wie bereits erwähnt, zwingen begrenzte Forschungsmittel und die zunehmende Komplexität der Fragestellungen zum ständigen Überdenken der Versuchskonzepte. Nach dem *Zeithorizont* der Datenerfassung können drei Arten von Versuchsflächen unterschieden werden. Langfristig beobachtete *Dauerversuchsflächen* werden über lange Zeiträume hinweg beobachtet und in regelmäßigen Zeitabständen aufgenommen. *Unechte Zeitreihen* bestehen aus möglichst zahlreichen einmalig aufgenommenen Probeflächen, die über ein breites Alters- und Standortspektrum verteilt sind. Sie werden angelegt, um in kürzester Zeit verwertbare Ergebnisse zu erhalten. Als Kompromiss bietet sich das *Intervallflächen*-Konzept an. Die Intervallflächen werden, wie die unechten Zeitreihen, auf ein möglichst breites Spektrum von Ausgangszuständen verteilt. Im Unterschied zu diesen werden sie aber mindestens einmal wieder aufgenommen.

4.13 Beispielhafte Auswertung einer Intervallfläche

Das Prinzip der Datenauswertung als Grundlage für die Pfadgenerierung wird schematisch in der Abb. 4.2a dargestellt. Die Bestandesentwicklung wird jeweils in zwei aufeinander folgenden Aufnahmen erfasst. Mit Hilfe der erfassten Daten können die Veränderungsraten unterschiedlicher Zustandsvariablen innerhalb des Zeitintervalls $[t_1, t_2]$ ermittelt werden. Dabei werden zwei Arten der Veränderung beurteilt: – die eingriffsbedingten Änderungen als Folge einer Durchforstung (a_1 und a_2) und das Wachstum ($b = \frac{\Delta W}{\Delta t}$). Abbildung 4.2b zeigt schematisch die Veränderungen in der Form einer „Wolfsangel“ für zahlreiche Bestände. Die Daten eines solchen „Entwicklungsfeldes“ bieten zusätzlich zu den Wachstumsraten eines klassischen Richtungsfeldes auch die eingriffsbedingten Veränderungen und bilden somit eine Grundlage für die Pfadgenerierung. Das allgemeine Prinzip wird für das Beobachtungsintervall [April 1999 bis Oktober 2004 mit 6 Vegetationsperioden] anhand der Versuchsfläche *Vossgraben* dargestellt. Die Versuchsfläche mit einer Flächenausdehnung von 0,6 ha (60x100 m) befindet sich in einem artenreichen 60-jährigen Buchenmischbestand in Ostholstein. Der Bestand wurde zwischen 1940 und 1950 aus Groß-Schirmschlag verjüngt und weist eine sehr heterogene Struktur auf. Neben der führenden Baumart Buche kommen Esche, Stieleiche, Bergahorn, Douglasie, Japanische Lärche, Vogelkirsche, Winterlinde, Sandbirke, Eberesche, Hainbuche, Fichte und Weißtanne vor.

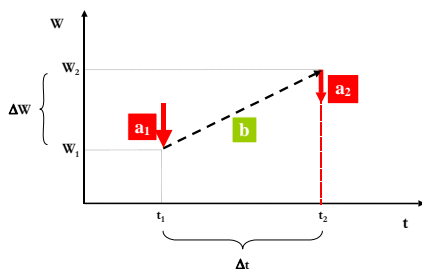


Abbildung 4.2a. Zwei aufeinander folgende Aufnahmen zur Ermittlung der Veränderungsrate einer Variablen W : die eingriffsbedingten Änderungen als Folge einer Durchforstung (a_1 und a_2) und das Wachstum im Intervall $t_1 \dots t_2$.

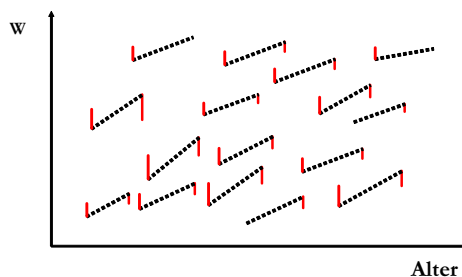


Abbildung 4.2b. Das „Wolfsangelprinzip“: Zahlreiche Intervalle liefern die Datenbasis für die Schätzung a) der Wachstumsraten und b) der eingriffsbedingten Änderungen als Grundlage für die Pfadgenerierung.

Der Bestand stockt kleinstandörtlich wechselnd auf sandig lehmigen, frisch bis mittelfrischen, gut durchwurzelbaren Braun- und Parabraunerden und feuchten, lehmig tonigen Gleyen. Das Klima ist mäßig feucht und ozeanisch mit leicht kontinentalem Einfluss. Der mittlere jährliche Niederschlag beträgt 737 mm bei einer mittleren Luftfeuchtigkeit von 84 %. Zur Minimierung

von Randeffekten wurde die Fläche mit einem 15 m breiten Pufferstreifen umgeben und im Frühjahr 1999 eingemessen und zum ersten Mal aufgenommen. Alle Bäume der Versuchsfläche mit einem BHD ≥ 7 cm wurden lagemäßig erfasst und dauerhaft mit Nummernplättchen gekennzeichnet (Abb 4.3). Die Versuchsfläche wurde im Oktober 2004 wieder aufgenommen. Bei beiden Aufnahmen wurden die verbleibenden und die nach der Durchforstung ausscheidenden Bäume getrennt berücksichtigt.

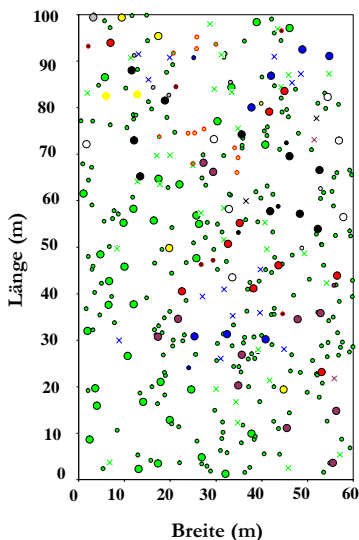


Abbildung 4.3. Stammverteilungsplan der Versuchsfläche Vossgraben.

Während der 6 Vegetationsperioden nahm die Bestandesgrundfläche im Durchschnitt um 0,9 m² je Jahr und ha zu. Bei der im Vergleich zur Ertragstafel sehr geringen Stammzahl ist diese Zunahme bemerkenswert (Abb. 4.4a).

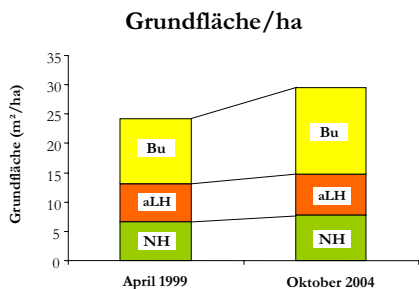


Abbildung 4.4a. Grundflächenentwicklung der Buche, und der anderen Laub- und Nadelbaumarten.

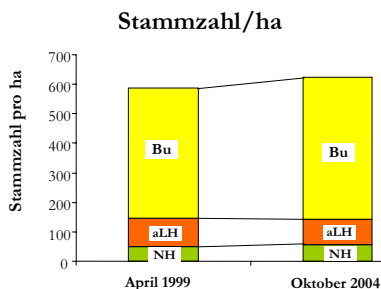


Abbildung 4.4b. Stammzahlentwicklung der Buche, und der anderen Laub- und Nadelbaumarten.

Der Einwuchs in die Derbholzgrenze aus der Verjüngung von 9 Bäumen pro Jahr und ha ist in diesem jungen Alter ebenfalls bemerkenswert (Abb. 4.4b). Aus der Stammzahl und Grundfläche lässt sich die Zunahme des Grundflächenmittelstammes berechnen, die im Falle der Lichtbaumarten mit 0,5 cm/Jahr ebenfalls außergewöhnlich hoch ist. Von den 5 m²/ha Grundflächenzuwachs innerhalb des Beobachtungsintervalls entfallen etwa 3,3 m²/ha auf die Buche. Die Grundfläche der anderen Laubbaumarten nimmt um etwa 0,5 m²/ha, die der Nadelbäume um etwa 1,2 m²/ha zu. Der Einwuchs in die 7 cm Kluppschwelle innerhalb des 5-jährigen Zeitfensters beträgt 0,29 m²/ha (Tab. 4.1).

Baumartengruppe	Mortalität		Einwuchs	
	Stammzahl pro ha	G (m ² /ha)	Stammzahl pro ha	G (m ² /ha)
Buche	7	0.009	48	0.25
andere Laubbaumarten	9	0.030	0	0.00
andere Nadelbaumarten	2	0.002	7	0.04
Insgesamt	18	0.041	55	0.29

Tab. 4.1. Gesamte Mortalität und Einwuchs für drei Baumartengruppen im Zeitraum April 1999 bis Oktober 2004.

Davon entfallen 0,25 m²/ha auf die Buchen und 0,04 m²/ha auf die Nadelbäume (in diesem Fall auf die Douglasien). Die Stammzahl der Buche nahm während der 6 Vegetationsperioden um 41 Bäume pro ha zu, die der Nadelbäume um 5 Bäume pro ha. Die Stammzahl der anderen meist lichtbedürftigen Laubbaumarten nahm infolge natürlicher Mortalität um 9 Bäume pro ha ab.

Innerhalb des Beobachtungsintervalls sind die höchsten mittleren Zuwächse mit mehr als 1 cm/Jahr bei der Douglasie zu beobachten. Die Kirsche liegt im Mittel etwa auf einem Niveau mit der Douglasie (Abb. 4.5).

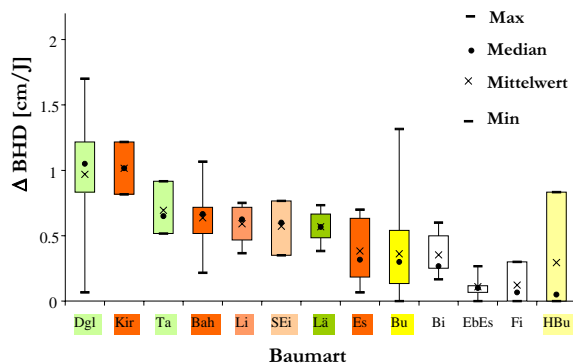


Abbildung 4.5. Bereiche der BHD-Zuwächse der 13 Baumarten.

Auf einem mittleren Niveau, mit einem durchschnittlichen jährlichen Durchmesserzuwachs zwischen 0,56 und 0,69 cm, befinden sich Tanne, Bergahorn, Linde, Stieleiche und Lärche. Die

Baumarten Esche, Buche und Birke weisen einen noch geringeren durchschnittlichen jährlichen Zuwachs von 0,35 bis 0,38 cm auf. Die Buche, die mit vorherrschenden und unterständigen Individuen vertreten ist, weist erwartungsgemäß eine hohe Streuung der Zuwächse auf, wobei für die Praxis die Zuwächse der herrschenden Wertträger entscheidend sind. Der maximale periodische Zuwachs der Buche liegt in der Fläche *Vossgraben* bei 1,58 cm/Jahr. Ähnlich hohe Zuwächse der herrschenden Buchen konnten auch Gadow u. Heydecke (2000) durch Stammanalysen ermitteln. Die geringsten Zuwächse weisen Eberesche, Fichte und Hainbuche auf. Der Durchmesserzuwachs ist u. a. abhängig vom Durchmesser zu Beginn der Beobachtungsperiode und von den unmittelbaren Konkurrenzbedingungen des Bezugsbaumes, sodass die Streuung der Zuwächse zumindest teilweise durch die Konkurrenz erklärt werden kann. In der Abb. 4.6 ist der Zusammenhang zwischen dem Durchmesserzuwachs für die drei Baumartengruppen und dem positionsabhängigen HEGYI-Index dargestellt:

$$HgCI_i = \sum_{j=1}^n \frac{BHD_j}{BHD_i} \cdot \frac{1}{Abst_{ij}}$$

wobei $HgCI_i$ = Hegyi Konkurrenzindex für Bezugsbaum i; BHD_j = Brusthöhdurchmesser des Konkurrenzbaumes j [cm]; BHD_i = Brusthöhdurchmesser des Bezugsbaumes i [cm]; $Abst_{ij}$ = Abstand zwischen Bezugsbaum i und Konkurrenzbaum j [m]; n = Anzahl der Konkurrenzbäume innerhalb des Konkurrenzradius (auf 10 m festgelegt)

Die Konkurrenz wirkt sich am stärksten auf den Zuwachs der anderen Laubbaumarten aus. Diese Gruppe umfasst in erster Linie lichtbedürftige Pionier- und Edellaubbaumarten. Aber auch die Lärchen und Douglasien gelten als lichtbedürftig und reagieren stärker auf den zunehmenden Konkurrenzdruck, im Gegensatz zur schattentoleranteren Buche.

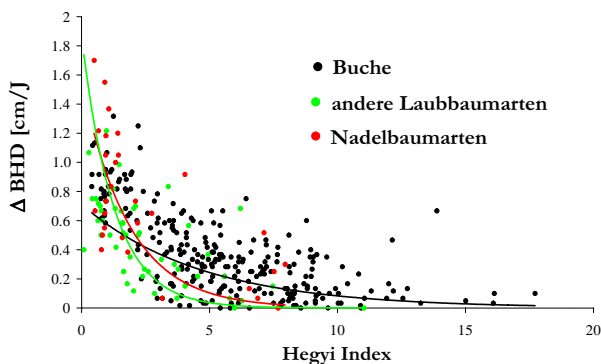


Abbildung 4.6. Beziehung zwischen BHD-Zuwachs und positionsabhängigem HEGYI-Index, für 3 Baumartengruppen.

Auch der BAL-Index (die Summe der Grundflächen der Bäume, die einen größeren BHD aufweisen als der Bezugsbaum), zeigt einen deutlichen Einfluss auf den Durchmesserzuwachs. Der Vorteil des BAL-Index liegt in der Positionsunabhängigkeit. Da in der Regel die zur

Berechnung des HEGYI-Index notwendigen Baumabstände unbekannt sind und die Herleitung der Baumabstände über den mittleren Standraum bei ungleichmäßig auf der Fläche verteilten Bäumen nicht möglich ist, haben die Schätzfunktionen mit dem BAL-Index als Konkurrenzmaß eine größere praktische Bedeutung. Eine Verbesserung der Schätzgenauigkeit kann durch eine baumartenspezifische Gewichtung des BAL-Index erreicht werden (Albert, 2004).

Die quantitative Beschreibung von Eingriffen bildet neben der Schätzung des Zuwachses eine wichtige Grundlage für die Pfadgenerierung. Bei der Durchforstung im Jahr 1999 wurden $4,5 \text{ m}^2/\text{ha}$ Grundfläche und 64 Bäume pro ha entnommen. Die Buchengrundfläche wurde bei diesem Eingriff um $3 \text{ m}^2/\text{ha}$, bzw. 42 Stämme, reduziert. Die restlichen entnommenen $1,5 \text{ m}^2/\text{ha}$ (22 Stämme) entfallen auf die Gruppe der anderen Laubbaumarten, insbesondere auf die Eschen. Abb. 4.7 zeigt die typischen zweigipfligen Durchmesserverteilungen der Versuchsfläche im April 1999 und im Oktober 2004, einschließlich Einwuchs und ausscheidendem Bestand.

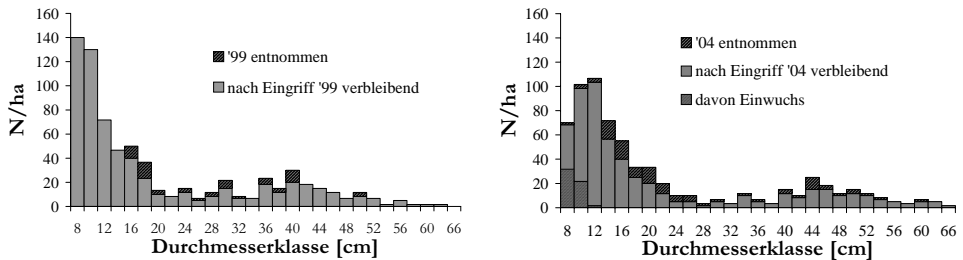


Abbildung 4.7. Durchmesserverteilung vor und nach dem Eingriff zum Zeitpunkt April 1999 (links) und Oktober 2004 (rechts). Die Durchmesserklassen sind durch die jeweiligen Klassenobergrenzen definiert.

Die wachstumsbedingte Verlagerung der Verteilung ist erkennbar. Das Maximum im unteren Durchmesserbereich liegt im Oktober 2004 bei 12 cm, und das lokale Maximum im mittleren Durchmesserbereich hat sich in die 44 cm BHD-Klasse verlagert. Die innerhalb des Beobachtungsintervalls eingewachsenen Bäume finden sich in absteigenden Anteilen in den Durchmesserklassen 8 ($7 < \text{BHD} \leq 8 \text{ cm}$); 10 ($8 < \text{BHD} \leq 10 \text{ cm}$) und 12 ($10 < \text{BHD} \leq 12 \text{ cm}$). Der erste Eingriff konzentrierte sich auf den Durchmesserbereich zwischen 16 und 40 cm BHD. Im Oktober 2004 wurde insgesamt $7,5 \text{ m}^2/\text{ha}$ Grundfläche entnommen, davon entfallen $4 \text{ m}^2/\text{ha}$ und 76 Bäume/ha auf die Buchen. Die Grundfläche der anderen Laubbaumarten wurde um ca. $2,5 \text{ m}^2/\text{ha}$ (31 Bäume/ha), die der Nadelhölzer um ca. $1 \text{ m}^2/\text{ha}$ (7 Bäume/ha) reduziert.

Die entnommenen Grundflächen und die Grundflächen des verbleibenden Bestandes sind für sechs Baumklassen (Kombinationen von Artengruppen und Stärkeklassen) in Abb. 4.8 dargestellt. Als Grenzen zwischen Unter- und Oberstand wurden folgende Durchmesser anhand

der Durchmesserverteilung des Jahres 1999 zum Zeitpunkt nach dem Eingriff festgelegt: Buche 26 cm; andere Laubbaumarten 18 cm; Nadelbaumarten 12 cm.

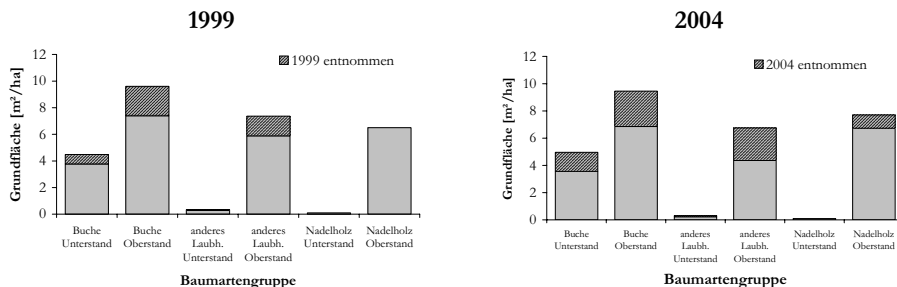


Abbildung 4.8. Grundflächenentnahme 1999 und 2004 für 6 Baumartengruppen und Stärkeklassen.

Die verbleibende Grundfläche variiert je nach dem Hiebszyklus. Je länger das Intervall zwischen den Eingriffen, desto geringer ist die verbleibende Grundfläche. Ein praktisches Maß für die Eingriffstärke ist der ausscheidende Grundflächenanteil (rG):

$$rG = \frac{\text{ausscheidende Grundfläche (m}^2 \text{ / ha)}}{\text{Grundfläche Gesamtbestand (m}^2 \text{ / ha)}}$$

Entsprechend kann der ausscheidende Stammzahlanteil mit rN bezeichnet werden. Das Stammzahl-Grundflächenverhältnis der ausscheidenden Bäume (NG) ist ein einfaches Maß für die Beschreibung der Eingriffsart:

$$NG = \frac{rN}{rG}$$

In einem Mischbestand gibt die artenspezifische Angabe der Eingriffstärke (rG) und Eingriffsart (NG) Aufschluss über den Eingriff. Abb. 4.9 zeigt die Ergebnisse für die Weiserfläche *Vossgraben*, bezogen auf die Grundflächen und Stammzahlen des Gesamtbestandes.

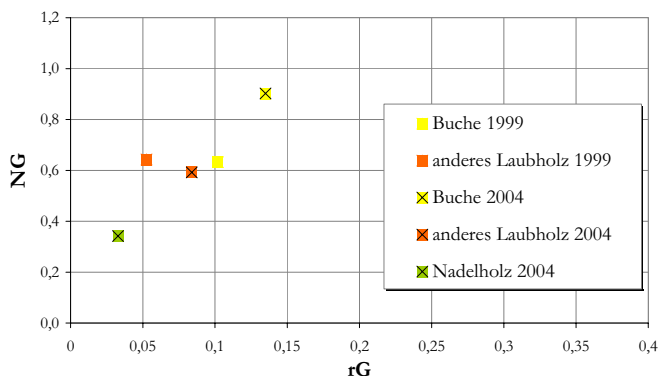


Abbildung 4.9. rG und NG – Werte für 3 Baumartengruppen und zwei Eingriffe, bezogen auf die gesamte Grundfläche und Stammzahl.

Wie erwartet wurde besonders stark im Buchenkollektiv eingegriffen, wobei beim Eingriff im Jahr 2004 auch schwächere Buchen entnommen wurden. Diese Analyse lässt sich natürlich auch auf alle Baumarten ausdehnen.

Jeder Eingriff kann in Bezug auf das unmittelbare räumliche Umfeld der entnommenen Bäume beurteilt werden. Zu diesem Zweck können für einen gegebenen Bezugsbaum Variablen berechnet werden, die eine räumliche Aussage ermöglichen. Beispiele solcher Variablen sind die *Durchmischung* (der Anteil der vier nächsten artfremden Nachbarbäume) und die *Dominanz* (der Anteil der nächsten vier Nachbarn, die eine geringere Dimension aufweisen als der Bezugsbaum). Der relative Anteil der klassierten Werte des ausscheidenden Bestandes geteilt durch den relativen Anteil im Gesamtbestand ist ein Maß für die Entnahmepräferenz (Pr_{ij}) innerhalb einer bestimmten räumlichen Strukturklasse: $Pr_{ij} = \frac{\text{Anteil entnommen in Strukturklasse } ij}{\text{Anteil vor Eingriff in Strukturklasse } ij}$. Tab. 4.2 zeigt die Entnahmepräferenzen im Jahr 2004 für die Durchmischung *M* und Dominanz *U* der Baumart Buche.

PR _{ij}	M														
	Buchen					aLh					NH				
	0,00	0,25	0,50	0,75	1,00	0,00	0,25	0,50	0,75	1,00	0,00	0,25	0,50	0,75	1,00
0,00	0.34	0.00	0.00	6.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0,25	0.40	0.00	0.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.61	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.25
0,50	1.06	1.33	0.58	2.12	0.00	0.00	0.00	0.00	1.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0,75	1.18	1.89	2.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.15	1.61	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
1,00	2.50	1.06	1.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.64	1.03	0.00	0.00	0.00	0.00	1.59

Tab. 4.2. Entnahmepräferenzen Pr_{ij} für jeweils 5 Klassen der Durchmischung (M) und Dominanz (U) der Baumart Buche, der anderen Laubbölzer (aLh) und der Nadelbölzer (NH) für den Eingriff 2004.

Die Buchen wurden in einem relativ breiten Spektrum räumlicher Konstellationen, sowohl als unterständige wie auch als dominante Individuen, entnommen. Die höchste Entnahmepräferenz ($Pr_{ij}=6,37$) ergibt sich für Nachbarschaftsgruppen, in denen die entnommene Buche im Vergleich zu den vier nächsten Nachbarn die geringste Dimension aufweist ($U=0,00$) und gleichzeitig von drei artfremden Nachbarn umstanden ist ($M=0,75$). Die anderen Laubbaumarten wurden mit hoher Präferenz entnommen, wenn sie mitherrschend waren und umgeben von artfremden Nachbarn. Die entnommenen Nadelbäume waren alle in ihrem Umfeld entweder unterständig oder vorherrschend und einzeln eingemischt ($M=1$). Auf diese Art kann der Eingriff transparent und nachvollziehbar gemacht werden, sodass nützliche Information für die Pfadgenerierung gewonnen wird.

4.2 *Wachstum*

Das Baumwachstum ist mehr als eine bloße Zunahme des Durchmessers und der Höhe. Im Baum laufen vielfältige Prozesse ab. Ein Baum benötigt für das Wachstum Licht, Kohlendioxid, Wasser und Minerale. Diese elementaren Stoffe werden als Ergebnis spezifischer chemischer Reaktionen in komplexe organische Moleküle umgewandelt. Keimzellen differenzieren sich zu unterschiedlichen Zelltypen, bilden aggregierte Gewebe und diese wiederum verschiedene Organe. So besitzt der Baum die Fähigkeit, innerhalb gewisser Grenzen, die von seiner ökologischen Amplitude festgelegt werden, auf vielfältige Änderungen in der belebten und unbelebten Umwelt zu reagieren und dabei zu überleben. Diese Fähigkeit zeigt sich in der Dynamik des Wachstums (Mitscherlich, 1971, 1975; Raven et al., 1987).

Theoretisch ist es möglich, den neuen Zustand eines biologischen Systems am Ende eines kurzen Zeitschrittes zu prognostizieren, wenn der Ausgangszustand bekannt ist und die Entwicklungsprozesse des Systems mit einiger Genauigkeit geschätzt werden können. Der neue Systemzustand dient wiederum als Ausgangsbedingung für den folgenden Zeitschritt. Das Ergebnis einer solchen Prognose ist abhängig von der Qualität der Übergangsmodelle und davon, wie exakt der Ausgangszustand beschrieben wird. Allerdings kann die Bestimmung dieser beiden Einflussgrößen in einem makroskopischen System wie einem Baum kaum realisiert werden. Es ist aber möglich, operationale Modelle und Algorithmen einzusetzen und so die reale Welt auf einige ausgewählte Zustandsvariablen zu reduzieren, von denen man annimmt, dass sie für bestimmte Fragestellungen einen besonders hohen Informationsgehalt besitzen. Die Modellierung des Baumwachstums ist ein Versuch, die realen Prozesse in einzelnen Bäumen oder Waldbeständen näherungsweise nachzuvollziehen.

