

**Untersuchungen zur Dynamisierung des prozessorientierten
Waldwachstumsmodells FORMIX 3-Q für den Einsatz in der
forstbetrieblichen Planung im tropischen Feuchtwald**

**Dargestellt am Beispiel der Modell-Parametrisierung für die
Deramakot Forstreserve in Sabah (Ost-Malaysia)**

DISSERTATION

Zur Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)
im Department Biologie
der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften
der Universität Hamburg

vorgelegt von
Hans-Joachim Droste
aus Langenberg (Westfalen)

HAMBURG, 2010

Genehmigt vom Department Biologie
der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften
an der Universität Hamburg
auf Antrag von Herr Professor Dr. J. HEUVELDOP
Weiterer Gutachter der Dissertation:
Priv.-Doz. Dr. A. HUTH
Tag der Disputation: 18. Mai 2010

Hamburg, den 04. Mai 2010



A. Temming
Professor Dr. Axel Temming
Leiter des Departments Biologie

Danksagung

Allen voran danke ich sehr herzlich meinem Doktorvater Prof. Dr. Jochen Heuveldop, der sich trotz seines wohlverdienten Ruhestandes dazu bereit erklärt hat, diese Arbeit anzuleiten und mit konstruktivem Rat zu begleiten. Für sein Verständnis für meine berufliche Situation möchte ich mich ebenfalls bedanken.

Dr. habil. Andreas Huth möchte ich für die Bereitstellung und wunschgemäßen Modifikationen des Waldwachstumsmodells FORMIX 3-Q sowie seiner Bereitschaft zur Begutachtung dieser Arbeit ebenfalls sehr herzlich danken.

Danken möchte ich auch allen beteiligten ehemaligen Kollegen von der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (heute Johann Heinrich von Thünen-Institut) in Hamburg, allen voran Dr. Wolf-Ulrich Kriebitzsch, sowie den zahlreichen ungenannten Helfern der Partner in Sabah, die mit ihrer Unterstützung der Feldarbeiten die Erhebung der Daten für diese Arbeit ermöglicht haben.

Ein besonderer Dank gebührt meinem ehemaligen Arbeitskollegen Dr. Reinhold Glauner für die fortlaufende Unterstützung und fachlichen Ratschläge.

Die Bearbeitung des Themas erfolgte über einen längeren Zeitraum berufsbegleitend zu meiner Tätigkeit für den Forest Stewardship Council (FSC). Mein tiefer Dank gilt daher meiner Familie, vor allem meiner Ehefrau Elke, für ihre Geduld und Unterstützung.

Das Projekt wurde in Teilen von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) gefördert. Die Feldarbeiten in Sabah wurden von der Landesforstverwaltung Sabah und der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) unterstützt. Dafür gilt den genannten Institutionen mein Dank.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	9
1.1	Einführung und Problemstellung	9
1.2	Zielsetzung und Hypothesen.....	12
2	RAHMENBEDINGUNGEN UND HINTERGRUNDINFORMATIONEN.....	18
2.1	Institutionelle Einbindung dieser Arbeit.....	18
2.2	Die nachhaltige Entwicklung des tropischen Feuchtwaldes.....	18
2.2.1	Entwicklungspolitisches Leitbild	18
2.2.2	Elemente der nachhaltigen Entwicklung auf Betriebsebene	19
2.3	Der Einsatz von Modellen in der Forstwirtschaft.....	26
2.3.1	Hintergrund und Entwicklung	26
2.3.2	Computergestützte Modelle zur Simulation des Waldwachstums	27
2.3.3	Waldwachstumsmodelle für tropische Feuchtwälder.....	29
2.4	FORMIX 3-Q.....	34
2.4.1	Zielsetzung	34
2.4.2	Zustandsvariablen und Skalen.....	35
2.4.3	Übersicht über Prozesse und ihre Abfolge	37
2.4.4	Design-Konzepte	37
2.4.5	Initialisierung.....	39
2.4.6	Externer Input.....	39
2.4.7	Teilmodelle.....	40
3	MATERIAL UND METHODEN	43
3.1	Das Untersuchungsgebiet	43
3.1.1	Auswahlkriterien	43
3.1.2	Lage und Klima	44
3.1.3	Die Waldressource.....	44
3.1.4	Topographie und Boden	44
3.1.5	Vegetation und Waldtyp.....	46
3.1.6	Entwicklung der Waldnutzung in Sabah und Deramakot	46
3.1.7	Der Modellforstbetrieb 'Deramakot'	50
3.2	Feldaufnahmen.....	55
3.3	Datenauswertung	58
3.3.1	Mathematisch-Statistische Auswertungen.....	58

3.3.2	Bestimmung des Bestandesvolumens	60
3.3.3	Verfahren zur Überprüfung der Assoziationssignifikanz	61
3.4	Literaturrecherche	62
3.5	Computersimulation und Simulationsszenarien	64
4	ERGEBNISSE UND DYNAMISIERUNGSOPTIONEN	69
4.1	Verjüngungsprozesse im tropischen Feuchtwald	69
4.1.1	Ergebnisse der Literaturlauswertung	69
4.1.2	Ergebnisse der Felduntersuchungen	85
4.1.3	Optionen zur Dynamisierung des Verjüngungsmodells	106
4.2	Standort-Leistung-Bezug im tropischen Feuchtwald	114
4.2.1	Ergebnisse der Literaturrecherche	114
4.2.2	Ergebnisse der Felduntersuchungen	117
4.2.3	Optionen zur Dynamisierung des Standort-Leistung-Bezugs	130
4.3	Durchforstungsmodell für FORMIX 3-Q	132
4.3.1	Ergebnisse der Literaturlauswertung	132
4.3.2	Formulierung des Durchforstungsmodells	152
4.3.3	Verifizierung des Durchforstungsmodells	158
4.3.4	Validierung des Durchforstungsmodells	200
4.3.5	Optionen zur Dynamisierung durch ein Durchforstungsmodell	213
5	DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	215
5.1	Modellhafte Abbildung der Verjüngungsprozesse	215
5.2	Berücksichtigung kleinflächiger Standort-Leistung-Beziehungen	221
5.3	Modellhafte Abbildung von Durchforstungseingriffen	223
5.4	Schlussfolgerungen und Ausblick	226
6	ZUSAMMENFASSUNG	228
7	LITERATURVERZEICHNIS	231
8	ANHANG	267

Abkürzungsverzeichnis

AAC	Annual Allowable Cut (jährlicher planmäßiger Hiebssatz)
ANOVA	Analysis of Variation (Varianzanalyse)
BHD	Brusthöhendurchmesser = Durchmesser eines Baumes in 1,3 m Höhe
BMZ	(Deutsches) Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
DIPSIM	Dipterocarp Growth and Yield Simulation Model (Waldwachstumsmodell für Dipterocarpaceenwäldern)
FMU	Forest Management Unit (Waldbewirtschaftungseinheit)
FORMIX	MIXed FORests (Waldwachstumsmodell für tropische Feuchtwälder)
F.R.	Forest Reserve (Forstreserve)
FRIM	Forest Research Institute of Malaysia (Forstliches Forschungsinstitut von Malaysia)
FSC	Forest Stewardship Council (Weltforstrat)
GhK	Universität Gesamthochschule Kassel
GIS	Geographisches Informationssystem
GTZ	Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit mbH
ITTO	International Tropical Timber Organization
M.A.I.	Mean Annual Increment (mittlerer jährlicher Zuwachs)
MDF	Mixed Dipterocarp Forest (gemischter Dipterocarpaceenwald)
MHD	Mindesthaubarkeitsdurchmesser
MSS	Modified Selection System
MUS	Malayan Uniform System
MMUS	Modified Malayan Uniform System
MYRLIN	Methods for Yield Regulation with Limited Information (Software-Toolbox zur Ertragsprognose in Indonesien)
PCT	Potential Crop Tree (potentieller Erntebaum, auch: Zukunftsbaum)
RIL	Reduced Impact Logging (Schonende Holzernte)
SMS	Selection Management System
STREK	Silvicultural Techniques for the Regeneration of logged-over forests in East Kalimantan (= Forstliches Kooperationsprojekt zwischen Indonesien und Frankreich von 1989-1996)
SYMFOR	Silviculture and yield management tools for tropical forests (Waldwachstumsmodell für tropische Feuchtwälder)
TPTI	Tebang Pilih Tanam Indonesia (Indonesian Selective Cutting and Replanting System)
ü.NN.	über Normal Null (Normal Null = Meereshöhe)
UFZ	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH, Leipzig-Halle

Hinweis: Bei der Angabe von numerischen Werten wird die deutsche Darstellung mit Tausenderpunkt und Dezimalkomma gewählt. Die Ziffernfolge 1.000 stellt den Wert "Eintausend" und die 1,00 den Wert "Eins" dar.

1 EINLEITUNG

1.1 Einführung und Problemstellung

Der Schutz und die nachhaltige Entwicklung der Tropenwälder zählt seit der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung (UNCED) im Jahr 1992 in Rio de Janeiro zu den vordringlichsten internationalen Aufgaben. Ungeachtet dessen setzt sich der Flächenrückgang der tropischen Feuchtwälder weltweit ungebremst fort und lag im Erfassungszeitraum von 2000 bis 2005 mit jährlich 11,8 Mio. ha noch über der Entwaldungsrate des vorherigen Erfassungszeitraumes von 1990 bis 2000 (FAO, 2007; DRIGO et al., 2009). Die Gesamtfläche der tropischen Feuchtwälder wird mit 1,1 Mrd. ha angegeben (BRANDON und WELLS, 2009). Aufgrund von Satellitenbilddauswertungen ist bekannt, dass weitere 5 Mio. ha tropischer Feuchtwald jährlich durch unplanmäßige und illegale Nutzungen stark degradiert werden (EMRICH et al., 2000; KOBAYASHI, 2004). Lediglich 7% der Waldfläche in den feuchten Tropen gelten als nachhaltig bewirtschaftet (ITTO, 2005; FAO 2006).

Von allen Tropenwaldländern der Erde verzeichnet Malaysia mit seinen starkholzreichen Dipterocarpaceenwäldern den relativ größten Anstieg der jährlichen Entwaldungsrate. Sie lag im Erfassungszeitraum von 2000 bis 2005 im Durchschnitt um 85,7% höher als im Erfassungszeitraum von 1990 bis 2000 (FAO, 2007). Besonders deutlich wird die kritische Situation der Waldflächenentwicklung am Beispiel des ostmalaysischen Bundesstaats Sabah. Hier nahm die Fläche der primären Dipterocarpaceenwäldern durch Umwandlungen und eine kontinuierlich expandierende Forstwirtschaft seit 1970 um rund 90% ab (JUN et al., 2000). Nach Angaben des SABAH FORESTRY DEPARTMENT (2009) beträgt die Primärwaldfläche heute nur noch rund 0,3 Mio. ha. Gleichzeitig hinterließ die exploitative Nutzung der Wälder stark degradierte Bestände auf einer Fläche von insgesamt rund 2,5 Mio. ha (TOH und GRACE, 2006), welche die heutige Produktionsgrundlage für die Forstwirtschaft darstellen (UNDP, 2008). Bereits seit Ende des letzten Jahrhunderts kann der Rohstoffbedarf der in Sabah ansässigen Holzindustrie nicht mehr aus den heimischen Wäldern gedeckt werden (KAMMESHEIDT, 2006; LAGAN et al., 2007). MANNAN und AWANG (1997) prognostizieren, dass die Wertholzvorräte in den Naturwäldern Sabahs spätestens im Jahr 2020 gänzlich erschöpft sein werden.

Seit Mitte der 1990er Jahre breiten sich Palmölplantagen in Sabah großflächig auf zuvor mit degradierten Wäldern bestockten Flächen aus. Mittlerweile haben die Palmölplantagen den tropischen Feuchtwald auf einer Fläche von rund 1,3 Mio. ha verdrängt und bedecken rund 18% der Landesfläche (POIC, 2009). Die Palmölindustrie hat die Holzindustrie inzwischen als bedeutendsten Wirtschaftszweig des Landes abgelöst. Aufgrund der anhaltenden weltweiten Nachfrage nach Palmöl ist die Anlage weiterer Plantagen geplant (POIC, 2009). Auch die Neuanlage der Plantagen wird nach Einschätzung des WWF (2007) größtenteils auf Flächen erfolgen, die derzeit noch mit degradierten Wäldern bestockt sind. Den ökonomischen, sozialen und ökologischen Funktionen dieser Waldflächen wird dabei ein geringerer Wert beigemessen als den kurzfristig realisierbaren Profiten aus der Plantagenwirtschaft (TANNER und KIRK, 2008).

Die Inwertsetzung der Produkte und Leistungen der verbliebenen Waldflächen ist eine der Strategien, die fortschreitende Umwandlung der degradierten Waldflächen in andere

Landnutzungsformen zu verhindern (CIFOR, 2000; ITTO, 2002; FAO, 2007). Neben der Holzproduktion werden dabei auch zunehmend die ökosystemaren Leistungen, die dauerhaft bewirtschaftete tropische Feuchtwälder zum Erhalt der Artenvielfalt oder als Kohlenstoffspeicher leisten, anerkannt und als marktfähige Produkte angesehen (MEIJAARD und SHEIL, 2007; GUSTAFSSON et al., 2007; PUTZ et al., 2008; IMAI et al., 2009; ITTO, 2009). KLEINE und HEUVELDOP (1993) sehen in der Überführung, Inwertsetzung und dauerhaften Bewirtschaftung degradierter tropischer Feuchtwälder eine der größten Herausforderungen für die Forstwirtschaft in den Tropen für die kommenden Jahrzehnte.

Im Gegensatz zur exploitativen Nutzung tropischer Feuchtwälder muss eine auf Dauer und Stetigkeit ausgerichtete multifunktionale Waldbewirtschaftung planmäßig und pfleglich erfolgen (FAO, 1998; ITTO, 2005). Die konzeptionellen Grundlagen für derartige Planungs- und Bewirtschaftungssysteme liegen bereits seit längerem vor (KLEINE und HEUVELDOP, 1993; GTZ, 2007). Die erfolgreiche Umsetzung dieser Konzepte bereitet jedoch in der forstbetrieblichen Praxis nach wie vor erhebliche Schwierigkeiten. So fehlen im Bereich der Ertrags- und Produktionsregelung grundlegende Informationen und längerfristige Erfahrungen zu Wachstum, Struktur und Dynamik der Bestände (HEUVELDOP et al., 2000; DURST und ENTERS, 2002; HAASE und SCHINDELE, 2005). Die Herleitung der nachhaltig nutzbaren Holzerntemenge gilt dabei als Kernprozess der forstlichen Planung (ONG und KLEINE, 1996; BICK et al., 1998). Ohne diese Planungsgröße lässt sich eine nachhaltige Bewirtschaftung im kommerziell genutzten tropischen Feuchtwald nicht umsetzen (HIGMAN et al., 2005).

Während sich Ersteingriffe in Primärwaldbestände noch ohne komplexere Berechnungen über einen einfachen, flächenbezogenen Planungsansatz durchführen lassen (vgl. MUZIOL et al., 2000), sind hingegen Wuchsdaten für eine verlässliche Nutzungsplanung in bereits genutzten Waldbeständen, die eine intensive Dynamik aufweisen, unverzichtbar (WEIDELT, 1986; FAO, 2003a; SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2009). So konnte ISMAIL (2007) beispielsweise nachweisen, dass die Planungsgrundlagen eines für unberührte Dipterocarpaceenwälder in Malaysia entwickelten selektiven Bewirtschaftungssystems nicht auf bereits genutzte Bestände übertragbar sind und dort ohne weitere Systemanpassungen zu einer fortschreitenden Destabilisierung der Bestände führen würden.

Im Falle von Situationen unvollkommener Informationen über den Planungsgegenstand ist der Einsatz neuer, innovativer Planungsinstrumente erforderlich (HASENAUER, 2006). Entsprechend wird für die forstliche Planung im tropischen Feuchtwald der Einsatz computergestützter Waldwachstumsmodelle vorgeschlagen, da diese die methodischen Voraussetzungen bieten, das Waldwachstum in verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien über längere Zeiträume "*in silico*" (GRAMELSBERGER, 2007) zu simulieren, ohne dass dazu die Ergebnisse zeit- und kostenintensiver Versuchsreihen *in vivo* abgewartet werden müssen (BOSSEL und KRIEGER, 1990; HUTH et al., 1998; MLADENOFF und BAKER, 1999; CLARK und CLARK, 1999; VANVLAY, 2003). Aufgrund des akuten Konkurrenzdruckes durch andere Landnutzungsformen können computergestützte Waldwachstumsmodelle so dazu beitragen, den zeitlichen und räumlichen Skalenunterschied zwischen Forstplanung und Waldwachstum zu überwinden und schnelle und verlässliche

Informationen für die forstliche Entscheidungsfindung zur Verfügung zu stellen (KLEINE, 1997; GUNN, 2007).

Computergestützte Waldwachstumsmodelle aus der Gruppe der deskriptiven Modelle, die verstärkt seit den 1990er Jahren im Rahmen der Forstplanung in Europa und Nordamerika eingesetzt werden (vgl. HASENAUER, 2006; TURLAND, 2007; PRETZSCH et al., 2007), können aufgrund ihrer Abhängigkeit von wachstumskundlichen Zeitreihendaten für langfristige Prognosen der Bestandesentwicklung im komplex strukturierten tropischen Feuchtwald nur bei ausreichend vorhandenen Daten sinnvoll eingesetzt werden (FAO, 2003a). Stattdessen bietet sich jedoch der Einsatz prozessorientierter Waldwachstumsmodelle an. Dieser zur Gruppe der erklärenden Modelle zählende Modelltyp beschreibt das Waldwachstum im Gegensatz zu den deskriptiven Modellen nicht über eine statistische Fortschreibung der empirischen Wuchsdaten, sondern anhand der kausalen Beziehungen der Stoffkreisläufe im ökosystemaren und physiologischen Prozessgefüge (HUTH, 1999; JOHNSEN et al., 2001; PORTÉ und BARTELINK, 2002; LANDSBERG, 2003; BOSSEL, 2004; RENNOLLS et al., 2007). Prozessorientierte Waldwachstumsmodelle benötigen zur Parametrisierung überwiegend ökophysiologische Daten, welche durch Fortschritte in der Messtechnik zunehmend leichter zur Verfügung stehen (vgl. SCHLENSOG, 1997; HUTH, 1999). Forstpraktiker haben diese ursprünglich für rein wissenschaftliche Fragestellungen konzipierten Modelle jedoch über Jahrzehnte hinweg ignoriert, da sie als zu komplex und zu unzuverlässig für praktische Anwendungen gelten (PORTÉ und BARTELINK, 2002; LANDSBERG, 2003; PENG und WEN, 2006; RENNOLLS et al., 2007).

Mit FORMIX 3-Q steht hingegen ein prozessorientiertes Waldwachstumsmodell zur Verfügung, welches bereits in seiner konzeptionellen Phase für den Einsatz im Rahmen eines integrierten forstlichen Planungs- und Bewirtschaftungssystems für tropische Feuchtwälder vorgesehen war und konsequent für diesen Einsatzbereich entwickelt wurde (BOSSEL und KRIEGER, 1990; HUTH, 1999). FORMIX 3-Q wurde von DITZER (1999) für die Wachstumssimulation tropischer Feuchtwälder in Sabah umfassend parametrisiert und erfolgreich validiert. DITZER et al. (2000) und GLAUNER et al. (2003) haben das Modell bereits zu Wachstums- und Ertragsstudien von Tieflanddipterocarpaceenwäldern in Sabah unter verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien herangezogen.

Im Zusammenhang mit diesen Anwendungen wurden Forschungsempfehlungen zur Überprüfung und Weiterentwicklung von FORMIX 3-Q formuliert, die das Modell für die forstliche Praxis besser nutzbar machen sollen. Aus diesen Empfehlungen wurden diejenigen Aspekte zur Untersuchung in dieser Arbeit ausgewählt, auf deren besondere Bedeutung bereits von verschiedenen Experten wiederholt hingewiesen wurde. Dazu zählen:

- Die biologisch plausible Abbildung natürlicher Verjüngungsprozesse (u.a. VANCLAY, 1992b; KÖHLER et al., 2000b; KARIUKI et al., 2006; MIINA et al., 2006; RÜGER et al., 2007);
- Die Berücksichtigung der kleinörtlichen Standortvariabilität (u.a. VANCLAY, 1992a; KAHN, 1995; GLAUNER, 1999; PRETZSCH, 2001);

- Die Berücksichtigung waldbaulicher Behandlungsoptionen (u.a. KLEINE, 1997; VANCLAY, 2002; REDHAHARI et al., 2002; DAUME und ROBERTSON, 2000; SÖDERBERGH und LEDERMANN, 2003).

Die Untersuchungen werden mit FORMIX 3-Q in der Modellparametrisierung für die Deramakot Forstreserve in Sabah (Ost-Malaysia) durchgeführt. Erstmals besteht dabei die Möglichkeit, umfangreiche Untersuchungen zur Dynamisierung eines prozessorientierten Waldwachstumsmodells anhand speziell erhobener Inventurdaten aus *dem* Forstbetrieb durchzuführen, für den das Modell bereits erfolgreich validiert wurde (vgl. DITZER, 1999). Die Verfügbarkeit empirischer Daten zur Verifizierung und Validierung relevanter Teilmodelle gilt als das kritischste Element bei der Weiterentwicklung von Waldwachstumsmodellen (ULFT, 2004).

1.2 Zielsetzung und Hypothesen

Das **Ziel** dieser Arbeit ist es darzulegen, dass das prozessorientierte Waldwachstumsmodell FORMIX 3-Q durch die Entwicklung forstlich relevanter Teilmodelle eine Dynamisierung erfahren kann, welche das Modell zur schnellen und praktikablen Beurteilung ökonomischer und ökologischer Auswirkungen verschiedener Managementstrategien für den praktischen Einsatz im Rahmen der tropenforstlichen Betriebsplanung annehmbar und verwendbar macht.

In Anlehnung an WIEGAND et al. (2003) sowie GRIMM et al. (2005) werden dazu die zeitlichen und räumlichen Muster ausgewählter Wachstumsprozesse anhand von Literatur- und Datenauswertungen identifiziert, die funktionalen Beziehungen der musterbildenden Parameter analysiert und zur Einbindung bzw. Weiterentwicklung entsprechender Teilmodelle von FORMIX 3-Q vorgeschlagen ("*pattern-oriented modeling*"). Im weiteren Verlauf der Modellentwicklung dienen diese Muster zudem der Verifizierung und Validierung der neuen Teilmodelle (vgl. GRIMM und RAILSBACK, 2005).

Daraus ergeben sich für die Untersuchung der ausgewählten Wachstumsprozesse die folgenden **Aufgabenstellungen**:

1. Überprüfung des bisherigen Modellansatzes zur Abbildung der Verjüngungsprozesse;
2. Prozessanalyse zur Berücksichtigung von kleinflächigen Standort-Leistung-Beziehungen;
3. Erarbeitung eines Modellansatzes zur Abbildung von Durchforstungseingriffen.