4.21 **Hochaggregierte Modelle des Waldwachstums**

Die ersten Ertragstafeln auf empirischer Grundlage entstanden gegen Ende des 19. und im ersten Drittel des 20. Jahrhunderts. Besonders erwähnenswert sind in diesem Zusammenhang die Arbeiten von Schwappach (1911) und Wiedemann (1931). Die bisher in Deutschland veröffentlichten Ertragstafeln waren meist Regionaltafeln auf der Grundlage von Dauerversuchsflächen der Versuchsanstalten. Die heute verwendeten Ertragstafeln von Schober (1978, 1995) finden vor allem im nordwestdeutschen Raum der Bundesrepublik Deutschland Anwendung, da die Datengrundlage für ihre Konstruktion aus den Versuchsflächen der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt und des ehemaligen Instituts für Forstwissenschaften, Abteilung Ertragskunde in Eberswalde, stammen. Die Buchenertragstafel von Dittmar et al. (1986) findet vor allem in den östlichen Bundesländern Verwendung.

Die Ertragstafeln stellen die wichtigsten Bestandeskennwerte von Reinbeständen bei definierter Behandlung in festen zeitlichen (meist fünfjährigen) Intervallen tabellarisch dar. Sie sind aus dem tatsächlichen Wachstumsgang vieler Versuchsflächen hergeleitet worden; sie sind allgemein verständliche und einfach zu handhabende Modelle des Wachstumsganges der wichtigsten Baumarten, die seit jeher breite Anwendung in der traditionellen Forsteinrichtung fanden. Die Funktion der Ertragstafel beschränkt sich nicht auf die Prognose der Bestandesentwicklung, sondern sie dient auch als Orientierungshilfe bei der periodischen Nutzungsplanung, und sie hat eine Bedeutung bei der Besteuerung von Forstbetrieben. Eine besonders wichtige Funktion ist die Schätzung von Bestandesparametern im Rahmen der Inventur. Grob gegliedert nach der Standortsproduktivität, werden die Entwicklung des verbleibenden Bestandes und die ausscheidenden Vornutzungserträge für Bestände geschätzt, die nach bestimmten Vorgaben begründet und durchforstet werden. Die tabellarische Darstellung hat sich erstaunlicherweise während der letzten 200 Jahre kaum geändert (Paulsen, 1795; Hartig, 1847; Weise, 1880; Schwappach, 1890; Gehrhardt, 1930; Wiedemann, 1949; Schober, 1995). Das ist zweifellos ein Anzeichen dafür, dass die Ertragstafel die Anforderungen der mittel- und langfristigen Waldbauplanung über einen langen Zeitraum hinweg erfüllen konnte.

Die Angaben der Ertragstafeln gelten jeweils für eine spezielle Durchforstungsvariante, deren Art und Stärke nach der Definition des *Vereins Deutscher Forstlicher Versuchsanstalten* (1902) festgelegt ist. Durchforstungsgrade und Ertragstafeln bilden also eine Einheit, auf deren Grundlage die mittelfristige Waldbauplanung bisher durchgeführt wurde. Eingangsgröße für die Normalertragstafel ist die Höhenbonität bzw. Ertragsklasse. Für jede Ertragsklasse ist eine Tabelle mit den Daten des ausscheidenden und des verbleibenden Bestandes vorgesehen. In der Regel entwickeln sich reale Bestände aufgrund abweichender Standortsbedingungen und abweichender Behandlungen nicht genau ertragstafelgemäß. Die von Kramer (1990) aus den Ertragstafeln abgeleitete *Nutzungsplanung* und die *Z-Baum*-Ertragstafeln von Klädtke (1992) ermöglichen die Schätzung der mittelfristigen Vornutzungserträge bei unterschiedlicher Ausgangsbestockung und vorgegebener Zielbestockung. Die Erweiterung dieser Verfahren im Hinblick auf die Schätzung von Holzsortimenten und der Vergleich unterschiedlicher Bestandesentwicklungen (Knoke u. Plusczyk, 2001; Konitzer, 2000) gehören zu den wichtigen Aufgaben der praxisorientierten Waldforschung.

Die hochaggrierten mathematischen Produktionsmodelle sind eine logische Weiterentwicklung der Ertragstafeln, sie zeichnen sich durch ihre flexiblere Handhabung aus. Wie die Ertragstafeln sind sie hergeleitet aus den Beobachtungen langfristiger Versuchsflächen. Shvidenko et al. (1995) zum Beispiel entwickelten Produktionsmodelle für mehrere Baumarten in

Russland. Ihre Gleichung zur Vorratschätzung eines voll bestockten *Pinus silvestris*- Bestandes der III. Ertragsklasse in Nordrussland lautet:

$$V(t) = 205.3 \cdot \left[1 - e^{-0.0231 \cdot t} \right]^{2.93}$$

Mit Hilfe dieser Gleichung kann eine Ertragstafel erstellt werden (Tab. 4.3):

	Mitte der Altersklasse [Jahre]									
	10	30	50	70	90	110	130	150	170	190
m³/ha	2.0	26.9	67.7	107.4	138.8	161.4	176.8	187.1	193.7	197.9

Tabelle 4.3. Ertragstafel für einen vollbestockten *Pinus silvestris*-Bestand der III. Ertragsklasse in Nordrussland.

Auf der Basis der bekannten Altersklassenverteilung bilden solche Modelle häufig die einzige plausible Grundlage für regionale Produktionsplanungen. Ein hochaggregiertes Produktionsmodell bietet eine relativ einfache Möglichkeit, unterschiedliche Nutzungsalternativen im Hinblick auf die Nachhaltigkeit zu überprüfen. Allerdings kann die Waldentwicklung je nach Standort und waldbaulicher Behandlung sehr unterschiedlich sein. Daher können die Schätzgenauigkeiten solcher hochaggregierten Ertragsmodelle sehr variabel sein.

Ein Modell zur Schätzung der Holzerträge wird gewöhnlich durch Anpassung einer geeigneten Funktion an empirische Daten entwickelt. Liegen ähnliche Bedingungen wie bei den Originaldaten vor, so kann das Modell für die Ertragsprognose in einer konkreten Situation verwendet werden. Die Brauchbarkeit ist eingeschränkt, sobald neue Behandlungsmethoden, bisher unbekannte Standortsbedingungen oder andere Baumarten vorliegen. Besonders wichtig für die Modellierung des regionalen Ertragspotentials ist die Kenntnis des durchschnittlichen Gesamtzuwachses, also bei nichtlinearem Wachstum die Angabe des DGZ in Verbindung mit einem Referenzalter. Dabei bietet sich das Alter der Kulmination des DGZ (t_{\max}) an.

Eine geeignete Funktion zur Beschreibung des Wachstums ist die *Chapman-Richards*-Gleichung:

$$V(t) = A \cdot \left(1 - e^{-k \{t - t_0\}} \right)^m$$

wobei $V(t)$ der Bestandesvorrat im Alter t (in m^3/ha) ist. A kann als Maß einer endgültigen Sättigung oder maximalen Größe interpretiert werden und besitzt die gleiche Maßeinheit wie

V(t). Der Parameter k skaliert die Zeitachse und hat Einheiten invers der Zeit. Wird t zum Beispiel in Jahren gemessen, dann ist die Maßeinheit von k gleich Jahr⁻¹. Durch die Veränderung von k in Gl. 3.2-10 kann sich das Modell der aktuellen Wachstumsrate der Variablen anpassen. Der Parameter t₀ gibt den Zeitpunkt an, zu dem der Vorrat größer oder gleich Null ist. Der vierte Parameter m schließlich erhöht die Flexibilität bezüglich der Form der Wachstumskurve.

Für A, k, t₀ und m ergeben sich bei Anpassungen an empirische Vorratsdaten bestimmte Wertebereiche. Wird nur auf Prognosen im Bereich t_{max} Wert gelegt, dann genügt eine Bestimmung von t₀ auf der Basis von Erfahrungen. In schnellwüchsigen Plantagen zum Beispiel wäre t₀ = 1 durchaus plausibel. Der Parameter A kalibriert das Wachstumsmodell. Sein Wert wird automatisch bestimmt, sobald Eichwerte vorliegen, wie z. B. der DGZ_{max} und t_{max}. Das bedeutet, dass die Form und die Orientierung eines Wachstumsmodells in Bezug auf die Zeitachse nur durch die Parameter m und k bestimmt werden. Normalerweise ist t_{max} also genau durch die Werte von m und k definiert (bei k = 0.095 und m = 3.70 zum Beispiel beträgt t_{max} genau 25 Jahre). Daraus folgt, dass die Parameterwerte nicht für ein Modell benutzt werden können, in welchem t_{max} vorgegeben wird. Die Vorgabe von t_{max} aber wäre eine sehr praktikable Lösung, denn t_{max} und DGZ_{max} sind häufig bekannte Erfahrungswerte, die in der Praxis vorliegen. Es kommt also darauf an, das Modell so zu definieren, dass die Parameter sich aus dem bekannten t_{max} ergeben.

Die Bedingung, dass der DGZ in einem bestimmten t_{max} kulminiert, erfordert, dass die 1. Ableitung von DGZ(t) oder von (1-e^{-k(t-1)})^m/t, bei t_{max} = 0 ist. Die Konstante A kalibriert das Wachstumsmodell und kann deshalb einen Wert von 1 erhalten. Nach Bildung der 1. Ableitung, die gleich Null gesetzt wird, erhält man eine Beziehung zwischen t_{max} und den Parametern k und m:

$$1 = \left[1 + t_{max} \cdot m \cdot k \right] \cdot e^{-k \cdot \{t-1\}} \tag{4.1}$$

Der Parameter k in Gl. 4.1 kann iterativ bestimmt werden, wenn m vorgegeben ist. Murray u. Gadow (1993) verwenden m = 3. Das Zahlenbeispiel rechts enthält die entsprechenden Werte für t_{max}=50 Jahre; m=3 und DGZ_{max}=5.3. Die erste Spalte enthält die k-Werte, inkrementiert um jeweils den Wert 0.0005. Die Suche ist beendet, wenn die rechte Seite der Gl. 4.1 in der zweiten Spalte den Wert 1 ergibt (hier bei k=0,040). Die Eingangswerte für das

k	Gl. 4.1
0,034	1,167
0,035	1,125
0,037	1,083
0,038	1,041
0,040	1,000
0,041	0,959
0,043	0,919
0,044	0,880

Regionalmodell, das für ein hohes Aggregationsniveau entwickelt wurde, sind die in der Praxis vorliegenden Erfahrungswerte t_{max} und DGZ_{max}. Es empfiehlt sich nun, den relativen DGZ zu

verwenden, definiert durch die Bedingung $DGZ_{\max}=1$. Der relative DGZ, eine dimensionslose Menge pro ha und Jahr, ist durch die folgende Gleichung gegeben:

$$relDGZ(t) = \frac{t_{\max}}{t} \frac{\left(1 - e^{-k\{t-t_0\}}\right)^m}{\left(1 - e^{-k\{t_{\max}-t_0\}}\right)^m} \quad 4.2$$

Die aktuellen DGZ-Kurven erhält man durch Multiplikation der Relativwerte mit dem vorgegebenen DGZ_{\max} . Murray u. Gadow (1993) fanden sehr gute Übereinstimmungen zwischen dem *synthetischen* Modell des relativen DGZ und *empirischen* Wachstmodellen. Falls also entsprechendes Erfahrungswissen über DGZ_{\max} und t_{\max} vorliegt (z. B. in Form von Leistungsklassen), kann dieser Ansatz plausiblere Ergebnisse liefern als empirische Modelle mit unvollständiger Datenbasis.

4.22 Dichteabhängige Bestandeswachstmodelle

Ein Ziel der gegenwärtigen waldwachstumkundlichen Forschung ist die Entwicklung von Modellen, die eine Beurteilung unterschiedlicher waldbaulicher Eingriffe ermöglichen. Ertragstafeln und andere regionale Produktionsmodelle sind dafür nicht mehr geeignet, weil sie das Wachstum und die Erträge von Beständen schätzen, die auf eine ganz bestimmte, ehemals als "normal" angesehene Art, begründet und durchforstet werden. Die erforderliche Kalibrierung der Ertragstafel wird umso problematischer, je mehr die aktuelle Waldbaupraxis von den Ertragstafelvorgaben abweicht.

Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, dass das Höhenwachstum von der Bestandesdichte weitgehend unbeeinflusst bleibt, während das Durchmesserwachstum sehr empfindlich auf Unterschiede in der Bestandesdichte reagiert. Die Arbeiten von Craib (1939) gehören zu den ersten Untersuchungen, die die teilweise phänomenale Reaktion des Durchmessers auf unterschiedliche Bestandesbehandlungen aufzeigten. Abbildung 4.10 ist eine Originaldarstellung aus Craib's Dissertation. Die Stammscheiben wurden drei gleichalten *Pinus patula*-Bäumen aus unterschiedlich dicht bestockten Versuchsflächen in der Versuchsfläche *Weza* im Süden der Provinz Natal in Südafrika entnommen. Craib (1939) konnte aufgrund seiner Beobachtungen in den berühmten *Correlated Curve Trend (CCT)*-Versuchsflächen feststellen, dass das Durchmesserwachstum der vorherrschenden Bäume kaum durch die Bestandesdichte beeinflusst wird. Dies bewirkt nicht nur eine mit dem Alter (oft linear) zunehmende Durchmesservarianz, sondern auch die typische Linkssteilheit der Durchmesserverteilung.

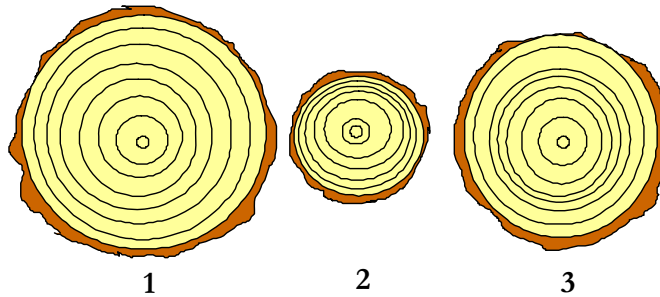


Abbildung 4.10. Auf Brusthöhe entnommene Stammscheiben von drei 9-jährigen *Pinus patula*-Bäumen. Baum 1 ist ohne Konkurrenz im Freiland erwachsen, Baum 2 dagegen in einem dicht bestockten Bestand. Baum 3 erwuchs zunächst im Dichtschluss, reagierte dann aber mit erhöhtem Durchmesserzuwachs nach einer starken Durchforstung im Alter 7.

Die phänomenale Reaktion des Durchmesserwachstums auf starke Eingriffe und der damit verbundene hohe Wertzuwachs der Einzelbäume sowie die erhöhte Bestandessicherheit führte in Südafrika bereits vor dem 2. Weltkrieg zu einer radikalen Abkehr von der traditionell europäisch geprägten Waldbaupraxis hoher Grundflächenhaltungen. In Europa wurden die Vorteile frühzeitiger, starker Eingriffe erst viel später erkannt.

Auf der Basis seiner Untersuchungen über die Auswirkungen unterschiedlicher mittlerer periodischer Grundflächenhaltungen auf den Bestandesmassenzuwachs formulierte Assmann (1961) das Prinzip der *optimalen Grundflächenhaltung*³. Die *maximale* Grundflächenhaltung entspricht der maximalen Bestandesdichte, dem sog. „natürlichen Bestockungsgrad“, bei dem der Volumenzuwachs aufgrund natürlicher Mortalität und geringem Durchmesserzuwachs unter dem Höchstwert liegt. Als *optimal* wird die Grundflächenhaltung bezeichnet, bei der der flächenbezogene Volumenzuwachs sein Maximum erreicht. *Kritisch* ist nach Assmann diejenige mittlere Grundflächenhaltung, bei der nur noch 95 % des Höchstzuwachses geleistet wird. Wegen des erhöhten Windwurftrisikos in dicht bestockten Beständen ist die *optimale* Grundflächenhaltung inzwischen eine eher selten angestrebte Zielgröße geworden.

Nach Thomasius u. Thomasius (1976, 1978) erreicht der *flächenbezogene Volumenzuwachs* in Fichtenbeständen sein Maximum bei einer Bestandesdichte, die etwas unterhalb der maximal möglichen Dichte liegt (Abb. 4.11). Die Beziehung zwischen dem Standraum und dem Volumenzuwachs des Einzelbaumes zeigt wie erwartet einen asymptotischen Verlauf.

³ Detaillierte Beschreibungen finden sich bei Kramer (1988) und Pretzsch (2001).

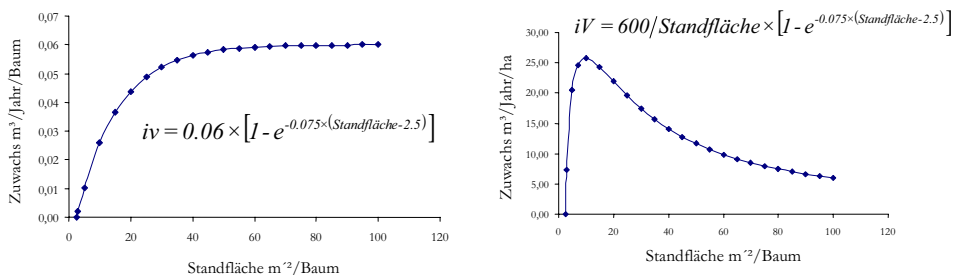


Abbildung 4.11. Beziehungen zwischen Standfläche und Volumenzuwachs in einem 39-jährigen Fichtenbestand; links der Einzelbaumzuwachs, rechts der flächenbezogene Zuwachs, nach Thomasius u. Thomasius (1976; s. auch Schmidt-Vogt, 1986, S. 142).

Eine hohe Bestandesdichte liefert zwar einen hohen Volumenzuwachs pro Flächeneinheit, jedoch nimmt häufig auch gleichzeitig die Bestandessicherheit und die Wertzunahme der Einzelbäume ab (Kramer, 1988). In Plantagenwäldern wurden diese Zusammenhänge schon frühzeitig erkannt. Aus diesem Grund wurden unter Hinnahme erheblicher Massenverluste in Ländern der südlichen Hemisphäre seit etwa 60 Jahren stabilitätsfördernde starke Durchforstungen bevorzugt.

Die logische Weiterentwicklung der Ertragstafel ist gerichtet auf ein Modellsystem, das nicht an eine begrenzte Anzahl vorgegebener waldbaulicher Behandlungen gebunden ist. Nach Levins (1966) ergibt sich die Güte eines biologischen Modells u. a. durch die Eigenschaften *Allgemeingültigkeit* (engl. *generality*) und *Genauigkeit* (engl. *precision*). Bei der Entwicklung von Wachstums- und Ertragsmodellen wird im Normalfall die Allgemeingültigkeit zugunsten der Genauigkeit benachteiligt; es kommt darauf an, ein Modell zu finden, das den Daten möglichst genau entspricht. Das ist ein verständliches Bestreben, aber es führt dazu, nach immer neuen Modellen zu suchen, die zwar in einem speziellen Fall eine besonders gute Anpassung ergeben können, aber wegen mangelnder Allgemeingültigkeit für die breite Anwendung häufig nicht brauchbar sind.

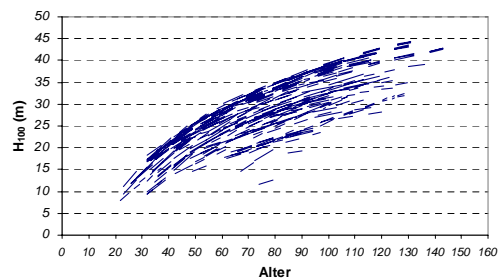
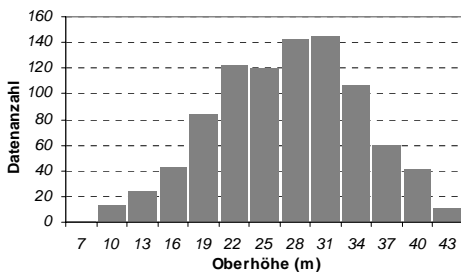
Wichtige Bestandesgrößen, die berücksichtigt werden müssen, sind die Höhe, die Stammzahl und die Grundfläche (in einem Mischbestand anteilmäßig auf die Baumarten verteilt) sowie die Art, die Stärke und der Zeitpunkt einer geplanten Durchforstung. Besondere Bedeutung für die Schätzung der Massen- und Wertleistung von Waldbeständen haben Wuchsmodelle, die das Durchmesser- und Grundflächenwachstum in Abhängigkeit von der Bestandesdichte schätzen. Solche Modelle ermöglichen nicht nur die Prognose einer Entwicklung in einem speziellen Fall, sondern sie liefern auch allgemeine Aussagen über die Beziehung zwischen dem Grundflächenzuwachs, der Bestandesdichte und der Oberhöhe. Am Beispiel der

Baumart *Cunninghamia lanceolata*, der wichtigsten Wirtschaftsbaumart in China, entwickelten Hui und Gadow (1993) ein einfaches Grundflächenmodell für gleichaltrige Reinbestände, das sich in ähnlicher Form auch für andere Baumarten als geeignet erwies (Vilčko, (2005)). Das Grundflächenmodell ermöglicht eine Prognose der Grundflächenentwicklung für gegebene Oberhöhen und Stammzahlen. Entscheidend für die praktische Anwendung ist die mit dem Wachstumsmodell kompatible algebraische Differenzenform, mit deren Hilfe eine vorhandene Bestandesgrundfläche fortgeschrieben werden kann.

Zur Parametrisierung eines Wachstumsmodells für Fichtenbestände verwendeten Gurjanov et al. (2000) und Vilčko (2005) die Daten von Fichtenversuchsflächen der *Braunschweigischen Forstlichen Versuchsanstalt*⁴. Mit den zusätzlichen Daten aus Röhle (1995) standen insgesamt 911 Beobachtungsintervalle für die Bestandesvariablen Alter, Höhe und Stammzahl zwischen zwei Aufnahmen zur Verfügung. In Abbildung 4.12 werden die Entwicklung der Oberhöhen, der Stammzahlen und der Grundflächen über dem Bestandesalter, sowie die Grundflächenentwicklung über der Oberhöhe dargestellt.

Bestandesgrundflächenmodelle lassen sich in zwei unterschiedliche Gruppen unterteilen:

1. Pfad-invariante algebraische Differenzenform-Modelle (*PID-Typ*), die die Grundfläche im Alter (A_2) als Funktion von Grundfläche, Höhe und Stammzahl im Alter (A_1) und Höhe und Stammzahl im Alter (A_2) bestimmen. Beispiele finden sich bei Schumacher (1939); Souter (1986); Hui u. Gadow (1993); Forss et al. (1994); Cieszewski u. Bailey (2000).
2. Differentialgleichungen zur Schätzung des jährlichen Grundflächenzuwachses (*DIF-Typ*). Beispiele sind die Modelle von García (1994), Kvist Johannsen (1999) und Rodríguez Soalleiro et al. (1995).



⁴ Die von Schübeler (1997) aufbereiteten Daten wurden freundlicherweise von der *Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt* in Göttingen zur Verfügung gestellt.

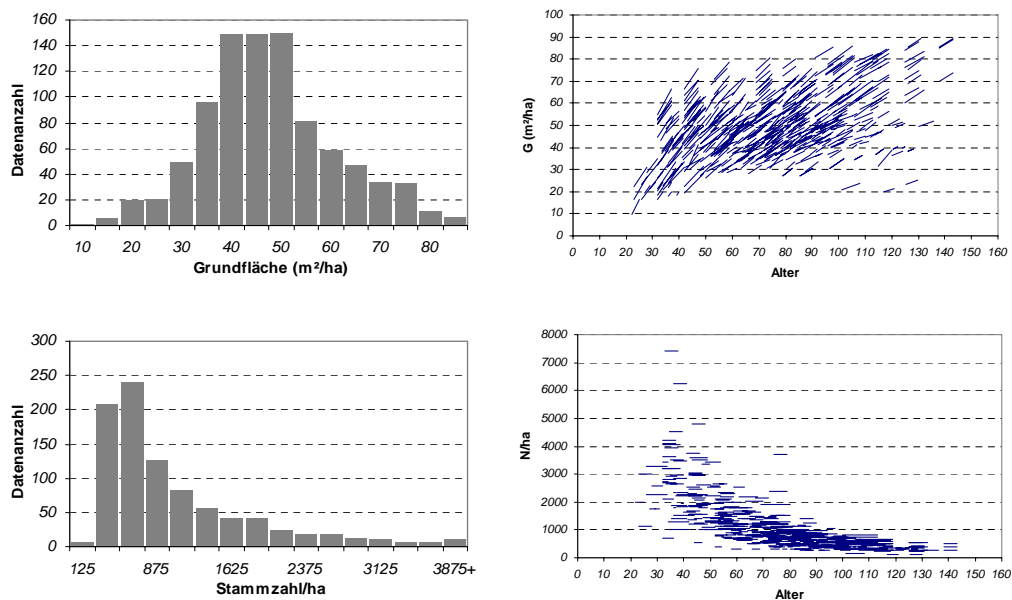


Abbildung 4.12. Graphische Darstellung von Versuchsflächendaten am Beispiel von Oberhöhe, Grundfläche und Stammzahl, aus Vilčko (2005).

Gurjanov et al. (2000), Sánchez et al. (2001) und Vilčko (2005) untersuchten die Eignung verschiedener *PID* Modelle für durchforstete, gleichaltrige Fichtenbestände. Basierend auf diesen Untersuchungen entstand schließlich ein Wachstumsmodell für Fichtenbestände. Das Modell schätzt die Grundfläche, die überlebende Stammzahl und die Bestandeshöhe aus bekannten Ausgangsdaten und eignet sich gut für die Generierung unterschiedlicher Pfade der Bestandesentwicklung.

4.23 Repräsentativbaum-Modelle

Die Fähigkeit der Bäume, auf Änderungen in der Umwelt zu reagieren, zeigt sich in der Dynamik des Wachstums, d.h. in der Reaktion auf einen aktuellen, bekannten Ausgangszustand. Die Vielfalt der möglichen Reaktionen ist groß. Daher gilt es, aus zahlreichen Einzelbeobachtungen generelle Erfahrungen zu sammeln, die in Form von Modellen nutzbar gemacht werden können. Die Wachstumsprognosen sollen „glaubwürdig“, zugleich aber auch möglichst detailliert sein. Diese Anforderungen sind nicht einfach zu erfüllen, denn die aktuellen Ausgangszustände sind, wie bereits erwähnt, vielfältig, und die möglichen Reaktionen darauf zahlreich. Eine zunehmend höhere Auflösung führt nicht automatisch zu einer Verbesserung der Wachstumsmodelle. Nach

Kimmins (1997) kann die Entwicklung von Wuchsmodellen häufig als reduktionistisch bezeichnet werden (Abb. 4.13)⁵.

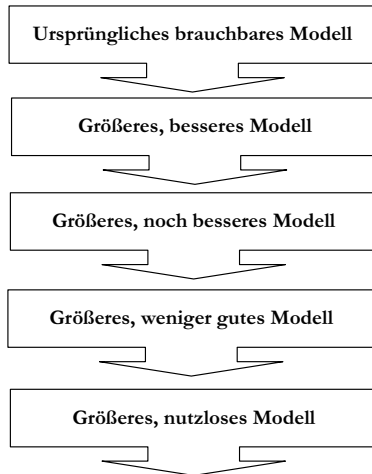


Abbildung 4.13. Charakteristische Entwicklung von Wuchsmodellen, dargestellt nach Kimmins (1997); s. auch Reed (1997).

Es ist einleuchtend, wenn der verwendete Modelltyp auf die vorhandene Information abgestimmt ist. Liegen z. B. Einzelbaumdaten einschließlich der Baumpositionen vor, dann ist es in der Regel sinnvoll, diese vorhandene Information zu nutzen, z. B. durch ein positionsabhängiges Einzelbaummodell. Sind nur Bestandesmittelwerte vorhanden, dann sollte es möglich sein, auch diese Information optimal zu nutzen. Wenn nur hochaggregierte Informationen über eine Waldlandschaft verfügbar sind, bietet ein regionales Produktionsmodell oft die einzige Möglichkeit der Prognose. Ein hierarchisches Modellsystem, das je nach vorhandener Datenauflösung Informationen unterschiedlicher Bestimmtheit erzeugt, ist ein Ideal, das wie ein Teleskop-Fernrohr umso mehr Einzelheiten erkennen lässt, je weiter es ausgezogen wird. Die eigentliche Bedeutung des *Teleskop*-Prinzips liegt letztendlich aber darin, dass Modelle unterschiedlicher Auflösung das gleiche Ergebnis erzeugen sollen (Burkhart, 1987). Diese angestrebte *Modellkongruenz* bedeutet, dass die erzeugten Informationen an den Schnittstellen der unterschiedlichen Modellebenen identisch sind. Obwohl das Prinzip überzeugt, ist es trotz guter Fortschritte in der Modelltechnik bisher noch nicht vollständig realisiert worden.

Bei der Prognose des Waldwachstums gibt es keinen universell gültigen Maßstab. Die biologischen Prozesse auf einer gegebenen Hierarchiestufe werden einerseits durch die Prozesse

⁵ Unter Reduktionismus versteht man die isolierte Betrachtung von Einzelteilen ohne ihre Verflechtung in einem Ganzen bzw. die Prognose des Ganzen als Summe aus Einzelteilen unter Überbetonung der Einzelteile, von denen aus generalisiert wird (Duden, Fremdwörterbuch).

auf einer niederen Stufe bestimmt und andererseits durch die Bedingungen auf einer höheren Stufe eingeschränkt: Das Baumwachstum wird durch physiologische Prozesse im Baum gesteuert, aber die im Bestand herrschenden Konkurrenzbedingungen beschränken die Möglichkeiten der Entwicklung.

In einer ausführlichen Darstellung beschreibt Monserud (2003) die Eigenschaften unterschiedlicher waldwachstumskundlicher Simulationsmodelle. Die meisten Modelle der Waldentwicklung werden für ganz bestimmte Zwecke konzipiert. Sie unterscheiden sich in Bezug auf ihre Allgemeingültigkeit - ihre Anwendbarkeit für eine Bandbreite von Gegebenheiten - und in Bezug auf ihre Genauigkeit, die durch den Prognoseschätzfehler bestimmt ist (Sharpe, 1990). Eine hohe Genauigkeit wird gewöhnlich auf Kosten einer geringen Allgemeingültigkeit erreicht; die Auswahl eines geeigneten Modelltyps beruht daher in der Regel auf einem Kompromiss (Gadow, 1996). Ein *Regionales Produktionsmodell* schätzt auf der Basis hochaggregierter Eingangsgrößen lediglich die Holzvorräte, ein *Bestandesmodell* liefert Angaben über Mittelwerte bzw. flächenbezogene Größen (Grundfläche, Stammzahl pro ha). Eine feinere Auflösung vermitteln Wachstumsmodelle, bei denen Bäume mit ähnlichen Merkmalen zu einem Repräsentativbaum vereint sind. Diese sog. *Repräsentativbaum*-Modelle finden Verwendung, wenn Merkmalsverteilungen vorliegen. In einer Durchmesserverteilung zum Beispiel wird eine bestimmte Anzahl von Bäumen durch einen idealisierten Baum repräsentiert, der den Durchmesser der Klassenmitte aufweist. Durchmesserverteilungen lassen sich relativ einfach aus Stichprobenaufnahmen herleiten und sind somit häufig verfügbar. Die Repräsentativbaum-Modelle haben daher eine zentrale Bedeutung für die Prognose der Waldentwicklung.

Der als Übergang bezeichnete Wechsel von Bäumen aus einer Durchmesserklasse in die nächst höhere innerhalb eines diskreten Zeitintervalls ist abhängig vom Wechsler-Anteil mr (engl. *movement ratio*). Der Anteil der Bäume, die von der i -ten in die j -te Durchmesserklasse wechseln (engl. *upgrowth*), ist wie folgt definiert:

$$mr_{ij} = \frac{\Delta d_i}{b} \cdot t$$

mit mr_{ij} = Anteil der Bäume, die von der i -ten in die j -te Durchmesserklasse wechseln,
 Δd_i = mittlerer jährlicher Durchmesserzuwachs in der i -ten Klasse (cm),
 B = Klassenbreite der Durchmesserstufen (cm),
 t = Prognosezeitraum (Jahre).

Dabei gelten zwei Annahmen: a) die Durchmesser sind innerhalb einer Klasse gleich verteilt und b) alle Bäume in der Klasse haben den gleichen Zuwachs. Um den Wechsleranteil mr_{ij} berechnen zu können, benötigt man eine Schätzung des Durchmesserzuwachses. Zu diesem Zweck stehen mehrere Methoden zur Verfügung.

Ein beliebiger Ansatz für die Prognose der Durchmesser von Einzelbäumen in einem Bestand ist die einfache Durchmesserfortschreibung mit Hilfe der algebraischen Differenzenform einer Wachstumsfunktion. Dieser Ansatz wurde zum Beispiel von Saborowski (1982) und Lemm (1991) verwendet. Dass der Durchmesserzuwachs bei gleichem Alter z. T. erheblich mit steigendem Durchmesser zunimmt, hat Schwappach (1905) bereits in jüngeren und mittelalten Eichenbeständen festgestellt.

Die Zunahme des Durchmessers kann entweder mit Hilfe einer *Wachstumsfunktion* geschätzt werden, wobei $d_n = F(d_0, t) + e_1$, oder als *Zuwachsfunktion* mit $\Delta d = f(d) + e_2$ mit den Schätzfehlern e_1 und e_2 . Daten über die unmittelbaren Zuwächse dd/dt sind nicht verfügbar, daher ist man auf Schätzungen über durchschnittliche periodische Zuwächse angewiesen. Der Durchmesserzuwachs (Δd) wird häufig empirisch über den Durchmesser (d) geschätzt, wodurch die notwendige Altersunabhängigkeit erreicht wird. Als Alternative zur Verwendung des Zuwachses mittels der relativen Grundflächenänderung schätzte Hessenmöller (2002) den Durchmesserzuwachs für mehrere Laubbaumarten im Göttinger Kalkbuchenwald mit Hilfe der Wachstumsfunktion von *Korsun*. Die von dem tschechischen Naturwissenschaftler Korsun (1935) erstmals beschriebene Funktion eignet sich gut zur Darstellung von Wachstumsabläufen:

$$\ln \Delta d = k_0 + k_1 \cdot \ln d + k_2 \cdot (\ln d)^2$$

mit k_0, k_1, k_2 = empirische Parameter,
 d = Durchmesser in Brusthöhe (cm),
 Δd = jährlicher Durchmesserzuwachs (cm).

Die *Korsun-Gleichung* gehört zu den Exponentialfunktionen und ist nicht symmetrisch zum Ursprung. Im doppelt logarithmischen Koordinatensystem hat sie die Form einer Parabel. Die geschätzten Koeffizienten zur Zuwachsschätzung ausgewählter Baumarten finden sich in Tab. 4.4 (s. a. Abb. 4.14).

Baumart	Anzahl	k_0	k_1	k_2	r^2	rMSE
Bergahorn	189	-3,8361	1,6707	-0,2187	0,23	0,252
Buche	2.271	-2,9752	0,7075	-0,0230	0,30	0,204
Esche	391	-3,6712	1,5263	-0,1839	0,38	0,191
Hainbuche	63	-1,2170	-0,0901	0,0105	0,00	0,171
Spitzahorn	53	-3,1971	1,7125	-0,2861	0,14	0,228

Tabelle 4.4. Empirische Parameter für die direkte Zuwachsschätzung im Göttinger Wald mit Hilfe der Wachstumsfunktion nach Korsun (Hessenmöller, 2002).

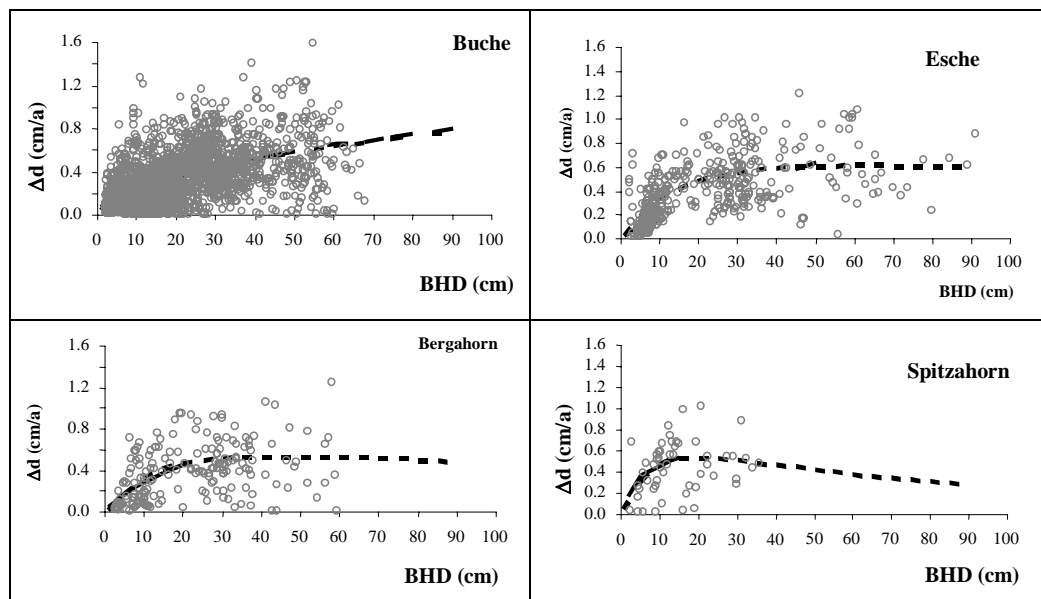


Abbildung 4.14. Der jährliche Zuwachs in Abhängigkeit vom Durchmesser, nach Baumarten getrennt und mit Hilfe der Korschun-Funktion geschätzt.

Bei Vanclay (1994, S. 165) finden sich weitere Ansätze der Durchmesser-Zuwachsschätzung tropischer Waldbäume mit ähnlichen Ergebnissen⁶. Wegen der komplexen Waldstrukturen mit variablen Konkurrenzbedingungen und artspezifischen Wachstumsraten und der häufig unzureichenden Datenbasis ist die Bestandesprognose in Tropenwäldern in der Regel auf Vereinfachungen angewiesen. Min Thant Zin (2005) demonstriert beispielhaft die Entwicklung eines Wachstumsmodells für vier Baumartengruppen im *Paunglaung* Gebiet in Myanmar auf der Basis von Daten aus wiederholt aufgenommenen Probeflächen.

Der Brusthöhendurchmesser (BHD), eine häufig im Wald gemessene Variable, ist eng mit dem Volumen und dem Wert eines Baumes korreliert und bildet daher eine der wichtigsten Grundlagen für waldbauliche und betriebswirtschaftliche Entscheidungen. Dementsprechend sind Informationen über seine *Verteilung*, die bei der Prognose der Waldentwicklung eingesetzt werden können, begehrt und zudem relativ einfach zu gewinnen (Kennel, 1972; Gadow, 1987; Gerold, 1991; Puumalainen, 1996).

Die Repräsentativbaum-Modelle haben bisher nicht die gleiche Beachtung gefunden wie die Einzelbaum-Modelle. Die Erfahrung zeigt aber, dass ihre Anwendung, zum Beispiel bei der Analyse von Behandlungsvarianten in der Forsteinrichtung, besonders viel versprechend ist. Zu

⁶ Die Parameter wurden aus Daten für Zuckerahorn geschätzt. Vgl. auch Hahn u. Leary (1979).

den bewährten Methoden der Fortschreibung von Durchmesserverteilungen gehören die Ansätze von Pienaar u. Harrison (1988); Nepal u. Somers (1992); Cao u. Baldwin (1999); Trincado et al. (2002). Abbildung 4.15 zeigt beispielhaft die Fortschreibung einer Durchmesserverteilung der Baumart *Eucalyptus nitens* in Chile. Die Anwendung dieser Methode erfordert wiederum eine Schätzung der Überlebensraten und Durchmesserzuwächse für die einzelnen Durchmesserklassen.

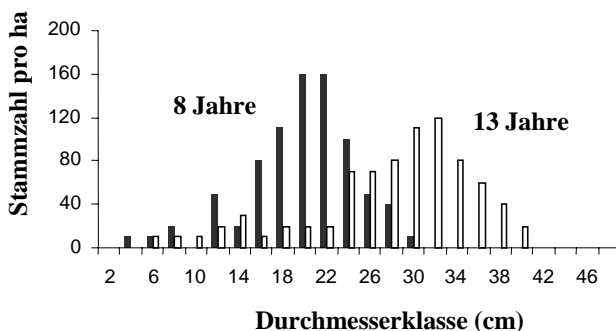


Abbildung 4.15. Beispiel einer Durchmesserfortschreibung für einen *Eucalyptus nitens* Bestand in Chile (Trincado et al., 2002).

Nach der Fortschreibung werden die Durchmesserhäufigkeiten korrigiert, bis das Ergebnis mit der projizierten Bestandesgrundfläche kongruent ist. Unregelmäßige Bestandesstrukturen bleiben erhalten. Die Methode eignet sich daher gut für Bestände mit multimodaler Durchmesserverteilung. Ein wesentliches Element der Repräsentativbaum-Modelle ist die Darstellung der Beziehung zwischen Durchmessern und Höhen der Einzelbäume.

Der Durchmesserzuwachs eines Baumes kann auch mit Hilfe nichtparametrischer Ansätze geschätzt werden. Besonders beliebt ist die Methode der k nächsten Nachbarn (knn -Methode). Dabei werden die bekannten, in einer Datenbank gespeicherten Zuwachswerte der k nächsten Nachbarn ermittelt. Die nächsten Nachbarn sind die Bäume, deren Eigenschaften denen des Bezugsbaumes am ähnlichsten sind. Der unbekannte Zuwachs des Bezugsbaumes wird aus dem gewichteten mittleren Zuwachs der k nächsten Nachbarn geschätzt. Im Vergleich mit den parametrischen Modellen zur Zuwachsschätzung konnte Hessenmöller (2002) mit Hilfe der knn -Methode den Schätzfehler etwa um die Hälfte senken. Allerdings ist dieses Ergebnis noch kein Indiz für die generelle Überlegenheit der nicht-parametrischen Methoden. Die Allgemeingültigkeit der Prognosen wird durch den Umfang und die Repräsentanz der Beobachtungswerte bestimmt. Die breite Repräsentanz der empirischen Beobachtungen ist letztendlich entscheidend für die Schätzgenauigkeit. Der Modelltyp spielt eine geringere Rolle.

4.24 Einzelbaum-Modelle

Der Vorteil der positionsunabhängigen Repräsentativbaummodelle besteht darin, dass eine Kluppliste in der Regel genügt, um die Entwicklung der Bäume im Bestand zu schätzen. Der Nachteil besteht in der unzureichenden Information über die unmittelbare Konkurrenzsituation der einzelnen Bäume. Bei den positionsabhängigen Einzelbaummodellen sind die Lagekoordinaten der Bäume bekannt. Aus den Baumpositionen lassen sich die Konkurrenzverhältnisse in der unmittelbaren Nachbarschaft eines Baumes ableiten. Die Lagekoordinaten der Bäume können unter bestimmten Bedingungen automatisch aus Luftbildinformationen erzeugt werden (Dralle, 1997; Perrin et al., 2006). Eine zweite Möglichkeit besteht darin, die Baumpositionen simulativ zu erzeugen (Lewandowski u. Gadow, 1997; Pommerening, 2006). Das Ziel der simulativen Reproduktion von Waldbeständen besteht darin, forstliche Eingriffe besser zu beschreiben und Wachstumsmodelle einzusetzen, die bei bekannten Baumpositionen eingesetzt werden können. Dabei kommt es darauf an, dass der künstlich erzeugte und der reale Wald einander möglichst ähnlich sind. Zunächst stellt sich die Frage, ob und in welcher Form die bekannten Nachbarschaftsverteilungen des Realbestandes verwendet werden sollen, um einen simulierten Bestand zu erzeugen. Dazu muss geklärt werden, welche Eigenschaften des Originalbestandes in der Kopie erhalten bleiben sollen, und welche Merkmale bei der Reproduktion möglicherweise verloren gehen dürfen.

Im Hinblick auf die Verteilung der Baumpositionen des simulierten Waldes kann eine Reproduktion dann als perfekt bezeichnet werden, wenn zu jedem Baum des Originalbestandes ein Baum im simulierten Bestand existiert, der *exakt* die gleichen Abstände zu seinen n nächsten Nachbarn besitzt wie der entsprechende Baum im Originalbestand. Des Weiteren soll für die Bestandesreproduktion die empirische Verteilung der Durchmischungen bekannt sein. Eine Reproduktion bezüglich der Durchmischung wird als perfekt bezeichnet, wenn im simulierten Bestand die Werte der Durchmischung mit den exakt gleichen Häufigkeiten auftreten wie im Originalbestand. Ähnlich verhält es sich mit der Variablen *Dimensionsdifferenzierung*. Im Hinblick auf die Dimensionsdifferenzierung ist die Bestandesreproduktion optimal, wenn alle Werte des Originalbestandes auch im simulierten Bestand auftreten.

Die Vorgehensweise der Reproduktion lässt sich nun folgendermaßen zusammenfassen: Die einzelnen Bäume des Originalbestandes, beschrieben durch Baumart und BHD, sollen auf der Bestandesfläche mit bekannten Grenzlinien so verteilt werden, dass die empirischen Verteilungen der Dimensionsdifferenzierung und der Durchmischung mit den entsprechenden Verteilungen des Originalbestandes übereinstimmen. Ausgehend von einer nahezu beliebigen Positionierung der Bäume auf der Bestandesfläche wird durch systematisches Verschieben und

Vertauschen der Bäume eine Angleichung im Hinblick auf die relevanten Variablen an den Originalbestand erreicht. Dieser Optimierungsansatz wird in getrennten, voneinander unabhängigen Phasen umgesetzt. Es hat sich gezeigt, dass der beschriebene Algorithmus unter Berücksichtigung der Strukturvariablen *Durchmischung* und *Differenzierung* durchaus befriedigende Ergebnisse erbringt.

Eine praktische Alternative bietet der Strukturgenerator STRUGEN (Pretzsch, 1993), der ebenfalls das Ziel verfolgt, Bestandesstrukturen zu reproduzieren, und dessen Vorzug darin besteht, dass räumliche Strukturen aufgrund bereits vorliegender einfacher Bestandesbeschreibungen erzeugt werden können.⁷ Die Reproduktion von Bestandesstrukturen aus Stichprobenaufnahmen ist eine wichtige Voraussetzung für die Anwendung positionsabhängiger Einzelbaum-Modelle.

Das Wachstum eines Baumes wird durch die seitliche Einengung der Krone und durch die Überschirmung und Beschattung, also durch die spezielle räumliche Konstellation der Nachbarbäume beeinflusst. Diese Faktoren hat Pretzsch (1992, S. 129 ff.) in einem dreidimensionalen räumlichen Ansatz, einem sog. *Matrixzellen-Verfahren*, berücksichtigt. Auf der Basis der bekannten Stammfußkoordinaten, der Kronenradien, der Höhen und Kronenansatzhöhen sowie der Kronenformen wird die räumliche Ausdehnung der Bäume in Kartesische Koordinaten umgesetzt und in einer dreidimensionalen Raummatrix lokalisiert. Nach dem Trefferprinzip wird für alle Zellenmittelpunkte der Raummatrix bestimmt, von welchen Bäumen sie getroffen werden. Die Ergebnisse der Trefferabfrage werden in einer Raummatrix gespeichert, die ein modellhaftes, gerastertes Abbild der tatsächlichen Bestandesstruktur mit Informationen über die Kronenausdehnungen und die Präsenz der Bäume in unterschiedlichen Höhenbereichen enthält. Die Beschreibung der Konkurrenzsituation in der unmittelbaren Nachbarschaft eines Baumes wurde durch die von Biber (1996) entwickelten *Fisheye*-Simulationen in Fichten-Buchen-Beständen erweitert. Bei bekannten Baumpositionen, Kronenlängen und -breiten kann ein hemisphärisches *Fisheye*-Foto der Umgebung erzeugt werden. Der auf den Bezugsbaum ausgeübte Konkurrenzdruck ergibt sich aus den Bedeckungsanteilen im diskretisierten hemisphärischen Foto (s. a. Courbaud, 1995).

⁷ Ein stochastischer Punktprozess hat zwar den Vorzug, dass dazu eine Theorie existiert (vgl. Tompo, 1986; Penntinen et al., 1994; Degenhardt, 1995), aber für die praktische Anwendung scheint dieser Ansatz bisher noch nicht geeignet zu sein. Die meisten Arbeiten befassen sich letztendlich nur mit der räumlichen Verteilung der Bäume. Die *markierten* Punktprozesse bieten zwar die Möglichkeit, einer Position ein Attribut zuzuordnen, jedoch ist eine Bedingung für die erfolgreiche Reproduktion von Waldbeständen, dass einer Position gleichzeitig mehrere Attribute (Baumart, BHD, Höhe) zugewiesen werden können.

Wegen der kaum verfügbaren räumlichen Daten sind die Einzelbaummodelle bisher nur selten für die Prognosen der Forsteinrichtung geeignet. Dennoch hat die Weiterentwicklung dieser Ansätze große Bedeutung, da sich letztendlich das Baumwachstum unter komplexen Bedingungen - wie sie z. B. in ungleichaltrigen Mischbeständen vorherrschen, - nur auf der Basis von Einzelbaummodellen nachbilden lässt.

Die natürliche Verjüngung durchläuft charakteristische Phasen von der Blüte bis zum Sämling und schließlich zum *Jungwuchs*, aus dem sich der *Eimwuchs* in die praxisübliche Kluppschwelle rekrutiert (vgl. Vanclay, 1994, S. 193). Blütenbildung, Bestäubung, Fruktifizierung, Keimung und räumliche Verteilung der Ansamung sind wichtige Elemente der Verjüngungsdynamik. Diese Prozesse versucht man mit Hilfe empirischer Verteilungen der Samenproduktion, der Windrichtungen, der Wetterbedingungen und auf der Basis der bekannten oder unterstellten Bedingungen, die auf dem Waldboden herrschen, nachzubilden. Liu u. Hytteborn (1991) konnten für einen Fichten-Urwald nachweisen, dass Birken vorzugsweise kleine Erderhebungen und Vertiefungen kolonisieren. Die Fichte verjüngt sich dagegen vorwiegend entlang alter vermodernder Baumstämme, während Kiefernssämlinge zufällig auf der Fläche verteilt sind.

Auf zahlreichen Standorten verjüngt sich der Wald beim Vorkommen von geeigneten Baumarten im Altbestand auf natürlichem Wege. Nach Tremer et al. (2005) ergeben sich für die Forsteinrichtung in ungleichaltrigen Mischwäldern drei Kernprobleme im Bereich der Verjüngungsplanung, mit folgender Fragestellung:

- Ist unter bestimmten waldbaulichen Situationen mit ausreichend natürlicher Verjüngung zu rechnen?
- Wie entwickelt sich eine vorhandene Verjüngung innerhalb eines bestimmten Zeitraumes bei verschiedenen Kombinationen von Ausgangszustand und waldbaulicher Behandlung?
- Wachsen ausreichend Bäume der Verjüngung innerhalb eines bestimmten Zeitraumes in den Altbestand ein?

Für die Forsteinrichtungsplanung relevante Zielvariablen sind das Auftreten bzw. die Etablierung, die Dichte, sowie die Arten- und Dimensionszusammensetzung der Verjüngung. Statistische Ansätze zur Schätzung dieser Verjüngungsparameter basieren häufig auf verallgemeinerten linearen Modellen, wobei überwiegend logistische Regressionsmodelle mit dichotomer Zielvariable verwendet werden. Mit Hilfe dieser Modelle lassen sich Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten definierter Zustände in Abhängigkeit von Inventurparametern oder aus ihnen abgeleiteten Variablen schätzen. Die Untersuchung von Tremer et al. (2005) beschreibt ein statistisches Modell zur Schätzung des Vorkommens, der

Dichte sowie der Dimensions- und Artenzusammensetzung der Naturverjüngung in Abhängigkeit von Waldzustandsgrößen auf der Basis eines umfangreichen Datenfundus aus der *Niedersächsischen Betriebsinventur*. Damit wurde für die mittelfristige Forsteinrichtungsplanung eine neue Entscheidungsgrundlage zur Verfügung gestellt. Als Variablen mit deutlichem Einfluss auf die Verjüngungsstruktur erwiesen sich die arteigene Grundfläche, die Grundflächen anderer Baumarten und der maximale BHD der eigenen Baumart. Zusätzliche Einflussgrößen für die Schätzung der Verjüngungsdichte sind Standortparameter wie z.B. die Nährstoffversorgung des Standortes. Für eine umfassendere mittel- und langfristige Forsteinrichtungsplanung werden Prognosewerkzeuge benötigt, die Aussagen über die Etablierung und Strukturdynamik der natürlichen Verjüngung zulassen. Daher müssen die Einzelbaum-Wachstumssimulatoren um Komponenten zur Beschreibung der Naturverjüngung ergänzt werden, wenn sie nicht auf mittelfristige Prognosen des Holzaufkommens und der Entwicklung der Altbestände beschränkt sein sollen.