Für jeden zur Untersuchung ausgewählten Wachstumsprozess wird dazu eine **Arbeitshypothese** auf Grundlage der Hierarchie-Theorie zur Komplexität von Ökosystemen (vgl. O'NEILL et al., 1986; ULRICH, 1994) formuliert. Demnach wird die Dynamik des Prozessgefüges in den Struktureinheiten (*Holons*) eines Systems durch seine mannigfaltigen *Muster* auf den verschiedenen raum-zeitlichen Skalen sichtbar. Zur Untersuchung der Dynamik der jeweiligen Subsysteme werden die einzelnen Ebenen des Gefüges aus ihrem raum-zeitlichen Kontext herausgelöst. Im Ökosystem "*Tropischer Feuchtwald*" zählen Muster und Korrelationen (deterministische Gesetzmäßigkeiten) in den verschiedenen Subsystemen

(Teilprozessen) des Waldwachstums zu den wesentlichen Faktoren bei der Bestimmung von Struktur, Artenzusammensetzung und Holzerträgen (HUBBELL und FOSTER, 1990; ALDER, 1995, FINEGAN et al., 1999). Dieser Ansatz ermöglicht es, relevante Teilprozesse des Wachstums auf einer makroskaligen Hierarchieebene zusammenzufassen und für die Modellentwicklung verfügbar zu machen, ohne dass die physiologischen Größen und Mechanismen auf den niedrigeren Systemhierarchieebenen vollständig bekannt und erforscht sein müssen.

Grundlegende Verjüngungsprozesse

Die biologisch plausible Abbildung natürlicher Verjüngungsmechanismen in Waldwachstumsmodellen ist wesentliche Voraussetzung für eine zuverlässige Simulation von Holzernteszenarien und Ertragsprognosen im Rahmen polyzyklischer Bewirtschaftungssysteme (VANCLAY, 1992b; VANCLAY, 1994; HOGANSON und BURK, 1997; GLAUNER et al., 2003; KARIUKI, 2004; HERLING, 2005). Die bisherige modellhafte Abbildung der Verjüngungsprozesse in strukturreichen Mischwäldern gilt als unzureichend und von der Realität stark abweichend (PORTÉ und BARTELINK, 2002; ULFT, 2004). Zu den Hauptursachen zählt nach Meinung von FAVRICHON (1998) die unzureichende Verknüpfung der Verjüngungsdynamik mit den strukturellen Parametern des Baumbestandes. Andere Autoren hingegen halten die Verjüngungsprozesse in strukturreichen Mischwäldern generell für einen überwiegend stochastischen Prozess, der sich in Waldwachstumsmodellen gar nicht umfassend abbilden lässt (vgl. RICHARDS, 1996; HUBBEL et al., 1999).

Auch FORMIX 3-Q bildet in der aktuellen Version die Regenerationsprozesse im Dipterocarpaceenwald nur durch ein statisches Einwuchsmodell auf Grundlage von Expertenwissen ab, ohne dabei strukturelle Bestandesparameter in Betracht zu ziehen (vgl. DITZER, 1999). In der vorliegenden Arbeit wird dieser Ansatz des Einwuchsmodells aus populationsdynamischer Sicht auf Plausibilität geprüft und musterprägende Parameter zur Verbesserung der modellhaften Abbildung der Verjüngungsprozesse untersucht.

Arbeitshypothese # 1

Durch die Implementierung musterbildender funktionaler Beziehungen, die sich aus der Korrelation von Verjüngungsaufkommen und der Struktur des Baumbestandes mit einem $BHD \geq 10 \text{ cm}$ ergeben, lässt sich im Modell FORMIX 3-Q ein biologisch plausibles Abbild der natürlichen Regenerationsprozesse darstellen, welches in seiner Genauigkeit den Anforderungen an ein praxisgerechtes Managementinstrument für die betriebliche Planung und Kontrolle im tropischen Feuchtwald genügt.

Bei der Formulierung der Arbeitshypothese wird vom Grundsatz der Praktikabilität ausgegangen, um den zukünftigen Einsatz des Modells in der forstlichen Praxis nicht durch eine zu hohe Komplexität des Verjüngungsmodells in Frage zu stellen. Daher wird das hypothetische Verjüngungsverhalten bewusst vereinfacht beschrieben und zunächst auf die bekannte grundlegende Dichotomie von schattentoleranten Klimaxbaumarten und lichtbedürftigen Pionierbaumarten fokussiert (vgl. ASHTON, 1989; WHITMORE, 1993;

TURNER, 2001). Wie in Abb. 1 dargestellt, wird im Fall der schattentoleranten Klimaxbaumarten davon ausgegangen, dass sie sich bei mittleren Bestandesstrukturen am besten verjüngen. Im Fall der lichtbedürftigen Pionierbaumarten wird davon ausgegangen, dass sie sich in Bereichen mit Freiflächenklima oberhalb einer bestimmten Mindesteinstrahlung gut regenerieren, während sie sich in dichten Beständen schlecht verjüngen.

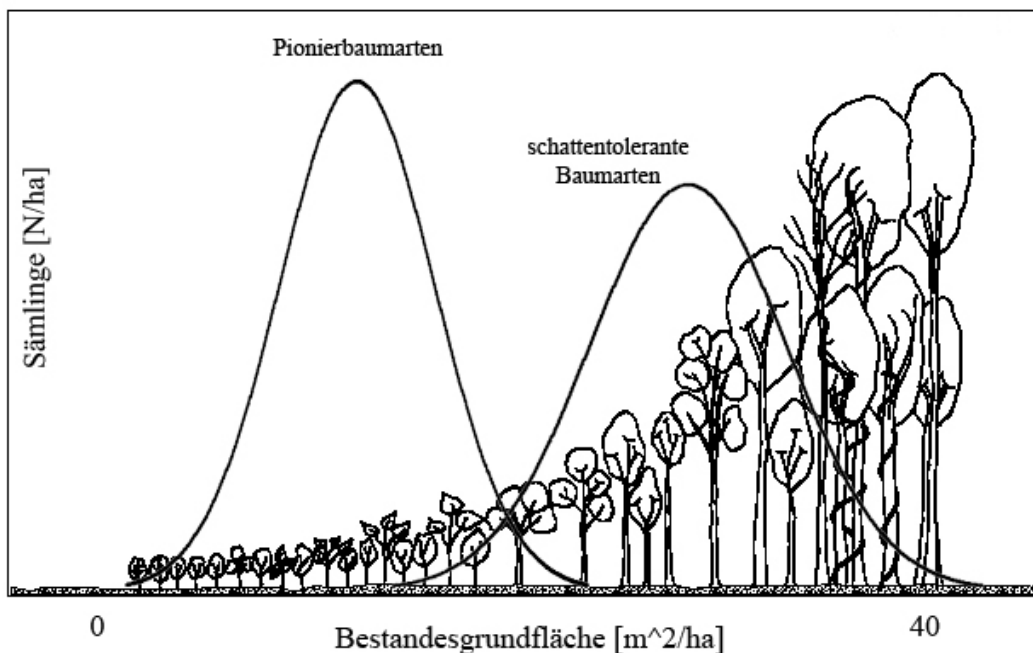


Abb. 1: Hypothetische Verteilungsmuster der Verjüngung von Pionier- und Klimaxbaumarten in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche im tropischen Feuchtwald.

Standortsensitive Wachstumsprozesse

Aus verschiedenen standortkundlichen Untersuchungen sind Hinweise bekannt, dass sich Muster in den Bestandesstrukturen tropischer Feuchtwälder auch in Abhängigkeit von der örtlichen Lage ausprägen (vgl. WADSWORTH, 1987; ASHTON und HALL, 1992; RICHARDS, 1996; GOURLET-FLEURY und HOULLIER, 2000). Aus der Vielzahl der musterbildenden physiographischen Faktoren wurde im Rahmen dieser Arbeit die Hanglage ausgewählt, da dieser Faktor in der ertragskundlichen Forschung im tropischen Feuchtwald bisher nur wenig Beachtung fand und in den bisherigen Vorschlägen zu Ertragsprognosen mit FORMIX 3-Q nicht berücksichtigt wurde (vgl. DITZER et al., 2000; GLAUNER et al., 2003). Dieser Faktor gewinnt jedoch im Rahmen der Bewirtschaftung der Feuchtwälder Südostasiens eine besondere Bedeutung, da viele der heute noch vorhandenen Waldflächen im reliefreichen Hügel- und Bergland liegen, während die Wälder im Flachland zugunsten anderer Nutzungsformen weitestgehend verdrängt wurden.

Arbeitshypothese # 2

Die Hanglage hat im tropischen Feuchtwald einen signifikanten Einfluss auf das Höhenwachstum der Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm und damit auf die Höhe der Holzträge. Bäume gleicher Art und gleichen Alters weisen demnach unter sonst gleichen Bedingungen lediglich aufgrund der unterschiedlichen Hanglage ein unterschiedliches Höhenwachstum auf. Infolge der Wasser- und Nährstoffsituation finden sich dabei die höchsten Bäume am Unterhang, die niedrigsten am Oberhang (siehe Abb. 2 und Abb. 3). Diese Wuchsunterschiede müssen in einer Szenarienanalyse mit Waldwachstumsmodellen berücksichtigt werden, um verlässliche Ertragsprognosen auf Forstbetriebsebene zu ermöglichen.

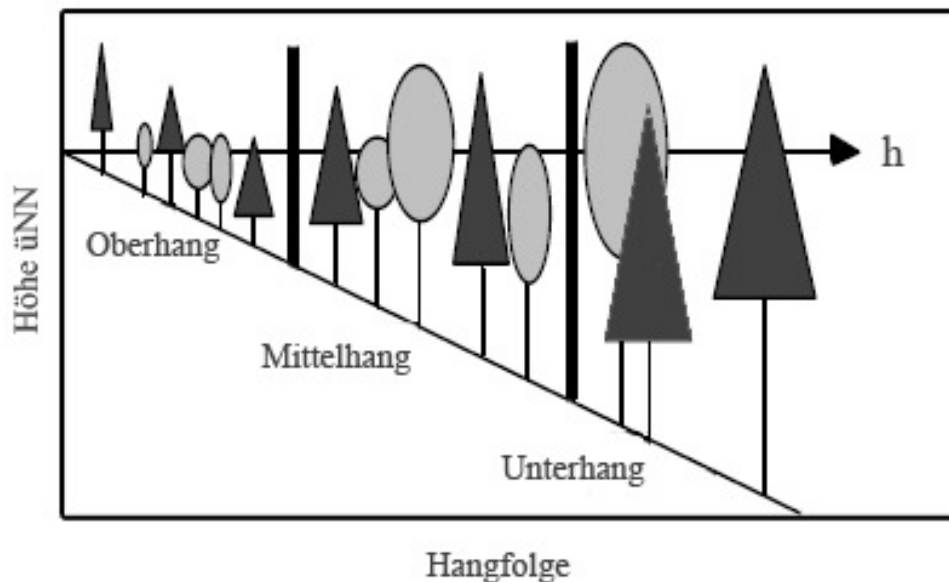


Abb. 2: Hypothetische Wachstumsmuster gleichaltriger und gleichartiger Bäume (h =Baumhöhe) in Abhängigkeit von der Hanglage, unter sonst gleichen Umständen (nach GADOW, 2003; verändert).

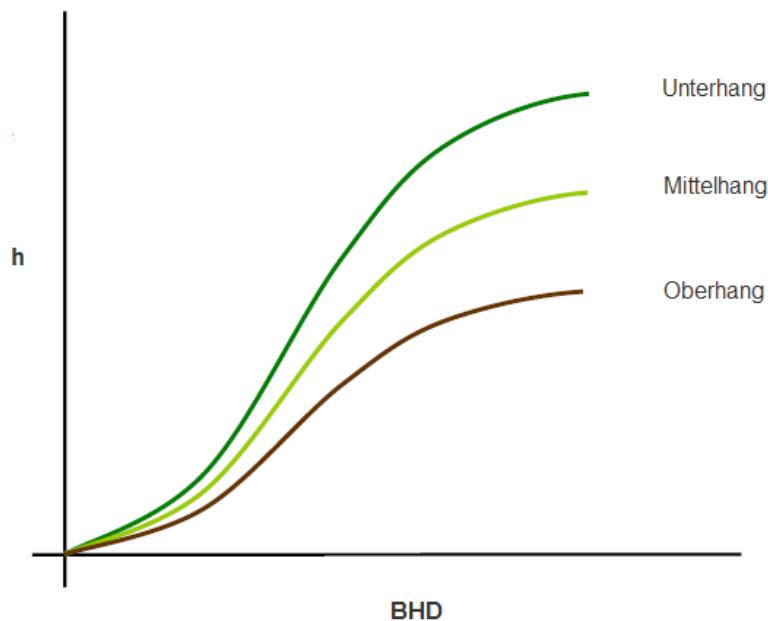


Abb. 3: Hypothetische Höhenkurve der Bäume in Abhängigkeit von der Hanglage (BHD= Brusthöhendurchmesser, h=Baumhöhe).

Wachstumsprozesse infolge waldbaulicher Interventionen

Waldwachstumsmodelle müssen als Prognoseinstrument im Rahmen der forstlichen Planung in der Lage sein, die Effekte waldbaulicher Interventionen plausibel abzubilden (KLEINE, 1997; VANCLAY, 2002; SÖDERBERG und LEDERMANN, 2003; HASENAUER, 2004). Die Implementierung einer Durchforstungsoption eröffnet dem Nutzer die Möglichkeit, das Modell nicht nur für Ertragsprognosen, sondern auch als waldbauliches Entscheidungsinstrument ("*silvicultural decision support system*") zu nutzen (vgl. KLEINE, 1997; HUTH et al., 2004).

Arbeitshypothese # 3A

Ein bedienungsfreundliches Durchforstungsmodell lässt sich in das prozessorientierte Waldwachstumsmodell FORMIX 3-Q derart integrieren, dass sich Durchforstungen im selektiv bewirtschafteten tropischen Feuchtwald über eine Steuerung der Bestandesdichte praxisnah simulieren lassen und zu plausiblen Ergebnissen führen.

Dieser Hypothese liegt –analog zur Theorie der optimalen Grundflächenhaltung nach ASSMANN (1961)- die grundsätzliche Überlegung zugrunde, dass es im tropischen Feuchtwald für jede Bewirtschaftungsoption (Szenarium, Entwicklungspfad) eine optimale Bestandesdichte gibt, die einen maximalen Zuwachs ermöglicht (vgl. ONG und KLEINE, 1995; GLAUNER et al., 2003). In Abb. 4 sind die Muster dieser hypothetischen Beziehung am Beispiel des Zuwachses in den in dieser Arbeit verwendeten Bewirtschaftungsszenarien "*Textbook*" und "*Borderline*" (näher beschrieben in Kap. 3.5) vereinfacht dargestellt. Anhand

von Computersimulationen mit FORMIX 3-Q soll das Konzept des optimalen Zuwachsbereichs für den degradierten tropischen Feuchtwald in der Deramakot Forstreserve anhand des vorgeschlagenen Durchforstungsmodells überprüft werden.

Die Praxisnähe definiert sich über die Bedienbarkeit des Durchforstungsmodells sowie die Möglichkeit, ein breites Spektrum an Durchforstungsoptionen und waldbau-technischen Vorschriften der Forstverwaltungen auf ihre Folgen für den Zuwachs, die Struktur und die Artenzusammensetzung eines Bestandes überprüfen zu können. Die Plausibilität der Ergebnisse ergibt sich durch eine prinzipielle Validierung der vom Modell generierten Werte anhand von Ergebnissen aus der Literatur. Dies eröffnet die Möglichkeit, Rückschlüsse auf bisherige Durchforstungskonzepte zu ziehen und Behandlungsempfehlungen abzuleiten.

Arbeitshypothese # 3B

Das prozessorientierte Waldwachstumsmodell FORMIX 3-Q lässt sich durch die Implementierung eines validierten Durchforstungsmodells als waldbauliches Entscheidungsinstrument nutzen, um verschiedene Durchforstungskonzepte im tropischen Feuchtwald zu prüfen und konzeptionelle Vorschläge zur Durchforstung zu entwickeln.

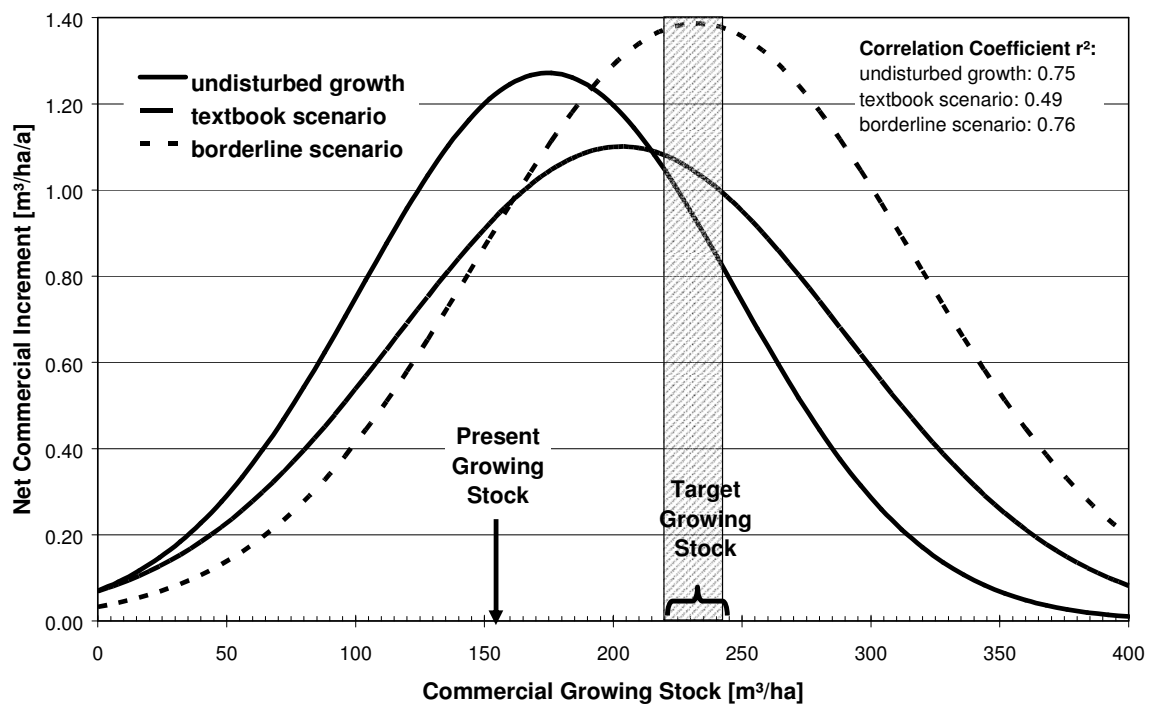


Abb. 4: Hypothetische Muster im Zuwachsverhalten der als kommerziell eingestufteten Baumarten in der Deramakot Forstreserve in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsszenarien und Bestandesvolumen (GLAUNER et al., 2003).

2 RAHMENBEDINGUNGEN UND HINTERGRUNDINFORMATIONEN

2.1 Institutionelle Einbindung dieser Arbeit

Diese Arbeit ist Teil einer seit 1990 laufenden Forschungskooperation zwischen der Universität Gesamthochschule Kassel (GhK), dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung Leipzig-Halle (UFZ) und der Universität Hamburg. Ziel dieser Forschungskooperation ist die Entwicklung eines computergestützten Waldwachstumsmodells, das für die betriebliche Planung im Rahmen der nachhaltigen Bewirtschaftung tropischer Feuchtwälder eingesetzt werden kann.

Die zur Entwicklung notwendigen Freilanduntersuchungen wurden in Sabah und Sarawak in enger Zusammenarbeit mit den beiden vom Deutschen Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit (BMZ) geförderten Technischen Kooperationsprojekten der GTZ "*Malaysian-German Sustainable Forest Management Project (SFMP)*" in Sandakan, sowie dem "*Malaysian-German Technical Cooperation Project: Forest Management Information System Sarawak (FOMISS)*" in Kuching durchgeführt. Unterstützt wurden die Arbeiten außerdem durch die Forstverwaltungen in Sabah und Sarawak sowie dem Sabah Research Institute, die allesamt umfangreiches Datenmaterial zur Verfügung gestellt haben.

Die Durchführung der Feldarbeiten in Sabah erfolgte in Zusammenarbeit mit den Universitäten Kiel, Göttingen und Hamburg. Im Einzelnen umfasste dies die Messung der Photosyntheseraten (ESCHENBACH et al., 1998), die Lichtklima-Untersuchungen (SCHLENSOG, 1997), die Inventarisierung der Regeneration (WERNER, zit. in DITZER, 1999), die Erfassung der Standorte (GLAUNER, 1999) sowie die Ermittlung der ökonomischen Parameter der Holzernte (SCHOPFERER und GLAUNER, 2005). Die speziell für die Untersuchungen in dieser Arbeit durchgeführten Feldaufnahmen werden in Kap. 3.2 näher vorgestellt.

2.2 Die nachhaltige Entwicklung des tropischen Feuchtwaldes

2.2.1 Entwicklungspolitisches Leitbild

Am Ende des 20. Jahrhunderts vollzog sich in der internationalen Agenda ein fundamentaler Paradigmenwechsel im Verhältnis des Menschen zur Natur und ihren Ressourcen (STEINLIN, 1992; PRODAN, 1993). Ursprünglich als unerschöpfliche Rohstoffquelle angesehen, erkannte man Anfang der 1970er Jahre die Endlichkeit der verfügbaren natürlichen Ressourcen und die Wechselwirkungen zwischen wirtschaftlichem Handeln und den Auswirkungen auf die Umwelt. Im ersten Bericht an den Club of Rome (MAEDOWS et al., 1972) wurde diese Endlichkeit erstmals wissenschaftlich dokumentiert. Die UNO-Weltkonferenz über die menschliche Umwelt (kurz Umweltschutzkonferenz) vom 5.-16. Juni 1972 in Stockholm war die erste UNO-Weltkonferenz zum Thema Umwelt überhaupt und gilt als der Beginn der internationalen Umweltpolitik. In dieser Konferenz wurden die Gefahren von Entwicklungsmodellen aufgezeigt, die ausschließlich auf dem Ansatz des wirtschaftlichen Wachstums beruhen. In der Folge entwickelte sich die Forderung nach einer verantwortungsvollen Nutzung der Ressourcen im Rahmen einer nachhaltigen Entwicklung

(WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT, 1987). Das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung wurde 1992 als neues Entwicklungs-Paradigma auf der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung (UNCED) in Rio de Janeiro international vereinbart. Die effektive Nutzung der erneuerbaren Rohstoffe spielt im Konzept der nachhaltigen Entwicklung eine zentrale Rolle. Mit der Vereinbarung der "Forest Principles" und des Kapitel 11 der Agenda 21 ("*Combating Deforestation*") stellt UNCED einen Meilenstein für die nachhaltige Entwicklung der Wälder der Erde und die Nutzung ihrer vielfältigen Produkte und Leistungen dar (SCHNEIDER, 1993; HEUVELDOP et al., 1998).