Das Verständnis und die darauf aufbauenden Methoden der natürlichen Absterbevorgänge der Waldbäume gehört zu den schwierigsten Aufgaben der waldwachstumskundlichen Modellforschung. Im Abschnitt Bestandesdichte wurde bereits auf die Durchmesser-Stammzahl-Grenzbeziehung und deren Bedeutung für die Bestimmung der maximal überlebenden Stammzahl bei gegebenem Durchmesser des Grundflächenmittelstammes hingewiesen. Lee (1971) hat zwei Arten der Mortalität unterschieden: reguläre und irreguläre Mortalität. Reguläre Mortalität oder Selbstdurchforstung (*self-thinning*) ist eine Folge des Konkurrenzkampfes um Licht, Wasser und Nährstoffe (Gadow, 1986). Irreguläre Mortalität ist das Ergebnis zufälliger Störungen, wie Feuer, Wind, Schneebruch oder Massenvermehrungen von *Phytophagen*.

Ein großer Anteil der Flächen in langfristigen Versuchsanlagen weist häufig keine Mortalität auf (Eid u. Tuhus, 2001; Fridman u. Stähl, 2001). Werden die Daten aus allen Flächen verwendet, so erschwert dies die Auswahl relevanter Variablen für die Prognose. Außerdem ist die statistische Analyse infolge der bimodalen Eigenschaft des Auftretens von Mortalität erschwert. Andererseits, wenn nur die Flächen, in denen Mortalität auftritt, für die Analyse verwendet werden, wird die Mortalität überschätzt (Eid u. Øyen, 2003).

Woollons (1998) und Álvarez González et al. (2004) verwenden daher einen zweiphasigen Ansatz, der auch häufig zur Lösung von Entscheidungsproblemen verwendet wird (Hamilton u. Brickell, 1983). In der ersten Phase wird eine Funktion entwickelt, mit der die Wahrscheinlichkeit geschätzt wird, dass in einer bestimmten Fläche Mortalität auftritt. Dabei werden alle Flächen einbezogen. In der zweiten Phase wird die Anzahl der abgestorbenen Bäume geschätzt; dafür werden nur die Daten aus den Flächen mit Mortalität verwendet. Schließlich werden die

Schätzungen aus der zweiten Phase modifiziert. Weitere Details finden sich bei Monserud (1976), Weber et al., (1986) und Alvarez González et al. (2004).

Leider muss immer wieder darauf hingewiesen werden, dass Wachstumsmodelle Prognosen generieren, die mit Fehlern behaftet sind. Unter Anerkennung der bemerkenswerten Fortschritte der waldwachstumskundlichen Modellforschung während der letzten Jahrzehnte verliert diese Feststellung nicht ihre Gültigkeit. Die für die Parametrisierung der Wachstumsmodelle verwendeten Daten sind in der Regel umfangreich und hochwertig, haben jedoch häufig Defizite in den Randbereichen extrem niedriger oder sehr hoher Bestandesdichten. Um eine ausreichend genaue Prognose des standorts- und konkurrenzbedingten Wachstums (und möglicher natürlicher Ausfälle bei hoher Bestandesdichte) zu gewährleisten, ist eine Erweiterung des verfügbaren Datenfundus notwendig. Die Einheit von Datensatz und Wachstumsmodell ist eine Grundbedingung für die Nachvollziehbarkeit der Modellaussagen. Ein Weg zur Reduzierung der Schätzfehler ist die fortlaufende gezielte Erweiterung der Parametrisierungsdaten, vor allem auch im Rahmen einer verbesserten Kooperation zwischen den Universitäten und den Versuchsanstalten.

4.3 Schadereignisse

Aufgrund der langen Produktionszeiträume und der großen Vielfalt natürlicher, ökonomischer und technischer Störungen, die die Waldentwicklung beeinflussen können, sind Unsicherheit und Risiko unabdingbare Aspekte der Forsteinrichtungsforschung. Dennoch sind Anwendungen im Bereich der Risiko-Analyse überraschend selten, obwohl das methodische Angebot reichhaltig ist.

Ein *Schaden* bedeutet Verlust, gemessen in Geldeinheiten. Das *Schadpotential* schließt alle potentiellen Bedrohungen innerhalb einer gegebenen *Hazard-Domäne* ein. Risiko ist definiert als ein erwarteter Verlust in einem räumlich und zeitlich abgegrenzten Bereich. Bei Vernachlässigung der Zinskosten ist der *erwartete Verlust* (r) gleich dem Produkt aus dem *Schaden* (s) ausgedrückt in Geldeinheiten und dessen *Eintrittswahrscheinlichkeit* (p), $r = s \cdot p$ (Gadow, 2001). Die Wahrscheinlichkeit, dass eine Fichte durch Wind geworfen wird, nimmt mit zunehmender Baumhöhe zu, während der Schaden selbst sich aus den erhöhten Erntekosten und dem geringeren Verkaufspreis ergibt.

Obwohl die Einschätzung der Schadpotentiale immer noch vorwiegend subjektiv geprägt ist, befassen sich neuere Untersuchungen vermehrt mit der Einschätzung von Schadpotentialen und Risiken auf der Basis von empirischen Beobachtungen. König (1995) konnte Beziehungen zwischen dem Schadpotential in Fichtenbeständen und einer Reihe von Standortfaktoren,

Bestandesattributen und Bestandesbehandlungen nachweisen. Mit Hilfe aufwändiger Messungen entwickelten Kellomäki u. Peltonen (1998) Prognosemodelle zur Standfestigkeit einzelner Bäume in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit und dem Bodentyp.

Das Schadpotential wird u. a. beeinflusst durch das Entwicklungsstadium der Bäume und durch die waldbaulichen Maßnahmen. Die Entwicklung einer Fichte kann im Jugendstadium durch Spätfrost oder Verbiss beeinflusst werden, im Alter durch Schneebruch und Rotfäule. Entsprechend sind unterschiedliche Schadereignisse in Buchenbeständen zu erwarten, zum Beispiel Fällschäden, Rotkern oder Spritzkern, Frostschäden und Schleimfluss. Kouba (1989) verwendete die Weibull-Funktion zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit von Fichtenbeständen für mehrere mögliche Schadereignisse und deren kumulative Wirkung:

$$R(t) = 1 - F(t) = e^{-\lambda \cdot t^a}$$

mit $R(t)$ =Überlebensrate und t =Bestandesalter. Die Parameter α und λ können auf der Basis von jeweils zwei Werten von R und t geschätzt werden mit $a = \ln\{\ln(R_1)/\ln(R_2)\} / \ln\{t_1/t_2\}$ und $\lambda = -\ln(R_2) / \{t_2^a\}$.

Mit Hilfe dieser Methode und unter Einbeziehung empirischer Daten und Erfahrungen aus der Praxis konnte Kouba (1989) Überlebensraten für drei Hazardfaktoren schätzen: durch Pflanzung bedingte Schäden, Schneebruch und Windfall. Kouba's Parameterschätzwerte sind in Tabelle 4.5 aufgeführt.

	<i>Pflanzung</i>	<i>Schnee</i>	<i>Wind</i>
R_1	0,333	0,990	0,90
R_2	0,100	0,001	0,20
t_1	1	19	100
t_2	2	90	200
Weibull α	1,0663	4,2002	4,2002
Weibull λ	1,09961	4,3E-08	3,5E-10

Tabelle 4.5. Weibull-Parameter zur Schätzung der Überlebensrate von Fichtenbeständen nach Kouba (1989).

Nach Einführung einer asymptotischen Eliminierungsrate c kann die nachstehende Gleichung verwendet werden, um die Überlebenswahrscheinlichkeit für einen beliebigen Schadfaktor zu schätzen:

$$R(t) = c \cdot e^{-\lambda \cdot t^a} + (1 - c)$$

Die Beziehung zwischen dem Bestandesalter und der Überlebensrate ist in Abbildung 4.16 grafisch dargestellt. Wenn die drei Hazardfaktoren Pflanzung, Schnee und Wind berücksichtigt werden, ist die gemeinsame Überlebensrate $R_{all}(t)$ eine Funktion der individuellen Überlebensraten, nämlich: $R_{all}(t) = R_{Pflanzung}(t) \times R_{Schnee}(t) \times R_{Wind}(t)$.

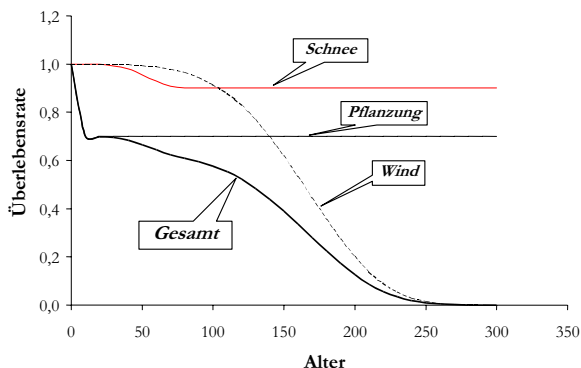


Abbildung 4.16. Überlebensrate von Fichtenbeständen unter Berücksichtigung von drei Hazard-Faktoren.

Besonders schwierig zu schätzen sind Risiken in Folge extremer Bedingungen, wie z.B. das Auftreten von starken Stürmen nach lang andauernden Niederschlägen oder Feuer in Trockenperioden bei gleichzeitigem Auftreten hoher Windgeschwindigkeiten. Das Maß der Unsicherheit ist umso höher, je seltener die Ereignisse eintreten, weil kaum Daten verfügbar sind. Daher werden häufig die Meinungen von Experten herangezogen, um empirische Beobachtungen zu ergänzen, unter Verwendung von Bayes' scher Methoden, *Fuzzy Logic* oder *Delphi* Techniken. Inzwischen sind zahlreiche Anwendungen sogenannter 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).

4.4 Nutzungseingriffe

Im Wirtschaftswald wird die Bestandesentwicklung nicht nur durch das Wachstum der Bäume, sondern vor allem durch forstliche Eingriffe bestimmt. Durchforstungseingriffe bewirken eine Änderung der Dichte-, Struktur- und Wertverhältnisse und steuern somit die mittel- und langfristige Waldentwicklung. Bei schematischen Durchforstungen in gleichaltrigen Reinbeständen können die eingriffsbedingten Veränderungen der Bestandesstruktur mit sehr einfachen Ansätzen schon relativ sicher geschätzt werden (Murray u. Gadow, 1991; Kassier,

1993; Lee, 1993). In ungleichaltrigen Mischbeständen sind solche Schätzungen erheblich komplizierter.



120-jähriger Buchenbestand mit Naturverjüngung im Göttinger Wald.

4.41 Personenabhängigkeit der eingriffsbedingten Bestandesveränderung

Die Prognose einer Durchforstung wird erheblich erschwert, wenn bei gleicher Zielsetzung unterschiedliche personenabhängige Baumverteilungsmuster erzeugt werden. Wie groß ist die Übereinstimmung, wenn bei einheitlicher Zielvorgabe mehrere erfahrene Förster den gleichen Bestand auszeichnen und dabei unterschiedliche Entnahme-Entscheidungen fällen? Wie kann der Grad der Übereinstimmung bzw. der Nicht-Einstimmigkeit gemessen werden? Diese Fragen sind von grundlegender Bedeutung für die Pfadgenerierung in ungleichaltrigen Mischbeständen. Die Bewertung eines Handlungspfades ist nur dann möglich, wenn vorausgesetzt werden kann, dass die Eingriffe im Gelände so durchgeführt werden, wie sie vorgegeben wurden. Wegen der großen Bedeutung der Übereinstimmung von Simulationsvorgaben und realer Durchforstung wird diese Frage im Folgenden anhand eines Beispiels etwas ausführlicher behandelt.

Für eine beispielhafte Analyse stehen die Ergebnisse einer experimentellen Durchforstung in einem ungleichaltrigen Mischbestand in den Vogesen mit Tanne, Buche, Kastanie, Bergahorn, Spitzahorn, Aspe, Kirsche, Hainbuche und Eiche zur Verfügung (Zucchini u. Gadow, 1995). Der Bestand wurde gleichzeitig von vier Gruppen erfahrener Forstleute unter Vorgabe einer einheitlichen Zielsetzung ausgezeichnet. Als mögliche Gründe für die Entnahme eines Baumes wurden z.B. genannt:

- Begünstigung förderungswürdiger Individuen im gleichen Stratum (*amélioration*);
- Freistellung unterständiger Individuen bzw. Begünstigung der Verjüngung (*renouvellement*);
- Entnahme abgängiger Bäume, die bis zum nächsten Eingriff an Wert verlieren (*sanitaire*);
- Entnahme von Erntebäumen mit BHD >50cm und Mindestqualität (*recolte*).

Bäume sind zu erhalten, wenn sie bis zum nächsten Eingriff Wertzuwachs leisten (*producteur*); wenn sie Schutz vor Vergrasung, Sonnenbrand oder Frost bieten (*protecteur*); wenn sie den Unterstand durch Beschattung zur Feinästigkeit erziehen (*éducateur*) oder wenn sie einen Seltenheitswert besitzen (*diversité*).

Die insgesamt 300 Bäume des Probebestandes wurden nummeriert, und die vier Gruppen simulierten dann die Auszeichnung, indem sie die zu entnehmenden Baumnummern in einer Liste ankreuzten. Als Ergebnis der Übung lag ein Datensatz mit den Häufigkeiten der Zeichen (in der Liste markierte Bäume) vor, aus dem die Übereinstimmungen und Nicht-Übereinstimmungen der vier Gruppen bezüglich der Entnahme oder des Verbleibs der 300 Bäume im Bestand zu entnehmen waren:

Anzahl der Zeichen	0	1	2	3	4
Häufigkeit	191	73	30	5	1

Aus den Daten ist ersichtlich, dass 191 Bäume durch keine der Gruppen angezeichnet wurde. Von den 300 Bäumen wurden fünf durch drei der vier Gruppen und nur einer durch alle vier Gruppen ausgewählt. Das Problem bestand nun darin, ein Maß für die Übereinstimmung des Auszeichnens zu finden. Die Ergebnisse waren nicht nach Gruppen gesondert verfügbar, deshalb war es nicht möglich, das spezielle Vorgehen einzelner Gruppen zu analysieren. Zum Beispiel war es nicht möglich, festzustellen, ob etwaige Nicht-Übereinstimmungen einer bestimmten Gruppe zuzuordnen sind. Es kam also lediglich ein Maß für die Gesamt-Übereinstimmung in Frage.

Ein Index ermöglicht einen Vergleich zwischen einer gegebenen Situation und einer oder mehreren Standard-Situationen mit interpretierbaren Bezugspunkten. Der Korrelationskoeffizient, der die Straffheit der linearen Beziehung zwischen zwei Variablen ausdrückt, hat zum Beispiel drei Bezugspunkte: 1 deutet eine perfekte lineare Beziehung mit positiver Steigung an, 0 keine lineare Beziehung und -1 eine perfekte lineare Beziehung mit negativer Steigung. Die wichtigste Überlegung bei der Konstruktion eines geeigneten Index im Hinblick auf die Interpretierbarkeit der Ergebnisse ist die Wahl der Bezugspunkte, also die Art und Weise, wie der Index standardisiert wird. Es gibt unterschiedliche Indizes, mit deren Hilfe der Grad der Übereinstimmung gemessen werden kann, aber die Wahl des Index ist nicht so entscheidend wie die Methode der Standardisierung. Diese Überlegung kann an Hand des Beispiels verdeutlicht werden.

Bezeichnet man mit K die Anzahl der Bäume im Bestand, mit n die Anzahl der auszeichnenden Gruppen und mit x die Anzahl der Gruppen, die einen bestimmten Baum gemeinsam angezeichnet haben, dann ist $n-x$ gleich der Anzahl der Gruppen, die einen bestimmten Baum nicht angezeichnet haben. Die absolute Differenz zwischen x und $n-x$, also $|x-(n-x)| = |2x-n|$, ist ein Maß der Übereinstimmung für jeden beurteilten Baum im Bestand. Bei vier Gruppen ergeben sich fünf mögliche Werte:

x	$n-x$	$ 2x-n $
0	4	4
1	3	2
2	2	0
3	1	2
4	0	4

Sind die Bäume nummeriert mit $k=1,2,\dots, K$ und bezeichnen wir die Anzahl der Gruppen, die den k -ten Baum angezeichnet haben, mit x_k , dann kann $C = \sum_{k=1}^K |2x_k - n|$ verwendet werden, um einen Konkordanzindex zu definieren, der das Maß der Übereinstimmung zwischen den auszeichnenden Gruppen beschreibt. Der geringste Wert, den C annehmen kann, ist 0, der Maximalwert beträgt $C_{\max} = nK$. Ein möglicher Index ist demnach $I = \frac{C}{C_{\max}}$. Die Interpretation

des oberen Grenzwertes bereitet keine Schwierigkeiten. Ist $I=1$, dann ist die Übereinstimmung perfekt. Die Interpretation des unteren Grenzwertes ist dagegen weniger eindeutig. Bei $n=2$ Gruppen, zum Beispiel, würde der Minimalwert nur bei perfekter Nicht-Übereinstimmung erreicht, d.h. wenn die beiden Gruppen bei jedem Baum eine entgegengesetzte Entscheidung fällen. $I=0$ impliziert also eine stärkere Nicht-Übereinstimmung (Diskordanz), als bei *zufälliger* Auswahl der Bäume zu erwarten wäre. Der Unterschied zwischen *Nicht-Übereinstimmung* und *Mangel an Einstimmigkeit* ist wesentlich. Der erste Begriff beschreibt eine Situation, in der die Gruppen entgegengesetzte Entscheidungen fällen, der zweite bezieht sich auf Situationen, in denen die Entscheidungen keinen Bezug zueinander haben. Bei dieser Interpretation ist es sinnvoller, den Index so zu standardisieren, dass sich der Wert 0 dann ergibt, wenn die Entscheidungen unabhängig und zufällig getroffen werden. Solch ein Index ist

$$I(p) = \frac{C - C_{\text{ind}}(p)}{C_{\max} - C_{\text{ind}}(p)}, \text{ wobei } C_{\max} = nK \text{ und } 0 \leq I(p) \leq 1. C_{\text{ind}}(p) \text{ ist der erwartete Wert von}$$

C , vorausgesetzt, dass die Auszeichnenden die Bäume unabhängig voneinander mit Wahrscheinlichkeit p auswählen. $C_{\text{ind}}(p)$ wird mit Hilfe der binominalen Wahrscheinlichkeitsverteilung berechnet. Wenn jede Gruppe die Bäume zufällig und mit Wahrscheinlichkeit p auswählt, also bei Mangel an Einstimmigkeit, wäre der erwartete Wert von $I(p)$ gleich Null. Bei Nicht-Übereinstimmung ist $I(p)$ kleiner als Null. Von großer Bedeutung ist der Wert von p , denn der Anteil der zu entnehmenden Bäume bestimmt den Bezugspunkt des Index und damit seine Interpretation. p ist im allgemeinen nicht bekannt, und muss daher geschätzt werden, z.B. mit $\hat{p} = (x_1 + x_2 + \dots + x_k) / nK$, dem durchschnittlichen Anteil der Bäume, die durch die n Gruppen zur Entnahme ausgewählt wurden. Im vorliegenden Beispiel ergibt sich $\hat{p} = (191 \cdot 0 + 73 \cdot 1 + 30 \cdot 2 + 5 \cdot 3 + 1 \cdot 4) / (4 \cdot 300) = 0.127$. Die daraus resultierenden erwarteten Häufigkeiten sind nachstehend aufgeführt:

Von den 300 Bäumen wurden 191 von keiner der Gruppen angezeichnet. Dies deutet zunächst auf eine hochgradige Einstimmigkeit. Bei näherer Betrachtung wird dann allerdings

deutlich, dass die Einstimmigkeit nicht hoch ist, denn die erwartete Häufigkeit bei zufälliger Auswahl beträgt 174.5. Für die Häufigkeiten in Tab. 4.6 erhält man $I = 0.77$ und $I(0.127)=0.066$.

Anzahl Zeichen	0	1	2	3	4
beobachtete Häufigkeit	191	73	30	5	1
erwartete Häufigkeit	174.5	101.2	22.0	2.1	0.1

Tabelle 4.6. Beobachtete und erwartete Häufigkeiten der Anzahl Bäume mit 0, 1, 2, 3 oder 4 Zeichen

Die große Diskrepanz zwischen den Werten der beiden Indizes widerspiegelt die sehr unterschiedlichen Annahmen, auf die sie sich gründen. Der Index I ist zutreffend, wenn keinerlei Restriktionen bezüglich der Anzahl der ausscheidenden Bäume vorliegen, wenn die Eingriffstärke weder explizit noch implizit vorgegeben ist. Unter dieser Bedingung wäre der Wert $I=0.77$ als Anzeichen einer hochgradigen Übereinstimmung zu deuten.

Der Index $I(0.127)$ ist zutreffend, wenn der Anteil der ausscheidenden Bäume a priori festgelegt ist und 0.127 betragen soll. Aus dieser Perspektive ergibt sich beinahe ein Mangel an Einstimmigkeit, da $I(0.127)>0$, aber keine Nicht-Einstimmigkeit. Der Grad der Übereinstimmung zwischen den Auszeichnenden liegt nur geringfügig (6%) über dem Wert, der sich ergeben hätte, wenn die Gruppen unabhängig voneinander eine zufällige Auswahl getroffen hätten.

Die Anzahl der zu entnehmenden Bäume war nicht vorgegeben. Daher kann abschließend festgestellt werden, dass in dieser extrem komplexen waldbaulichen Entscheidungssituation eine hochgradige Übereinstimmung festgestellt wurde, obwohl die vier Förster nicht die gleichen Bäume markiert hatten. Es besteht also Grund zur Annahme, dass in weniger anspruchsvollen Entscheidungssituationen, mehrere qualifizierte Förster das gleiche Ergebnis erzeugen. Die Entnahmemuster mögen nicht identisch sein, aber in der Summe unterscheidet sich das Ergebnis wenig. Diese Feststellung wiederum unterstreicht das Potential von Eingriffsmodellen bei naturnaher Waldnutzung, auch bei komplexen Waldstrukturen.

4.42 Prognose der eingriffsbedingten Bestandesveränderung

Wie bereits erwähnt, kann die Eingriffstärke durch die relative Grundflächenentnahmen (rG) und die Eingriffsart durch das Stammzahl-Grundflächenverhältnis (NG) beschrieben werden. Eine Prognose dieser Variablen ist möglich, wenn sich eine Beziehung zwischen ihren Werten und dem Bestandesalter herstellen lässt. Zur Erläuterung sind entsprechende Werte aus den Ertragstafeln von Schober (1972) und Skovsgaard u. Mosing (1996) für Buchenjungbestände in Abb. 4.17 aufgeführt.

Alter	Schober		Skovsgaard u. Mosing	
	rG (%)	NG	rG (%)	NG
20	-	-	0,10	1,60
25	-	-	0,11	1,59
30	-	-	0,22	1,38
35	0,15	2,44	0,08	1,56
40	0,14	2,10	0,20	1,38
45	0,13	1,85	0,14	1,40
50	0,12	1,78	0,17	1,36
55	0,11	1,71	-	-
60	0,10	1,68	-	-
65	0,10	1,67	-	-

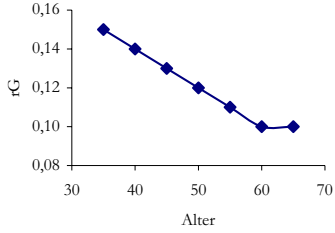
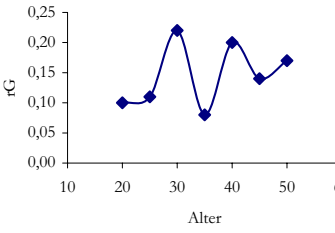
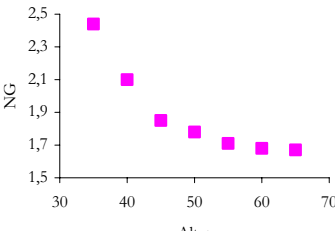
rG		
	NG	

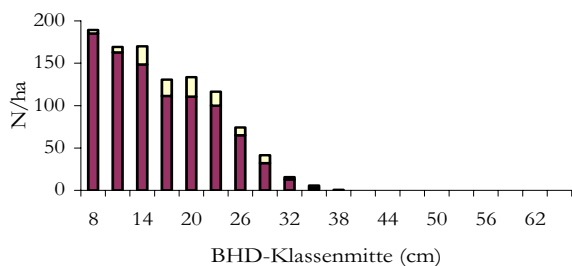
Abbildung 4.17. Eingriffstärken (rG) und Eingriffsarten (NG)⁸ für Buchenjungbestände nach Schober (1972) und Skovsgaard u. Mosing (1996).