Der Begriff der Nachhaltigkeit ist Ausdruck einer ethisch-moralischen Verantwortung und inhaltlich zunächst nicht belegt (BRUENIG, 2002). In seiner klassischen Definition beinhaltet die forstliche Nachhaltigkeit 'Dauer, Stetigkeit und Gleichmaß der Holzträge bei gleichzeitigem Erhalt der Waldfläche' (SPEIDEL, 1972). Diese Definition verdeutlicht, dass der Wald ursprünglich nur als reiner Holzlieferant gesehen wurde. In der modernen holistischen Betrachtung des Ökosystems versteht man unter der Nachhaltigkeit "*die Betreuung und Nutzung von Wäldern und Waldflächen auf eine Weise und in einem Ausmaß, das deren biologische Vielfalt, Produktivität, Verjüngungsfähigkeit und Vitalität erhält sowie deren Potential, jetzt und in der Zukunft die entsprechenden ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Funktionen auf lokaler, nationaler und globaler Ebene zu erfüllen, ohne anderen Ökosystemen Schaden zuzufügen*" (nach Helsinki Resolution H1 in: MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE, 1993). Inzwischen wird das Prinzip der Nachhaltigkeit in allen Teilen der Welt als Grundsatz einer planmäßigen und geordneten Forstwirtschaft allgemein anerkannt. Um die erfolgreiche Umsetzung bemühen sich Politiker, Wissenschaftler, Interessengruppen und Forstpraktiker in aller Welt. Diese Bemühungen spiegeln sich auch in den Standards verschiedener Organisationen wider, die Prinzipien und Kriterien einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung definieren (vgl. HEUVELDOP et al., 1994; FOREST STEWARDSHIP COUNCIL, 2004; ITTO, 2005).

2.2.2 Elemente der nachhaltigen Entwicklung auf Betriebsebene

Forstplanung

Die nachhaltige Entwicklung der Wälder wird durch die mittel- und langfristige forstliche Planung (im deutschsprachigen Raum "*Forsteinrichtung*" genannt) sichergestellt. Aufgabe der Forstplanung ist die Steuerung und Analyse der Waldentwicklung unter Berücksichtigung ökologischer, wirtschaftlicher, betrieblicher und gesellschaftlicher Aspekte (GADOW, 2005). Die Grundlage und Durchführung der Forstplanung wird in den einschlägigen Lehrbüchern (KURTH, 1994; GADOW, 2005) ausführlich beschrieben.

Die wesentlichen Grundsätze sowie die Elemente der forstlichen Planung sind global gültig und finden sich auch in Beispielen moderner Bewirtschaftungskonzepte für den tropischen Feuchtwald (BRUENIG und POKER, 1989; KLEINE und HEUVELDOP, 1993; BRUENIG, 1996; WEIDELT, 1996b; ARMITAGE, 1998; APPANAH, 1998; MANNAN et al., 2002). Obwohl die ersten dokumentierten Nachweise geplanter Bewirtschaftungsmaßnahmen in tropischen Feuchtwäldern bereits bis ins frühe 19. Jahrhundert zurückgehen (PALMER und SYNNOTT, 1992), ist das Konzept einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung bisher nur auf etwa 7% der gesamten Tropenwaldfläche umgesetzt (ITTO, 2005; FAO, 2007). Die

vielschichtigen Gründe hierfür werden u.a. vom Deutschen Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML, 1999) sowie von PEARCE et al. (2005) ausführlich diskutiert.

Ertragsregelung

Die '*Bestimmung des gegenwärtigen und zukünftigen Holzertrags der Wälder*' wurde bereits von HARTIG (1795) als das Hauptziel der forstlichen Planung formuliert (KURTH, 1994). Dies gilt auch heute noch für Bewirtschaftungssysteme, in denen die Produktion von Holz fester Bestandteil der wirtschaftlichen Zielsetzung des Forstbetriebes ist (ONG und KLEINE, 1996; ARMITAGE, 1998; ALDER, 1999; HEUVELDOP et al., 2000). Die Ertragsregelung ist zentrale Aufgabe der mittelfristigen Planung und strategische Komponente der Gesamtplanung. Die nachhaltig nutzbare Holzmenge wird auch als Hiebssatz bezeichnet. In der englischsprachigen Literatur entspricht dies dem "*Annual Allowable Cut*" (AAC). Im Rahmen dieser Arbeit wird der Begriff "*Hiebssatz*" im Sinne des "*naturalen Hiebssatzes*" verwendet. Darunter wird allgemein die Holzmenge verstanden, die im Rahmen der mittelfristigen Planung in Übereinstimmung mit den Betriebszielen langfristig geerntet werden kann, ohne das Gesamtpotential des natürlichen und sozio-ökonomischen Standortes zu gefährden (SPEIDEL, 1972). Die Höhe des Hiebssatzes beeinflusst nicht nur wesentlich die Ertragslage eines Betriebes, er stellt durch die mit der Holzernte einhergehenden Veränderungen der Bestandesstrukturen auch den "*Motor der gesamten waldbaulichen Tätigkeit*" dar (LEIBUNDGUT, 1984). Verfahren zur Ertragsregelung in verschiedenen Ländern der feuchten Tropen werden u.a. von der FAO (1998) und von WRIGHT und ALDER (2000) vorgestellt.

Generell lassen sich die Verfahren zur Ertragsregelung in den Tropen nach ALDER (1999) in zwei Gruppen einteilen:

- A) Verfahren mit Formelweisern, und
- B) Verfahren mit Simulationsmodellen.

Zu den Verfahren der Gruppe A zählen nach WRIGHT (2000):

1. Kombination aus Flächeninformation und Nutzungszyklus,
2. Kombination aus Flächen- und Volumeninformation sowie Nutzungszyklus,
3. Kombination aus Volumen- und Zuwachsinformation,
4. Reine Volumenverfahren.

Die Verfahren der ersten Gruppe (A) umfassen hauptsächlich die im 18. und 19. Jahrhundert in Mitteleuropa für "normale" Wälder entwickelten Planungsverfahren (vgl. HASEL, 1985; LENNERTZ et al., 1991). In der einfachsten Ausprägung wird der Hiebssatz dabei über die Flächeninformation, den Nutzungszyklus sowie einfache waldbauliche Vorgaben festgelegt. Über den Nutzungszyklus lässt sich die Gesamtfläche in etwa gleich große jährliche Ernteblocke (engl.: "*coupe*") unterteilen, in denen sich die Anzahl der zu erntenden Bäume über den Mindesthaubarkeitsdurchmesser für bestimmte Baumarten oder -gruppen ergibt. Dieses Verfahren wurde jahrzehntelang in Südostasien praktiziert, teilweise kombiniert mit Informationen zu den Bestandesvolumina aus kleinflächigen Stichprobeninventuren, die vor

der Ernte durchgeführt wurden (vgl. WYATT-SMITH, 1963). Mit diesem zusätzlichen Schritt lässt sich im Fall einer wiederholten Nutzung die unterschiedliche Ausstattung der Bestände mit erntefähigen Bäumen berücksichtigen und eine relativ ausgeglichene Holzproduktion sicherstellen.

Entsprechend der traditionellen Vorstellung, im Rahmen der nachhaltigen Nutzung nur den Zuwachs zu ernten (vgl. SCHANZ, 1996), wurden Verfahren entwickelt, die den jährlichen Zuwachs (engl.: "*mean annual increment*" = MAI) in die Berechnung einbeziehen. Da diese Informationen in den meisten Fällen in den Tropen nicht vorliegen, empfiehlt die ITTO noch im Jahr 2006, in diesen Situationen den Zuwachs nach Vorschlag von DAWKINS (1964) pantropisch mit $1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ konservativ zu schätzen. Dementsprechend führen diese Verfahren zu ungenauen Ergebnissen (WEINLAND et al., 1999) und sind in den Fällen, in denen Bestände zur wiederholten Nutzung anstehen, nicht sinnvoll einsetzbar (STEEGE, 1998). Auch eine weitere Verfeinerung der Verfahren durch die zusätzliche Anwendung bekannter Formelweiser ("Gehrhardt-" oder "Cotta Methode", "von-Mantel-Methode" (vgl. HAASE und SCHINDELE, 2005)) führte letztendlich nicht zu einer verlässlichen, langfristigen Ernteplanung. Hauptgründe sind die fehlenden Informationen und Erfahrungen zu Dynamik und Zuwachs der unterschiedlichen Waldformationen und -strukturen. Nach DAWKINS (1958) sind mindestens 10 bis 20-jährige Messreihen notwendig, um den Zuwachs im tropischen Feuchtwald einigermaßen zuverlässig zu ermitteln.

In fortwährender Ermangelung empirischer Wachstumsdaten wurden die Verfahren der Gruppe B vorgeschlagen, in denen Simulationsmodelle als Hilfsmittel der Planung und Kontrolle eingesetzt werden sollen. Trotz erster Versuche (siehe nachfolgende Beispiele) haben sich diese Verfahren noch nicht in der forstbetrieblichen Praxis etabliert.

Beispiele zur Ertragsregelung in Südostasien

Seit 1958 erfolgt die Waldbewirtschaftung auf den **Philippinen** nach den Vorschriften der "Philippinischen Selektionswirtschaft" (WEIDELT, 1986; WOELL, 1988). Die Bestimmung des planmäßigen Hiebssatzes in den Konzessionsbetrieben erfolgt nach einer Methode, die aus einer Kombination aus Flächen- und Volumeninformation sowie dem Nutzungszyklus besteht (WEIDELT und BANAAG, 1982). Dabei wird das übliche Berechnungsverfahren in zwei Varianten um lokale Faktoren erweitert (vgl. FAO, 1998). Variante 1, die zur Hiebssatzplanung in Betrieben ohne genehmigten Bewirtschaftungsplan zur Anwendung kommt, bezieht zusätzlich das Volumen der Bäume in definierten Durchmesserklassen ein und beinhaltet einen Reduktionsfaktor zur Berücksichtigung der Ernte- und Bringeverluste. Variante 2 wird zur Hiebssatzplanung in Betrieben mit genehmigtem Bewirtschaftungsplan verwendet. In dieser Variante wird in Erweiterung der Variante 1 die Bonität des Standortes berücksichtigt. Dies erfolgt über die Einbeziehung des potentiellen Zuwachses aus lokalen Ertragstafeln. TOMBOC und MENDOZA (1993) haben an einem Modell zur Simulation der Philippinischen Selektionswirtschaft gearbeitet, doch infolge des seit Mitte der 1990er Jahre gültigen landesweiten Holzeinschlagsmatoriums in Naturwäldern fand in diesem Bereich keine nennenswerte weitere Entwicklung statt.

In **Indonesien** wurde die Holzerntemenge in der Phase der ersten Eingriffe in die Primärwälder über pauschale Vorschriften des Waldbausystems innerhalb einer festgelegten Einschlagsfläche definiert (IMANUDDIN und WAHJONO, 2006). So konnten in einem 35-jährigen Nutzungszyklus in einem Flachland-Dipterocarpaceenwald alle Bäume mit $BHD \geq 60$ cm auf einer bestimmten Fläche entnommen werden. Da derartige 'waldbauliche' Vorgaben primär ökonomisch motiviert waren (vgl. WEIDELT, 1996b), führte dieses vereinfachte 'Planungsverfahren' in der Praxis bereits zu einer starken Übernutzung und Degradierung der Bestände (JUSTIANTO, 2002). In der Konzessionswirtschaft mit wiederkehrenden Eingriffen wurde dieses Verfahren durch eine Kombination aus Flächen- und Volumenkalkulation ersetzt (REDHAHARI und SUMARYONO, 2002). PARTHAMA (2000) bezweifelt jedoch die Eignung dieses Planungsverfahrens für bereits mehrfach genutzte Bestände. Die fortschreitende Degradierung der Wälder macht ihre weitere Nutzung zunehmend unwirtschaftlich (SUMARYONO und REDHAHARI, 2002; SIANTURI und KANNINEN, 2006). Inzwischen wird an einer Verbesserung der Planungs- und Bewirtschaftungsverfahren gearbeitet (REDHAHARI und SUMARYONO, 2002; PRIYADI et al., 2006). Ein zunächst diskutierter Ansatz zur Einbeziehung von Formelweisern wurde aufgrund der nicht vorhandenen Informationen zu Altersstruktur und Zuwachsklassen der Bestände wieder verworfen. In einem weiteren Ansatz wurde der Einsatz von Simulationsprogrammen diskutiert. Erste Versuche mit dem empirischen Waldwachstumsmodell SYMFOR (PHILLIPS und VAN GARDINGEN, 2001; siehe Kap. 2.3.3) haben jedoch ergeben, dass das Modell ohne umfangreiches Datenmaterial aus permanenten Versuchsflächen kurzfristig zur Herleitung des Hiebssatzes nicht geeignet ist. Derzeit werden weitere Modelle auf ihre Eignung im Rahmen der forstlichen Planung getestet. Dazu gehören die Modelle "DIPSIM Kaltim" (siehe Kap. 2.3.3), das Modell YSS (*Yield Scheduling System*; ROMBOUTS, 1998) sowie das Programmpaket MYRLIN (*Method of Yield Regulation with Limited Information*; ALDER et al., 2002; REDHAHARI et al., 2003, siehe Kap. 2.3.3).

In **West-Malaysia** und **Sarawak** wurden Ende der 1980er Jahre Versuche unternommen, im Rahmen der forstlichen Planung den Holzernteertrag mit Hilfe von "*stand projection tables*" zu prognostizieren (vgl. KORSGAARD, 1989; KORSGAARD, 1992). In der Praxis setzten sich diese Verfahren jedoch nicht durch. Stattdessen wurde mit einer Kombination aus Flächeninformation und Nutzungszyklus das einfachste Verfahren der Gruppe A zur Hiebssatzerleitung für den Dipterocarpaceenwald angewandt (ISMAIL et al., 2000). Während sich dieses Verfahren in den Primärwäldern noch bewähren konnte, ist es auf die heterogenen Bestandesstrukturen der degradierten Wälder nach der Exploitation nicht mehr anwendbar (ISMAIL, 2007). Daher wurden im Rahmen des Technischen Kooperationsprojektes ("*Malaysian-German Sustainable Forest Management and Conservation Project*") Vorschläge erarbeitet, den Hiebssatz durch einen kombinierten Einsatz von klassischen Formelweisern und dem Modell DIPSIM herzuleiten (MUZIOL et al., 2000; HAASE und SCHINDELE, 2005). Im *Forest Research Institute of Malaysia* (FRIM) wurde zeitgleich ein Planungsmodell auf Grundlage von MYRLIN für den Dipterocarpaceenwald entwickelt (ISMAIL et al., 2005), welches jedoch bisher keinen Eingang in die forstliche Praxis gefunden hat (ISMAIL, mündl. Mitteilung).

Zu Zeiten des *Modified Malaysian Uniform System* (MMUS) wurde der Einschlag in **Sabah** anhand einer einfachen Kombination aus Flächeninformation und Mindesthaubarkeitsdurchmesser geplant (GILLIS, 1988). Eine Regelung, die in der Praxis oft ignoriert wurde (MANNAN und AWANG, 1997). Nach der forstpolitischen Wende im Jahr 1997 (vgl. GLAUNER, 1997; HEUVELDOP, 1997; MANNAN et al., 2002) wurden ebenfalls verbesserte Planungsverfahren gefordert. Ein mögliches Verfahren wird in einer technischen Anweisung zur Herleitung des Hiebssatzes im Rahmen der Forstplanung von KLEINE (1998) beschrieben. Für die Primärwälder wird darin ein Verfahren zur Domestizierung der Bestände nach LAMPRECHT (1986) empfohlen. Für die degradierten Bestände wird ein volumenbezogener Ansatz empfohlen, der im letzten Schritt eine Simulation mit dem Modell DIPSIM zur Kontrolle der Berechnungen vorsieht. Die Forstverwaltung von Sabah verwendet in den aktuellen Planungen die einfache Kombination aus Flächeninformation und Nutzungszyklus zur Herleitung des Hiebssatzes. Zur Überprüfung der Ergebnisse wird in Einzelfällen das Modell MYRLIN herangezogen (GRACE, mündl. Mitteilung).

Produktionsregelung

Die Produktionsregelung ist eine operative Komponente der forstlichen Einzelplanung und umfasst die waldbauliche Planung und die Planung der räumlichen Ordnung (KURTH, 1994; SEYDACK, 2000). Zur waldbaulichen Planung zählen sowohl die Wahl des geeigneten Waldbausystems als auch die Art und Intensität der waldbaulichen Pflegemaßnahmen. In der Praxis der Forstplanung wird der räumlichen Ordnung heute hingegen keine sehr große Bedeutung mehr beigemessen (GADOW, 2005).

Die waldbaulichen Systeme zur kommerziellen Bewirtschaftung tropischer Feuchtwälder lassen sich generell in zwei Gruppen einteilen (LAMPRECHT, 1986; WEIDELT, 1991; APPANAH, 1999). Dabei handelt es sich zum einen um die 'monozyklischen' und zum anderen um die 'polyzyklischen' Bewirtschaftungssysteme. Die wichtigsten Merkmale und Unterschiede der beiden Systeme sind in Tab. 1 zusammengefasst.

Das Ziel **monozyklischer Systeme** ist die Überführung heterogener Mischwälder in homogene Altersklassenwälder. Dieses System führt langfristig zu einer Art schlagweisen Hochwald, der in Umlaufzeiten ("*cutting cycle*") von 70-130 Jahren gehauen und verjüngt wird (LAMPRECHT, 1986). Dabei werden in einem einzigen Eingriff alle markttauglichen Vorräte oberhalb eines festgelegten Mindesthaubarkeitsdurchmessers (MHD) entnommen. Dieser liegt üblicherweise nicht unterhalb eines BHD von 45 cm (WAN RAZALI, 1994). Waldbauliche Maßnahmen, die nach der Holzernte durchgeführt werden, wie die Beseitigung ("*poison-gridling*") defekter Überhälter oder nicht-kommerzieller Baumarten, dienen der Förderung der Naturverjüngung (APPANAH, 1998). Als bekannteste Beispiele gelten das *Malayan Uniform System* (MUS) aus Malaysia sowie das *Tropical Shelterwood System* (TSS) aus Nigeria (WAN RAZALI, 1994).

Das Ziel **polyzyklischer Systeme** ist der strukturreiche Mischwald mit einem hohen Anteil marktfähiger Baumarten. In diesem System beschränkt sich der Ernteeingriff nur auf einen Teil der marktfähigen Vorräte oberhalb des festgelegten Mindesthaubarkeitsdurchmessers, der

üblicherweise mindestens 50 cm BHD beträgt (WAN RAZALI, 1994). Die Bäume der mittleren Durchmesserklassen (BHD = 30-45 cm) gelten als Zukunftsbäume ("*potential crop trees*") für den nachfolgenden Ernteeingriff. Die Verjüngung erfolgt primär auf natürliche Weise in Bestandeslücken ("*gaps*"). Sie kann aber durch künstliche Verjüngung ergänzt werden ("*enrichment planting*"). Polyzyklische Systeme führen zu plenterwaldartigen Strukturen; die Nutzung erfolgt in periodischen Umlaufzeiten von etwa 25-40 Jahren. Waldbauliche Pflegeeingriffe sind kein fester Bestandteil dieses Bewirtschaftungssystems. Beispiele sind das *Malaysische Selective Management System* (SMS), das *Indonesian Selective Cutting and Replanting System* (TPTI) sowie das *Philippine Selective Logging System* (PSLS).

Nachdem sich die polyzyklischen Systeme in Südostasien bereits seit den 1970er Jahre etabliert haben (WAN RAZALI, 1994), geht der Trend seit den 1990er Jahren auch pantropisch in Richtung der polyzyklischen Bewirtschaftungssysteme, da diese bei pfleglicher Holzernte höhere Erträge versprechen als monozyklische Systeme (VAN GARDINGEN et al., 2003). Man muss sich jedoch der möglichen Gefahr einer Übernutzung durch zu kurze und zu starke Eingriffsintervalle bewusst sein. So mahnt BRUENIG (1996), dass die zunehmend im Dipterocarpaceenwald angewandten selektiven Waldbausysteme mit einem MHD von 50-60 cm und einer Umlaufzeit von 25-30 Jahren nicht mehr als nachhaltig angesehen werden können, da sie die architektonische und organisatorische Struktur des Waldökosystems zerstören. Erfolg oder Misserfolg eines waldbaulichen Systems hängen letztendlich von der Qualität und Effektivität der Planung und ihrer Umsetzung ab (APPANAH, 1998; BRUENIG, 2002).

Waldbauliche Systeme setzen sich aus einer Kette von waldbaulichen Maßnahmen ("*operations*") zusammen (BRUENIG, 1986). Diese stellen einen wesentlichen Faktor bei der Entwicklung des Wachstums von Waldbeständen dar (GADOW und HUI, 1997). Eine Übersicht der im tropischen Feuchtwald gebräuchlichen waldbaulichen Maßnahmen stellt HUTCHINSON (1988) vor. Demzufolge zählen das "*Refinement*" (die Beseitigung unerwünschter Baumarten) und das "*Liberation Thinning*" (Durchforstung) zu den am häufigsten umgesetzten waldbaulichen Maßnahmen in den tropischen Feuchtwäldern (WADSWORTH, 1992). Im Rahmen von Rehabilitations- und Überführungsmaßnahmen degradierter Bestände zählen auch die "*Enrichment Plantings*" (Anreicherungsplantungen) dazu (ITTO, 2002).

Für einen ausführlichen Gesamtüberblick über die Entwicklung der Waldbewirtschaftung in den Tropen wird auf die Publikationen BRUENIG (1996), DAWKINS und PHILIP (1998) sowie MÜLLER-EDZARDS und HEUVELDOP (1999) verwiesen.

Tab. 1 Unterscheidungsmerkmale monozyklischer und polyzyklischer Bewirtschaftungssysteme mit Naturverjüngung im tropischen Feuchtwald.

Charakteristika	Systeme mit Naturverjüngung	
Bezeichnung	Selection Systems [Plenterbetrieb]	Shelterwood Systems [Schirmschlagbetrieb]
Eingriffsart	polyzyklisch	monozyklisch
Umlaufzeit	25-40 Jahre	70-130 Jahre
Erntemenge pro Eingriff	30-100 m ³ ha ⁻¹	80-120 m ³ ha ⁻¹
Ökol. Merkmal	Fördert Schattbaumarten	Fördert Lichtbaumarten
Ziel	Strukturreicher, artenreicher Naturwald (Plenterwald)	Gleichaltriger Wirtschaftswald kommerzieller Arten (Altersklassenwald)
Grundlage der nächste Ernte	Bäume mit BHD = 30-45 cm " <i>potential crop trees</i> " (PCT)	Verjüngung (Sämlinge)
Beginn	Seit ca. 1850	Seit ca. 1920
Ursprung	British Indien (BRANDIS)	Malaysia (v.a. Weiterentwicklung von WYATT-SMITH, 1963)
Vorteile	Kontinuierliche Holzernte Bodenschutz Erhalt der Struktur Biodiversität Fördert NTFPs Breite Artenpalette Flexibel und anpassungsfähig	Hohe Erträge pro Eingriff Einfachere Bewirtschaftung Hoher Anteil kommerzieller Arten Geringere Kontrolle der Maßnahmen erforderlich Gute Anpassung an die Regenerationsdynamik der Dipterocarpaceen
Anwendungs-Beispiele	Malaya Regeneration Improvement Felling System SMS (Malaysia) Indonesian Selection System Ghana Selection System Sri Lanka Selection System Queensland Selection System CELOS Silvicultural System (Surinam) TPTI (Indonesien)	MUS (Malaysia) Post Exploitation System (PES, Westafrika) Tropical Shelterwood System (TSS, Nigeria, Uganda)
Status	Derzeit in ganz Asien praktiziert	Nahezu aufgegeben

Quellen: WEIDELT (1996b); DAWKINS und PHILIP (1998); MÜLLER-EDZARDS und HEUVELDOP (1999)

2.3 Der Einsatz von Modellen in der Forstwirtschaft

2.3.1 Hintergrund und Entwicklung

Ein Modell ist die allgemeingültige, in der Regel mathematische Formulierung eines kausalen Zusammenhangs (BOSSSEL, 2004). Modelle erfassen die relevanten Beziehungen eines darzustellenden Systems, mit dem Ziel, bestimmte Eigenschaften des Vorbilds besser studieren und die Auswirkungen von Eingriffen in ein dynamisches System besser abschätzen zu können (BUNGARTZ et al., 2009). Neben empirischen Erhebungen gelten Modelle als wichtigstes Instrument der Systemanalyse (MÜLLER, 1999).