Die NG-Verhältnisse beider Varianten beschreiben niederdurchforstungsartige Eingriffe, bei denen die schwachen Bestandesglieder entnommen werden. Die Eingriffstärken und Eingriffsarten von Schober zeigen eine kontinuierliche Entwicklung. Die entsprechenden Werte von Skovsgaard u. Mosing dagegen zeigen eine Variabilität, die schwierig zu erklären ist. Im Alter 30 ist der Eingriff stark mit einer Tendenz zur Hochdurchforstung, im Alter 35 dagegen folgt eine schwache Niederdurchforstung. Die 5-jährlichen Schwankungen der Eingriffstärke und –art nehmen mit zunehmendem Alter ab. Ein weiteres Beispiel bietet die Fichtenertragstafel von Schober. Für die I. Ertragsklasse, mäßige Durchforstung, lässt sich die Eingriffstärke und die Eingriffsart relativ genau mit Hilfe der Gleichungen $rG = 1,38 \cdot (\text{Alter})^{-0,680}$ und

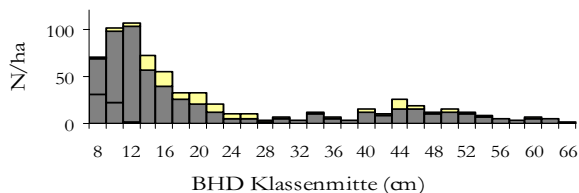
⁸ NG beschreibt das Verhältnis der relativen Stammzahlentnahme zur relativen Grundflächenentnahme.

$NG = 2.5 - 0.0094(\text{Alter})$ vorhersagen. Der Verlauf ist zwar anders als derzeit gefordert, aber das Beispiel soll zeigen, wie eine Prognose und letztendlich eine Realisierung unterschiedlicher waldbaulicher Vorstellungen vereinfacht werden kann, wenn entsprechende Ergebnisse über eingriffsbedingte Bestandesveränderungen vorliegen.

Die Bestandesentwicklung wird entscheidend durch die Eingriffstärken und Eingriffsarten geprägt. Starke Durchforstungen und geringe Stammzahlhaltungen im jungen Alter erzeugen relativ frühzeitig starke Dimensionen. Schwache Eingriffe und hohe Stammzahlhaltungen dagegen fördern den Massenzuwachs pro Flächeneinheit. Diese Erfahrung ist in zahlreichen Untersuchungen belegt. Abb. 4.18 zeigt zwei Beispiele aus unterschiedlich behandelten Buchenbeständen.



Abt 161 Reinhausen, 59 J.
Hohe Stammzahlen, geringe Dimensionen, kaum Durchmesser über 30cm.
Standort: Muschelkalk.



Vossgraben, 60 J.
Geringere Stammzahlen, starke Dimensionen bis 66cm BHD; frühe, starke Eingriffe im Herrschenden.
Standort: Endmoräne.

Abbildung 4.18. Einfluss früherer Durchforstungen auf die Durchmesserverteilung von zwei etwa gleichaltrigen Buchenmischbeständen. Die im letzten Eingriff entnommenen Stammzahlen sind durch die hell schattierten Flächen im Säulendiagramm erkennbar.

Abteilung 161 Reinhausen weist vergleichsweise hohe Stammzahlen auf. Die Dimensionen sind gering, außer der Esche sind kaum Mischbaumarten vorhanden. Die Fläche Vossgraben ist ein Buchenmischbestand mit nur 624 Bäumen pro ha im Alter 60. Die stärksten Individuen sind vereinzelte Douglasien und Lärchen. Allerdings, bedingt durch die frühen starken Eingriffe, weisen auch die herrschenden Buchen *mittlere* Durchmesserzuwächse von mehr als 1 cm pro Jahr auf. Die Prognose solcher eingriffsbedingter Entwicklungen ist die Aufgabe der Pfadgenerierung und eine Voraussetzung für die Anwendung der Mehrpfadtheorie.

Staupendahl (1999) entwickelte ein Durchforstungsmodell, das die Durchmesserverteilung eines ausscheidenden Buchenbestandes mit Hilfe der Weibullfunktion schätzt. Die Parameter der ausscheidenden Weibullverteilung werden aus den Variablen rG und NG hergeleitet (Abb. 4.19).

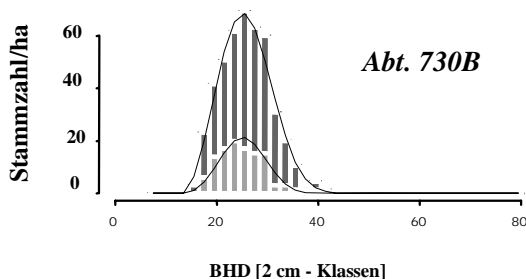


Abbildung 4.19. Durchmesserverteilung eines Buchenbestandes aus dem Validierungsdatensatz von Staupendahl (1999). Die Säulen geben die absoluten empirischen Häufigkeiten wieder (dunkelgrau: verbleibender Bestand, hellgrau: ausscheidender Bestand). Die untere Linie stellt die mit dem Durchforstungsmodell geschätzte ausscheidende Verteilung dar, die obere Linie zeigt die angepasste Weibullverteilung des Gesamtbestandes.

Ein ähnlicher Ansatz gelang Staupendahl u. Puumalainen (2000) für Fichtenbestände.

4.5 Pfadgenerierung

Die Generierung von Handlungspfaden für Waldbestände mit bekanntem Ausgangszustand ist ein wichtiger Schritt in der praktischen Anwendung der Mehrpfadtheorie. Zu den bisher bekannten Methoden der Pfadgenerierung zählen: a) die selektive Pfadgenerierung mit Hilfe von Erfahrungswissen; b) die Pfadgenerierung mit Hilfe von Regeln und Entscheidungsbäumen; c) die Pfadgenerierung für standardisierte Waldbauprogramme mit erlaubten Abweichungen; d) die Analyse der möglichen Pfade für eine repräsentative Stichprobe mit n Bäumen; e) die Analyse der möglichen Pfade für einen Bestand. Die selektive Pfadgenerierung mit Hilfe von Erfahrungswissen wurde bereits im Kapitel 2 am Beispiel des Göttinger Kalkbuchenwaldes demonstriert. Im Folgenden werden einige weitere Ansätze beispielhaft erläutert.

4.51 Regelbasierte Pfadgenerierung

Es kommt wegen zahlreicher Restriktionen und unvorhergesehener Ereignisse in der Realität sehr selten vor, dass eine geplante ideale Bestandesentwicklung von der Pflanzung bis zur Endnutzung tatsächlich durchgeführt werden kann. Abb. 4.20 zeigt beispielhaft zwei ideale Stammzahlentwicklungen für einen Bestand der Baumart *Pinus taeda*. Das Programm A ist gekennzeichnet durch eine längere Umtriebszeit und drei Durchforstungen. Der mittlere BHD beträgt 50 cm, die Grundfläche 50 m² zum Zeitpunkt der Endnutzung im Alter 35. Die

Umtriebszeit bei Programm B ist erheblich kürzer, der erste Eingriff erfolgt bereits sehr früh. Nur eine Durchforstung, mit positivem Deckungsbeitrag, ist vorgesehen. Zum Zeitpunkt der Endnutzung im Alter 25 beträgt der mittlere BHD 40 cm, die Grundfläche 43 m².

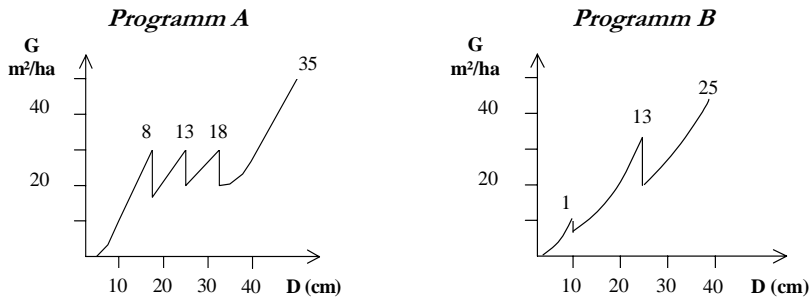


Abbildung 4.20. Zwei idealisierte Entwicklungen von der Pflanzung bis zur Endnutzung eines *Pinus taeda* Bestandes mit Oberböhenbonität 22,5 m (Bezugsalter 20 Jahre). Die Zahlen in der Grafik sind Altersangaben (Durchforstungen im Alter 8, 13, 18 bzw. 1, 13 und Endnutzungen im Alter 35 bzw. 25).

Solche idealisierten Managementpfade können gewisse Einsichten vermitteln, das heißt aber keineswegs, dass sie auch in der Praxis zur Anwendung kommen können, so zielgerecht und erwünscht die Programme zum Zeitpunkt ihrer Einführung auch sein mögen. In der Realität wurden Bestände oft nach früheren waldbaulichen Vorgaben entwickelt, und nur selten ist es daher möglich, neue Einsichten unmittelbar umzusetzen. Die Berücksichtigung der *realen* Waldzustände, die weiterentwickelt werden müssen, ist eine erhebliche methodische Herausforderung. Im Vergleich dazu ist die Analyse einer begrenzten Anzahl von simulierten Ideal-Entwicklungen inzwischen eine triviale Aufgabe geworden.

Für die Pfadgenerierung eignet sich die Orientierung an Erfahrungsregeln. Mit Hilfe von Entscheidungsbäumen, die aus waldbaulichen Merkblättern und anderen verfügbaren Quellen abgeleitet werden, können Regeln entwickelt werden, die zunächst die Frage beantworten sollen, ob ein Eingriff zu einem bestimmten Zeitpunkt notwendig, möglich oder unerwünscht ist. Ein Beispiel aus der kommerziellen Plantagenwirtschaft soll das Prinzip deutlich machen (Abb. 4.21).

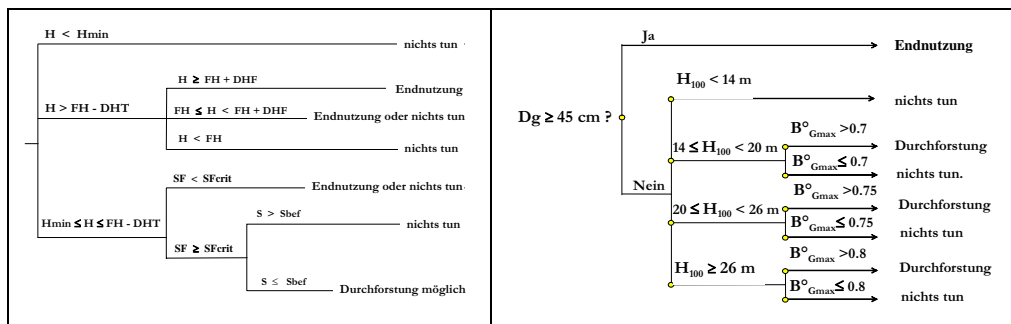


Abbildung 4.21. Allgemeine Entscheidungsbäume zur Beantwortung der Frage, ob ein Eingriff zu einem bestimmten Zeitpunkt notwendig, möglich oder unerwünscht ist. Links: geeignet für Plantagen und Z-Baumprogramme (die Variablen werden in Tab.4.7 erklärt); rechts: für Fichtenbestände nach Merkblatt-Vorgaben (Sánchez, 2003; $B^{\circ}_{Gmax} = G/G_{max}$)

Erfahrungsregeln erleichtern die Beurteilung der Auswirkungen einer Durchforstung auf die Bestandesstabilität. Außerdem können sie helfen, die Eingriffstärke und -art für beliebige Ausgangszustände zu bestimmen. Die Variablen (H_{min} ; FH usw.) für den allgemeinen Entscheidungsbaum in Abb. 4.21 (links) werden mit Hilfe von Schätzfunktionen bestimmt. Die Schätzfunktionen werden aus Waldbauvorschriften und Merkblättern hergeleitet. Beispiele solcher Schätzfunktionen sind in Tab 4.7 aufgeführt.

SI	= site index (Mittelhöhe, Bezugsalter 20 Jahre);
H	= Bestandesmittelhöhe (m);
N	= ideale Stammzahl pro ha vor einem Durchforstungseingriff; Beispiel 1: $BAt = 0.552 - 0.009932(D)$ für Sägeholz Beispiel 2: $BAt = -0.07228 + 7.88/D$ für Zellstoff; (Loveday, 1987);
FH	= Endhöhe: Mittelhöhe des Bestandes zum Zeitpunkt der Endnutzung Beispiel 1: $FH = 2.729 + 1.0625(SI)$ (Marsh, 1987); Beispiel 2: $FH = 23$ (De Villiers, 1988);
DHF	= Differenz zwischen Endhöhe und maximal erlaubter Endhöhe. Endnutzung muss erfolgen, wenn die Bestandesmittelhöhe größer oder gleich $FH + DHF$ ist;
DHT	= Differenz zwischen Endhöhe und Bestandeshöhe bei der letzten Durchforstung (m); Beispiel: $DHT = 7m$;
Hmin	= Bestandesmittelhöhe beim ersten Eingriff (m): $H_{min} = 0.1208 + 0.5875(SI)$ (Marsh, 1978);
Hint	= Höhenintervall zwischen Eingriffen: $H_{int} = -9.1787 + 0.1875(SI) + 0.6454(H)$ (Marsh, 1978);
Nt	= Anteil der Bäume pro ha entnommen; Beispiel 1: $N_t = \frac{(N - N_{aft})}{N}$, mit $N_{aft} = 1000^2 / (S_{aft} \cdot H)^2$ u. $S_{aft} = 69.33 - 1.92(SI) + 0.1878(H)$ Marsh (1978); Beispiel 2: $N_t = \frac{\{73.7 - 1.9079(H)\}}{100}$ (Loveday, 1987);
Sbef	= S-Prozent vor dem Eingriff; Beispiel: $S_{bef} = 4.131 + 1.016(H)$ (De Villiers, 1989);
SF	= Stabilitätsfaktor = mittl BHD (cm)/mittlere Höhe (m);
SFcrit	= kritischer Stabilitätsfaktor; Beispiel 1: $SF_{crit} = 0.85$ in <i>P. radiata</i> ; Beispiel 2: $SF_{crit} = 1.15$ andere Kiefernarten (SATGA, 1989)

Tabelle 4.7. Beispiele von Schätzfunktionen zur Bestimmung der Variablenwerte für den allgemeinen Entscheidungsbaum in Abb. 4.21.

Auf der Basis von waldbaulichen Merkblatt-Vorgaben entwickelte Sánchez (2003) einen Entscheidungsbaum für Fichtenbestände (Abb. 4.21 rechts). Die aus dem Entscheidungsbaum abgeleiteten Regeln bildeten dann die Grundlage für die Generierung unterschiedlicher Managementpfade. Abb. 4.22 zeigt zwei Beispiele für einen 46-jährigen Fichtenbestand. Es handelt sich um niederdurchforstungsartige Eingriffe unterschiedlicher Frequenz und Stärke. Das Zeitfenster umfasst 30 Jahre.

Zu jedem Eingriffszeitpunkt, der durch das Oberhöhenintervall bestimmt wird, ist ein Eingriff möglich, wenn der aktuelle Bestockungsgrad (B°) den für einen Eingriff notwendigen Mindest-Bestockungsgrad (B°_{\min}) überschreitet (Abb. 4.21 rechts).

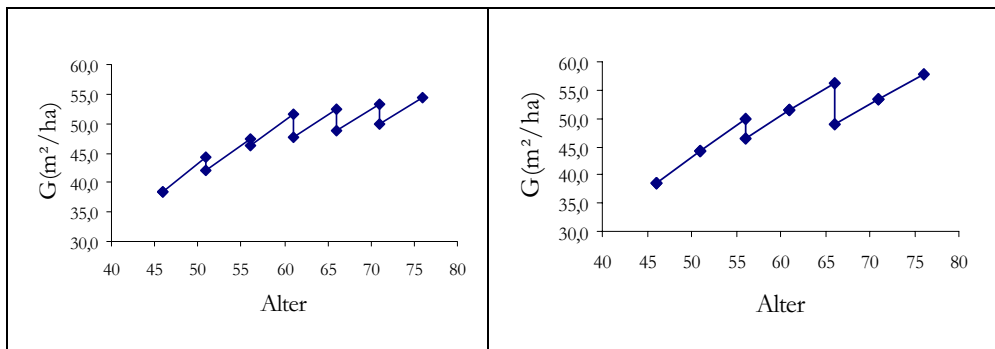


Abbildung 4.22. Zwei mögliche Handlungspfade für einen 46-jährigen Fichtenbestand, nach Sánchez (2003).

Die Durchforstungsart leitet sich aus den Attributen des ausscheidenden Bestandes ab. Bei einer Niederdurchforstung werden zum Beispiel die Bäume mit geringeren Dimensionen, bei einer Hochdurchforstung die stärkeren Individuen entnommen. Das Stammzahl-Grundflächenverhältnis der ausscheidenden Bäume (NG) ist ein praktisches Kriterium für die Bestimmung der Durchforstungsart. Auf der Basis von Daten realer Durchforstungen in Fichtenbeständen schätzte Vilčko (2002) das NG -Verhältnis für Hoch- und Niederdurchforstungen wie folgt:

$$\text{NG-Verhältnis bei einer Hochdurchforstung: } NG_{HDF} = 1.1 + 0.18 \cdot \ln(Dg)$$

$$\text{NG-Verhältnis bei einer Niederdurchforstung: } NG_{NDF} = 4.0 - 0.68 \cdot \ln(Dg)$$

mit Dg = Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (cm)

Entsprechende Durchforstungsregeln wurden definiert:

- Nur jeweils ein Eingriff darf innerhalb der drei Pflegephasen (Höhenintervalle: 14-20m; 20-26m; > 26m) stattfinden;
- Ein Durchforstungseingriff ist möglich, wenn $H > 14\text{m}$ und $G_{\text{maxent}} > 0$;

Die ausscheidende Grundfläche (die Durchforstungsstärke) wird vorgegeben und entspricht dem Prozentanteil der maximal zulässigen Grundflächenentnahme (G_{maxent}). Zum Beispiel bedeutet " $G_{\text{maxent}}=100$ ", dass 100% der maximal zulässigen ausscheidenden Grundfläche entnommen werden. Die Eingriffspfade können manuell oder automatisch zugeordnet werden. Die automatische Generierung ist objektiv und erscheint daher zunächst attraktiver, allerdings können hierbei unpraktische Varianten generiert werden (oder praktische Varianten werden nicht berücksichtigt, wenn die Anzahl der möglichen Pfade durch die Regeln zu sehr eingeschränkt wird). Beispielhaft sind die Pfadvarianten für einen Fichtenbestand in der Tab. 4.8 aufgeführt. Theoretisch ergeben sich 16 Pfade, wenn zu jedem Eingriffszeitpunkt nur eine Durchforstung und zwei Eingriffsarten (*Df-Art*) erlaubt sind.

Pfad	Df-Art	Eingriffstärke in Pflegephase		
		1 (%)	2 (%)	3 (%)
1	1	0	0	0
2	1	0	0	100
3	1	0	100	0
4	1	0	100	100
5	1	100	0	0
6	1	100	0	100
7	1	100	100	0
8	1	100	100	100
9	2	0	0	0
10	2	0	0	100
11	2	0	100	0
12	2	0	100	100
13	2	100	0	0
14	2	100	0	100
15	2	100	100	0
16	2	100	100	100

Tabelle 4.8. Alternative Pfade für einen Fichtenbestand (1=Niederdurchforstung, 2=Hochdurchforstung). Die Pfade 1 and 9 sind identisch, beide werden aber der Vollständigkeit halber aufgeführt.

Die Anzahl der möglichen Pfade wird bestimmt durch die Länge des "Zeitfensters", die maximal mögliche Anzahl von Eingriffen innerhalb des Zeitfensters und die Anzahl der möglichen Eingriffstärken und Eingriffsarten per Eingriffstärke.

Beschränkt sich die waldbauliche Behandlung auf die Aktivitäten Pflanzung und Endnutzung, dann ergeben sich unterschiedliche Bestandespfade durch die zeitliche Verschiebung der Endnutzung (Abb. 4.23).

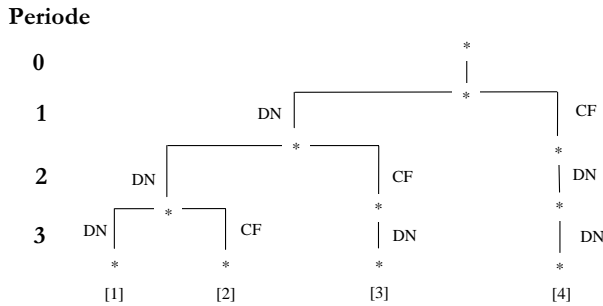


Abbildung 4.23. Beispielhafte Pfadgenerierung durch zeitliche Verschiebung der Endnutzung (CF=Endnutzung; DN=nichts tun) in einem Bestand, der das minimale Endnutzungsalter erreicht hat.

Ein Beispiel für diesen Ansatz findet sich in der Arbeit von Gurjanov u. Gadow (2005). Im Wald von *Lissino* bei St. Petersburg werden Durchforstungen nur selten durchgeführt, daher gestaltet sich die Pfadgenerierung relativ einfach (s. Kap. 2). Bei der Anwendung des Mehrpfadprinzips kommt es dann letztendlich darauf an, die optimale Pfadkombination zu bestimmen.

4.52 Pfadgenerierung für eine repräsentative Stichprobe

Nutzungsentscheidungen für Einzelbäume basieren auf der sog. Kapitalwertmethode, d.h. auf dem Vergleich von Wertzuwachs und Zinskosten. Ein Baum soll genutzt werden, wenn der erwartete Wertzuwachs geringer ist als der verzinste Liquidationswert (Holm, 1975; Klemperer, 1996). Aus verständlichen Gründen hat dieser Ansatz bisher nur theoretische Bedeutung erlangt, denn die praktische Anwendung ist wegen der Schwierigkeit, die Auswirkungen der Nutzung eines Baumes auf dessen unmittelbare Nachbarn abzuschätzen, kaum möglich. Diese oft vielfältigen Auswirkungen sind während des Auszeichnens, selbst bei Verwendung eines Computers im Gelände, kaum kalkulierbar.

Für Kiefernreinbestände haben Ziegeler und Vilcko (2005) daher eine Methode der Pfadgenerierung für eine einzelne Stichprobe entwickelt. Bei diesem Verfahren wird der gesamte Bestand durch eine Stichprobe von 6 Bäumen repräsentiert. Wie viele Pfade gibt es, wenn wir mit N die Anzahl der möglichen Durchforstungszeitpunkte und mit n die Anzahl der Bäume zu Beginn des Zeitfensters bezeichnen? Für jeden Baum existieren zwei mögliche Schicksale:

1. der Baum wird zum Durchforstungszeitpunkt 1, 2, 3, ..., oder N genutzt,
2. der Baum wird nicht genutzt und verbleibt im Bestand.

Zu Beginn des Zeitfensters sind n Bäume vorhanden. Jeder Baum kann zu jedem beliebigen Durchforstungszeitpunkt genutzt werden, allerdings nur einmal. Also ist die Summe der Schicksale für das gesamte Baumkollektiv in der Stichprobe gleich dem Produkt $N \cdot N \cdot \dots \cdot N$ (n

mal). Bei N Durchforstungszeitpunkten und n Bäumen in der Stichprobe ergeben sich also N^n mögliche Pfade. Bei 10 Bäumen in der Stichprobe und 3 Eingriffszeitpunkten sind es immerhin bereits beinahe 10 Millionen (genau 9 765 625) mögliche Pfade. Wegen der großen Anzahl der Pfade und dem entsprechenden Rechenaufwand zur Generierung der Konkurrenzindizes, der Wachstumsraten und der Zielfunktionskoeffizienten sind herkömmliche Suchmethoden nicht geeignet. Für die Lösung dieses Problems bieten sich unterschiedliche heuristische Suchverfahren an, u. a. der *Genetische Algorithmus* oder das Verfahren des *Simulated Annealing*.

Das Verfahren ist prinzipiell interessant, wenn auch nur bedingt geeignet für sehr gleichförmige Bestände, in denen die Hochrechnung der Daten aus einer einzigen Stichprobe zulässig ist. In der fiktiven Stichprobe sind alle Bäume zu gleichen Anteilen vertreten. Im Gesamtbestand ist das aber in der Regel nicht der Fall. Daher können die Ergebnisse nicht immer auf das gesamte Baumkollektiv übertragen werden. In diesem Zusammenhang können auch die Vorstellungen von Loy u. Utschig (2001) zur nachhaltigen Nutzung von Buchenbeständen durch einzelbaumweise Kontrolle und baumbezogene Nutzungsplanungen eine gewisse Bedeutung erlangen, wenn Einzelbaumdaten erfasst, gespeichert und ständig überwacht werden (s. a. Höher, 1994).

4.53 Pfadgenerierung für Mischbestände

Hinrichs (2004) und Seo (2005) verwenden ein Verfahren zur Pfadgenerierung, dass sich an der maximal möglichen Bestandesdichte, dem *Natürlichen Bestockungsgrad* (NatB°), orientiert, unter der Annahme, dass dieser bekannt ist. Der Eingriffszeitpunkt wird durch das Erreichen bzw. Überschreiten des vorab definierten relativen maximal erlaubten Bestockungsgrades (NatB_{\max}) bestimmt. Zu Beginn der Simulation und nach jeder Wachstumsperiode wird daher der beobachtete Bestockungsgrad mit dem maximal erlaubten Bestockungsgrad verglichen. Der NatB_{\max} ergibt sich aus dem Verhältnis der beobachteten Grundfläche in Relation zur maximal erlaubten Grundfläche. In einem Mischbestand werden die NatB_{\max} für jede Baumart getrennt ermittelt und anschließend aufsummiert. Die theoretisch mögliche Anzahl aller Behandlungsalternativen berechnet sich dann aus:

$$\sum_{i=\min DF}^{\max DF} \text{Anzahl}(rG) \cdot \text{Anzahl}(\text{NatB}_{\max})^i$$

mit $\min DF$ =minimale Durchforstungshäufigkeit; $\max DF$ =maximale Durchforstungshäufigkeit; $\text{Anzahl}(rG)$ =Anzahl der möglichen Eingriffsstärken; $\text{Anzahl}(\text{NatB}_{\max})$ =Anzahl der möglichen maximalen Dichtestufen. Wenn beispielsweise innerhalb einer Planungsperiode bei drei

möglichen Eingriffstärken und zwei Dichtestufen 6 Eingriffe erlaubt sind, dann beträgt die Anzahl der möglichen Pfade:

$$\sum_{i=0}^6 (3 \cdot 2)^i = 55987.$$

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 (WET) entsprechen, wird die unterrepräsentierte Baumart gefördert. Dies geschieht, indem unterproportional in die entsprechende Baumart eingegriffen wird. Als Maß für die Proportionalität der Eingriffe je Baumart dienen unterschiedliche Anteile der Grundflächenentnahme für den Gesamtbestand rG , die mit rG bezeichnet werden. Die Gewichtung erfolgt in Abhängigkeit vom beobachteten Mischungsanteil, über den relativen Grundflächenanteil der laut WET dominierenden Baumart. In der Simulation werden alle Behandlungsvarianten einem Plausibilitätstest unterzogen. Dabei wird für jeden Pfad geprüft, ob sich der Pfad im definierten Handlungsraum befindet (Abb. 4.24).