Modellbildung versteht sich als ein Optimierungsprozess, der anhand der Abweichungen von Modellergebnissen und Messwerten im Verlauf der Verifikation, Kalibrierung und Validierung Fehler in der Ausgangshypothese aufdeckt und korrigiert, bis eine optimale Abbildung eines komplexen Untersuchungsgegenstandes im Bereich der tolerierbaren Unschärfe erreicht wird (MÜLLER, 1999).

Waldökosysteme stellen im systemischen Sinne komplexe kybernetische Systeme dar (MATTHIES, 2002). Zur Analyse, Steuerung und Entwicklung dieser Systeme schlägt KURTH (1994) den Einsatz von Modellen vor. Darin sieht er die folgenden Vorteile:

- Erkenntnisgewinn durch Experimente am Objektersatz,
- Experimentelle Überprüfung konstruierter Theorien mit hohem Allgemeingrad,
- Überprüfung verschiedener Entwicklungspfade,
- Hilfe bei der Entscheidungsfindung.

Aufgrund der langen Diskontierungs- bzw. Prolongationszeiträume sowie den Unsicherheiten künftiger Entwicklungen und Risikoprognosen liegt der Einsatzbereich von Modellen vor allem im Rahmen der mittel- und langfristigen forstlichen Planung (GADOW, 2005). Die virtuelle Überprüfung experimenteller Szenarien (Entwicklungspfade) in einem Modell wird als "Simulation" bezeichnet (SCHERF, 2007).

Anhand ihres Verwendungszweckes lassen sich Modelle grundsätzlich in drei verschiedene Kategorien einteilen (HAEFNER, 1996):

- 1) Modelle zum Zweck des Verständnisses,
- 2) Modelle zum Zweck der Vorhersage,
- 3) Modelle zum Zweck der Kontrolle.

Im Rahmen der forstbetrieblichen Planung hat der Einsatz von Modellen in allen drei Anwendungsbereichen eine lange Tradition. Neben den Verständnismodellen (z.B. Normalwaldmodell) und den Kontrollmodellen (z.B. Weiser und Fachwerksmodelle) zählen die Vorhersage- bzw. Prognosemodelle (Waldwachstumsmodelle) zu den wichtigsten Modellen in der Forstplanung, da sie in Kombination der Disziplinen Waldwachstumsforschung und Forsteinrichtung die Grundlage für die Analyse und Steuerung der Waldentwicklung bilden (GADOW, 2006).

Waldwachstumsmodelle verstehen sich als ein System verschiedenster mathematischer Gleichungen und Funktionen, die in logischer Verknüpfung das Wachstum der Bäume im

Rahmen der Modellparameter vorhersagbar machen (VANCLAY, 1994). Ein Waldwachstumsmodell kann in Form von Tabellen, Graphiken oder mathematischen Funktionen die Entwicklung bestimmter Wachstumsgrößen von Beständen in Abhängigkeit von der Zeit und waldbaulichen, ertragskundlichen sowie standörtlichen Variablen vereinfacht darstellen. Waldwachstumsmodelle verdichten das vorhandene Informationspotential zum Waldwachstum und machen es für die wirtschaftliche Entscheidungsfindung nutzbar (KLEINE, 1997; PRETZSCH et al., 2006). Als älteste Waldwachstumsmodelle gelten die vor über 250 Jahren entwickelten Ertragstafeln (PRETZSCH, 2001).

2.3.2 Computergestützte Modelle zur Simulation des Waldwachstums

Die rasante technische Entwicklung von Computern ab den 1970er Jahren führte zu einem Schub in der Entwicklung der computergestützten Waldwachstumsmodelle. Einen umfassenden Überblick hierüber geben mit Schwerpunkt Europa GADOW und HUI (1999), HASENAUER (2006) sowie PRETZSCH (2009), mit Schwerpunkt Nordamerika PENG und WEN (2006) sowie TURLAND (2007), und mit Schwerpunkt tropischer Feuchtwald VANCLAY (1994), LIU und ASHTON (1995), ALDER (1995) sowie HUTH (1999).

Die ersten mikroprozessorgesteuerten Computer wurden in den USA entwickelt. Dementsprechend ist es die amerikanische Forstverwaltung, welche die längste praktische Erfahrung mit dem Einsatz von computergestützten Modellen in der forstlichen Planung aufweisen kann (HOGANSON und BURK, 1997). Zu den bekanntesten Waldwachstumsmodellen zählen die Modelle FOREST (EK und MONSERUD, 1974), JABOWA (BOTKIN et al., 1972) sowie FORPLAN (IVERSON und ALSTON, 1986). Auch die Forstverwaltung in Britisch Kolumbien (Kanada) setzt bereits seit 1978 computergestützte Waldwachstumsmodelle in der Planung ein. Die bekanntesten Modelle sind FORCYTE und die daraus entwickelten FORECAST und FORCEE (KIMMINS, 1993 und 2000).

Modelle lassen sich anhand verschiedenster Kriterien klassifizieren. Eine der häufigsten generellen Unterscheidungen erfolgt nach dem Grad der Empirie zwischen "deskriptiven" und "erklärenden" Modellen (BOSEL, 2004; BUNGARTZ et al., 2009).

Deskriptive Modelle (auch: "empirisch-statistische" Modelle) stellen den klassischen Modellansatz dar und basieren in der Regel auf einem begrenzten Satz empirischer Daten aus Langzeituntersuchungen und deren statistischen Auswertungen. Deskriptive Modelle ahmen das Systemverhalten nach, ohne dass die eigentliche Wirkungsstruktur bekannt ist (BOSEL, 2004). Das abzubildende System wird daher als "*black box*" verstanden. Deskriptive Modelle erlauben lediglich Aussagen über einen begrenzten Zeitraum. Diese Aussagen sind bei diesem Modelltyp allerdings recht präzise. Vorhersagen über diesen Zeitraum hinaus sind mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Deskriptive Modelle stellen bis heute den am häufigsten angewandten Modelltyp im Rahmen der forstlichen Planung dar (HOGANSON und BURK, 1997; LANDSBERG, 2003). Zu den bekanntesten Vertretern im deutschsprachigen Raum zählen die computergestützten Einzelbaum-Modelle MOSES (HASENAUER, 1994), PROGNAUS (STERBA et al., 1995), SILVA (PRETZSCH et al., 2002) und BWINPro (NAGEL et al., 2006; DÖBBELER et al., 2007).

Erklärende Modelle (auch: "mechanistische" oder "prozessorientierte" Modelle) wurden erst seit den 1980er Jahren entwickelt (PORTÉ und BARTELINK, 2002). Sie sind "*Wissenbasiert*" und bilden das Realsystem in seiner Struktur nach. In diesem Fall versteht sich das abzubildende System als "*white box*" oder "*glass box*" (BOSEL, 2004). Im Fall der Waldwachstumsmodelle erfolgt die Systemnachbildung durch die Verknüpfung der bekannten ökophysiologischen Prozesse, die dem Baumwachstum zugrunde liegen (z.B. Photosynthese, Respiration, Wasser- und Nährstoffhaushalt). Die Verknüpfung der kausalen Zusammenhänge ermöglicht diesen Modellen eine Vielzahl möglicher Szenarien abzubilden, ohne dass dazu jeweils neue empirische Datenreihen erforderlich sind (MONSERUD, 2003; MANSON et al., 2006). Im Gegensatz zu den deskriptiven Modellen liegt die Stärke der prozessorientierten Modelle in der Langfristigkeit der möglichen Prognosen.

Modelle, die deskriptive und erklärende Merkmale vereinen und einen mittleren Empiriegrad aufweisen, werden als "**Hybrid-Modelle**" bezeichnet (KIMMINS, 1993; BOSEL, 2004). Hybridmodelle stellen die chronologisch jüngste Entwicklung in der Wachstumsmodellierung dar (MONSERUD, 2003). In ihnen sehen Autoren, wie LIU und ASHTON (1995), JOHNSEN et al. (2001), LANDSBERG (2003) und PRETZSCH et al. (2007) die Zukunft der forstlichen Planungsmodelle für struktur- und artenreiche Naturwälder.

Ein anderes Klassifikationsschema für Waldwachstumsmodelle schlägt VANCLAY (1994) vor. Er unterscheidet anhand des Detaillierungsgrades in:

1. Bestandesmodelle ("*whole stand models*")
2. Durchmesserklassen-Modelle ("*size class models*", "*stand table projections*", "*cohort models*")
3. Einzelbaum-Modelle ("*single-tree models*")
4. Prozessmodelle ("*process models*")
5. Sukzessionsmodelle ("*succession models*")

Einfach gehaltene **Bestandesmodelle** treffen hochaggregierte Aussagen über einzelne Populationsparameter, wie z.B. Anzahl der Bäume pro ha, Grundfläche bzw. Volumen pro ha. Diese werden zur Herleitung des Zuwachses auf Bestandesebene herangezogen. Als Eingangsgrößen dienen meist das Alter, die Standortqualität sowie eine quantitative Bestandesgröße (z.B. Höhe, Grundfläche). Das klassische Anwendungsgebiet dieser Modelle ist der Altersklassenwald, der im Kahlschlag verjüngt wird. Die Bestandesmodelle zählen überwiegend zur Gruppe der deskriptiven Modelle. Hierzu zählen z.B. die in Deutschland traditionell gebräuchlichen Ertragstafeln.

Durchmesserklassen-Modelle bilden in ihrem Detaillierungsgrad eine Zwischenstufe zwischen Bestandesmodellen und Einzelbaum-Modellen, da die relevanten Populationsparameter auf Ebene der verschiedenen Durchmesserklassen berechnet werden. Eine Einteilung der Klassen anhand anderer Kriterien (z.B. Alter, Höhe, Baumart) ist ebenfalls möglich. Beispiele für Modellansätze aus dieser Klasse sind die Projektionsmodelle von KOFOD (1982) und KORSGAARD (1988) für Dipterocarpaceenwälder in Sarawak sowie der Ansatz von CHAI und SIA (1989) für Sumpfwälder in Sarawak. Holzernte oder waldbauliche Eingriffe lassen sich in diesen Modellen über die Veränderung der

Eingangsgrößen integrieren (KORSGAARD, 1989). ALDER (1995) favorisiert diesen Modelltyp mit kohortenweiser Simulation für die forstbetriebliche Planung in tropischen Feuchtwäldern.

Am weitesten differenziert sind die **Einzelbaum-Modelle**. Sie wurden erstmals Anfang der 1960er Jahre entwickelt und bilden das Wachstum der einzelnen Bäume eines Bestandes ab (HUTH, 1999). Auch innerhalb dieser Gruppe reicht die Spannweite von sehr einfachen Modellen zur *distanzunabhängigen* Simulation von Reinbeständen bis hin zu sehr komplexen Modellen zur *distanzabhängigen* Simulation von Mischbeständen. Die positionsabhängigen Modelle haben den Nachteil, dass umfangreiche Datensätze mit räumlichen Informationen als Eingangsdaten für die Simulationsberechnungen benötigt werden. Dafür sind sie genauer in der Simulation der Konkurrenzeffekte und erlauben eine gezieltere Abbildung qualitativer waldbaulicher Interventionen.

Die **Sukzessionsmodelle** (auch: "Gap-Modelle") wurden bereits Anfang der 1970er Jahre entwickelt und finden ihre theoretische Basis im sog. *Mosaik-Zyklus-Konzept* (GADOW, 2003). Charakteristikum dieser Modelle ist die Bestandeslücke als Modelleinheit mit einer Fläche von 0,1 – 0,4 ha, auch "*gap*" oder "*eco-unit*" genannt (OLDEMAN, 1990). Auch bei den Modellen in dieser Klasse bildet jeder einzelne Baum eine unabhängige Simulationseinheit. Die bekanntesten Vertreter dieser Klasse sind das Modell JABOWA (BOTKIN et al., 1972) und das Modell FORET (SHUGART und WEST, 1977). Struktur und Design dieser Modelle wurden in eine Vielzahl von Nachfolgemodellen integriert (LIU und ASHTON, 1999). Der große Erfolg dieser Modelle beruht auf ihrer einfachen Struktur und Parametrisierbarkeit bei gleichzeitig genauen Vorhersagen (GRIMM und RAILSBACK, 2005). Trotz der großen Erfolge der Bestandeslücken-Modelle in Wissenschaft und Lehre kam es jedoch aufgrund zahlreicher Defizite in der praktischen Umsetzung nie zu einer erfolgreichen Integration dieser Modelle in die forstliche Praxis (VANCLAY und SKOVSGAARD, 1997; TURLAND, 2007).

2.3.3 Waldwachstumsmodelle für tropische Feuchtwälder

LIU und ASHTON (1999) stellen fest: "...*hundreds of models have been built for (simulating the dynamics of) forests in temperate...and boreal regions...*". Im Vergleich dazu sind bis heute jedoch nur wenige Modelle zur Simulation des Wachstums tropischer Feuchtwälder entwickelt worden (VANCLAY, 2003; NIGHTINGALE et al., 2005). Eine umfassende Übersicht über diese Modelle findet sich u.a. bei PORTÉ und BARTELINK (2002).

VANCLAY (1994) und HUTH (1999) nennen für die geringe Anzahl an Regenwaldmodellen folgende Gründe:

1. hohe Anzahl an Baumarten pro Flächeneinheit,
2. kleinflächiges Mosaik an Habitaten,
3. unbekanntes Alter der Bäume,
4. unzureichende Datengrundlage aus Versuchsflächen.

Der erste in der Praxis angewandte Modellansatz in den Tropen wurde im Jahre 1856 in Myanmar in Form eines einfachen Durchmesserklassen-Modells eingeführt (FAO, 1998).

Durchmesserklassen-Modelle wurden Ende der 1970er Jahre als Teil eines FAO/UNEP Projektes u.a. auch für den selektiv genutzten Dipterocarpaceenwald in Sarawak entwickelt (KOFOD, 1982). Der Autor selbst weist jedoch in der Einleitung seiner Studie auf die eingeschränkte Verwendbarkeit dieses Modelltyps für Ertragsprognosen hin: "*the method, as presented in this paper should ...not be used to produce yield forecasts*" (KOFOD, 1982). Die deskriptiven Modelle stoßen bei dem Versuch, das Wachstum tropischer Feuchtwälder in seiner Komplexität zu simulieren aufgrund der unzureichenden Datenbasis schnell an ihre Grenzen (vgl. FAO, 1998; HUTH, 1999).

Die bisher entwickelten erklärenden Wachstumsmodelle für tropische Waldökosysteme wurden hauptsächlich zu Forschungszwecken entwickelt (VANCLAY, 1995; JOHNSEN et al., 2001). Von diesen Modellen berücksichtigt wiederum nur ein Bruchteil die ganze Komplexität der dynamischen Prozesse. Die hohe Artenzahl führt dabei zu weiteren Vereinfachungen der Simulationsprozesse, da Informationen über das Verhalten der einzelnen Arten nur in wenigen Fällen vorliegen. BOSSEL und KRIEGER (1991) schätzen, dass für die Entwicklung eines detaillierten prozessorientierten Waldwachstumsmodells etwa 30.000 bis 100.000 Zustandsgrößen pro Hektar erfasst werden müssten.

Das simulierte Wachstum tropischer Feuchtwälder in prozessorientierten Waldwachstumsmodellen basiert im Wesentlichen auf den von WHITMORE (1978, 1982 und 1990) sowie SWAINE und WHITMORE (1988) entwickelten Vorstellungen von dynamischen Entwicklungen in einem Mosaik aus Flächen unterschiedlicher Entwicklungsphasen (*Mosaik-Zyklus-Konzept*). Durch absterbende Bäume und äußere Störungen entstehen fortlaufend neue Bestandeslücken, sogenannte '*gaps*', in denen sich der Bestand in mehreren Sukzessionsstadien wieder regeneriert (HALLÉ et al., 1978; HARTSHORN 1983; OLDEMAN, 1990). Im ungestörten Primärwald nehmen diese '*gaps*' eine Fläche von rund 1-2% eines Bestandes ein (HUBBELL und FOSTER, 1986). Zur Beschreibung der wiederkehrenden Muster bei diesen Abläufen ist es sinnvoll, Baumarten verschiedenen funktionalen Gruppen zuzuordnen (z.B. Pionierbaumarten, Klimaxbaumarten, langlebige Pioniere, Lückenopportunisten und andere; siehe dazu: SWAINE und WHITMORE, 1988; HUBBELL und FOSTER, 1986; LAMPRECHT, 1986; CLARK and CLARK, 1992; POKER, 1993; HUTH, 1999; KÖHLER et al, 2000a).

Eine Auswahl von Modellansätzen zur Beschreibung des Wachstums tropischer Feuchtwälder wird im Folgenden kurz dargestellt. Ausführliche Zusammenstellungen der Modellansätze finden sich bei VANCLAY (1995) sowie bei HUTH (1999). Keines der im Nachfolgenden vorgestellten Modelle wird bisher in systematischer Weise als Hilfsinstrument in der forstlichen Praxis eingesetzt (ALDER, mündl. Mitteilung).

Der **Modellansatz von BOTKIN und SHUGART** (BOTKIN et al., 1972; SHUGART und WEST, 1977; SHUGART, 1984; BOTKIN, 1993) gilt als Pionierleistung auf dem Gebiet der Ökosystemmodellierung (ADLARD et al., 1989) und diente als konzeptionelle Grundlage bei der Entwicklung der Modelle KIAMBRAM (SHUGART et al., 1980) für den regenrünen Feuchtwald in Australien sowie FORICO für den Bergregenwald in Puerto Rico (DOYLE, 1981). Grundidee dieser Modelle ist es, die Entwicklung des Waldes nur auf kleiner Fläche,

dem 'gap', zu beschreiben (siehe Kap. 2.3.2). Durch wiederholte Simulation der Entwicklung eines solchen 'gaps' kann die Entwicklung eines ganzen Bestandes beschrieben werden.

DIPSIM ("*Dipterocarp Forest Growth Simulation Model*") von ONG und KLEINE (1995) ist ein deskriptives, computergestütztes Einzelbaummodell und wurde speziell für artenreiche Dipterocarpaceenwälder in Sabah aus den Daten mehrjähriger ertragskundlicher Beobachtungsflächen in genutzten Beständen entwickelt. Das Modell kann unterschiedliche Ernteszenarien auf Bestandesebene simulieren. Standörtliche Unterschiede werden durch unterschiedliche Wuchsraten in Form von Modellparametern berücksichtigt. DIPSIM wurde bereits versuchsweise in einigen Forstbetrieben in Malaysia (KLEINE und SETJE-EILERS, 1998; KLEINE, 1999) und Indonesien ("DIPSIM Kaltim", KLEINE und HINRICHS, 1999) als Hilfsmittel der forstlichen Planung eingesetzt, um:

- den jährlichen Zuwachs an Stammzahl, Volumen und Grundfläche zu ermitteln,
- die Bestandesdynamik für einen Zeitraum bis zu 60 Jahren vorherzusagen, und
- den nachhaltigen Hiebssatz herzuleiten.

Zur Validierung des Modells wurde auf Felddaten zurückgegriffen, die nur einen relativ kurzen Zeitraum nach der Ernte (20 Jahre) abdecken. Dementsprechend liegt die Validitätsgrenze der Simulationsergebnisse nach Einschätzung der Modellentwickler bei rund 60 Jahren nach einer Ernte. Längerfristige Prognosen zur Waldwachstumsentwicklung sind daher mit diesem Modell nicht zuverlässig möglich. Die FAO (1998) empfiehlt daher, Modelle wie DIPSIM lediglich für tentative Ertragsprognosen zu nutzen. Die klassische Lückendynamik sowie die räumlichen Strukturen eines tropischen Feuchtwaldes lassen sich mit diesem Modell nicht vollständig abbilden (DITZER, 1999).

SYMFOR ("*Silviculture and Yield Management Tools for Tropical Forests*") ist ein an der Universität von Edinburgh entwickeltes computergestütztes Einzelbaummodell zur Erprobung verschiedener Bewirtschaftungsszenarien im tropischen Feuchtwald (PHILLIPS und VAN GARDINGEN, 2001). Es ist als ein einfach gehaltenes Hilfsmittel für eine breite Palette potentieller Anwender entwickelt worden, wie z.B. den Forstplaner, den Auditoren eines Forstbetriebes oder den forstlich-ökologisch interessierten Laien. Die Simulation des Wachstums erfolgt auf einer Fläche von einem Hektar unter fest definierten Standortbedingungen. Die Eingangsparameter sind: Anzahl der Bäume, BHD, Artengruppe und Position. Die Simulation beruht auf Wachstumsdaten aus Dauerbeobachtungsflächen ("*permanent sample plot*" = PSP) einschließlich der üblichen Einwuchs- und Mortalitätsraten. In den jüngeren Modellvarianten (die Autoren sprechen von einem "*modeling framework*") können auch die Auswirkungen waldbaulicher Behandlungen simuliert werden (REDHAHARI et al., 2002). SYMFOR wurde im Rahmen von Modellprojekten in Kalimantan, Guyana und Brasilien (hier bezeichnet als SIMFLORA) zur Überprüfung verschiedener Bewirtschaftungsszenarien eingesetzt (VAN GARDINGEN et al., 2006; VALLE et al., 2007).

MYRLIN ("*Methods of Yield Regulation with Limited Information*") zählt zu den Durchmesserklassenmodellen und wurde als einfaches Hilfsmodell zur Ertragsherleitung im tropischen Feuchtwald am Oxford Forestry Institute entwickelt und am Beispiel von privaten

Konzessionen in Kalimantan (ALDER et al., 2002; REDHAHARI et al., 2003) sowie in Guyana (NICOL et al., 2002) in der Praxis getestet. MYRLIN versteht sich als eine Toolbox bestehend aus drei Teilmodellen (Modulen): Teilmodell 1 beinhaltet die Strukturdaten des Bestandes, Teilmodell 2 simuliert Wachstum und Mortalität auf Grundlage empirischer Durchschnittswerte und Teilmodell 3 berechnet die potentielle Erntemenge auf Basis der Nutzungsfläche und des Nutzungszyklus.

TROLL ist ein distanzabhängiges Einzelbaummodell, welches vornehmlich zur Simulation des Wachstums tropischer Feuchtwälder in den Neotropen entwickelt wurde (WILLIAMS, 1996; CHAVE, 1999). Im Vergleich zu anderen Modellen kann TROLL Waldflächen mit einer Ausdehnung bis zu einem Quadratkilometer simulieren. Die Simulation des Waldwachstums erfolgt dabei mechanistisch in Anlehnung an die klassischen Gap-Modelle. Das Modell umfasst die Simulation der Samenausbreitung in Abhängigkeit von der Position der Samenquelle.

Das von BOSSEL und KRIEGER (1991) für tropische Feuchtwälder entwickelte computergestützte Waldwachstumsmodell **FORMIX**, versucht die Vorteile der Gap-Modelle, Prozess-Modelle und Mosaik-Zyklus-Modelle miteinander zu verbinden (BOSSEL und KRIEGER, 1994; HUTH et al., 1994; DITZER und HUTH, 1995). Nach dem Verständnis von LIU und ASHTON (1995) sowie PRETZSCH et al. (2008) handelt es sich daher bei FORMIX um ein Hybridmodell. Dieser Ansatz wird in den Nachfolgemodellen FORMIX 2 (BOSSEL und KRIEGER, 1994), FORMIX 3 (HUTH et al., 1996), FORMIX 3-Q (DITZER, 1999), FORMIND 2.0 (KÖHLER, 2000) und FORMIND 2.3 (RÜGER, 2006; RÜGER et al. 2007) weiterentwickelt. Aufgrund seines ausgewogenen Empirie- und Detaillierungsgrades sowie der umfangreichen Validierungsuntersuchungen und der Bedienerfreundlichkeit wurde das Modell **FORMIX 3-Q** für die Untersuchungen in dieser Arbeit ausgewählt. Im folgenden Kapitel wird dieses Modell daher näher beschrieben.

Auf Grundlage der Klassifizierungskriterien von BOSSEL (1991) und VANCLAY (1994) zeigt Tab. 2 eine zusammenfassende Übersicht über wichtige und bekannte Waldwachstumsmodelle.

Tab. 2: Charakterisierung bekannter Waldwachstumsmodelle nach den kombinierten Klassifizierungskriterien von BOSSEL (1991) und VANCLAY (1994).

Modellgruppen	Charakteristika	Modelltypen	Beispiele ⁽¹⁾
Deskriptive Modelle			
Durchmesserklassen-Modelle	Wuchsmodelle mit Aussagen über Stammzahlfrequenzen (Stammzahl-Durchmesser-Verteilungen)	Differentialgleichungsmodelle Verteilungsfortschreibungsmodelle	MOSER (1974) GADOW (1987)
		Stochastische Evolutionenmodelle	SLOBODA (1976)
		"Vanclay-Modelle"	VANCLAY (1989a); <i>DIPSIM</i> (ONG und KLEINE, 1995); <i>MYRLIN</i> (ALDER et al., 2002)
Bestandesmodelle	Abbildung des Bestandeswachstums über Altersentwicklung mittlerer Bestandeskennwerte	Bestandesorientierte Wuchsmodelle	Ertragstafeln (SCHÖBER, 1979)
		Leistungstabellen für Mischbestände	BONNEMANN (1939)
		EDV-gestützte Ertragstafeln	<i>STAOET</i> (FRANZ, 1968)
Einzelbaum-Modelle	Einzelbaumorientierte Simulation der Bestandesdynamik; Mosaikartige Auflösung eines Bestandes in seine Einzelbäume	distanzunabhängig	<i>PROGNOSIS</i> (WYKOFF et al., 1982); <i>BWIN Pro</i> (NAGEL et al., 2006); <i>PROGNAUS</i> (STERBA et al., 1995)
		distanzabhängig	<i>MITCHELL-Modell</i> (1975); <i>FOREST</i> (EK und MONSERUD, 1974); <i>MOSES</i> (HASENAUER, 1994); <i>SILVA</i> (KAHN und PRETZSCH, 1998); <i>SYMFOR</i> (PHILLIPS und VAN GARDINGEN, 2001)
Erklärende Modelle			
Sukzessionsmodelle	Kleinflächenmodell, Mittelweg zwischen klassischem Bestandesmodell und Prozessmodell		<i>JABOWA</i> (BOTKIN et al., 1972); <i>FORET</i> (SHUGART und WEST, 1977)
Prozessmodelle	Wuchsmodellierung auf Grundlage ökophysiologischer Prozesse	Kohortenorientiert	<i>FORMIX 3</i> (HUTH, 1999)
		Einzelbaumorientiert	FORMIX 3-Q (DITZER, 1999) <i>FORMIND</i> (KÖHLER, 2000); <i>SORTIE</i> (DEUTSCHMAN et al., 1997); <i>TROLL</i> (CHAVE, 1999)

(1): zit. in VANCLAY (1994), HUTH (1999), PRETZSCH (2001), PORTÉ und BARTELINK (2002)

2.4 FORMIX 3-Q

Die Beschreibung von FORMIX 3-Q erfolgt in strikter Anlehnung an das von GRIMM et al. (2006) vorgeschlagene ODD-Protokoll ("*Overview, Design, concepts, and Details*") zur standardisierten Beschreibung von Simulationsmodellen. Entsprechend der Protokollvorgaben wird FORMIX 3-Q in sieben Abschnitten vorgestellt, von denen die ersten drei einen Überblick über das Modell geben, der vierte Konzept und Design des Modells beschreibt und die letzten drei Abschnitte Detailinformationen zu Eingabeparametern und Teilmodellen umfassen. Die deutschen Überschriften der einzelnen Abschnitte folgen der empfohlenen Standardübersetzung für die Elemente des ODD-Protokolls von GRIMM (2008). Da FORMIX 3-Q in der Arbeit von DITZER (1999) bereits vollständig dokumentiert, begründet und validiert wird, erfolgt hier nur eine zusammenfassende Beschreibung des Modells mit besonderem Bezug auf die Zielsetzung dieser Arbeit. Die technischen Informationen in diesem Abschnitt basieren im Wesentlichen auf den Arbeiten von KÖHLER (1996 und 2000), KÖHLER und HUTH (1998a), DITZER (1999), HUTH (1999), sowie HUTH und DITZER (2001).

2.4.1 Zielsetzung

FORMIX 3-Q ist ein prozessorientiertes Waldwachstumsmodell, das am Wissenschaftlichen Zentrum für Umweltsystemforschung der Universität Gesamthochschule Kassel (GhK) von DITZER (1999) entwickelt wurde. FORMIX 3-Q wurde so konzipiert, dass es auf jedem handelsüblichen Personal Computer unter MS-Windows lauffähig ist. FORMIX 3-Q ist menügesteuert und wurde in der Programmiersprache Delphi entwickelt.

FORMIX 3-Q ist bereits das vierte Modell in der Entwicklungsreihe der FORMIX-Modellfamilie und basiert auf Arbeiten von BOSSEL und KRIEGER (1990), BOSSEL und KRIEGER (1994), HUTH et al. (1996) sowie HUTH (1999).

Ziel der Modelle der FORMIX-Modellfamilie ist es, das Wachstum tropischer Feuchtwälder auf Basis ökophysiologischer Prozesse verlässlich zu simulieren (BOSSEL und KRIEGER, 1990). Dieser konzeptionelle Ansatz geht zurück auf die Arbeiten von KIRA (1978) und OIKAWA (1985). Die Modelle sollen gleichermaßen mit wissenschaftlicher Genauigkeit die dynamischen Prozesse innerhalb des Waldes abbilden, als auch für die forstliche Praxis verlässliche Prognosen zu den erwarteten Holzerträgen ermöglichen (BOSSEL und KRIEGER, 1991). Langfristige Zielsetzung ist daher, ein integriertes forstliches Planungs- und Bewirtschaftungssystem namens FORMAPS ("*FORest Management and Planning System*") zu entwickeln, welches aus einer Kombination von Waldwachstumsmodell, GIS sowie einem ökonomischen und ökologischen Bewertungsmodul besteht (BOSSEL und KRIEGER, 1991).

Aufbauend auf der Entwicklung der FORMIX-Modelle wurden in den letzten Jahren noch weitere Waldwachstumsmodelle für spezielle wissenschaftliche Fragestellungen entwickelt. Zu ihnen zählen unter anderem: WOODHARV (HAUPT, 1995), FORMPRIDE (KASPAR, 1997), FORMAL (KÜRPICK et al., 1997), FORMIND (KÖHLER, 1996 und 2000; RÜGER, 2006) sowie FORREG (TIETJEN und HUTH, 2006).

2.4.2 Zustandsvariablen und Skalen

Räumliche Diskretisierung

FORMIX 3-Q simuliert das Wachstum auf einer Fläche von 1 ha mit homogenen Standortbedingungen. Dazu wird der simulierte Bestand horizontal in 25 Teilflächen der Größe 20 m x 20 m (= 400 m²) unterteilt (siehe Abb. 5). Eine Teilfläche entspricht etwa der Kronenprojektionsfläche eines großen Baumes. Teilflächen mit einer 'Außengrenze' werden zur Vermeidung von Randeffekten "gespiegelt". Auf diese Weise geht das Modell von einem intakten umgebenden Bestand aus. Vertikal wird der simulierte Bestand analog der klassischen Höhendifferenzierung tropischer Feuchtwälder (WHITMORE, 1984; RICHARDS, 1996) in fünf Höhengschichten unterteilt. Die Kronenspitze eines Baumes bestimmt dabei seine jeweilige Schichtzugehörigkeit.

Die modellierten Prozesse werden in Teilprozesse aufgegliedert, die sich innerhalb einer Teilfläche (analog zu den "Gap-Modellen") und zwischen den Teilflächen abspielen (analog zu den "Mosaik-Zyklus-Modellen"). Dabei agieren die Teilflächen unabhängig voneinander, solange keine flächenübergreifenden Ereignisse eintreten.

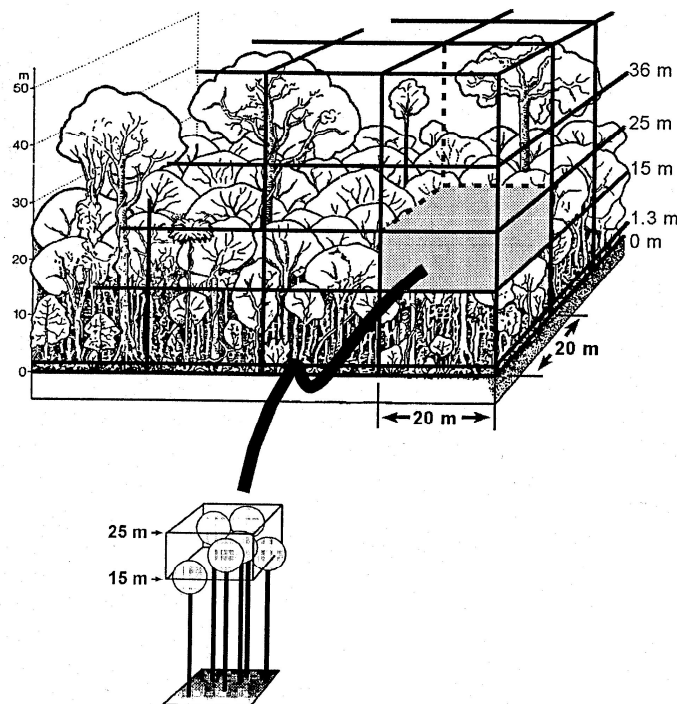


Abb. 5: Stratifizierte Darstellung der horizontalen und vertikalen Struktur des tropischen Feuchtwaldes im Modell FORMIX 3-Q (DITZER, 1999).

Zeitliche Diskretisierung

FORMIX 3-Q ist in der Lage, Simulationen über mehrere Tausend Jahre in Jahresschritten innerhalb von Minuten auszuführen. Eine höhere zeitliche Auflösung ist für die Simulation photosynthetischer Prozesse im tropischen Feuchtwald aufgrund der relativ ausgeglichenen Tages- und Jahrgänge der Sonneneinstrahlung nicht erforderlich (VANCLAY, 1994).

Baumartenklassifikation

Die Dipterocarpaceenwälder Südostasiens sind sehr baumartenreich (WHITMORE, 1984). Auf einer Fläche von einem Hektar wurden in Sarawak (Ost-Malaysia) mehr als 240 Baumarten ($BHD \geq 10$ cm) nachgewiesen (BRUENIG und DROSTE, 1995). In der Deramakot Forstreserve in Sabah (Ost-Malaysia) wurden insgesamt 436 Baumarten inventarisiert (KÖHLER und HUTH, 1998b). Davon sind viele Arten nur mit wenigen Individuen pro Flächeneinheit vertreten. Eine Modellierung auf Ebene der einzelnen Arten ist derzeit kaum möglich, da die erforderlichen Daten zur Parametrisierung der Waldwachstumsmodelle entweder fehlen oder nur mit erheblichem Zeit- und Kostenaufwand erhoben werden könnten. Als kurzfristige Lösung bietet sich die Zusammenfassung von Arten mit ähnlichen Merkmalen zu funktionalen Gruppen an (BOTKIN, 1975). Die Art der Merkmale, nach denen die Arten zusammengefasst werden, hängt dabei von der wissenschaftlichen Fragestellung ab. Für FORMIX 3-Q wurden nach Vorschlägen von WHITMORE und SWAINE (1988) sowie POKER (1993) die potentielle Wuchshöhe und die Lichtansprüche im Sämlingsstadium (auch: 'Schattentoleranz') als Klassifizierungsmerkmale für die Gruppeneinteilung gewählt. Die Schattentoleranz erlaubt eine Unterscheidung zwischen Pionier- und Klimaxbaumarten. Mit der potentiellen Wuchshöhe erfolgt die Zuordnung zu den fünf verschiedenen Höhengschichten des tropischen Feuchtwaldes. Damit ergibt sich eine theoretische Anzahl von 10 Artengruppen (2 Lichtbedürfnisklassen * 5 Wuchshöhenklassen). Durch eine weitere Aggregation der Artengruppen mit vergleichbarem Wuchsverhalten (vgl. KÖHLER, 1996; DITZER, 1999) gelang es, die Anzahl der funktionalen Artengruppen auf zunächst fünf zu reduzieren. Im Gegensatz zum Modell FORMIX 3 verzichtet DITZER (1999) bei FORMIX 3-Q zudem auf die Abbildung der Strauch- und Krautschicht (Artengruppe 5), da diese beim ausgewählten Rekrutierungsansatz des Regenerationsmodells ohne eigenständige Modellierung der Sämlingsentwicklung nur eine untergeordnete Rolle spielt. Entsprechend werden daher auch in dieser Arbeit nur die Artengruppen 1 bis 4 betrachtet (siehe Tab. 3). Damit konnte der Aufwand zur Parametrisierung und Initialisierung des Modells erheblich gesenkt werden. Die Bezeichnung der Bestandesschichten folgt der Klassifikation von MANOKARAN und SWAINE (1994). Die Listen aller in Deramakot inventarisierten Baumarten und ihre Zuordnung zu den jeweiligen funktionalen Artengruppen finden sich im Anhang dieser Arbeit.

Tab. 3: Funktionale Artengruppen im Modell FORMIX 3-Q (nach DITZER, 1999).

Arten- gruppe	Bestandesschicht	Pot. max. Höhe [m]	Lichtanspruch
1	Vorherrschend	> 36	Schattentolerant*
2	Obere Kronenschicht	25 – 36	Schattentolerant
3	Untere Kronenschicht	15 – 25	Pioniere/ Heliophyten
4	Unterschicht	1,3 – 15	Schattentolerant

* = Zu dieser Gruppe zählen auch die "bedingt schattentoleranten Arten", auch "Nomaden" (LAMPRECHT, 1986) oder "Opportunisten" (WHITMORE, 1978) genannt, zu denen die ökonomisch bedeutsamen Arten der Dipterocarpaceen gehören.

Größenvariablen

Der Zuwachs der einzelnen Baumbestandteile wird über ein standortsensitives morphologisches Geometriemodell gesteuert. Die Größenvariablen des Wachstums sind dabei der Brusthöhendurchmesser (BHD), die Baumhöhe und die Biomasse.

FORMIX 3-Q unterscheidet sich von seinen Vorgängern durch eine standortabhängige Baumphysiognomie. So kann das Modell Unterschiede in der Klimaxstruktur unterschiedlicher Waldbestände in Abhängigkeit von den Standortfaktoren darstellen. Die Grenzen der Modellanwendung liegen bei der Beschreibung des Wuchsverhaltens einzelner Arten innerhalb der funktionalen Artengruppen und bei der Beschreibung dynamischer Prozesse außerhalb der dem Modell zugrunde liegenden Parameter (z.B. Freiflächen- oder Buschlanddynamik).

2.4.3 Übersicht über Prozesse und ihre Abfolge

Die wichtigsten Prozesse des Modells sind Wachstum, Mortalität, Regeneration, Konkurrenz und Lückenbildung.

Kern des Modells ist die prozessorientierte Beschreibung des Waldwachstums. Dabei wird davon ausgegangen, dass das Licht der wesentliche Faktor bei der Steuerung der Wachstums- und Sukzessionsprozesse im tropischen Feuchtwald darstellt (vgl. RÜGER et al., 2009). Das Wachstum des Einzelbaumes resultiert in FORMIX 3-Q aus einer Kohlenstoffbilanz, die sich in jährlicher Auflösung aus Photosynthese und Respiration ergibt. Der Bilanzüberschuss im Assimilathaushalt bestimmt den Biomassezuwachs des Baumes. Über ein morphologisches Geometriemodell wird die akkumulierte Biomasse in unterschiedliche Größen wie Stammdurchmesser und Höhe umgerechnet. Die Einbeziehung der Konkurrenz um Licht und Raum führt dann zum Modell des Baumwachstums auf einer Teilfläche. Auf Ebene der Teilfläche werden auch Mortalität und Regeneration herangezogen. Die Mortalität ergibt sich dabei infolge der Bestandesdichte oder durch umfallende Bäume als stochastisches Ereignis. In den so entstandenen Bestandeslücken entwickelt sich dann die Regeneration, sofern die Lichtbedingungen den Bedürfnissen der jeweiligen Artengruppe entsprechen.

Die Prozesse laufen im Modell in der folgenden Reihenfolge ab:

Berechnung des Lichtklimas -> Wachstum -> Mortalität -> Störungen -> Regeneration

Die Verknüpfung der Teilprozesse hat KÖHLER (1996) am Beispiel von FORMIND schematisch dargestellt. Diese Übersicht gilt grundsätzlich auch für FORMIX 3-Q (Abb. 6).

2.4.4 Design-Konzepte

Emergenz: Der Zuwachs der Bäume ergibt sich aus der Lichtkonkurrenz der Bäume innerhalb einer Teilfläche. Der Einwuchs der Regeneration hängt von der Lichtverfügbarkeit am Waldboden ab. Zuwachs, Mortalität und Regeneration sind das Ergebnis der Struktur innerhalb einer Teilfläche. Alle beschriebenen Parameter auf Ebene des simulierten Bestandes (z.B. Biomasse, Grundfläche, Artenzusammensetzung) sind letztlich das Resultat der Interaktion der einzelnen Bäume.

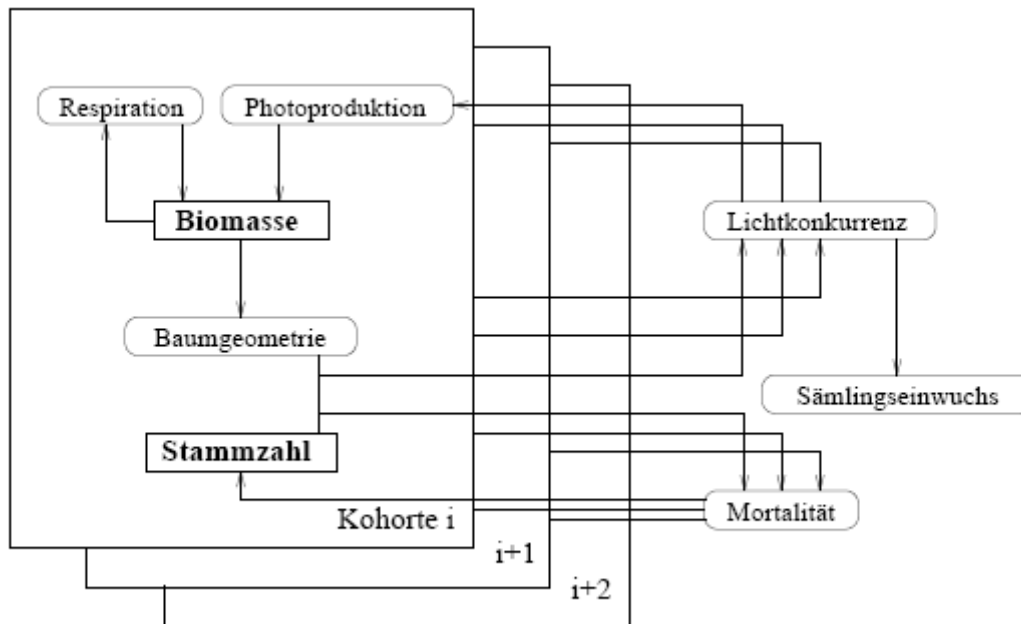


Abb. 6: Schematische Darstellung der Verknüpfung der Teilprozesse in den Prozessmodellen FORMIND und FORMIX 3-Q (KÖHLER, 1996).

Adaption: Die Funktionen zur Berechnung des Höhen- und Durchmesserwachstums des Einzelbaumes sind im Modell fest verankert und erfahren keine Anpassungen, z.B. an Alterungsprozesse oder genetische Variationen.

Interaktion: Die Bäume auf einer Teilfläche konkurrieren um Wuchsraum und Licht. Eine teilflächenübergreifende Interaktion findet statt, wenn große Bäume umstürzen und Bäume in benachbarten Teilflächen schädigen.

Stochastik: Alle Aspekte der Mortalität basieren auf Wahrscheinlichkeiten. Die Abbildung der natürlichen Mortalität betrifft zufällig ausgewählte Bestandesmitglieder. Natürliche Störungen durch das Umstürzen großer Bäume (infolge Sturm oder anderen Schädigungen) werden als ereignishafte Mortalität über einen mehrstufigen Zufallsprozess beschrieben. Dies beinhaltet sowohl die Auswahl des absterbenden Baumes als auch seine Position und Fallrichtung.

Kollektive: Die Bäume werden im Modell nach Artengruppen, Höhenklassen und Teilflächen zu Kohorten zusammengefasst. Alle Bäume in einer Kohorte werden gleichbehandelt. Das Wachstum wird für jeweils einen repräsentativen Vertreter pro Kohorte simuliert und anschließend auf das Kollektiv zurückgerechnet.

Beobachtungen: FORMIX 3-Q liefert eine Vielzahl an Ergebnissen zu jedem beliebigen Zeitpunkt in der Wachstumssimulation (in Jahresschritten). Dazu zählen u.a. die Stammzahl-Durchmesserkurven, Entwicklung von Grundfläche, Stammzahl und Bestandesvolumen und die Artengruppenverteilung. Die Ergebnisse lassen sich in Form von Graphiken, Datentabellen oder Animationen darstellen und exportieren. Trotz erfolgreicher Validierung sind die in FORMIX 3-Q generierten Baumzahlen in den unteren Durchmesserklassen sehr hoch und werden von KLEINE (1997) als "unrealistisch" für einen Flachland-Dipterocarpaceenwald bezeichnet. In der Beschreibung des Wachstums der Bäume von 1,3 m

bis 15 m Höhe liegt die derzeit einzig bekannte qualitative Schwäche des Modells. Hier kommt es infolge der Höhenschichtaggregation zu einer zu großen Biomasseakkumulation. Es ist jedoch auch bekannt, es bei der Verwendung von Einwuchsmodellen nach simulierten Ernteeingriffen innerhalb kürzester Zeit zu überhöhten Stammzahlen in der rekrutierenden Durchmesserklasse kommen kann (VANCLAY, 1992b).