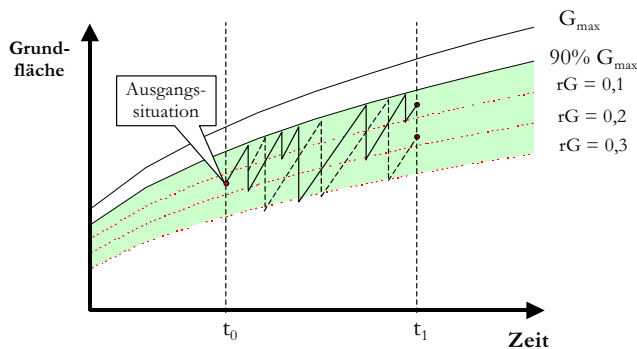


Abbildung 4.24. Der zulässige Handlungsraum wird durch die Maximaldichte ($\%G_{max}$), die Eingriffstärke (rG) und das Zeitfenster (t_0, t_1) bestimmt.

Ist dies der Fall, werden die Ergebnisse der Simulation gespeichert. Bei Überschreiten der Restriktionen wird die Simulation abgebrochen. Nach der Bestimmung der ausscheidenden artspezifischen Grundflächen erfolgt die Entnahme der Einzelbäume. Diese werden solange einzelstammweise entnommen, bis die aggregierte Grundfläche den zu entnehmenden Grundflächenwert überschreitet. Die Entnahme der Einzelbäume erfolgt nach bestimmten Regeln. Der Algorithmus ist in einem Programm mit der Bezeichnung *STAG* implementiert (Hinrichs, 2006). Die Funktion basiert auf einem Einzelbaum-Simulator und ist geeignet für die Pfadgenerierung in Fichten-Buchen-Mischbeständen. Das Besondere an diesem Ansatz ist die

Tatsache, dass die Pfadgenerierung nicht auf das mittelfristige Zeitfenster beschränkt ist, sondern sich auch an langfristig definierten Waldentwicklungstypen orientiert.

Die Pfadgenerierung für standardisierte Waldbauprogramme mit erlaubten Abweichungen wurde bereits im Kapitel 2 demonstriert. Auch diese Methode erscheint vielversprechend für die praktische Anwendung.

5 Zusammenfassung

Dieses Buch hat sich zum Ziel gesetzt, neue Möglichkeiten für die Forsteinrichtungsforschung aufzuzeigen. Wegen der langfristigen und vielfältigen Auswirkungen der Waldnutzung muss die Integrationsdisziplin Forsteinrichtung Grenzen überschreiten und andere Bereiche einbeziehen, die einen Beitrag zur Bewertung von forstlichen Handlungspfaden leisten können. Zu den für die nachhaltige Waldnutzung hilfreichen Disziplinen gehören mathematisch-naturwissenschaftliche und humanwissenschaftliche Bereiche. Der Beitrag der Forsteinrichtung bezieht sich auf die Analyse von lang- und mittelfristigen Perspektiven der Waldentwicklung, unter Berücksichtigung multipler Zielsetzungen und Beschränkungen.

Die Systemträgheit der Wälder ergibt sich auf der Landschaftsebene durch die überall sichtbare Auswirkung historischer Nutzungsentscheidungen, die nicht rückgängig gemacht oder kurzfristig korrigiert werden können. Die Transformation einer Waldlandschaft in gegenwärtig erwünschte Strukturen erfordert daher lange Zeiträume. Auf der Ebene des Einzelbaumes äußert sich die Systemträgheit auf andere Weise. Bäume sind in ihrem Leben und innerhalb ihres Verbreitungsareals sehr heterogenen Umweltbedingungen ausgesetzt. Diese Umstände tragen zu ihrer genetischen Diversität bei, aber trotz der hohen mikro-evolutionären Plastizität der meisten Baumarten sind Bäume nicht in der Lage, sich dem gegenwärtigen Tempo der Klimaveränderung anzupassen (Valladares et al., 2002). Arten werden neue Regionen besiedeln oder durch den Menschen in neuen Regionen angesiedelt werden, oder aussterben.

Die Notwendigkeit der Anpassung eines inhärent trägen Systems an ständig wechselnde Rahmenbedingungen bestimmt die Methoden und Perspektiven der Forsteinrichtung. Darin liegt die Bedeutung und das neue Selbstverständnis dieser forstlichen Nachhalts-Disziplin. Die vergangene Waldentwicklung lässt sich nicht rückgängig machen. Ebenso wenig ist die zukünftige Entwicklung ohne Bezugnahme auf die realen Ausgangsbedingungen nach Belieben gestaltbar. Daher gehört die „Abpufferung“ der politischen Wechselhaftigkeit und die Berücksichtigung möglicher großklimatischer Veränderungen zu den besonderen Herausforderungen der Forsteinrichtung. Die Geschwindigkeit der Anpassung an wechselnde Rahmenbedingungen wird u. a. durch die Forsteinrichtungszeiträume bestimmt. Die „adaptive“ Steuerung ist wahrscheinlich die wichtigste Zukunftsaufgabe der Forsteinrichtung.

Wald ist eine zentrale Ressource in der urbanen Landschaft. Diese Ressource muss für zukünftige Generationen funktionsfähig erhalten werden. Daher ist seit über 200 Jahren die Nachhaltigkeit das anerkannte Grundprinzip der Waldnutzung in Mitteleuropa. Die Nutzung der Wälder wird durch eine Vielzahl von Interessen beeinflusst. Waldeigentümer und Entscheidungsträger in öffentlichen und privaten Forstverwaltungen verfolgen ganz spezifische, eigene Zielsetzungen. Diese Ziele sind nicht konstant. Theoretisch ist die Waldnutzung zwar auf Dauerhaftigkeit und Langfristigkeit ausgerichtet; in der Realität sind periodische Neuausrichtungen aber Teil der wechselvollen Forstgeschichte. Es wurde gezeigt, dass die Bäume im Laufe ihres Lebens nicht selten ein mehrfaches Hin und Her der waldbaulichen Vorgaben erfahren. Neben der forstpolitischen Wechselhaftigkeit müssen, wie bereits erwähnt, auch klimabedingte Unsicherheiten und Risiken berücksichtigt werden.

Um unter den Bedingungen des ständigen Wechsels dennoch nachhaltige Waldnutzung ausüben zu können, müssen reale Waldzustände und deren Örtlichkeit berücksichtigt, unterschiedlichste Handlungsmöglichkeiten beurteilt, lokale und globale räumliche Ebenen verknüpft, und das verfügbare Wissen zahlreicher Disziplinen integriert werden. Jeder Bestand kann unterschiedliche und oft gleichwertige mögliche Handlungspfade durchlaufen. Der optimale Entwurf eines Forstbetriebes bzw. einer Waldlandschaft ist durch diejenige Pfad-Kombination gegeben, bei der die einzelbestandsweisen und gesamtbetrieblichen Ziele gleichzeitig optimal erfüllt werden. Dieser mittelfristig angelegte Entwurf der Forsteinrichtung bildet eine ausgewogene, optimale Basis für alle Entscheidungen im Forstbetrieb. Das Mehrpfadprinzip erfüllt die anspruchsvollen Anforderungen der heutigen Forsteinrichtung. Eine praktikable Alternative existiert gegenwärtig nicht.

Mittelfristige Steuerung der Waldentwicklung bedeutet Koordinierung unterschiedlicher Interessen und Erarbeitung von machbaren Lösungen, unter Berücksichtigung realer

Ausgangszustände und gesamtbetrieblicher Beschränkungen. Das Optimum ist immer ein Kompromiss. Um optimale Kompromisse für gegebene Ausgangsbedingungen zu finden, wurden die Verfahren der mathematischen Optimierung entwickelt. Dieses Buch vermittelt einige Grundlagen und Beispiele, die den Einstieg in das Mehrpfadkonzept erleichtern sollen.

Die Herausforderung für die Forsteinrichtung besteht heute darin, typische Problemstrukturen der Anpassung, Steuerung und Integration zu erkennen und dafür mögliche Lösungsansätze zu definieren. Saaty's AHP, die Simplexmethode und zahlreiche andere Algorithmen der mathematischen Optimierung sind bereits in sehr benutzerfreundlichen Softwarelösungen implementiert. Deshalb sollte sich die Forsteinrichtungsforschung nicht mit der Verbesserung von Standardalgorithmen beschäftigen. Es erscheint weitaus lohnender, relevante Entscheidungsprobleme in geeignete Modellstrukturen zu übertragen und die mit Hilfe von Standardsoftware erhaltenen Lösungen anschließend in brauchbare Handlungsempfehlungen zu übersetzen. Problemformulierung und Lösungs-„Ausbeute“ bieten zahlreiche neue Möglichkeiten für die Forsteinrichtungsforschung.

Von besonderer Bedeutung, und leider nicht immer ausreichend berücksichtigt, sind die Möglichkeiten, das verfügbare Spezialwissen anderer Disziplinen zu nutzen. Die Forsteinrichtung ist eine Integrationsdisziplin, die aufgrund ihrer traditionellen methodischen Ausrichtung das Potential besitzt, verstreutes Wissen zu bündeln und für die Planung nutzbar zu machen. Die Realitätsnähe und Glaubwürdigkeit der Lösungen ist direkt abhängig von der Schätzgenauigkeit der Prognosen. Das Baumwachstum, zukünftige Sortenerträge, die Auswirkungen bestimmter Nutzungseingriffe auf den verbleibenden Bestand und mögliche Schadereignisse müssen geschätzt werden. Diese Schätzungen beeinflussen die Realitätsnähe zukünftiger forstlicher Handlungspfade und die Brauchbarkeit der Lösungen.

Der *praktischen Forsteinrichtung* werden in diesem Buch methodische Anregungen gegeben. *Entscheidungssträgern* mit Verantwortung für die Gestaltung unserer Lebensräume wird ein Eindruck vermittelt von den Möglichkeiten, ausgewogene Alternativen zu beurteilen. Die *Forsteinrichtungsforschung* kann anhand der Darstellung Verbesserungsmöglichkeiten erkennen. Produktive Forschungspotenziale finden sich zum Beispiel bei der Beschreibung und Prognose von Waldzuständen, und bei der Gestaltung und Analyse von Waldentwicklungen. Spektakuläre wissenschaftliche Durchbrüche sind der Forsteinrichtung voraussichtlich nicht beschieden. Aber sie kann auf der Mehrpfad-Basis mittel- und langfristige Handlungsmöglichkeiten generieren und deren Auswirkungen aufzeigen, und somit ganz konkret und hochwirksam zur nachhaltigen Nutzung und zum Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen beitragen.

6 Literatur

- Adams, D.M. u. Ek, A.R., 1974: Optimizing the Management of Uneven-aged Forest Stands. *Can. J. of For. Res.* 4: 274-287.
- Adelmann, C., 2005: Einfluss des Ausgangspflanzverbandes auf den Massen-, Sorten- und Wertertrag der Baumart Fichte. Bachelor-Arbeit, Univ. Göttingen: 45 S.
- Albert, M., 1999: Analyse der eingriffsbedingten Strukturveränderung und Durchforstungsmodellierung in Mischbeständen. Dissertation, Fak. f. Forstwiss. u. Waldökologie d. Univ. Göttingen. Hainholz-Verlag, Band 6: 201 S
- Albert, M., 2001: Zum Aufbau eines waldwachstumkundlichen Prognose- und Entscheidungssystems. In: Akca, A., Hoffmann, B., Schumann, K. and Staupendahl, K. (eds.): *Waldinventur, Waldwachstum und Forstplanung*. Festschrift K. v. Gadow, Zohab Publisher, Göttingen: 197-215.
- 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., 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.
- Albert, M., 2004: Modifikationen des BAL-Konkurrenzindex zur Prognose des Durchmesserzuwachses in Mischbeständen. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des DVFFA in Schlägl vom 24.-26. Mai 2004.
- Alho, J.M., Korhonen, P. u. Leskinen, P., 2002: Measurement of preferences in multiple criteria evaluation. In: Pukkala, T. (ed.): *Multi-objective Forest Planning*. Kluwer Academic Publishers: S. 21-36.
- Álvarez González, J. G., Castedo Dorado, F., Ruiz González, A. D., Gorgoso Varela, J.J., u. López Sánchez, C.A., 2004: A two-step mortality model for even-aged stands of *Pinus radiata* D. Don in Galicia (northwestern Spain). *Ann. For. Sci.* 61: 1-10.
- Amling, C., 2005: Waldbaurichtlinien in NRW, 1945 – heute. Unveröff. Hausarbeit im Seminar Steuerung und Analyse der Waldentwicklung. Institut für Waldinventur und Waldwachstum d. Univ. Göttingen.
- Assmann, E., 1961: *Waldtragskunde*. Bayrischer Landwirtschaftsverlag, München.
- 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): 73-78.
- Bare, B.B. u. Opalach, D., 1987: Optimizing Species Composition in Uneven-aged Forest Stands. *Forest Science*, Vol. 33 : 958-970.
- Barros, O. u. Weintraub, A., 1982: Planning for a vertically integrated forest industry. *Operations research* 30: 1168-1182.

- Baumert, S., 2004: Einsatz des Analytic Hierarchy Process von Saaty in der Waldentwicklung. Unveröff. Hausarbeit im Rahmen der Veranstaltung „Optimierungsverfahren für die Forstplanung“; Institut für Waldinventur u. Waldwachstum, Univ. Göttingen.
- Bechmann, A., 1978: Nutzwertanalyse, Bewertungstheorie und Planung. Haupt, Stuttgart. 361 S.
- Beckmann, J. G., 1759: Gegründete Versuche und Erfahrungen von der zu unseren Zeiten höchst nöthigen Holzsaat.
- Bella, I. E., 1971: A New Competition Model for Individual Trees. *For. Sci.* 17 (3): 364-372.
- Bernard, C. S. und Nix, J. S., 1976: Farm planning and control. Cambridge University Press, 550 S.
- Bettinger, P., Sessions, J. u. Boston, K. 1997: Using tabu search to schedule timber harvests subject to spatial wildlife goals for big game. *Ecological Modelling*, 94:111-123.
- Biber, P., 1996: Konstruktion eines einzelbaumorientierten Wachstumssimulators für Fichten-Buchen-Mischbestände im Solling. Diss. Forstw. Fak. d. Ludwig-Maximilians-Univ. München: 239 S.
- Biging, G. S. u. Dobbertin, M., 1992: A comparison of distance-dependent competition measures for height and basal area growth of individual conifer trees. *For. Sci.* 38 (3): 695-720.
- Biolley, H., 1920: L'aménagement des forêts par la méthode expérimentale et spécialement la méthode du contrôle. Neuchâtel.
- Bitter, A. W. u. Merrem, M., 1998: Typenorientierte Kontrollstichprobe. *AFZ/Der Wald* 23: 1414-1417.
- Bitter, A.W., 2001: Anmerkungen zur Auswahl von ökonomischen Nachhaltigkeitsindikatoren für den Forstbetrieb. *Forst u. Holz* 56 (15): 482-485.
- Böckmann, Th., Spellmann, H. u. Hüsing, F., 1998: Neukonzeption und Weiterentwicklung der Forsteinrichtung in den Niedersächsischen Landesforsten. *Forst u. Holz* 53 (10): 298-302.
- Bonner, F. T., 1982: Measurement and Management of Tree Seed Moisture. Danida Forest Seed Centre; Research Paper SO-177 1981, Technical Note No. 1.
- Borchers, 1965: Die Betriebszieltypen als Weiser forstlicher Produktionsplanungen. Aus dem Walde Heft 12.
- Bosch, J. u. Gadow, K. v., 1990: Regulating Afforestation for Water Conservation in South Africa. *S. Afr. For. J.* No 153: 41-54.
- Brack, C., 1996: Using best guesses to improve forest inventory. *Australian Forestry* 59 (2): 108-113.
- Bradshaw, H.W., Holmquist, B.H., Cowling, S.A. u. 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: 1992-1998.
- Braun, H., Schulze, G. u. Reinhardt, W., 2000: FESA – Forsteinrichtung in Sachsen. *AFZ/Der Wald* 1/2000: 4-6.
- Brodie, J.D., Adams, D.M. u. Kao, C. 1978. Analysis of economic impacts on thinning and rotation for Douglas-fir, using dynamic programming. *Forest Science* 24(4): 513-522.
- Bülow, G. Graf v., Stahl S., Spathelf, P. u. Bechter, B., 2005: Wiederholungsinventur im Forstbezirk Rosenfeld. *AFZ/Der Wald* 16: 858-864.
- Bungartz, O., 2004: Eine Risikokultur schaffen. *Frankfurter Allgemeine Zeitung* v. 6. 9. 2004: S. 22.
- Buongiorno, J u. Gilless, J. K., 1987: Forest Management and Economics. Macmillan, New York.
- Burkhardt, H., 1987: Data collection and modelling approaches for forest growth and yield prediction. In: Predicting Forest Growth and Yield – Current Issues, Future Prospects. Inst. Of For. Resources, Univ. Washington, Contribution Nr. 58: 3-16.
- Campbell, D. u. Stanley J, 1963: Experimental and Quasi-experimental Designs for Research and Teaching. In Gage (Ed.), *Handbook on research on teaching*. Rand McNally, Chicago.
- Cancino, J. u. Gadow, K. v., 2001: Stem number guide curves for uneven-aged forests - development and limitations. In: Gadow, K. v., Nagel, J. u. Saborowski, J., 2001: *Continuous Cover Forestry - Assessment, Analysis, Scenarios*. Kluwer.
- Cao Q.V. u. Baldwin V.C.: 1999: A new algorithm for stand table projection models. *For. Sci.* 45: 506 – 511 p.
- Cerny V., 1985: Thermodynamical approach to the travelling salesman problem: an efficient algorithm. *Journal of Optimization Theory and Application* 45, 41-50.
- Chan, H. H., 1986: Graded sawn timber recovery study of *Acacia mangium*. *Malaysian Forester* 47 (1-2): S. 116 – 124 .
- Chang, S.J., 1998. A generalized Faustmann model for the determination of optimal harvest age. *Canadian Journal of Forest Research* 28:652-659.

- Chen, B.W. u. Gadow, K. v., 2001: Solving forest planning problems with Linear Programming and Simulated Annealing. Unpublished report, Institut für Waldinventur und Waldwachstum, Universität Göttingen.
- Chen, B.W. u. Gadow, K. v., 2002: Timber Harvest Planning with Spatial Objectives using the Method of Simulated Annealing. *Forstwiss. Centralblatt* 121: 25-34.
- Chen, B.W., 2003: Optimization in Forest Planning. Dissertation, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen. Cuvillier, Göttingen. 140 S.
- Chung, D.-J., 1996: Konkurrenzverhältnisse und Struktur natürlicher *Pinus densiflora* - *Quercus variabilis* - Mischwälder in Korea. Diss. Fak. f. Forstw. u. Waldökologie, Universität Göttingen.
- Cieszewski, C., Bailey, R. L., 2000: Generalized algebraic difference approach: Theory based derivation of dynamic site equations with polymorphism and variable asymptotes. *Forest Science* 46, 116-126.
- Clark, P.J. und Evans, F.C., 1954: Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationship in populations. *Ecology* 35 (4): S. 445-453.
- Clements, S.E., Dallain, P.L. u. Jamnick, M.S., 1990: An operational, spatially constrained harvest scheduling model. *Can. J. of For. Res.* 20: 1438-1447.
- Clutter, J.L., Fortson, J.C., Pienaar, L.V., Brister, G.H. u. Bailey, R.L., 1983: Timber Management - A Quantitative Approach. Wiley. S.238-252.
- Condés, S. 1997. Simulación de parcelas arboladas con datos del 2 Inventario Forestal Nacional. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de Madrid. 616 pp.
- Cook, T. u. D. Campbell, 1979: Quasi-Experimental Design. Rand McNally, Chicago.
- CORANTIOQUIA, 1997: Plan de Gestión Ambiental Regional 1998 – 2006 Oficina de Planeación Global y Sistemas. S. 223 – 224.
- Corral R. J., Álvarez G. J., Ruíz G. A., Gadow K.v. 2004. Compatible height and site index models for five pine species in El Salto, Durango (Mexico). *Forest Ecology and Management*. Im Druck.
- Cotta, H., 1804: Systematische Anleitung zur Taxation der Waldungen. Berlin.
- Courbaud, B., 1995: Modélisation de la croissance en forêt irrégulière, - perspectives pour les pessières irrégulières de montagne. *Rev. For. Fr.* XLVII No. sp.: 173.
- Craib, I.J., 1939: Thinning, Pruning and management studies on the main exotic conifers grown in South Africa. Govt. Printer, Pretoria.
- Dantzig, G. B. u. Thapa, M. N., 1997: Linear Programming, 1: Introduction. Springer Series in Operations Research; Springer-Verlag, New York
- Daume, S., Földner, K. u. Gadow, K. v., 1998: Zur Modellierung personenspezifischer Durchforstungen in ungleichaltrigen Mischbeständen. *AFJZ* 169 (2): 21-26.
- Deegen, P., 2000: Zur ökonomisch optimalen Vorratshöhe in einem multifunktionalen Plenterwald. *Forst u. Holz* 55 (24): 778-782.
- Dieter, M., Moog, M. u. Borchert, H., 2001: Considering serious hazards in forest management decision-making. In: Gadow, K. v. (ed): Risk Analysis in Forest Management. Kluwer Academic Publishers: 201-240.
- Dittmar, O., Knapp, E. u. Lembcke, G., 1986: DDR-Buchenertragstafel 1983. IFE-Berichte.
- Döbbeler, H. u. Spellmann, H., 2002: Methodological approach to simulate and evaluate silvicultural treatments under climate change. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121 (1), S. 52-69.
- Dohrenbusch, A., Bredemeier, M. u. Lamersdorf, N., 2003: Manipulation of nutrient and water input of a Norway Spruce Ecosystem. Springer.
- Domschke, W. und Scholl, A., 2000: Grundlagen der Betriebswirtschaftslehre. Eine Einführung aus entscheidungsorientierter Sicht. Springer-Verlag, Berlin und Heidelberg, S. 243 ff.
- Dralle, K., 1997: Locating trees by digital image processing of aerial photos. Dina Research Rapport No. 58: 116 p.
- Duhr, M., 2003: Abschlussbericht der AG Forsteinrichtung. Unveröff. Bericht aus d. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung, Brandenburg: 6 S.
- Dykstra, D.P., 1984: Mathematical programming for natural resource management. McGraw-Hill, New York: 318 p.
- 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: 35-43.
- Eid, T.; Øyen, B.H. (2003). Models for prediction of mortality in even-aged forest. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 18(1): 64-77.
- Eid, T.; Tuhus, E. (2001). Models for individual tree mortality in Norway. *For. Ecol. Manage.* 154: 69-84.

- Einsiedel, S. v., 2004: Varianten der waldbaulichen Steuerung in einem Fichtenbestand. Masterarbeit, Institut f. Waldinventur u. Waldwachstum d. Univ. Göttingen: 95 S.
- Eyre, F. H., 1980: Forest cover types of the US and Canada. Soc. Am. For., Washington D.C.
- Fähser, L., 1998: Naturnahe Waldnutzung – das Beispiel Lübeck. Handbuch Kommunale Politik. Raabe: S. 1-17.
- Faustmann, M., 1849: Berechnung des Wertes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. Allg. Forst- u. Jagdzeitung, No 15: 441 – 455.
- Forest Research Institute Malaysia, 1994: The Incidence of Heartrot in *Acacia mangium* plantations in Peninsula Malaysia/Sawn Timber from *Acacia mangium* affected by Heartrot. Research pamphlet No. 114.
- FORPLAN, 1986: FORPLAN - An evaluation of a forest planning tool. USDA Gen Techn Rep RM-140: 164pp.
- Forss, E., Gadow, K. v. und Saborowski, J., 1996: Growth Models for unthinned *Acacia mangium* plantations in South Kalimantan, Indonesia, in: Journal of Tropical Forest Science 8 (4): S. 449 – 462.
- Freudenstein, J., 1994: Zielsetzung für den Hessischen Staatswald. AFZ 22: 1248.
- Fridman, J. u. Ståhl, G., 2001: A three-step approach for modelling tree mortality in Swedish forests. Scand. J. of For. Res. 16: 455-466.
- Fuchs, A. u. Kennel, E., 1994: Erste Wiederholungsaufnahme einer permanenten Betriebsinventur im bayerischen Staatswald. Forstw. Cbl. 113: 224-235.
- Füldner, K., Sattler, S., Zucchini, W. u. Gadow, K. v., 1996: Modellierung personenabhängiger Auswahlwahrscheinlichkeiten bei der Durchforstung. AFJZ 167 (8): 159-162.
- Fürst, C., 2004: Waldbau im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. Forst u. Holz 59 (11): 515-517.
- Gadow, K. v., 1984: The Relationship between Diameter and Diameter Increment in *Pinus patula*. Proceedings of the IUFRO Conference "Site and Productivity of Fast-growing Plantations", held at Pretoria 1984, Vol. 2: 741-751.
- Gadow, K. v., 1987: Untersuchungen zur Konstruktion von Wachstumsmodellen für schnellwüchsige Plantagen-baumarten. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt. Nr. 77, S. 147 ff.
- Gadow, K. v. u. Bredenkamp, B., 1992: Forest Management. Academica, Pretoria.
- Gadow, K. v., 1996: Modelling growth in managed forests - realism and limits of lumping. *The Science of the Total Environment* 183: 167-177.
- Gadow, K. v. u. Hui, G. Y., 1998: Modelling thinnings in even-aged plantation forests. Plant Research and Development Vol 47/48: 98-107.
- Gadow, K.v. u. Hui, G.Y., 1999: Modelling Forest Development. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 212 p.
- Gadow, K. v. & Heydecke, H., 2000: Wachstum und Durchforstung in einem Buchenmischbestand. Forst & Holz 56 (3): 86-88.
- Gadow, K. v. u. Puimalainen, J., 2000: Scenario planning for sustainable forest management. In: Gadow, K. v., Pukkala, T. and Tomé, M., 2000: Sustainable Forest Management. Kluwer Series Managing Forest Ecosystems, Vol. 1: 319-356.
- Gadow, K. v. (Hrsg.), 2001: Risk Analysis in Forest Management. Vol. 2 in der Buchserie *Managing Forest Ecosystems*, Kluwer Academic Publishers: 237 S.
- Gadow, K. v., 2001: Sustainable Forest Management: Theory and Applications. Baltic Forestry, 7 (1): S. 1 – 9.
- Gadow, K. v., 2002: Adapting silvicultural management systems to urban forests. Urban Forestry & Urban Greening 1 (2002): 107-113.
- Garcia, O., 1984: New class of growth models for even-aged stands: *Pinus radiata* in Golden Downs Forest. N.Z. J. of For. Sci. 14: 65-88.
- García, O., 1990: Linear programming and related approaches in forest planning. N. Zealand J. of For. Science 20 (3): 307-331.
- Garcia, O., 1994: The state space approach in growth modelling. Can. J. For. Res. 24: 1894-1903.
- Gehrhardt, E., 1930: Ertragstabellen für reine und gleichaltrige Hochwaldbestände von Eiche, Buche, Tanne, Fichte, Kiefer, grüner Douglasie und Lärche. 2. Aufl. Julius Springer Verlag, Berlin. 73 S.
- Genfors, W., 2004: Wirtschaftswachstum durch Waldnutzung. AFZ/Der Wald 14/2004: 740-743.