2.4.5 Initialisierung

Für die Initialisierung des Modells sind Felddaten aus Bestandesinventuren erforderlich. Der Datensatz muss dabei lediglich die Stammzahl-Durchmesser-Verteilung für jede der funktionalen Artengruppen beinhalten. Die Positionskordinaten der einzelnen Bäume sind aufgrund der distanzunabhängigen Wachstumssimulation nicht notwendig. Nach Importieren in das Modell übersetzt FORMIX 3-Q die Daten in die erforderliche Bestandesrepräsentation.

2.4.6 Externer Input

Sämtliche Standort- und Umweltbedingungen sind im Modell sowohl zeitlich als auch räumlich konstant.

FORMIX 3-Q lässt sich über eine entsprechende Anpassung der Modellparameter an jeden beliebigen Standort anpassen, der sich anhand der Architektur der internen Prozesse abbilden lässt. Die derzeitige Parametrisierung des Modells für die Dipterocarpaceenwälder in Südostasien beruht auf Informationen aus Literaturquellen sowie Daten, die speziell im Rahmen der Modellentwicklung in Felduntersuchungen erhoben wurden. Art und Umfang der Parametrisierung spielen eine entscheidende Rolle für die Lokalisierung des Modells und die Bedienbarkeit durch den Nutzer. Das Modell beinhaltet eine Vielzahl verschiedener Ebenen von Parametern.

Um das Modell auf einen konkreten Waldbestand anwenden zu können, müssen bestimmte standortspezifische Informationen als Eingangsparameter in das Modell eingespeist werden. Dazu gehört die Einteilung der vorkommenden Baumarten in eine definierte Anzahl von Artengruppen und die Eingabe der bestandestypischen Stammzahl-Durchmesser-Verteilung für jede der Artengruppen. Diese Informationen lassen sich vergleichsweise schnell und kostengünstig aus einfachen Stichprobeninventuren herleiten.

Ein Großteil der komplexen qualitativen Informationen, die das Modell für verlässliche Simulationen benötigt, ist bereits durch die Entwickler in die Programmstrukturen integriert. Zu den komplexeren Parametern, die für eine verlässliche Simulation erforderlich sind, zählen z.B. die Lichtabhängigkeitskurven und Mortalitätsraten. Sie müssen in speziellen Erhebungen erfasst und in die Modellalgorithmen integriert werden. Sind diese Parameter jedoch einmal erfasst, kann das Modell prinzipiell auch auf Bestände auf vergleichbaren Standorten derselben Waldformation angewandt werden (HUTH, 1999). Einer Übertragung auf einen nicht vergleichbaren Standort erfordert jedoch eine erneute Parametrisierung und Validierung des Modells.

2.4.7 Teilmodelle

Die Grundprozesse der Populationsdynamik gliedern sich nach VANCLAY (1994) zum Zwecke der Modellierung dynamischer Prozesse im Waldökosystem in die Komponenten "Wachstum (*increment*)", "Mortalität (*mortality*)" und "Regeneration (*recruitment*)" (siehe Abb. 7). Diese Grundprozesse werden in FORMIX 3-Q in entsprechenden Teilmodellen abgebildet, die im Folgenden kurz vorgestellt werden. DITZER (1999) unterteilt FORMIX 3-Q in die Teilmodelle "Einzelbaummodell", "Konkurrenzmodell" und "Bestandesmosaikmodell", von denen jedes wiederum aus weiteren Untermodellen (Modulen) besteht. Das Zusammenwirken dieser Teilmodelle und Module ergibt sich aus der Verknüpfung der Teilprozesse (siehe Abb. 6).

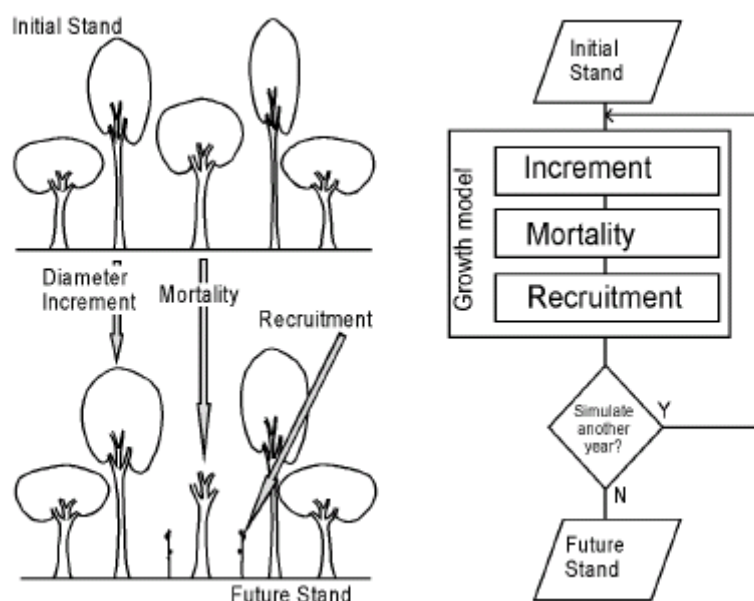


Abb. 7: Die Grundprozesse des Waldwachstums "in vivo" und "in silico" (VANCLAY, 1994).

Das **Einzelbaummodell** umfasst die geometrische Beschreibung der Physiognomie sowie die prozessorientierte Darstellung des Zuwachsverhaltens des Einzelbaumes. Ein Baum wird im Modell über die geometrischen Größen Brusthöhendurchmesser, Höhe, Kronendurchmesser und Kronenlänge beschrieben, die je nach Artengruppe in bestimmten aus der Literatur bekannten Relationen zueinander stehen. Damit kann anhand der mittleren Holzdichte die Biomasse für jeden Baum einer Artengruppe bestimmt werden. Wie bereits erwähnt, simuliert das Einzelbaummodell das Wachstum jeweils eines repräsentativen Baumes pro Kohorte. Dazu wird das Wachstum des Einzelbaumes aus der Bilanz des Assimilathaushaltes ermittelt. Photosynthese und Respiration bestimmen dabei die Veränderungen von Phytomasse, Höhe und Durchmesser der Bäume. Die dazu erforderlichen Algorithmen und ihre funktionale Verknüpfung sind im Detail bei HUTH (1999) und DITZER (1999) beschrieben. Das für den Einzelbaum berechnete Wachstum wird anschließend wieder auf das gesamte Kollektiv zurückgerechnet. Im Gegensatz zur rein individuenorientierten Modellierung stellt diese aggregierte Beschreibung des Wachstums eine Vereinfachung dar, welche die Ergebnisse für Prognoserechnungen jedoch nicht negativ beeinflussen (FULTON, 1991).

Das **Konkurrenzmodell** beschreibt das Konkurrenzverhalten der Bäume um den vorhandenen Wuchsraum und das verfügbare Licht. Die Strahlungsintensität in den jeweiligen Bestandesschichten steuert die Assimilations- und Respirationprozesse, die sich auf die Biomasseakkumulation auswirken. Die Blattmasse in einer Kronenschicht bestimmt dabei den Lichteinfall in die tieferen Kronenschichten und damit die Photosyntheseproduktion der beschatteten Blätter (Lichtkonkurrenz). Überschreitet der Bestand eine maximale Dichte (ausgedrückt in Tonnen Phytomasse oder Stammzahl pro Hektar), so setzt eine erhöhte Mortalität ein (Dichtekonkurrenz). Die Simulation einer Wasser- und Nährstoffkonkurrenz ist derzeit nicht in FORMIX 3-Q implementiert.

Im **Bestandesmosaikmodell** setzt sich die Dynamik des simulierten Gesamtbestandes aus den Prozessen in den Teilflächen zusammen. Neben der Eigendynamik innerhalb der Teilflächen, wie sie im Konkurrenzmodell beschrieben werden, ergibt sich infolge der ereignishaften Mortalität der flächenübergreifende Prozess der Lückenbildung. Dieser Prozess umfasst wiederum Mortalitäts- und Regenerationsereignisse, die hier aufgrund ihrer Bedeutung als separate Teilmodelle vorgestellt werden.

Das **Mortalitätsmodell** simuliert das Absterben von Bäumen auf der Ebene der Teilfläche anhand bestimmter Mortalitätsraten. Diese ergeben sich aus dem Kronenschlussgrad und dem aktuellen Durchmesserzuwachs. Dabei hat jeder Baum einer Artengruppe einen bestimmten "Mortalitätsparameter" in Abhängigkeit von der Schattentoleranz der jeweiligen Artengruppe. Dieser Parameter orientiert sich an empirischen Mortalitätsraten aus der Fachliteratur. Zusätzlich wird die Mortalität im Modell als Zufallsereignis ("ereignishaft Mortalität") gesteuert. Absterbende große Bäume reißen dabei entweder Lücken in den Bestand oder zerfallen langsam auf dem Stock, ohne größere Schäden zu verursachen. Im ersten Fall wird die genaue Position des Baumes sowie seine Fallrichtung über Zufallsvariablen bestimmt. Die keulenförmige Art der Lückenbildung und die nachfolgenden Sukzessionsprozesse folgen dabei den Beschreibungen von WHITMORE (1978), OLDEMAN (1983) und SHUGART (1984).

Verjüngungsmodell: Im Laufe der Entwicklung der FORMIX-Modellfamilie wurden zahlreiche Ansätze zur Integration der Verjüngungsprozesse verfolgt. So wurde im Modell FORMIX 2 versucht, die artenspezifischen Keimungsprozesse in einem detaillierten Ansamlungsmodell zu simulieren (BOSSSEL und KRIEGER, 1994). Die Koppelung der Samenproduktion an die Anzahl der vorhandenen Mutterbäume führte jedoch bei langfristigen Simulationen (ca. 400-600 Jahre) zu einer kompletten Verdrängung einzelner Artengruppen (HUTH, 1999). Da diese simulierte Entwicklung nicht den Prozessen in der Natur entspricht, wurde dieser Ansatz wieder aufgegeben. Bei der Entwicklung von FORMIX 3-Q hat DITZER (1999) entsprechend entschieden, die Regeneration zunächst als rein stochastischen Prozess zu beschreiben, der nicht an qualitative Bestandesmerkmale gekoppelt ist, bis weitergehende Untersuchungsergebnisse zur Verjüngungsdynamik eine Überarbeitung dieses Teilmodells ermöglichen. Dem Ansatz eines "*Recruitment-Models*" ("Einwuchsmodell") entsprechend, wird in FORMIX 3-Q von einem kontinuierlichen, artengruppenspezifischen Sameneintrag ausgegangen, der unter geeigneten Wuchsbedingungen eine ständige Etablierung der Verjüngung ermöglicht ("CONSTANT Methode" DITZER, 1999; HUTH und KÖHLER, 2003). Dieser simplifizierte Ansatz ist in

Waldwachstumsmodellen weit verbreitet (VANCLAY, 1992b und 1994a). Die implementierten Einwuchsraten orientieren sich an Daten aus der Fachliteratur und werden im Rahmen einer programminternen Kalibrierung in Abhängigkeit von der stabilen simulierten Klimaxstruktur des Waldes modifiziert (vgl. DITZER, 1999). Beim Einwuchs ("recruitment") in das Modell hat die Verjüngung bereits eine feste Etablierungshöhe, die durch die Untergrenze der Unterschicht (h=1,3 m) vorgegeben wird und als niedrigste Höhengschicht im Modell abgebildet wird. Nach dem in dieser Arbeit verwendeten Klassifikationsschema für die Verjüngung (siehe Tab. 11) kann der Einwuchs noch der Entwicklungsphase der Lohden zugeordnet werden. Die Pionierbaumarten sind im Modell für ihre Etablierung auf eine minimale Einstrahlung von 10% der in Deramakot gemessenen mittleren Energieflußdichte der Globalstrahlung im Verlauf der hellen Tagesstunden über dem Kronendach (Freilandeinstrahlung) von 335 W m^{-2} angewiesen, während für die Nicht-Pionierarten keine Mindesteinstrahlung zur Etablierung festgelegt ist (SCHLENSOG, 1997; DITZER, 1999).

Tab. 4 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die Ansätze, die Verjüngungsprozesse in den verschiedenen Modellen der FORMIX-Entwicklungsreihe zu berücksichtigen. Die Tabelle gibt die Anzahl der Verjüngung in Individuen pro ha für die im jeweiligen Modell berücksichtigten funktionalen Artengruppen an. Die Einwuchsraten von FORMIND 2.0 werden in dieser Übersicht nicht berücksichtigt, da in diesem Modell eine andere, erweiterte Artengruppeneinteilung vorgenommen wurde, die einen direkten Vergleich der Werte nicht erlaubt.

Tab. 4: Vergleich der jährlichen artengruppenbezogenen Einwuchsraten der Verjüngung in den Modellen der FORMIX-Reihe in der Deramakot-Parametrisierung (AG=Artengruppe).

Modelltyp	AG 1	AG 2	AG 3	AG 4	AG 5
	[N ha ⁻¹]	[N ha ⁻¹]	[N ha ⁻¹]	[N ha ⁻¹]	[N ha ⁻¹]
FORMIX 1	20 / 500 *	-	-	-	-
FORMIX 2	1.000	1.000	10.000	500	100
FORMIX 3 ⁽¹⁾	62.500	100.000	150.000	17.500	17.500
FORMIX 3-Q ⁽²⁾	1.800	735	38	850	-

*: FORMIX 1 kennt nur eine Artengruppe, die sich an der Dynamik der Dipterocarpaceen orientierte. In dieser Gruppe wurden zwei Fälle unterschieden: Jahrgänge mit "schlechten" (linker Wert) und mit "guten" (rechter Wert) Etablierungsbedingungen.

(1) Einwuchsrate der Sämlinge (HUTH, 1999)

(2) Kalibrierte Einwuchsrate der Verjüngung mit Höhe =130 cm (DITZER, 1999)

Nutzungsmodell: FORMIX 3-Q bietet die Möglichkeit, die wesentlichen Parameter waldbaulicher Systeme zur kommerziellen Bewirtschaftung tropischer Feuchtwälder, wie z.B. den Nutzungszyklus, den Mindesthaubarkeitsdurchmesser, die Eingriffsintensität aber auch die Schäden am Bestand und den Verlust an Holzbodenfläche durch die Schaffung der erforderlichen Infrastruktur über eine Eingabemaske für jedes Bewirtschaftungsszenarium variabel zu definieren. Damit lassen sich die Auswirkungen von unterschiedlich parametrisierten Ernteeingriffen auf die Erträge, die Bestandesstruktur und die Artengruppenzusammensetzung zeit- und kosteneffizient abschätzen. Durchforstungseingriffe

können in FORMIX 3-Q bisher nur behelfsweise über die Eingabe der jeweiligen Durchmesserklassenverteilungen eines Bestandes vor und nach einem Eingriff simuliert werden (vgl. DITZER, 1999). Ein eigenständiges Durchforstungsmodell zur Automatisierung dieses Prozesses ist bisher nicht vorhanden.

3 MATERIAL UND METHODEN

3.1 Das Untersuchungsgebiet

3.1.1 Auswahlkriterien

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgen die Untersuchungen zur Dynamisierung von FORMIX 3-Q am Beispiel des Modellforstbetriebes 'Deramakot Forstreserve' in Sabah (Ost-Malaysia). Dieser Betrieb wurde ausgewählt, da für ihn bereits eine vollständige Parametrisierung und Validierung für das prozessorientierte Waldwachstumsmodell FORMIX 3-Q vorliegt (HUTH et al., 1998; DITZER, 1999; HUTH und DITZER, 2000; KÖHLER et al., 2001; GLAUNER et al., 2003; HUTH et al., 2004). Zudem steht für die Deramakot Forstreserve umfangreiches Datenmaterial aus nahezu allen Bereichen des Betriebes zur Verfügung, welches die Grundlage für die Untersuchungen in dieser Arbeit bildet. Nähere Informationen zur Datenerhebung finden sich in Kap. 3.2.

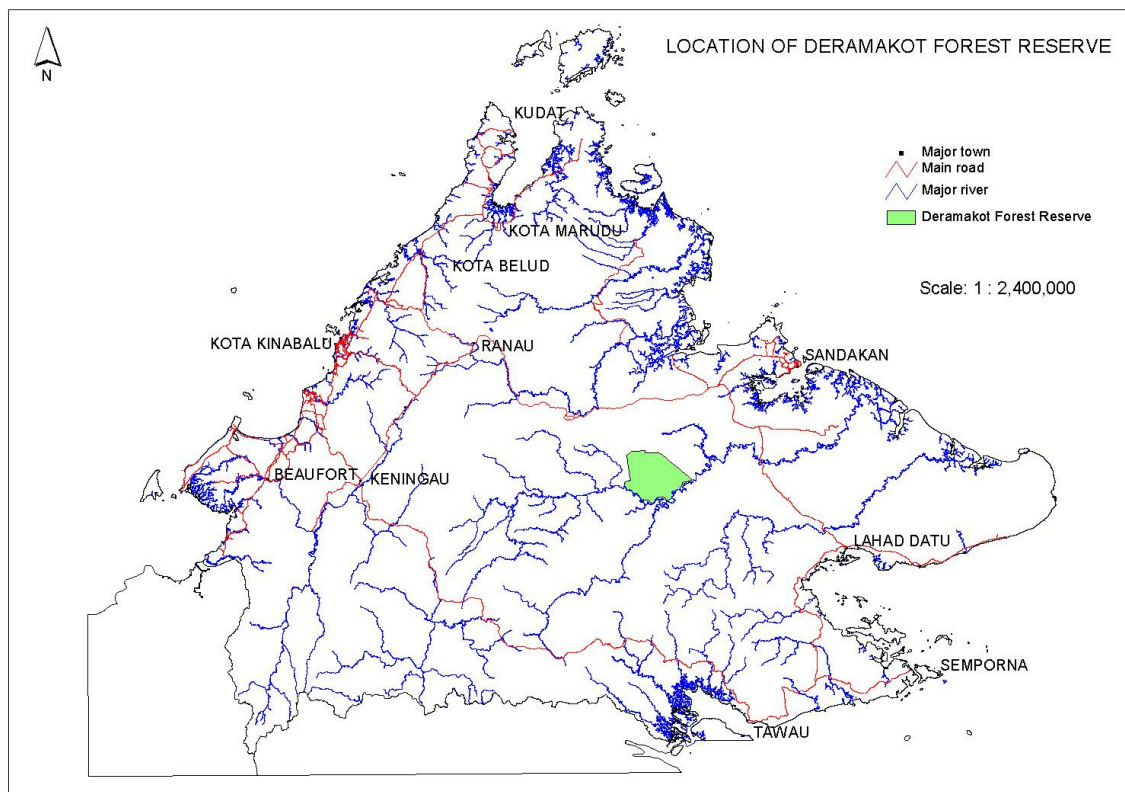


Abb. 8: Lage der Deramakot Forstreserve in Sabah (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2005).

3.1.2 Lage und Klima

Die Deramakot Forstreserve liegt im zentralen Osten von Sabah auf 5° 19'-5° 20' nördlicher Breite und 117° 20'-117° 42' östlicher Länge und umfasst eine Gesamtfläche von 55.085 ha (siehe Abb. 8). Davon beträgt die forstliche Produktionsfläche 42.789 ha (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2005). Sabah ist mit einer Fläche von 7,37 Mio. ha das zweitgrößte Bundesland des südostasiatischen Staates Malaysia und liegt im Nordosten der Insel Borneo.

Das feuchttropische äquatoriale Klima zeichnet sich durch eine relativ hohe Konstanz der Klimadaten aus. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 27°C mit einem mittleren Minimum von 23°C und einem mittleren Maximum von 31°C. Die jährlichen Niederschläge liegen bei 2.347 mm mit einem Minimum in den Monaten März und April. Die relative Luftfeuchte liegt zwischen 85% und 95%.

3.1.3 Die Waldressource

Die Waldfläche in Sabah wird mit insgesamt rund 4,46 Mio. ha angegeben (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2009). Das entspricht einem Anteil von rund 60% an der gesamten Landesfläche (siehe Tab. 5). Davon sind 3,6 Mio. ha als permanente Waldflächen ("*Permanent Forest Estate*") ausgewiesen, von denen wiederum ca. 2,67 Mio. ha (75%) als Wirtschaftswald ("*Commercial Forest - Class II*") klassifiziert sind. Weitere 0,43 Mio. ha Wald sind sogenannte "*Stateland Forests*", Landreserven des Staates für die Umwandlung in landwirtschaftliche Nutzflächen oder für die Entwicklung der Infrastruktur. Die vegetationskundliche Aufteilung der Gesamtwaldfläche nach Waldformationen findet sich in Tab. 6. Die Zahlen verdeutlichen anschaulich den hohen Anteil (rund 60%) der durch unplanmäßige Nutzungen degradierten Waldflächen. Die Unterschiede in der Summe in den beiden Tabellen erklären sich durch die unterschiedliche Berücksichtigung von Plantagen und Parkflächen bei der Berechnung der Gesamtwaldfläche.

3.1.4 Topographie und Boden

Das Gelände im Westen und Nordwesten der Deramakot Forstreserve (ca. 1/3 der Betriebsfläche) ist flach bis hügelig mit Erhebungen bis zu 100 m Höhe üNN. Die übrige Fläche ist durch eine höhere Reliefenergie gekennzeichnet und weist Erhebungen bis über 400 m üNN auf (siehe Abb. 9). Die relativen Anteile der Geländeformen an der gesamten Betriebsfläche sind in Tab. 7 zusammengefasst. Der geologische Untergrund besteht aus tertiären Sedimenten, meist Sandstein, des Eozäns und Oligozäns. Die Böden sind stark verwittert und ausgewaschen. Der vorherrschende Bodentyp ist der Acrisol (auf 91% der Betriebsfläche), ein extrem nährstoffarmer und erosionsgefährdeter Boden (GLAUNER, 1999).



Abb. 9: Die Deramakot Forstreserve, dargestellt als Reliefkarte (GLAUNER, 1999).

Tab. 5: Aufteilung der Waldfläche in Sabah nach dem Klassifikationsschema der Landesforstverwaltung.

Flächentyp	Kategorie	Fläche [Mio. ha]
Landesfläche Sabah		7,37
Permanent Forest Estate	Protection Class I	0,36
	Commercial Class II	2,67
	Domestic Class III	0,007
	Amenity Class IV	0,02
	Mangrove Class V	0,32
	Virgin Jungle Class VI	0,09
	Wildlife Class VII	0,13
	SUMME	3,60
Plantagen		0,19
Parks	Sabah Parks Board of Trustees	0,25
Andere Waldflächen	Stateland, Umwandlungsflächen	0,43
Gesamtwaldfläche		4,46 Mio. ha

Quelle: SABAH FORESTRY DEPARTMENT (2009)

Tab. 6: Aufteilung der Waldfläche in Sabah nach Waldformationen.

Waldformation	Fläche [ha]	Flächenanteil [%]*
Sumpfwald	124.457	1,7
Mangrove	320.689	4,3
Bergwald	711.874	9,6
Primärer Dipterocarpaceenwald	273.177	3,7
Degradierter Dipterocarpaceenwald	2.953.061	40,1
TOTAL	4.383.258	59,5 %

*: Anteil an der gesamten Landesfläche Sabahs; Quelle: SABAH FORESTRY DEPARTMENT (2009)

Tab. 7: Relativer Anteil der Geländeformen an der Betriebsfläche der Deramakot Forstreserve.

Geländeform	Anteil an der Betriebsfläche [%]
Ebenen	6
Oberhänge	23
Mittelhänge	53
Untershänge	14
Sonstige Flächen	3

Quelle: SCHLENSOG (1997)

3.1.5 Vegetation und Waldtyp

Die Bestände in der Deramakot Forstreserve zählen zur Waldformation des immergrünen tropischen Feuchtwaldes vom Typ "Tiefeland-Dipterocarpaceen-Wald" mit der Ausprägung *Parashorea tomentella* / *Eusideroxylon zwageri* (FOX, 1972). Insgesamt wurden in der Forstreserve 436 Baumarten inventarisiert. In den gut bestockten Flächen liegt der Anteil der Pflanzenfamilie der Dipterocarpaceen bei 80-90% der Bestandesgrundfläche. Allein die zu dieser Familie gehörenden Baumarten *Parashorea tomentella*, *Shorea leptoclados*, *Dryobalanops lanceolata* und *Dipterocarpus caudiferus* nehmen ein Anteil von insgesamt 40% der Bestandesgrundfläche ein. Im Schnitt werden in der Deramakot Forstreserve rund 80% der Baumarten (BHD \geq 10 cm) als kommerziell nutzbar eingestuft (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 1994).

3.1.6 Entwicklung der Waldnutzung in Sabah und Deramakot

Die Wurzeln des kommerziellen Holzeinschlages in Südostasien liegen in Nord-Borneo, dem heutigen Sabah und reichen bis in das Jahr 1879 zurück (NICHOLSON, 1979; BURGESS, 1991). Im Jahre 1919 wurde die "British Borneo Timber Co." (BBT) gegründet, welche bis zum Jahre 1952 das Monopol zum Holzexport besaß. Bereits Anfang der 1920er Jahre wurde durch die BBT in der Nähe von Sandakan erfolgreich ein luftgestütztes Holzernteverfahren ("high-lead-logging") praktiziert, welches Boden und Bestand schonte. Aufgrund der damit verbundenen hohen Erntekosten konnte dieses Verfahren jedoch nicht mit der

kostengünstigeren "kuda-kuda" Methode konkurrieren, bei der das Holz per Hand transportiert wird. Zu jener Zeit war die Holzernte noch hochselektiv, da nur wenige bekannte Baumarten geerntet wurden.

Nach 1952 breitete sich die kommerzielle Holzernte aufgrund des weltweiten "Timberbooms" und den verbesserten technischen Möglichkeiten zur Erschließung der Wälder stetig aus (BURGESS, 1991). Das geerntete Holz ging fast ausschließlich in den Export. Die Inlandnachfrage nach Holz war gering und konnte über lokale Versorgungswege gedeckt werden. Der große "Ausverkauf der Wälder" (ZUKRIGL, 1996) begann in den 1960er Jahren. Bis zum Beginn der 1970er Jahre entwickelte sich Sabah zum größten Rundholzexporteur Borneos. Die für die Holzernte ausgewiesenen Flächen weiteten sich in den 1970er und 1980er Jahren stark aus. In dieser Zeit wurden immer leistungsstärkere und technisch weiterentwickelte Maschinen zur Holzernte eingesetzt. Oft stammten diese aus anderen Einsatzbereichen, wie z.B. schwere Raupenfahrzeuge aus dem Straßenbau, und waren den Verhältnissen im Wald nicht angepasst. Dabei wurden Holzträge bis zu $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ realisiert (FAO, 1981).

Das erste in Sabah praktizierte Waldbausystem war das von West-Malaysia übernommene *Regeneration Improvement Felling* (RIF) (LEE et al., 1990). Es wurde in den Jahren von 1930 bis 1949 praktiziert, bis es vom *Selection Improvement Felling* abgelöst wurde (APPANAH, 1998). Im Jahr 1956 folgte das *Modified Malaysian Uniform System* (MMUS), welches eine modifizierter Form des ebenfalls aus West-Malaysia stammenden *Malaysian Uniform System* (MUS) darstellt (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 1991). Das MMUS wurde in der Waldbaurichtlinie der Forstverwaltung (Sabah Forest Record No.8) festgeschrieben und in verschiedenen Modifikationen bis in das Jahr 1976 praktiziert. Der Nutzungszyklus in diesem monozyklischen System betrug 80 Jahre (WADSWORTH, 1981). Der Mindesthaubarkeitsdurchmesser war laut Richtlinie auf BHD = 6 feet = 58 cm festgelegt, wurde in der Praxis jedoch oft unterschritten (BURGESS, 1991). Als waldbauliche Maßnahmen nach der Holzernte waren das Ringeln und Begiften ("*poison girdling*") aller beschädigten Bäume sowie aller nicht-kommerziellen Baumarten zwischen BHD = 15-60 cm vorgeschrieben (CHAI und UDARBE, 1977; FOX und CHAI, 1982). Eine Durchforstung ("*liberation thinning*") war im Zeitraum von 10-15 Jahren nach dem Ernteeingriff vorgesehen. In der Revision des MMUS im Jahre 1976 wurde dieser Durchforstungseingriff auf das Jahr 5 nach dem Ernteeingriff vorgezogen (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 1991). Vor einer Holzernte mussten die Lianen gekappt und die Erntebäume markiert werden, um die Ernteschäden zu minimieren (FOX, 1976). Im Jahr 1977 stoppte die Forstverwaltung alle bis dato ausgeführten Pflegemaßnahmen, nachdem CHAI und UDARBE (1977) eine Studie veröffentlichten, in der sie den Sinn der Pflegeeingriffe in exploitierten und degradierten Beständen aus ökonomischen Gründen in Frage stellten.

Die weitere Entwicklung der Waldbewirtschaftung in Sabah nach 1977 bezeichnen MANNAN und AWANG (1998) als "trostlos" und nicht im Sinne der forstlichen Nachhaltigkeit. Die Ressource Wald schwand zunehmend, sowohl in ihrer Fläche, als auch in ihrer Volumen- und Wertausstattung. Das in den 1990er Jahren in weiten Teilen Malaysias praktizierte "*selective logging*" kann weder in Theorie noch in Praxis als nachhaltig bezeichnet werden (BRUENIG und HEUVELDOP, 1995; APPANAH, 1999).

Datuk Chong Kah Kiat, 13. Chief Minister von Sabah (2001-2003), stellte anlässlich des Weltforsttages im Jahr 2003 fest, dass der jahrzehntelange unkritische Glaube an Wachstum und Fortschritt sowie der lasche ("*laissez-faire*") Umgang bei der Vergabe von Konzessionen für den Holzeinschlag eine der Hauptursachen für die Walddegradation in Sabah ist (KONG, 2003). Zur Phase der Exploitationen zwischen 1960 und 1990 merkte er an: "...for several decades, this kind of rampant 'strip mining' forestry is killing itself (the forest) in the process" (KONG, 2003). Gleichzeitig rief er zum Umdenken im Umgang mit der Ressource Wald auf und forderte finanzielle Unterstützung durch die Bundesverwaltung für die anstehenden Rehabilitationsmaßnahmen, um in einer Übergangs- und Anpassungsphase die stattlichen Einnahmeverluste aus der angeschlagenen Holzindustrie zu kompensieren.

Im Jahr 1997 wurde in Sabah eine forstpolitischen Wende eingeläutet (GLAUNER, 1997; HEUVELDOP, 1997; MANNAN et al., 2002). Das in Deramakot im Rahmen der Technischen Zusammenarbeit zwischen Malaysia und der Bundesrepublik Deutschland entwickelte forstliche Planungs- und Bewirtschaftungssystem (siehe Kap. 3.1.7) wurde von der Landesforstverwaltung verbindlich für alle Wirtschaftswälder in Sabah eingeführt, um die großflächig degradierten Bestände in eine nachhaltige Produktion zu überführen (HEUVELDOP et al. 1999; MANNAN et al., 2002; APPANAH, 2009). Das *Center for International Forestry Research* (CIFOR) bescheinigt den Forstverwaltungen in Malaysia, sich in einem vielversprechenden Übergangsprozess von einer rein ertragsorientierten hin zu einer ökosystemorientierten Waldbewirtschaftung zu befinden (GUSTAFSSON et al., 2007).

In Abb. 10 ist die Entwicklung des jährlichen Holzeinschlages in Sabah für den Zeitraum von 1950 bis 2008 noch einmal graphisch zusammengefasst. Gut erkennbar ist der kontinuierliche Anstieg der Holzproduktion zwischen 1957 und 1978, dem Jahr, in dem mit 13,3 Mio. m³ der bisher höchste jährliche Einschlag erzielt wurde. Bis 1992 blieb der Einschlag dann mit jährlichen Schwankungen auf einem konstant hohen Niveau. Ein Großteil der Holzmenge, die nach 1980 geerntet wurde, stammt aus der wiederholten Nutzung bereits exploierter Bestände (MANNAN und AWANG, 1997). Die Übernutzung der Wälder sowie ein Umdenken in der forstpolitischen Entscheidungsfindung führten ab 1992 zu einem drastischen Rückgang des Einschlages bis auf 2,4 Mio. m³ im Jahr 2001 (MANNAN et al., 2002). Dieser geringe Einschlag hatte jedoch eine Unterversorgung der einheimischen Holzindustrie zur Folge, welche eine Verarbeitungskapazität von 9,1 Mio. m³ aufweist. Daraufhin wurde der Einschlag in den folgenden Jahren wieder erhöht. Im Jahr 2008 betrug der Gesamteinschlag in Sabah 5,4 Mio. m³, von denen 4,7 Mio. m³ aus Naturwäldern und 0,7 Mio. m³ aus Plantagen stammten (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2009). Damit hatte sich der Einschlag in den Naturwäldern seit 2001 wieder nahezu verdoppelt. HEUVELDOP (1997) schätzt das langfristige Erntepotential der Wirtschaftswälder auf jährlich 3 Mio. m³ ein, rechnet aber mit Rehabilitierungsfristen von 50-100 Jahren, bis dieses Potential im Rahmen einer multifunktionalen Waldbewirtschaftung wieder voll zur Verfügung steht. In der Zwischenzeit sollte der Einschlag unter Berücksichtigung des Rehabilitierungsgedankens ein Gesamtvolumen von 1,25 Mio. m³ a⁻¹ nicht überschreiten (HEUVELDOP et al., 1999; TAY und CHONG, 2005).

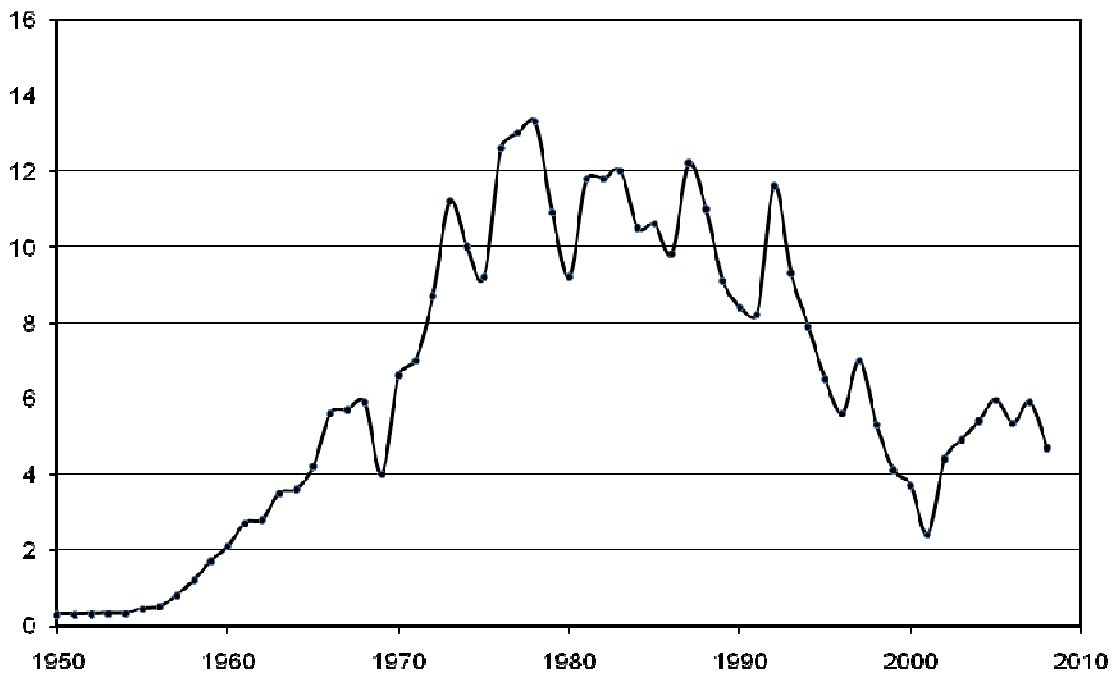


Abb. 10: Entwicklung des jährlichen Holzeinschlages in Sabah von 1950 bis 2008 (Angaben in Mio. m³). Daten: INSTITUTE FOR DEVELOPMENT STUDIES SABAH (2006); SABAH FORESTRY DEPARTMENT (2009).

Die **Deramakot Forstreserve** gehört zur "FMU 19" und ist einer von insgesamt 27 Forstbetrieben ("*forest management units*"), die in Sabah als kommerzieller Nutzwald der Kategorie "*Commercial Forest Class II*" ausgewiesen sind (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2005).

Die Wälder der Deramakot Forstreserve wurden erstmals im Jahr 1954 für die kommerzielle Holznutzung freigegeben (BURGESS, 1991). Von 1955 bis 1989 wurden auf nahezu der gesamten Betriebsfläche mindestens einmal in unterschiedlichen Intensitäten Holzexploitationen nach den Verfahren des *Modified Malayan Uniform System* (MMUS) durchgeführt (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 1994). Die Holzernteplanung erfolgte bis 1976 nach einem einfachen Flächenkontrollverfahren kombiniert mit der Festlegung waldbaulicher Vorschriften (MANNAN et al., 2002). Jährlich wurde dabei eine Fläche von 1/100 der Gesamtfläche als "*working block*" für die Nutzung freigegeben. Die Holzernte erfolgte in einem Zyklus von 60 Jahren. Alle als kommerziell festgelegten Baumarten mit einem Mindesthubarkeitsdurchmesser von 60 cm durften geerntet werden. Im Jahr 1976 endete die Bewirtschaftung nach dem Flächenkontrollverfahren und der unkontrollierte wiederholte Einschlag ("*re-logging*") in den bereits genutzten Abteilungen begann. Einzelnen Flächen, vor allem im Norden der Forstreserve, wurden dabei 3-4-mal innerhalb einer Dekade genutzt. Die Einhaltung der waldbaulichen und gesetzlichen Vorgaben erfolgte dabei rein willkürlich (BURGESS, 1991; MANNAN et al., 2002).

Pro Ernteeingriff wurden zwischen 8 und 12 Bäume pro ha mit einem Gesamtvolumen von 80 bis 150 m³ ha⁻¹ mit schweren Maschinen entnommen (BURGESS, 1991). Mit einem Durchschnitt von 110,6 m³ ha⁻¹ lag die Erntemenge deutlich über dem seinerzeit tentativ festgelegten nachhaltigen Hiebssatz von 60 m³ ha⁻¹ (UDARBE und CHAI, 1992). Als

waldbauliche Pflegemaßnahmen wurden nach jeder Holzernte die unerwünschten Baumarten, Kletterpflanzen und defekten Bäume begiftet, um das Wachstum der Dipterocarpaceen zu fördern. Weitere Maßnahmen fanden nicht statt (AJIK et al., 1993). Bis zur stufenweisen Einstellung aller Pflegemaßnahmen im Jahr 1985 (vgl. CHAI und UDARBE, 1977; SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 1994) wurde eine Fläche von insgesamt 47.160 ha waldbaulich behandelt. Die Phase der kommerziellen Holznutzung endete in der Deramakot Forstreserve im Jahr 1989 (LAGAN et al., 2007).

3.1.7 Der Modellforstbetrieb 'Deramakot'

Die Deramakot Forstreserve wurde dem "*Malaysian-German Sustainable Forest Management Project*" von der Forstverwaltung Sabah im Rahmen der seit 1984 laufenden Technischen Zusammenarbeit zwischen Malaysia und der Bundesrepublik Deutschland als Modellforstbetrieb zur Entwicklung und Einführung eines Überführungskonzeptes von der Exploitationswirtschaft zur multifunktionalen nachhaltigen Waldwirtschaft zur Verfügung gestellt (KLEINE und HEUVELDOP, 1993; DROSTE et al., 1996; MANNAN et al., 2002). Auf der Basis der von der Forstverwaltung erstellten Richtlinien wird der Wald im Modellforstbetrieb im Sinne einer nachhaltigen, multifunktionalen Waldwirtschaft bewirtschaftet, um ihn dadurch langfristig zu erhalten (HEUVELDOP et al., 1999). Das Kooperationsprojekt in Sabah begann im Jahr 1989 und wurde im Jahr 2000 planmäßig abgeschlossen.

Waldbauliche Ausgangslage

Infolge von Übernutzungen (1956-1986), Feuern (1982/83) und Trockenschäden (1982-1992) bildeten die Bestände in der Deramakot Forstreserve nach Beendigung der kommerziellen Holznutzung ein kleinflächigen Mosaik heterogener Bestandesstrukturen (siehe Abb. 11). Das Spektrum reicht von geschlossenen, mehrstufigen Primärwaldbeständen (v.a. auf den steileren Standorten) bis hin zu sehr stark degradierten Beständen, die fast ausschließlich aus Sekundärwaldarten bestehen. Die mittlere Bestandesgrundfläche liegt bei $24 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Das Holzvolumen der kommerziell nutzbaren Baumarten mit einem BHD $\geq 10 \text{ cm}$ liegt im Schnitt bei $152 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (KLEINE, 1997). Der Zuwachs beträgt durchschnittlich $0,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (ZUKRIGL, 1996). Rund 50% der Fläche gelten als mäßig degradiert und können sich bei entsprechender waldbaulicher Behandlung noch natürlich verjüngen. Die stark degradierten Bestände (etwa 30% der gesamten Betriebsfläche) lassen sich nur durch kostenintensive Pflanzung oder durch sehr lange natürliche Rehabilitierungsphasen wieder in eine Wertholzproduktion überführen (HEUVELDOP et al., 1999). In diesen Beständen hat sich das Baumartenverhältnis zugunsten der Nicht-Dipterocarpaceen umgekehrt. Es treten verstärkt Baumarten der Gattung *Macaranga* auf, die mit einem Anteil von rund 38% aller Bäume $\geq 30 \text{ cm}$ BHD die degradierten Bestände dominieren (BRUEHL, 2001). Größere Bestandeslücken werden vom Kletterbambus (*Dinochloa trichogona*) besiedelt, der die natürliche Bestandesregeneration flächendeckend beeinträchtigt (KLEINE, 1997).

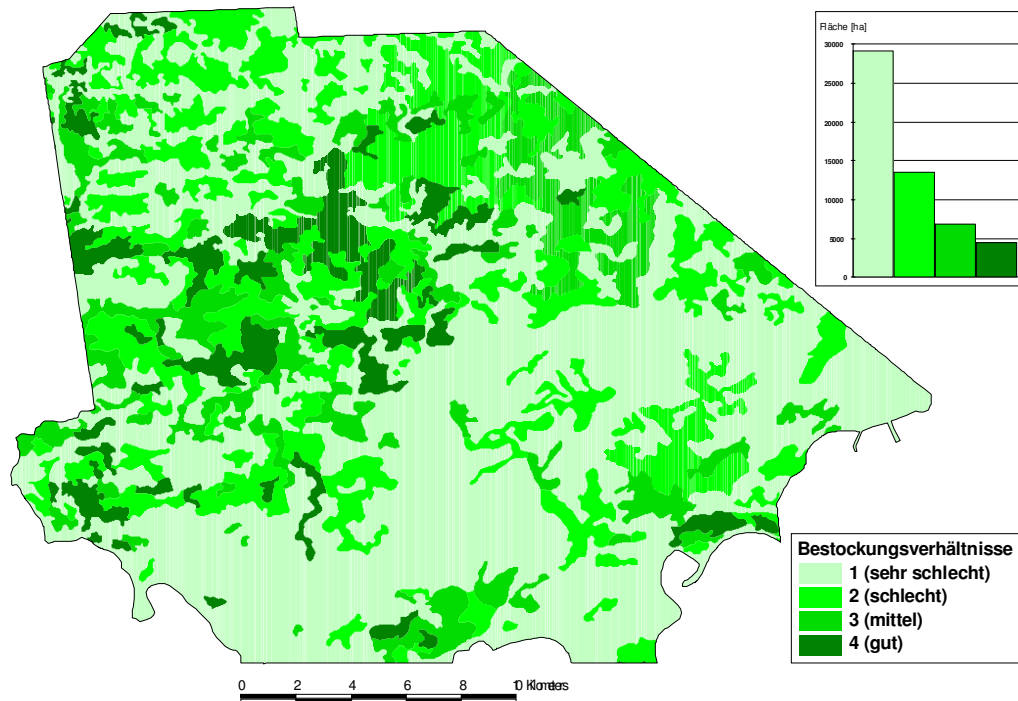


Abb. 11: Schematische Darstellung der Bestockungsverhältnisse in der Deramakot Forstreserve im Jahr 1990, basierend auf Luftbildinterpretation. Die eingeklinkelte Balkengrafik (oben rechts) veranschaulicht die Anteile der einzelnen Bestockungsklassen (siehe Tab. 10) an der gesamten Betriebsfläche (GLAUNER, 1999).

Die durchschnittliche Stammzahl-Durchmesser-Verteilung der Bäume in den gut bestockten **Primärwaldbeständen** der Deramakot Forstreserve ist in Tab. 8 dargestellt. Die Stammzahl der Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm beträgt hier 479 N ha^{-1} , die Bestandesgrundfläche liegt bei $36,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Der Anteil der Artengruppe 1 (vorherrschende schattentolerante Baumarten) an der Bestandesgrundfläche beträgt rund 79%, der Anteil der Artengruppe 2 (schattentolerante Baumarten der oberen Kronenschicht) rund 19%. Die Anteile der Artengruppe 3 (Pionierbaumarten) und Artengruppe 4 (schattentolerante Baumarten der Unterschicht) betragen jeweils rund 1%. Das Bestandesvolumen der Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm beläuft sich auf insgesamt $655,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Davon entfallen $546,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ auf das Stammholzvolumen. Das Stammholzvolumen der als kommerziell klassifizierten Baumarten beträgt $431,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Die durchschnittliche Stammzahl-Durchmesser-Verteilung der Bäume in den noch rehabilitierungsfähigen **Sekundärwaldbeständen**¹ der Deramakot Forstreserve ist in Tab. 9 dargestellt. Die Stammzahl der Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm beträgt 524 N ha^{-1} . Die Bestandesgrundfläche aller Bäume ≥ 10 cm BHD liegt in diesen Beständen mit $24,9 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$

¹ SCHLENSOG (1997) bezeichnet die von ihm inventarisierten, unplanmäßig exploitierten und degradierten Naturwaldflächen in der Deramakot Forstreserve als "Sekundärwald". Aus Gründen der Kontinuität wird dieser Begriff in dieser Arbeit ebenfalls verwendet, obwohl er nach den Vorschlägen der FAO (2005b) terminologisch nicht korrekt ist.

um rund ein Drittel niedriger als in den Primärwaldbeständen. Der Anteil der Artengruppe 1 an der Bestandesgrundfläche beträgt rund 72%, der Anteil der Artengruppe 2 rund 9% und der Anteil der Artengruppe 3 rund 17%. Der Anteil der Artengruppe 4 liegt bei knapp 2%. Im Gegensatz zur Artenzusammensetzung der Primärwaldbestände ist hier eine deutliche Verschiebung der Dominanz zugunsten der Pionierbaumarten festzustellen. Das mittlere Bestandesvolumen in den Sekundärwaldbeständen beträgt mit insgesamt $392,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ nur etwa die Hälfte des Volumens in den Primärwaldbeständen. Davon entfallen $309,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ auf das Stammholzvolumen. Das Stammholzvolumen der als kommerziell klassifizierten Baumarten beträgt $209,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Tab. 8: Durchschnittliche Stammzahl-Durchmesser-Verteilung der von SCHLENSOG (1997) inventarisierten Primärwaldbestände in der Deramakot Forstreserve.