- Gerold, D., 1976: Untersuchungen zu Problemen der Verknüpfung einzelner Nachhaltbedingungen mit Simulationsmodellen für die Baumart Fichte. - TU Dresden, Sektion Forstwirtschaft Tharandt, Dissertation A., - 221 S., 22 S. Anh.
- Gerold, D., 1986: Zielwälder und Prognosen für Nachhaltigkeiten. - TU Dresden, Sektion Forstwirtschaft Tharandt, Diss. B., - 238 S., 29 S. Anh.
- Gerold, D., 1991: Modellierung der Entwicklung von Waldbeständen auf der Basis der Durchmesserstruktur. *Wiss. Zeitschr. Der Techn. Univ. Dresden* 40, Heft 5/6: 279 - 285.
- Gerold, Denie u. Gerold, Dorothea, 2001: Zuwachs- und Holzertragsanalysen als Basis moderner Forsteinrichtung. *Forst- u. Holz* 56 (20): 643-649.
- Gerrard, D. J., 1969: Competition quotient - a new measure of the competition affecting individual forest trees. *Mich. State Univ. Agr. Exp. Stn. Res. Bull. No. 20*.
- Göttingen, 1995: Jahresbericht Stadtforstamt Göttingen 1994: 28 S.
- Gregorius, H.-R., Gillet, E. M. u. Ziehe, M., 2003: Measuring Differences of Trait Distributions between Populations. *Biometrical Journal* 45 (8): 959-973
- Guay, R., Gauthier, L. u. Lacroix, M., 1992: An abductive reasoning expert system shell for plant disorder diagnosis. *AI Applications in Natural Resources, Agriculture and Environmental Science* 6 (4): 15-28.
- Gurjanov, M.; Sánchez Orois, S. u. Schröder, J. 2000: Grundflächenmodelle für gleichaltrige Fichtenreinbestände - Eine vergleichende Analyse. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*. 117. Jahrgang. Heft 3/4, S.187-198.
- Gurjanov, M. u. Gadow, K. v., 2005: Analyse der nachhaltigen Nutzung im schlagweisen Betrieb am Beispiel des Forstbetriebes Lissino bei St. Petersburg, Russland. *Forstarchiv* 76: 177-183.
- Hahn, J. T. u. Leary, R. A., 1979: Potential diameter growth functions. In: *A generalized forest growth projection system applied to the lake states region*. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. NC-49: 22-26.
- Haight, R.G., Brodie, J.D. u. Adams, D.M., 1985: Optimizing the Sequence of Diameter Distributions and Selection Harvests for Uneven-Aged Stand Management. *Forest Science* 31: 451-462.
- Hamilton D.A. u. Brickell J.E., 1983: Modeling methods for a two-stage system with continuous responses, *Can. J. For. Res.* 13: 1117-1121
- Hamilton, D.B., 1989: Accumulating evidence of avian botulism risk using certainty factors. *AI Applications in Natural Resources, Agriculture and Environmental Science* 3 (1): 1-10.
- Hanewinkel, M., 2001: Neuausrichtung der Forsteinrichtung als strategisches Managementinstrument. *AFJZ* 172 (11): 202-211.
- Hansen, G.D. et al., 1987: Effects of diameter distribution on the growth of Northern Hardwoods. *Can. J. For. Res.* 17 (1).
- Hartig, G. L., 1795: Anweisung zur Taxation der Forste oder zur Bestimmung des Holzertrags der Wälder. Faksimile-Druck, Georg-Ludwig-Hartig-Stiftung, Wiesbaden.
- Hartig, Th., 1847: Vergleichende Untersuchungen über den Ertrag der Rotbuche. Verlag A. Förstner. Berlin. 148 S.
- Hartley, R., 1985: *Linear and Nonlinear Programming, an introduction to linear methods in mathematical programming*. Ellis Harwood Series in mathematics and its applications; John Wiley & Sons New York
- Hegyi, F., 1974: A simulation model for managing jack-pine stands. In: *Growth models for tree and stand simulation*, Fries, J. (ed.). Royal Coll. of For., Stockholm: p. 74-76.
- Henne, A., 1976: Ziele, Zielgewichte und Nutzwertanalyse in der mittelfristigen forstlichen Planung. *AFZ* 31. Jg.: 675-678.
- Hessenmöller, D. u. Elsenhans, A.S., 2002: Zur Schätzung des Zuwachses bei Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.). *Allg. Forst- & Jagd-Ztg.* 173 J., (11/12): 216-222.
- Hessenmöller, D. u. Gadow, K. v., 2001: Beschreibung der Durchmesserverteilung von Buchenbeständen mit Hilfe der bimodalen Weibullfunktion. *Allg. Forst- & Jagd-Ztg.* 172 J., 3, 46-50.
- Hessenmöller, D., 2002: Modelle zur Wachstums- und Durchforstungssimulation im Göttinger Kalkbuchenwald. *Diss. Univ. Göttingen*: 134 p.
- Hessenmöller, D., Lüdemann, G., Nagel, J. u. Gadow, K. v., 2001: Untersuchungen zum potentiellen Wachstum der Douglasie in Nordwestdeutschland. *Forst & Holz* 56 (12): 366-369.
- Heyder, J., 1984: *Waldbau im Wandel*. Diss. Fachbereich Forstwiss. d. Georg-August-Univ. Göttingen: 602 S.

- Hinrichs, A. u. Oesten, G., 1994: Forsteinrichtung als Führungsinstrument im Forstbetrieb – Versuch einer Positionsbestimmung und Forschungsabsichten. Arbeitskreis Zustandserfassung u. Planung.
- Hinrichs, L., 2004: Untersuchungen zur Generierung von Behandlungsvarianten für Buchen-Fichten Mischbestände. Ertragskundetagung, Stift Schlägl, Vortragsmanuskript: 8 S.
- Hinrichs, L., 2006: Automatic generation of treatment paths for mixed forest stands of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*). Proc. IUFRO Conf. Precision Forestry, 5-10 March, 2006; Univ. Stellenbosch, South Africa: 261-276.
- Hockenjos, W., 2006: Naturschutzstandards durch Zertifizierungssysteme. AFZ/Der Wald 3/2006: 146-151.
- Hoen, H., 1996: Forestry Scenario Modelling for Economic Analysis - experiences using the GAYA-JLP model. In: Päivinen, R., Roihuvuo, L. and Siitonen, M., (eds) 1996: Large-scale forestry scenario models - experiences and requirements. European Forest Institute. EFI Proceedings No. 5: 79-88.
- Hof, J. u. Bevers, M., 1998: Spatial optimisation for managed ecosystems. Columbia University Press, New York: 258 S.
- Hoganson, H.M. u. Rose, D.W., 1984: A simulation approach for optimal timber management scheduling. For. Sci. 30 (1): 200-238.
- Hoganson, H.M., 1996: Using Dtran for the Minnesota GEIS. In: Päivinen, R., Roihuvuo, L. and Siitonen, M., (eds) 1996: Large-scale forestry scenario models - experiences and requirements. European Forest Institute. EFI Proceedings No. 5: 143-0.852.
- Höher, G. C., 1994: Waldbauliche Untersuchungen zur Entstehung, Struktur und Weiterentwicklung der Erdmannbestände im Forstamt Erdmannshausen. Diss. Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen: 203 S.
- Holm, M., 1975: Einzelstammweise Nutzung nach Zieldurchmessern. AFZ 1975: 357-358.
- Holmes, M. J. u. Reed, D. D., 1991: Competition Indices for Mixed Species Northern Hardwoods. Forest Science 37(5): 1338-1349.
- Hong, W. u. Wu, C.Z., 1999: Management models and their application in Masson pine (*Pinus massoniana*). China Forestry Press, 354 S. (in Chinesisch).
- Hubbell, S. P., 2001: The unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. Princeton University Press. Princeton u. Oxford: 375 S.
- Hui, G.Y. u. Gadow, K. v., 1993: Zur Modellierung der Bestandesgrundflächenentwicklung dargestellt am Beispiel der Baumart *Cunninghamia lanceolata*. AFJZ, 164 (8): 144.
- Hui, G.Y., 1997: Wuchsmodelle für die Baumart *Cunninghamia lanceolata*. Dissertation, Institut für Waldinventur und Waldwachstum, Universität Göttingen.
- Hui, G.Y., Albert, M. u. Chen, B.W., 2003: Reproduktion der Baumverteilung im Bestand unter Verwendung des Strukturparameters Winkelmaß. *Allg. Forst und Jagdzeitung*, 174. Jg.: S. 109-116.
- Hui, G.Y. u. Gadow, K. v., 2003: Analysing spatial forest structure (in Chinesisch). Chinese Academy of Forestry, Beijing: 283 p.
- Hundeshagen, J. C., 1826: Die Forstabschätzung auf neuen wissenschaftlichen Grundlagen. H. Laupp, Tübingen.
- IGAC, 1979: Suelos del Departamento de Antioquia.
- Indrioko, S., 2005: Chloroplast DANN Variation in Indonesian Dipterocarpaceae – Phylogenetic, taxonomic and population genetic aspects. Cuvillier, Göttingen: 127 S.
- Jeffers, J. N. R., 1992: The management of creativity in forest research. Vortrag, IUFRO Weltkongress, Berlin.
- Johann, K. u. Pollanschütz, J., 1981: Standraumregulierung bei Fichte und Buche, Mischwuchsregulierung. Seminarreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wien, 51 S.
- Judeich, F., 1871: Die Forsteinrichtung. G. Schönfelds Verlagsbuchhandlung, Dresden.
- Kangas, J. u. Kangas, A., 2002: Multiple criteria decision support methods in forest management. In: Pukkala, T., 2002 (ed): Multi-objective Forest Planning, Vol. 6 of the book series *Managing Forest Ecosystems*; Kluwer Academic Publishers: 37-70.
- Kassier, H.W., 1976. 'n Oorsig van beplanning en beplanningstegnieke in die bosbou met spesiale verwysing na oesreëling. MSc thesis, Universität Stellenbosch, Südafrika.
- Kató, F., 1977: Simulation der wirtschaftlichen Entwicklung von Beständen und Betriebsklassen. Sonderdruck, Allgemeine Forstzeitschrift Nr. 14: 4 S.
- Kätsch, C., 1998: Konzeption für ein forstliches Produktionsplanungs- und -steuerungssystem unter besonderer Berücksichtigung der Forsteinrichtung. Schriften aus der Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen u. d. NDS forstl. Vers. Anst. Bd 126: 211 S.

- Kellomäki, S.; Väisänen, H., 1997: Modelling the dynamics of the forest ecosystem for climate change studies in the boreal conditions. *Ecological Modelling* 97: 121 – 140.
- Kellomäki, u. Peltola, 1998: Silvicultural strategies for predicting damage to forests from wind, fire and snow. *Res. Note* 73, Faculty of Forestry, Univ. Joensuu.
- Kennel, R., 1972: Die Buchendurchforstungsversuche in Bayern von 1870 bis 1970. *Forschungsberichte der forstl. Forschungsanstalt München* Nr. 7.
- Kilki, P. & Siitonen, M., 1976. Principles of a forest information system, XVI IUFRO World Congress, Division IV, Proceedings: 154-163.
- Kilki, P., 1979: Timber management planning. University of Helsinki, Research reports 12.
- Kimmins, J.P., 1997: *Forest Ecology*. Macmillan Publishing Company, New York. 531p.
- Kirkpatrick, S., Gellat, C.D., Vecchi, M.P., 1983: Optimization by simulated annealing. *Science* 220, 671-680.
- Klädtke, J., 1992: Konstruktion einer Z-Baum-Ertragstafel am Beispiel der Fichte. Diss., Forstl. Fak., Univ. Freiburg.
- Kleinn, C. u. Pérez, J., 2000: Consideraciones metodológicas en la experimentación científica agrícola. Internal paper, Catie : 28 p.
- Kleinn, C. u. Köhl, M. (eds), 1999: Long Term Observations and Research in Forestry. Proceedings Volume., International IUFRO Symposium held in Costa Rica, February 23-27, 1999.
- Kleinn, C., 2002: New technologies and methodologies for national forest inventories. *Unasylva*, 53 (210): 10-15.
- Klemperer, W.D., 1996: *Forest Resource Economics and Finance*. MacMillan.
- Knoke, T. u. Plusczyk, N. 2001: On economic consequences of transformation of a spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) dominated stand from regular into irregular age structure. *Forest Ecology and Management* 151:163-179.
- Knoke, Th., 1999: Zur betriebswirtschaftlichen Optimierung der Vorratshöhe in einem Plenterwald. *Forst u. Holz* 54 (16): 483-488.
- Koch, F., 2005: Entwicklung der Waldbaurichtlinien in der DDR. Unveröff. Hausarbeit im Seminar Steuerung und Analyse der Waldentwicklung. Institut für Waldinventur und Waldwachstum d. Univ. Göttingen.
- Kolström, T., 1992: Dynamics of uneven-aged stands of Norway Spruce - a Model Approach. Dissertation. Univ. Joensuu. Finnland.
- König, A., 1995: Sturmgefährdung von Beständen im Altersklassenwald. Ein Erklärungs- und Prognosemodell. Frankfurt/Main: J.D. Sauerländer's.
- Konitzer, A., 2000: Waldumbaumaßnahmen und ihre betriebswirtschaftlichen Auswirkungen – eine GIS-gestützte Untersuchung am Beispiel des Niedersächsischen Harzes. Diss., Univ. Göttingen.
- Konohira, Y. u. Amano, M., 1986. Methods for the forests allowable cut calculation in Japan. In: Carcea, F. (ed): Determination of the forests; allowable cut in various countries of the world. IUFRO, Bucharest: 149 - 157.
- Korpel, S., 1992: Ergebnisse der Urwaldforschung für die Waldwirtschaft im Buchenökosystem. *Allgemeine Forstzeitschrift* 47 (21): 1148-1152.
- Korsun, F., 1935: Zivotnmalniho porostu ve vzorcich. *Lesnicka prace* (in tschechischer Sprache).
- Kosir, Z., 1966: Beitrag zur Erforschung der Urwaldstruktur reiner Buchenwälder. In: Gesellschaftsmorphologie, Ber. Int. Symp. Int. Ver. Veg.-Kunde, Rinteln. 4.-7.4. 1966. R. Tüxen (ed.) 1970.
- 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): 925-944.
- Kramer, H. u. Akça, A., 1995: Leitfaden zur Waldmeßlehre. J. D. Sauerländer's Verlag Frankfurt am Main. 266 S.
- Kramer, H., 1988: *Waldwachstumslehre*. Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin. 374 S.
- Kramer, H., 1990: Zur Nutzungsplanung bei geänderter Waldstruktur. *Forst u. Holz* 45 (21): 621-623.
- Kuehl, R. O., 1994: *Statistical Principles of Research Design and Analysis*. Duxbury Press, Belmont, California: 686 p.
- Kurt, H., 1994: Forsteinrichtung – nachhaltige Regelung des Waldes. DLV Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin: 592 S.
- Kvist Johannsen, V., 1999: A growth model for oak in Denmark. Ph. D. Dissertation, Danish Forest and Landscape Research Institute, Hørsholm, Denmark .

- Lang, K. J. u. Tang, S. Z. 1989: IBM PC software for forest statistics, inventory, planning and management. China Forestry Press, 549 S. (in Chinesisch).
- Lapin, L., 1988: Quantitative Methods for business decisions with cases. Harcourt Brace Jovanovich Publishers, 847 S.
- Lappi, J., 1992: JLP - a linear programming package for management planning. The Finnish Forest Res. Inst., Res. Paper 414: 131 pp.
- Lappi, J., 2002: Jakta user's guide (unveröffentlichtes Manuskript).
- Lee, J.-Y., 1971: Predicting mortality for even-aged stands of lodgepole pine. For. Chron. 47: 29-32.
- Lee, S. S., Teny, S. Y., Lim, M. T., und Razali, A. K., 1988: Discoloration and heart rot of *Acacia mangium* Willd. – some preliminary results. Journal of Tropical Forestry Science 1 (2): S. 170 – 177.
- Lee, W.K, Gadow, K. v., Chung, D.-J. u. Lee, J.-L., 2004: Individual tree dbh-growth in *Pinus densiflora* and *Quercus variabilis* mixed stands in central Korea. Ecological modelling. 176: 187-200.
- Lee, W.K. u. Gadow, K. v., 1997: Iterative Bestimmung der Konkurrenz bäume in *Pinus densiflora* Beständen. AFJZ 168 (3/4): 41-45.
- Lee, W.-K., 1993: Wachstums- und Ertragsmodelle für *Pinus densiflora* in der Kangwon-Provinz, Korea. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades des Forstwissenschaftlichen Fachbereichs der Georg-August-Universität Göttingen. Cuvillier Verlag, Göttingen, S. 178 ff.
- Lemm, R., 1991: Ein dynamisches Forstbetriebs-Simulationsmodell. Dissertation, ETH Zürich: 235 S.
- Leuschner, A., 1990: Forest regulation, harvest scheduling and planning techniques. John Wiley: 281 p.
- Levins, R., 1966: The strategy of model building in population biology. American Scientist 54: 421-431.
- Lewandowski, A. u. Gadow, K. v., 1997: Ein heuristischer Ansatz zur Reproduktion von Waldbeständen. AFJZ, 168.Jg., 9: 170-174.
- Lindner, M., 2000: Developing adaptive forest management strategies to cope with climate change. Tree Physiology 20: 299-307.
- Liu, Q. u. Hytteborn, H., 1991: Gap structure, disturbance and regeneration in a primeval *Picea abies* forest. J. Veg. Sci. 2: 391-402.
- Loy, H. u. Utschig, H., 2001: Nachhaltigkeit durch einzelbaumweise Fortschreibung der Inventur kontrollieren. AFZ-Der Wald: 1222-1225.
- Lüpke, B. v. u. Spellmann, H., 1997: Aspekte der Stabilität und des Wachstums von Mischbeständen aus Fichte und Buche als Grundlage für waldbauliche Entscheidungen. Forstarchiv 68: 167-179.
- Lüpke, B. v., 1992: Waldbau ohne Kahlschlag – Möglichkeiten und Risiken. Forstarchiv 63 (1): 10-15.
- Lüpke, B. v., 2004: Steigerung von Stabilität und Diversität durch Waldumbau. Forst u. Holz 59 (11): 518-523.
- Mahmud, S., Lee, S. S. und Ahmad, H. H., 1993: A survey of heart rot in some plantations of *Acacia mangium* in Sabah. Journal of Tropical Forest Science 6 (1): S. 37 – 47.
- Mai, W., 2001: Betriebsinventuren und stärkeklassenorientiertes Prognosemodell zeigen Fichtenstarkholzaufkommen im bayerischen Staatswald. Forst u. Holz 56 (22): 707-710.
- Marazzi, C.A., 1985: A value analysis method for the evaluation of telecommunication systems bid proposals. IEEE transactions on engineering management, vol EM-32, No 2: 55-62.
- Mårell, A. u. Leitgeb, E., 2004: European long-term Research for Sustainable Forestry. www.enfors.org, Appendix MC4-8a.
- Matyssek, R., 2003: Kosten und Nutzen von Raumbesetzung und –ausbeute. AFZ/Der Wald 17: 862-863.
- Mead, D. J. und Speechly, H. T., 1991: Growing *Acacia mangium* for high quality sawlogs in Peninsula Malaysia. S. 54 – 71 in Sheikh, A. A. et al. (Hrsg.), 1991.
- Meineke, T. u. Menge, K., 2005: Geplante Pflegemaßnahmen 2005 auf dem Kerstlingeröder Feld. Karte im Maßstab 1:8000. Büro Umweltbiologische Studien im Lkr. Göttingen.
- Meixner, O. und Haas, R., 2002: Computergestützte Entscheidungsfindung. Redline Wirtschaft bei Ueberreuter, Frankfurt/Wien. 262 S.
- Messing, R.H., Croft, B.A. u. 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): 1-12.
- Metropolis, N., Rosenbluth, A.W., Rosenbluth, M.N., Teller A.H. u. Teller, E., 1953: Equation of state calculation by fast computing machines. Journal of Chemical Physics. 21, 1087-1092.
- Meyer, R., 1999: Entscheidungstheorie. Betriebswirtschaftlicher Verlag Gabler, Wiesbaden. 267 S.
- Min Thant Zin, 2005: Developing a Scientific Basis for Sustainable Management of Tropical Forest Watersheds: Case Studies from Myanmar. Diss., Inst. f. Waldinventur u. Waldwachstum, Georg-August-Universität Göttingen.

- Ministerio del Medio Ambiente, 1999: Plan Estratégico para el Establecimiento de Bosques en Colombia. Costos por Hectárea para el Establecimiento y Mantenimiento de Bosques Protectores, Productores y Restauración (Plan verde), Colombia.
- Mitscherlich, G., 1952: Der Tannen-Fichten-(Buchen)-Plenterwald. Heft 8 d. Schriftenreihe d. Bad. Forstl. Vers. Anst., Freiburg: 42 p.
- Mitscherlich, G., 1971: Wald, Wachstum und Umwelt. 2. Bd: Waldklima und Wasserhaushalt. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M. 365 S.
- Möhring, B., 1986: Dynamische Betriebsklassensimulation. Berichte d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Univ. Göttingen, Bd 20.
- Monserud, R.A., 2003: Evaluating forest models in a sustainable forest management context. FBMIS vol 1: 35-47 (http://www.fbmis.info/A/3_1_MonserudR_1).
- Moser, J. W., 1974: A system of equations for the components of forest growth. In: J. Fries (Hrsg): Growth models for tree and stand simulation; Royal College of Forestry. Research Notes Nr. 30: 56-76.
- Moser, W.G., 1793: Einige Actenstücke über die Forst-Einrichtung. In: Moser's Forst-Archiv, Ulm: 147-243.
- Murray, A.T., 1999: Spatial restrictions in harvest scheduling. Forest Science 45 (1): 45-52.
- Murray, D. M. u. Gadow, K. v., 1991: Relationships between the diameter distributions before and after thinning. For. Sci. 37 (2): 552-559.
- Murray, D.M. u. Gadow, K. v. 1993: A flexible yield model for regional timber forecasting. Southern Journal for Applied Forestry Research 1993, 17 (2): 112-115.
- Nagel, J. u. Biging, G. S., 1995: Schätzung der Parameter der Weibull-Funktion zur Generierung von Durchmesserverteilungen. AFJZ 166 (9/10): 185-189.
- Nagel, J., 1999: Konzeptionelle Überlegungen zum schrittweisen Aufbau eines waldwachstumkundlichen Simulationssystems für Nordwestdeutschland. Schriften aus d. Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen u. d. Nieders. Forstl. Vers. Anst.; Bd 128.
- Nagel, J., 2000: Prognose des Zuwachses von Fichten/Buchen-Mischbeständen mit dem Programm BWIN. In: Saborowski, J. und Sloboda, B. (Eds.): Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Forstliche Biometrie und Informatik - 12. Jahrestagung und Internationale Biometrische Gesellschaft - Deutsche Region, Arbeitsgruppe Ökologie, Herbst-Kolloquium, Göttingen, 29. September - 1. Oktober 1999; Die grüne Reihe: 194 - 199.
- Nagel, J., 2001: Zur Genauigkeit von Ertragstafeln und dem Einzelbaummodell BWINPro. In: Akca, A., Hoffmann, B., Schumann, K. u. Staupendahl, K. (eds.): Waldinventur, Waldwachstum und Forstplanung. Festschrift K. v. Gadow, Zohab Publisher, Göttingen: 145-151.
- National Research Council, 1983: Mangium and other fast growing Acacias for the humid tropics. National Academy Press, Washington D.C.
- Nepal S.K. u. Somers G.L., 1992: A generalized approach to stand table projection. For. Sci. 38: 120 - 133.
- Niedersachsen, 1991: Langfristige ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten – Programm der Landesregierung Niedersachsen. Niedersächsisches Ministerium f. Ernährung, Landw. U. Forsten: 49 S.
- Niskanen, A. et al., 1993: Evaluation of the profitability of fast-growing tropical trees. The Society of Forestry in Finland. The Finnish Forest Research Institute; Acta Forestalia Fennica 241.
- Noeke, G., 2002: Forsteinrichtung als Instrument nachhaltigen Waldmanagements. LÖBF-Mitteilungen Nr. 2/2002. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Nordrhein-Westfalen: 34-36.
- Nöllenheidt, D., 2000: Untersuchungen zur Konzeption von Weiserflächen. Diplomarbeit, Univ. Göttingen: 83 S.
- 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): 131-153.
- O'Hehir, J., 2001: Growth and Yield Models for South Australian Radiata Pine Plantations incorporating Fertilising and Thinning. PhD dissertation, Institute of Land and Food Resources, University of Melbourne.
- Obergföll, P., 1997: Das Stärkeklassenverfahren für strukturreiche Wälder als Simulation – am Beispiel des Staatswaldes Pfalzgrafenweiler. Forst u. Holz 52: 628-632.
- Oesten, G., 1984: Zur Operationalität der Ziele im Forstbetrieb. Forst u. Holzwirt, 14/15.

- Öhman, K. u. Eriksson, 1999: Creating continuous area of old forest in long-term forest planning. *Can. J. For.* 30:1917-1823.
- Olschewski, R., 2000: Nutzen-Kosten-Analyse Forstlicher Projekte. *Volkswirtschaftliche Grundlagen der Forstökonomie*, Göttingen.
- Ontrup, G., 2004: Weiterentwicklung der Forsteinrichtung im Spannungsfeld von Kosten, Qualität und Zeit. Tagungsband, Tagung der AG Forsteinrichtung am 15.-16. Oktober 2003 in Dessau: 40 – 59.
- Paulsen, J. C., 1795: *Praktische Anweisung zum Forstwesen*. Detmold.
- Pencz, H., 2005: Forsteinrichtung in Schutzgebieten Mecklenburg-Vorpommerns. *AFZ/Der Wald* 20:1060-1062.
- Perrin, G., Descombes, X., Zerubia, J. u. Boureau, J.-G., 2006: Forest Resource Assessment using Stochastic Geometry. *Proc. IUFRO Conf. Precision Forestry*, 5-10 March, 2006; Univ. Stellenbosch, South Africa: 105-116.
- Pesonen, M., 1995: Non-Industrial Private Landowners' Choices of Timber Management Strategies and Potential Allowable Cut - case of Pohjois-Savo. *Acta Forestalia Fennica* 247: 31 pp.
- Petri, H. u. Michel, G., 1959: Die Weiserflächen des Forsteinrichtungsamtes Koblenz – Entstehung, Entwicklung und Zweck sowie vorläufige Richtlinien zur Aufnahme, Bearbeitung und weiteren Kontrolle. *Mitt. aus d. Forsteinrichtungsamt Koblenz* Nr. 8: 116 S.
- Peyron, J.-L., 1993: Présentation illustrée d'une méthode de planification de la gestion forestière et de détermination de l'effort de régénération. *Rev. For. Fr.* XLV (1): 59-73.
- Pienaar L.V. u. Harrison W.M., 1988: A stand table projection approach to yield prediction in unthinned even-aged stands. *For. Sci.* 34: 804 – 808 p.
- Pienaar, L. V., Harrison, W. M., u. Rheney, J. W., 1990: PMRC Yield Prediction System for Slash Pine Plantations in the Atlantic Coast Flatwoods. PMRC Technical Report 1990-3. S. 31 ff.
- Pnevmaticos, S.M. & Mann, S.H., 1972. Dynamic programming in tree bucking. *Forest Products Journal* 22(2): 26-30.
- Pommerening, A., 2002: Approaches to quantifying forest structures. *Forestry*. 75(3): 305-324.
- Pommerening, A., 2006: Evaluating structural indices by reversing forest structural analysis. *Forest Ecology and Management* 224 (2006) 266–277.
- Poschmann, C., Riebenstahl, C., Schmidt-Kallert, E. 1998: *Umweltplanung und -bewertung*. Justus Perthes Verlag Gotha GmbH, Gotha.
- Power, D.J., 1999: *Decision Support Systems Glossary*. DSS Resources, World Wide Web, <http://DSSResources.COM/glossary/>.
- Prawirohatmodjo, S., 1991: Properties and utilization of plantation trees in Indonesia. S. 739 – 751 in Sheikh, A. A. et al (Hrsg.), 1991.
- Press, W.H., Teukolsky S.A., Vetterling, W.T. u. Flannery, B.P., 1992: *Numerical recipes in FORTRAN*. Cambridge University Press.
- Pretzsch, H., 1992: *Konzeption und Konstruktion von Wuchsmodellen für Rein- und Mischbestände*. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät, Universität München, No. 115: 332 S.
- Pretzsch, H., 1993: *Analyse und Reproduktion räumlicher Bestandesstrukturen - Versuche mit dem Strukturgenerator STRUGEN*. Schriften aus der Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen u. d. Nieders. Forstl. Vers. Anst., Band 114, J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M.
- Pretzsch, H., 2001: *Modellierung des Waldwachstums*. Parey Buchverlag Berlin: 341 S.
- Pukkala, T. (ed), 2002: *Multi-objective Forest Planning. Managing Forest Ecosystems*, Vol 6; Kluwer Academic Publishers.
- Pukkala, T. u. Kangas, J., 1993: A Heuristic optimization method for forest planning and decision making. *Scand. J. For. Res.* 8: 560-570.
- Puimalainen, J., 1996: Die Beta-Funktion und ihre analytische Parameterbestimmung für die Darstellung von Durchmesserverteilungen. *Arbeitspapier 15-96*, Inst. f. Forsteinrichtung, Univ. Göttingen: 12 S.
- Räisänen, J., Hansson, U., Ullerstig, A., Dösher, R., Graham, L.P., Jones, C., Meier, M., Samuelsson, P. u. Willén, U., 2004: European Climate in the 21st century – regional simulations with two driving global models and two forcing scenarios. *Climate Dynamics* 22: 13-31.
- RAPA, 1990: *Pests and Diseases of Forest Plantations in the Asia-Pacific Region*. Proceedings of the IUFRO Workshop. Royal Forest Department/Government of Thailand, Forestry/Fuelwood Research and Development (F/FRED) Project, FAO/Regional Office for Asia and the Pacific (RAPA), Bangkok, 1990. RAPA Publication 1990/9: S. 94 – 97.

- Rautiainen, O., 1999: Growth dynamics and management of *Shorea robusta* forests in Southern Nepal. Diss. Faculty of Forestry, University of Joensuu.
- Rave, 1965: Buchenwirtschaft in Not. *Der Forst u. Holzwirt* 20 (7): 146-148.
- Raven, P. H., Evert, R. F. u. Eichhorn, S. E., 1987: *Biology of plants*. Worth Publishers Inc., New York. 685 S.
- Redfern, D. u. Hendry, S., 2002: Climate change and damage to trees caused by extremes of temperature. *Forestry Commission Bulletin*, Forestry Commission, Edinburgh, No. 125: 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. MELA2002 Reference Manual (2nd edition). The Finnish Forest Research Institute. 606 p.
- Reinhardt, S., 2005: Beispielhafte Anwendung des Mehrpfad-Prinzips im Wald-Offenlandbereich. Unveröff. Hausarbeit im Lehrprojekt „Zustandserfassung und Analyse eines Waldgebietes“: Fakultät f. Forstwiss. U. Waldökologie d. Univ. Göttingen: 26 S.
- Richter, A., 1963: Einführung in die Forsteinrichtung. Neumann/Neudamm: 264 S.
- Rodriguez Soalleiro, R. J., Alvarez Gonzalez, J. G. u. Vega Alonso, G., 1995: Pinciro do Pais - Modelo dinamico de crecimiento de masas regulares de *Pinus pinaster* Aiton en Galicia. Xunta de Galicia. 40 S.
- Rodriguez, L., 1996: A Microcomputer Program for Solving Forest Scheduling Problems with Heuristic Approaches. In: Päivinen, R., Roihuvuo, L. u. Siitonen, M., (eds) 1996: Large-scale forestry scenario models - experiences and requirements. European Forest Institute. EFI Proceedings No. 5: 153-166.
- Röhe, P., 2003: Naturnahe Buchenwirtschaft im Landeswald Mecklenburg-Vorpommern. *Forst u. Holz*, 58 (15-16): 440-445.
- Röhle, H., 1995: Zum Wachstum der Fichte auf Hochleistungsstandorten in Südbayern. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- Roschak, C., 1999: Schnellwuchsuntersuchung Lensahn - Eine Untersuchung zur Bedeutung schnellwachsender Baumarten im naturnahen Waldbau. Projektbericht für Gesellschaft zur Förderung schnellwachsender Baumarten in Norddeutschland e.V.: 37 S.
- Rose, D.W., 1992: Quantitative Modelle in der strategischen Planung am Beispiel der Forstwirtschaft. Hochschulverlag, Freiburg: 310 S.
- Ross, R. T., 1934: Optimum orders for the presentation of pairs in the method of paired comparisons. *J. Educational Psychol.* 25: 375-382.
- 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): 47-50.
- Saaty, T.L., 1980: *The Analytic Hierarchy Process. Planning, Priority Setting, Resource Allocation*. McGraw-Hill.
- Saborowski, J., 1982: Entwicklung biometrischer Modelle zur Sortimentenprognose. Dissertation, Universität, Göttingen.
- Sánchez-Orois, S., Gurjanov, M. u. Schröder, J., 2001: Analyse des Grundflächenzuwachses gleichaltriger Fichtenreinbestände. *Allg. Forst- u. Jagd-Ztg.*, 172, 3, 51-59.
- Sánchez Orois, S. u. Vilčko, F., 2002: Bewertung und Optimierung von Vornutzungen in Fichtenbeständen. *Forstwissenschaftliches Zentralblatt*. 121: S. 250 – 264.
- Sánchez Orois, S., Kotzé, H. u. Corral Rivas, J., 2003: Ein kompatibles Modell für die Fortschreibung von Durchmesserverteilungen. Jahrestagungsband des deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde. S. 243-255.
- Sánchez-Orois, S., 2003: Untersuchungen zum Wachstum und zur Optimierung des Managements von Fichten- und Kiefernbeständen. Dissertation, Institut für Waldinventur und Waldwachstum, Universität Göttingen.
- Schmidt, M., 2001: Prognosemodelle für ausgewählte Holzqualitätsmerkmale wichtiger Baumarten. Dissertation, Institut für Waldinventur und Waldwachstum, Universität Göttingen: 302 S.
- Schmidt-Vogt, 1986: *Die Fichte*. Paul Parey, Berlin.
- 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 p.
- Schmoldt, D.L., Kangas, J., Mendoza, G. A. u. Pesonen, M. (eds.), 2001: *The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making*. Kluwer Academic Publishers: 305 S.
- Schober, R., 1978: *Ertragstabellen wichtiger Baumarten*. Sauerländer's Verlag.
- Schober, R., 1953: *Ertragstabellen und Forsteinrichtung*. *Forstwiss. Cbl.* 72: 1-13.

- Schober, R., 1995: Ertragstabellen wichtiger Baumarten. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M.
- Schöpfer, W., 1971: Lineare Programmierung zur Lösung von Transport- und Zuordnungsproblemen in der Forst- und Holzwirtschaft. AFZ: 114-116.
- Schreuder, H.T. u. Thomas, C.E., 1991. Establishing cause-effect relationships using forest survey data. *Forest Science* 37:1497-1525.
- Schröder, J. u. Gadow, K. v., 1999: Testing a new competition index for maritime pine in North-Western Spain. *Can. J. For. Res.* 29: 280-283.
- Schröder, J., Rodríguez, R. u. Vega Alonso, G., 2002: An age-independent basal area increment model for Maritime Pine trees in North-Western Spain. *Forest Ecology & Management* 157: 55-64.
- Schübeler, D., 1997: Untersuchungen zur standortabhängigen Wachstumsmodellierung bei der Fichte. Diss. Fak. f. Forstwiss. u. Waldökologie d. Univ. Göttingen.
- Schumacher, F. X., 1939: A new growth curve and its application to timber yield studies. *J. of Forestry* 37: 819-820.
- Schumann, K., 2005: Die Wald-Ereignisanalyse – Eine hilfreiche Methode für das effiziente Management im Forstbetrieb. Diss. Georg-August-Universität Göttingen.
- Schütz, J.P., 1975: Dynamique et condition d'équilibre de peuplements jardinés sur les stations de la hêtraie à sapin. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 126 Jg.: S. 637-671.
- Schwappach, A., 1890: Wachstum und Ertrag normaler Fichtenbestände. Julius Springer Verlag, Berlin. 100 S.
- Schwappach, A., 1905: Untersuchungen über die Zuwachsleistungen von Eichen-Hochwaldbeständen in Preussen. Neumann Verlag, Neudamm. 131 S.
- Schwappach, A., 1911: Die Rotbuche. Neumann Verlag, Neudamm. 231 S.
- Schwarz, U., 2002: Naturnahe Waldentwicklung in der Landesforstverwaltung Schleswig-Holstein. *Forst u. Holz* 57 (22): 673-675.
- Schwichtenberg, G., 2003: Optimierung von Managementoptionen am Beispiel einer *Acacia mangium*-Plantage in Kolumbien. Masterarbeit, Institut für Waldinventur und Waldwachstum, Georg-August Univ. Göttingen.
- Seo, J.H., 2005: Modelling Applications for Optimizing Forest Development. Diss. Fakultät für Forstwissenschaften u. Waldökologie d. Univ. Göttingen.
- Setzer, F., 2005: Unschärfe als Erklärung für das Verhalten eines Waldinvestors am Beispiel der Verjüngungs- und Einschlagsentscheidung. Diss. Fakultät für Forstwissenschaften u. Waldökologie d. Techn. Univ. Dresden.
- Sharpe, P. J. H., 1990: Forest modelling approaches - compromises between generality and precision. In: Dixon, Mehdal, Ruark, Warren (eds.): *Process Modelling of Forest Growth Responses to Environmental Stress*; Timber Press, Portland, Oregon: 21-32.
- Shaver, G.R., Canadell, J., Chapin III, F.S., Gurevitch, J., Harte, J., Henry, G., Ineson, P., Jonasson, S., Mellilo, J. Pitelka, L. u. Rustad, L., 2000: Global warming and terrestrial ecosystems – a conceptual framework for analysis. *Bioscience* 50 (10): 871-882.
- Shvidenko, A., Venevsky, S., Raille, G. u. Nilsson, S., 1995: A system for evaluation of growth and mortality in Russian forests. *Water, Air and Soil Pollution* 82: 333-348.
- 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: 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 p.
- Skovsgaard, J. P. u. Mosing, M., 1996: *Bogefoyngelser i Ostjylland*. Danish Forest and Landscape Research Institute. 256 S.
- Sloboda, B., 1976: Mathematische und stochastische Modelle zur Beschreibung der Statik und Dynamik von Bäumen und Beständen - insbesondere das bestandesspezifische Wachstum als stochastischer Prozess. Habilitationsschrift, Universität Freiburg.
- Souter, R. A., 1986: Dynamic stand structure in thinned stands of naturally regenerated loblolly pine in the Georgia Piedmont. Ph. D. Thesis. University of Georgia. Athens, GA.
- Speidel, G., 1972: Planung im Forstbetrieb. Paul Parey.
- Spellmann, H., 1996: Waldbau im Wandel. *Forst u. Holz* 51 (1): 3-9.
- Spellmann, H., 1998: Überführung als betriebliche Aufgabe. *Forst u. Holz* 54 (4): 110-116.
- Spellmann, H., Nagel, J. u. Böckmann, T., 1999: Summarische Nutzungsplanung auf der Basis von Betriebsinventurdaten. *Allg. Forst- u. Jagdzt.* 170. Jg. 7, S. 122-128.

- Staupendahl, K. u. Puumalainen, J., 2000: Modellierung des Einflusses von Durchforstungen auf die Durchmesser-Verteilung von gleichaltrigen Fichtenreinbeständen. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 116 (4): 249-262.
- Staupendahl, K., 1997: Ein neues Stichprobenverfahren zur Erfassung und Beschreibung von Naturverjüngung. In: Pelz, D. R. (Hrsg.), 1997: Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Forstliche Biometrie und Informatik - 10. Jahrestagung, Freiburg, 24. - 26. September 1997, IUFRO, Grüne Reihe: 32 - 49.
- Staupendahl, K., 1998: Zur Modellierung der durchforstungsbedingten Änderung der Durchmesser-Verteilung von Fichtenreinbeständen. In: Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des Deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten in Kavelaer am 25.-27.5.1998.
- Staupendahl, K., 1999: Bestandesbezogene Modellierung von Durchforstungen in Buchenreinbeständen auf der Basis des Stammzahl-Grundflächen-Verhältnisses. Vortrag anlässlich der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des Deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten in Volpriehausen/Solling am 17.-19.5.1999.
- Staupendahl, K., 2002: Eingriffsinventuren in der Holzernte- und Logistikkette. Projektbericht für die Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz: 22 S.
- Sterba, H., 1990: Validitätsprüfung des Einzelbaumsimulators für Fichten-Kiefern-Mischbestände. Tagungsbericht. Dt. Verb. Forstl. Forschungsanstalten - Sektion Ertragskunde: 101-117.
- Stoyan, D. u. Stoyan, H., 1992: Fraktale Formen Punktfelder. *Methoden der Geometrie-Statistik*. Akademie-Verlag, Berlin. 394 p.
- Streletzki, D., 2004: Anforderungen an die Forsteinrichtung aus der Sicht der Leitung eines Landesforstbetriebes. Tagungsband, Tagung der AG Forsteinrichtung am 15.-16. Oktober 2003 in Dessau: 1 - 16.
- Stüber, V., 1996: Analyse der Versuchsflächenbehandlung und Einzelbaumentwicklung am Beispiel des Lärchen-Provenienzversuches Escherode. *AFJZ*, 167 (1/2): 28 - 34.
- Suzuki, T., 1971: Forest Transition as a Stochastic Process. *Mitt. FBVA Wien*. Heft 91: 137-150.
- Temesgen, H. u. Gadow, K. v., 2004: Generalized Height-Diameter Models. *European Journal of Forest Research*. 123: 45-51.
- Teng Koon Yong, 1999: Long Term Observation and Research in Forestry with Special Reference to Growth and Yield Studies in Peninsular Malaysia. In: Kleinn, Chr. u. Köhl, M. (eds): Long Term Observations and research in Forestry. IUFRO-Proceeding, International Symposium held in Costa Rica, February 23-27, 1999.
- Teuffel, K. v. u. Krebs, M., 1999: Forsteinrichtung im Wandel. *AFZ/Der Wald* 16: 858-864.
- Tewari, V.P. u. Gadow, K. v., 2003: Preliminary Growth models for *Prosopis Cineraria* (L.) *Druce* Plantations in the hot and arid region of India. Forests, Trees and Livelihoods. Im Druck.
- Thomasius, H. O. u. Thomasius, H., 1976: Anwendungsbeispiel zu einem Verfahren der Berechnung ertragskundlich optimaler Bestandesdichtewerte und Diskussion dieses Verfahrens. Informationen TU Dresden, Sektion Forstwirtschaft, Bereich Waldbau und Forstschutz, Tharandt: 21-76.
- Thomasius, H. O. u. Thomasius, H., 1978: Ableitung eines Verfahrens zur Berechnung der ertragskundlich optimalen Bestandesdichte. *Beiträge f. d. Forstwirtschaft* 12 (79).
- Thompson, J. R., 2000: Simulation, A Modeler's Approach. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Thurstone, U., 1927: A law of comparative judgement. *Psychol. Review* 34: 273-286.
- Tomé, M. u. Burkhart, H. E., 1989: Distance-Dependent Competition Measures for Predicting Growth of Individual Trees. *Forest Science* 35(3): 816-831.
- Torres Rojo, J.M. u. Brodie, J. D., 1990: Adjacency constraints in harvest scheduling. *Can. J. of For. Res.* 20: 978-986.
- Torres Rojo, J.M. u. Sánchez Orois, S., 2002: Optimal Silvicultural Conversion Strategies. Im Druck.
- Tremer, N., Hansen, J., Schmidt, M., 2005: Schätzung der Naturverjüngungsstruktur auf Basis von Betriebsinventuren. *Allg. Forst und Jagdzeitung* 176 (1): 1-13
- Trincado, G. V., Quezada, P.R. u. 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: 443-451.
- Valladares, F., L. Balaguer, E. Martinez-Ferri, E. Perez-Corona, and E. Manrique. 2002. Plasticity, instability and canalization: is the phenotypic variation in seedlings of sclerophyll oaks consistent with the environmental unpredictability of Mediterranean ecosystems? *New Phytologist* 156: 457-467.

- Valsta, L., 1992: A Scenario Approach to Stochastic Anticipatory Optimization in Stand Management. *Forest Science* 38: 430-447.
- Van Laar, A. u. Jansen, J.J., 2001: Models for diameter distributions in even-aged Douglas Fir stands in the Netherlands. In: Akca, A., Hoffmann, B., Schumann, K. u. Staupendahl, K. (eds.): *Waldinventur, Waldwachstum und Forstplanung*. Festschrift K. v. Gadow, Zohab Publisher, Göttingen: 185-194.
- Van Laar, A., Rois Diaz, M. u. Gadow, K. v., 2003: Zum Jugendwachstum in einem Buchenmischbestand. *AFJZ* 174 (7): 131-136.
- Vanclay, J. K., 1994: *Modelling forest growth - applications to mixed tropical forests*. CAB International, Wallingford, UK.
- Vidal Rene V.V. (Ed.), 1993: *Applied Simulated Annealing*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Vilčko, F., 2005: *Untersuchungen zu Wachstum und Steuerung von Fichtenbeständen*. Diss. Univ. Göttingen.
- Vilčko, F., Sánchez, S. und Hinrichs, L., 2003: *Analyse von Managementoptionen für einen Buchenbestand. Projektbericht für die Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz*, 51 S.
- Villamizar, D. und Ramírez, J. M., 1988: *Características de las Explotaciones Aluviales del Bajo Cauca y sus Efectos Ambientales*. Tesis Ingeniera de Minas y Metalurgia. Universidad Nacional de Colombia. Sede Medellín.
- Volz, K.-R., 1995: Zur ordnungspolitischen Diskussion über die nachhaltige Nutzung der Zentralressource Wald. *Forst u. Holz* 50 (6): 163-170.
- Wagner, C.H., 1928: *Lehrbuch der theoretischen Forsteinrichtung*. Paul Parey, Berlin.
- Wagner, L., 2004: *Zur Entscheidungsunterstützung in der Forstplanung*. Masterarbeit, Institut f. Waldinventur u. Waldwachstum d. Univ. Göttingen: 61 S.
- Waldherr, M., 1995: Das Stärkeklassenverfahren – eine Möglichkeit zur Ertragsregelung in naturnahen und naturgemäßen Wäldern. *Forst u. Holz* 50 (14): 430-436.
- Waldherr, M., 1997: Risikoverluste und Erntealter. *AFZ/Der Wald*: 206-207.
- Ware, G.O. u. Clutter, J.L., 1971: A mathematical programming system for the management of industrial forests. *For. Sci.* 17: 428-445.
- Weber L., Ek A. u. Droessler T., 1986: Comparison of stochastic and deterministic mortality estimation in an individual tree based stand growth model, *Can. J. For. Res.* 16: 1139-1141.
- Weinfurter, P., 2004: *Forsteinrichtung und Forstliches Controlling der Österreichischen Bundesforsten AG*. Tagungsband, Tagung der AG Forsteinrichtung am 15.-16. Oktober 2003 in Dessau: 17 – 20.
- Weise, W., 1880: *Ertragstabeln für die Kiefer*. Julius Springer Verlag, 156 S.
- Wenk, G., 1996: *Durchmesserverteilungen im Buchenplenterwald (als Bestandteil des Forschungsprojektes „Sortenorientiertes Wachstumsmodell“)*. Tagungsband des Deutschen Verbandes Forstlicher Versuchsanstalten. Sektion Ertragskunde, Mai 1996 in Neresheim.
- Wenk, G., Antanaitis, V. u. Smelko, S., 1990: *Waldertragslehre*. Deutscher Landwirtschaftsverlag. Berlin: 448 S.
- Wenzel, P., 1997: Zielsystem für die Landesforstverwaltung von Sachsen-Anhalt. *AFZ/Der Wald* 11: 573-576.
- West, P.W., 1982: Comparison of stand density measures in even-aged regrowth Eucalypt forest of southern Tasmania. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 22-31.
- Westphal, Bernd, 1997: *Beschreibung und Modellierung des Wachstums von Japanlärchen*. Dissertation, Institut für Waldinventur und Waldwachstum, Universität Göttingen.
- White, C.M., 1960: Multiple goals in the theory of the firm. In: Boulding, K.E. u. Spivey, W.A. (eds): *Linear programming and the theory of the firm*. New York.
- Wiedemann, E., 1931: *Die Rotbuche*. Mitteilung aus Forstwirtschaft und Forstwissenschaft, 96 S.
- Wiedemann, E., 1949: *Ertragstabeln der wichtigsten Holzarten*. Schaper Verlag, Hannover.
- Wippermann, C., 2005: *Ökonomische Optimierung von Durchforstungen und Umtriebszeit*. Diss. Fakultät für Forstwissenschaften u. Waldökologie d. Univ. Göttingen.
- Wolfslehner, B., Vacik, H., Würz, A., Spörk, J., Hochbichler, E., Lexer, J. M. u. Klumpp R., 2004: *Umsetzung und Relevanz der paneuropäischen Richtlinien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung - Evaluierung auf betrieblicher Ebene unter Berücksichtigung unterschiedlicher Zielsetzungen und Rahmenbedingungen*. Endbericht an das BMLFUW. Department für Wald- und Bodenwissenschaften, Universität für Bodenkultur, Wien.

- Woollons R.C., 1998: Even-aged stand mortality estimation through a two-step regression process, *For. Ecol. Manage.* 105: 189-195.
- Yoshimoto, A., 2001: Risk analysis in the context of timber harvest planning. In: Gadow, K. v. (ed): *Risk analysis in Forest Management*. Kluwer Academic Publishers.
- Zadnik Stirn, L., 1992: A dynamic model applied to forest sustained use. In: Kurth, H. (ed): *Forsteinrichtung und Betriebswirtschaft – Garanten der Nachhaltigkeit*, IUFRO Centennial meeting Berlin/Eberswalde.
- Zenner, E. K. u. Hibbs, D. E., 2000: A new method for modeling the heterogeneity of forest structure. *Forest Ecology and Management.* 129(1): 75-87.
- Ziegeler, M. u. Vilčko, F., 2005: Ökonomische und ertragskundliche Evaluierung von Nutzungseingriffen in Kiefernbeständen. Seminarvortrag im Institut für Waldinventur.
- Zucchini, W. u. Gadow, K. v., 1995: Two indices of agreement among foresters selecting trees for thinning. *Forest and Landscape Research* 1: 199-206.
- Zucchini, W., Schmidt, M. u. Gadow, K. v., 2001: A model for the diameter-height distribution in an uneven-aged beech forest and a method to assess the fit of such models. *Silva Fennica.* 35 (2): 168-183.