BHD [cm]	AG 1 [N ha ⁻¹]	AG 2 [N ha ⁻¹]	AG 3 [N ha ⁻¹]	AG 4 [N ha ⁻¹]
< 5*	2.534	967	0	967
5 – 10	137	67	0	0
10 – 20	117	106	11	17
20 - 30	77	39	1	1
30 - 40	30	13	3	2
40 – 50	16	8	1	2
50 – 60	10	3	0	1
≥ 60	19	2	0	0

* = nur Bäume mit einer Höhe ≥ 130 cm; AG = Artengruppe (vgl. Tab. 3)

Tab. 9: Durchschnittliche Stammzahl-Durchmesser-Verteilung der von SCHLENSOG (1997) inventarisierten Sekundärwaldbestände in der Deramakot Forstreserve.

BHD [cm]	AG 1 [N ha ⁻¹]	AG 2 [N ha ⁻¹]	AG 3 [N ha ⁻¹]	AG 4 [N ha ⁻¹]
< 5*	2.567	134	34	167
5 – 10	200	34	0	0
10 – 20	223	33	56	17
20 - 30	33	17	22	6
30 - 40	44	2	19	2
40 – 50	12	4	2	3
50 – 60	9	0	1	1
≥ 60	17	0	0	1

* = nur Bäume mit einer Höhe ≥ 130 cm; AG = Artengruppe (vgl. Tab. 3)

Einen visuellen Eindruck der unterschiedlichen Bestandesstrukturen im Primär- und im Sekundärwaldbestand vermitteln die Bestandesprofile der beiden Bestandestypen (siehe Abb. 12).

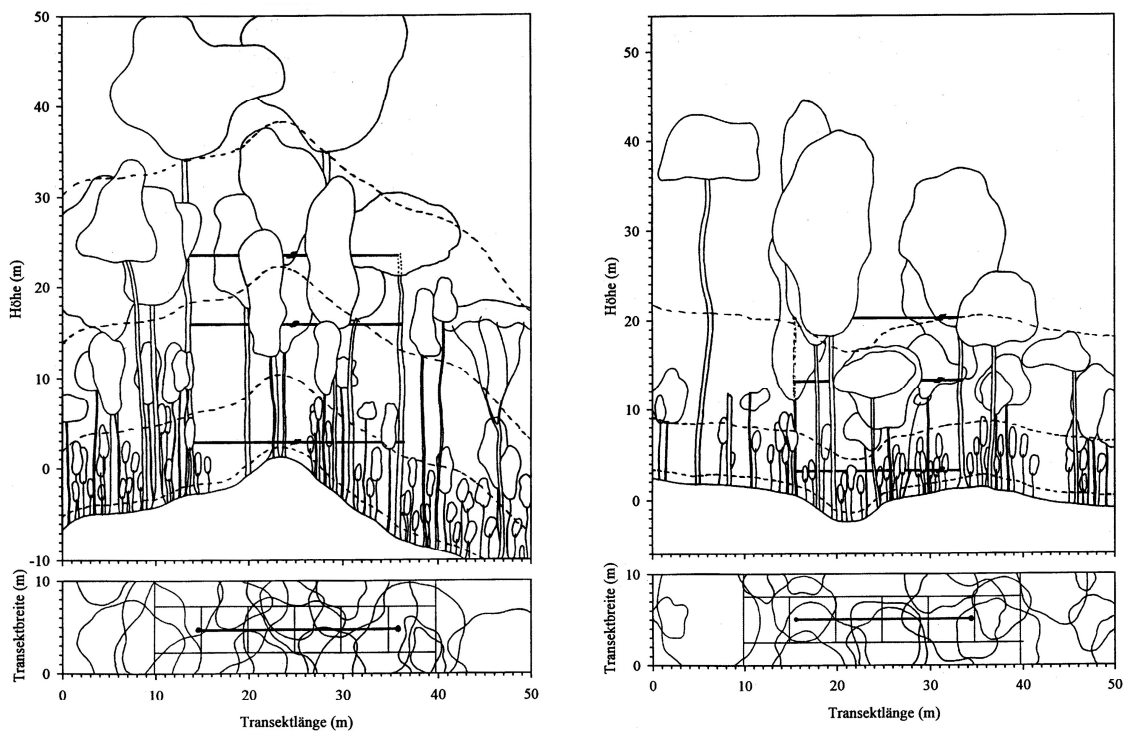


Abb. 12: Bestandesprofile eines Primärwaldbestandes (links) und eines Sekundärwaldbestandes (rechts) in der Deramakot Forstreserve (SCHLENSOG, 1997).

Bewirtschaftungskonzept

Die Forsteinrichtung, die im Rahmen der Technischen Zusammenarbeit partizipativ mit allen Beteiligten entwickelt wurde, legt als Betriebsziel die Ausrichtung der Bewirtschaftung auf die nachhaltige Produktion hochwertigen Tropenholzes unter gleichzeitiger Verbesserung der Bestockungsverhältnisse fest (HEUVELDOP et al., 1999; SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2005). Ertragskundliches Ziel ist es, ein mittleres Bestandesvolumen der kommerziellen Baumarten von $220 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ($\text{BHD} \geq 10 \text{ cm}$) anzustreben, bei dem laut Untersuchungen von ONG und KLEINE (1995) ein maximaler Nettozuwachs von rund $2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ realisierbar ist. Die nutzbare Holzerntemenge wurde entsprechend der Zielsetzung für den Forsteinrichtungszeitraum von 1995 bis 2004 konservativ auf jährlich 20.000 m^3 (rund $0,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) festgelegt (HEUVELDOP, 1997). Die Herleitung des Hiebssatzes erfolgte unter Zuhilfenahme des empirischen Waldwachstumsmodells DIPSIM (ONG und KLEINE, 1995). Mit einem Hiebssatz in dieser Größenordnung kann die Deramakot Forstreserve als typischer Aufbaubetrieb bezeichnet werden (GLAUNER, 1999).

In der Zwischenrevision des Forsteinrichtungswerkes im Jahr 1999 wurde der Hiebssatz auf jährlich 15.000 m^3 abgesenkt. Damit sollte ein Fehler aus der vorherigen Berechnung ausgeglichen werden, der durch Verwendung ungenauer Volumenfunktionen zu einer Überschätzung des Volumens von ca. 30% geführt hatte (MANNAN et al., 2002).

Für den neuen Forsteinrichtungszeitraum von 2005 bis 2014 steht eine Fläche von insgesamt 10.759 ha zur Nutzung an (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2005). Auf Grundlage von Zuwachsdaten aus 30 permanenten Versuchsflächen und unter Berücksichtigung des geschätzten ökonomischen Mindesteinschlags von $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ wurde der Hiebssatz auf jährlich 17.600 m^3 festgelegt. Die Überprüfung der Nachhaltigkeit erfolgte mit dem empirischen Waldwachstumsmodell MYRLIN (GRACE, mündl. Mitteilung). Das zuvor verwendete Modell DIPSIM findet hingegen keine Anwendung mehr. Zur Kontrolle des Zuwachses und periodischen Überprüfung der Planung wird ein Netzwerk permanenter Stichprobenflächen unterhalten.

Nach Berechnungen von GLAUNER et al. (2003) unter Anwendung des prozessorientierten Waldwachstumsmodells FORMIX 3-Q, kombiniert mit einem Geographischen Informationssystem (GIS), sollte ein jährlicher Einschlag von rund 10.000 m^3 über einen Zeitraum von mindestens 40 Jahren aus ertragskundlicher Sicht nicht überschritten werden, um das vorgeschlagene Zielvolumen der kommerziellen Baumarten von rund $220 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ($\text{BHD} \geq 10 \text{ cm}$) mittelfristig zu erreichen (vgl. ONG und KLEINE, 1995; BICK et al., 1998). Aus ökonomischer Sicht wird unter den gegebenen Umständen ein Mindestjahreseinschlag von 12.720 m^3 zur Deckung der Erntekosten empfohlen (SCHÖPFERER und GLAUNER, 2005). Der tatsächliche Einschlag lag im Jahr 2007 mit insgesamt 13.662 m^3 (durchschnittlich $55 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) deutlich unter dem Hiebssatz, aber noch oberhalb des ökonomischen Mindesteinschlages (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2009).

In der Forsteinrichtung sind auch die waldbau-technischen Vorschriften für die Deramakot Forstreserve festgelegt: der Mindesthaubarkeitsdurchmesser beträgt $\text{BHD} = 60 \text{ cm}$ für alle kommerziell verwertbaren Baumarten. Zur Minimierung der Bestandesschäden und als Beitrag zum Schutz der Artenvielfalt (vgl. MEIJAARD et al., 2006) wird zudem ein maximaler Haubarkeitsdurchmesser mit $\text{BHD} = 120 \text{ cm}$ festgelegt. Als Holzernteverfahren ist das bestandesschonende "*Reduced Impact Logging*" (RIL) vorgeschrieben (vgl. LOHUJI und TAUMAS, 1998; LOHUJI und MARTIN, 2001). Für die Holzbringung wird dabei je nach Geländeausprägung der traditionelle Raupenschlepper oder der Langstreckenseilkran eingesetzt. Letzterer wird seit 2008 zunehmend durch den kostengünstigeren Kabelkranbagger ersetzt (GRACE, mündl. Mitteilung). Im Schnitt sollen pro Hektar 5 Bäume der kommerziell verwertbaren Baumarten mit einem $\text{BHD} \geq 60 \text{ cm}$ auf der Fläche als Samenquelle bzw. als Strukturelemente verbleiben (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 1994). Das aktuelle Bewirtschaftungskonzept sieht verschiedene waldbauliche Pflegemaßnahmen auf einer Fläche von insgesamt rund 10.000 ha vor. Sie bestehen aus einer Kombination von Schling- und Kletterpflanzenbeseitigung sowie der Freistellung potentieller Erntebäume ("*selective liberation*") etwa sechs Monate nach Durchführung der Holzernte (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2009).

Als Teil der ökologischen Komponente der Forsteinrichtung wurden rund 11.355 ha der Deramakot Forstreserve als Schutzwald ("*protection forest*") ausgewiesen (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2005). Obwohl die Wälder der Forstreserve in den vergangenen 30 Jahren durch die Holznutzung stark beeinträchtigt wurden, bieten sie nach wie vor wertvolle Lebensräume für bedrohte Wildtierarten wie den Orang Utan (*Pongo pygmaeus*), den Borneo Zwergelafanten (*Elephas maximus borneensis*) und den Banteng

(Sunda-Ochse, *Bos javanicus*). Bei den Orang-Utans, die sich aufgrund des höheren Früchteaufkommens bevorzugt im Bereich der degradierten Bestände aufhalten, wurde zwischen 1999 und 2007 ein Anstieg von 1,4 Individuen pro km² auf 1,9 Individuen pro km² verzeichnet (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2009).

Deramakot als überregionales Beispiel nachhaltiger Waldwirtschaft in den Tropen

Im Jahre 1997 wurde die Deramakot Forstreserve als erster Naturwald-Betrieb in Südostasien aufgrund seines ökologisch bewussten, sozial verantwortlichen und wirtschaftlich tragfähigen Waldbewirtschaftungskonzeptes mit dem international anerkannten Zertifikat des *Forest Stewardship Council* (FSC) ausgezeichnet (DROSTE et al., 1996). MANNAN und AWANG (1997) bezeichnen Deramakot als die "*Mutter der nachhaltigen Waldbewirtschaftung in Sabah*". Deramakot gilt heute als der erste umfassende Ansatz in Südostasien, ein integriertes Planungs- und Bewirtschaftungssystem für tropische Feuchtwälder einzuführen (TAY und CHONG, 2005).

Die Deramakot Forstreserve repräsentiert mit ihren degradierten, teilweise mehrfach übernutzten Beständen und dem daraus resultierenden heterogenen Bestandesmosaik die aktuelle großflächige Situation der Wirtschaftswälder sowohl in Sabah (HEUVELDOP et al., 1999; TAY und CHONG, 2005) als auch in der gesamten Region (BURGESS, 1991; KLEINE, 1997; FAO, 1999). Am Beispiel der Deramakot Forstreserve werden Möglichkeiten aufgezeigt, auch unter schwierigen Rahmenbedingungen ein ökonomisch tragfähiges Planungs- und Bewirtschaftungssystem für tropische Feuchtwälder erfolgreich einzuführen und umzusetzen. Die FAO (2005a) formuliert die Hoffnung, dass dieser Modellforstbetrieb einen Anreiz für andere Forstverwaltungen im südostasiatischen Raum schafft, einen vergleichbaren Beitrag zur Erfüllung der Forderungen der ITTO (2002), IUCN (2003) und der FAO (2003a) nach Rehabilitierung und Inwertsetzung der degradierten Waldflächen im Rahmen der nachhaltigen Entwicklung zu leisten.

3.2 Feldaufnahmen

In diesem Kapitel werden die Methoden vorgestellt, mit denen die Feldaufnahmen in der Deramakot Forstreserve im Rahmen des "*Malaysian-German Sustainable Forest Management Project (SFMP)*" vom Personal der Forstverwaltung von Sabah sowie studentischen Hilfskräften aus Deutschland durchgeführt wurden (siehe APPEL, 1997; SCHLENSOG, 1997; KRIEBITZSCH und GLAUNER, 1998). Diese Feldaufnahmen lieferten das Datenmaterial für die Untersuchungen in dieser Arbeit.

Zur qualitativen Beschreibung der Bestockungsverhältnisse der Bestände in der Deramakot Forstreserve wurde ein einfaches Klassifikationsschema entwickelt (GLAUNER, 1999; SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2005). Dazu werden fünf Straten mit relativen Bestockungsklassen gebildet, die sich strukturell durch die Anzahl der emergenten Bäume je Flächeneinheit (und damit in ihrem Bestandesvolumen) voneinander unterscheiden. Die erste Stratifizierung der Bestände erfolgte im Jahr 1990 mit Hilfe von Luftbildaufnahmen im Maßstab 1:25 000 über die gutachtliche Einschätzung der Anzahl von Bäumen mit einem Kronendurchmesser > 20 m auf einer Interpretationsfläche von jeweils 25 ha. Eine wiederholte Stratifizierung fand im Jahr 2001 auf Basis von Luftbildern im Maßstab von

1:17 500 statt (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2005). Die Ergebnisse sind in Tab. 10 dargestellt. Im Rahmen dieser Arbeit kommen nur die vier mit Bäumen bestockten Straten zur Anwendung.

Tab. 10: *Relative Strateneinteilung der Waldbestände in der Deramakot Forstreserve.*

Stratum	Qualitatives Bestockungsverhältnis	Emergenten pro ha mit einem Kronendurchmesser > 20m	Geschätztes Volumen der Bäume mit BHD \geq 60cm	Anteil an der Betriebsfläche [%]	
				1990	2001
1	Gut	mehr als 16	120 m ³ ha ⁻¹	8	5
2	Durchschnittlich	9 bis 16	90 m ³ ha ⁻¹	13	22
3	Schlecht	5 bis 8	75 m ³ ha ⁻¹	25	54
4	Sehr schlecht	0 bis 4	65 m ³ ha ⁻¹	54	19
5	Grasland	-	-	k.A.	1

Quelle: SABAH FORESTRY DEPARTMENT (1994 und 2005); k.A. = keine Angaben

Die Naturverjüngung der Bäume wurde durch eine terrestrische Feldinventur im Jahr 1998 in 100 Stichprobeneinheiten im Abstand von 100 m entlang linearer Transekten inventarisiert. Die Lage der Transekten wurde dabei so gewählt, dass die Heterogenität der verschiedenen Bestandesstrukturen von unberührten bis sehr stark degradierten Beständen entsprechend ihrer Anteile an der Gesamtfläche (vgl. Tab. 10) systematisch erfasst wurde (KRIEBITZSCH und GLAUNER, 1998; GLAUNER, 1999). Das Anlageschema einer Stichprobeneinheit ist in Abb. 13 dargestellt. In jeder Stichprobeneinheit, die jeweils aus vier Probeflächen besteht, wurde die Verjüngung entsprechend ihrer Höhenentwicklung in quadratischen Aufnahmeeinheiten unterschiedlicher Kantenlänge erfasst (vgl. Tab. 11). In der Mitte jeder Stichprobeneinheit wurde die Struktur des Oberbestandes anhand einer Winkelzählprobe ermittelt (vgl. BICK et al., 1998). Die Verjüngung wurde, sofern möglich, bis zur Art bestimmt und der entsprechenden Artengruppe nach DITZER (1999) zugeordnet. Zusätzlich wurden für jede Stichprobeneinheit die Hanglage (Ober-, Mittel- oder Unterhang) und die Hangexposition bestimmt.

Tab. 11: *Inventurverfahren zur Erfassung der Naturverjüngung in den verschiedenen physiologischen Entwicklungsphasen.*

Aufnahmefläche	Flächenindex (vgl. Abb. 13)	Inventargrenze	Entwicklungsphase
6,25 m ²	Römische Zahl	< 30 cm Höhe	Sämling (" <i>seedling</i> ")
25 m ²	Arabische Zahl	30 -150 cm Höhe	Lohden (" <i>sapling</i> ")
100 m ²	Großbuchstabe	150 cm Höhe bis BHD 5 cm	Heister (" <i>pole</i> ")
		BHD 5,0 – 9,9 cm	Stangenholz (" <i>small tree</i> ")

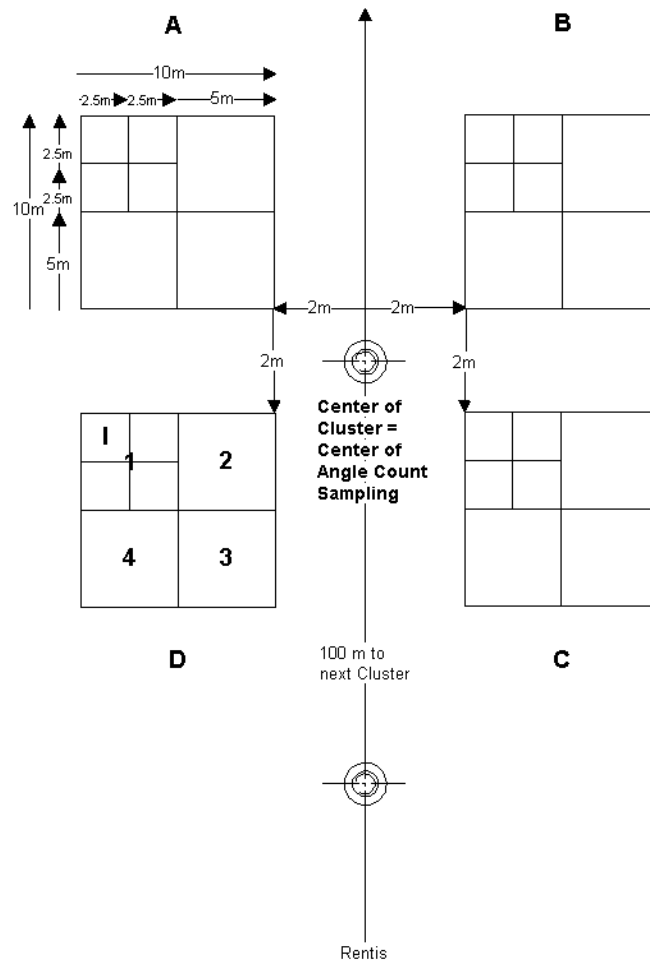


Abb. 13: Anlageschema einer Stichprobeneinheit ("Cluster") zur Erfassung der Naturverjüngung (siehe Tab. 11) (KRIEBITZSCH und GLAUNER, 1998).

Zur Untersuchung der Wuchsunterschiede in Abhängigkeit von der Hanglage wurden zur Erstellung der Höhenkurven 1.963 Bäume, über den gesamten Durchmesserbereich und über alle Artengruppen hinweg innerhalb der Abteilung 60 in der Deramakot Forstreserve erfasst. Die Aufnahmeflächen befinden sich auf einem der qualitativ besseren Standorte in der Forstreserve (APPEL, 1997). Die Aufnahme der Daten erfolgte in Anlehnung an die von KRAMER und AKÇA (2008) vorgeschlagenen Inventurverfahren. Jeder inventarisierte Baum wurde bis zur Art bzw. Gattung bestimmt und mit folgenden Parametern erfasst: Brusthöhdurchmesser (BHD), Gesamthöhe, Kronenansatzhöhe, Kronenlänge sowie die Position am Hang entsprechend der in Tab. 12 vorgestellten relativen Hangklassen.

Tab. 12: Relative Hangklassen in Abhängigkeit von der Hangposition.

Hangklasse	Hangposition
1	Oberhang
2	Mittelhang
3	Unterhang

3.3 Datenauswertung

3.3.1 Mathematisch-Statistische Auswertungen

Ausgehend von den hypothetischen Überlegungen (siehe Abb. 1) wird die Korrelation von Verjüngungsaufkommen und Bestandesstruktur anhand einer einfachen Regressionsanalyse mit einem Regressor untersucht (vgl. SACHS, 2004). Dabei kommen lineare und quadratische Regressionsmodelle zur Anwendung.

Lineares Regressionsmodell:

$$y = \alpha + \beta * x + \varepsilon$$

Quadratisches Regressionsmodell:

$$y = \alpha + \beta_1 * x + \beta_2 * x^2 + \varepsilon$$

jeweils mit:

α, β = empirische Regressionskoeffizienten

ε = Fehlerterm (Residuen)

x = unabhängige Variable (Regressor)

y = abhängige Variable (Regressand)

Zur Darstellung der Ergebnisse wird jeweils das Regressionsmodell ausgewählt, welches den funktionalen Zusammenhang zwischen dem Verjüngungsaufkommen und der Bestandesstruktur am besten darstellt. Diese Bewertung erfolgt im Rahmen der Regressionsdiagnostik zunächst über das Bestimmtheitsmaß r^2 ("*coefficient of determination*"). HRADETZKY (1978) und VANCLAY (1992b) weisen jedoch darauf hin, dass das Bestimmtheitsmaß im Falle biologischer Daten kein verlässlicher Indikator für die Anpassungsgüte einer Funktion ist, da es keine qualitative Unterscheidung zwischen Datenanomalien (z.B. Ausreißer, Anzahl und Art der Funktionsparameter) und natürlicher Variation erlaubt. Die Regressionsdiagnostik erfolgt daher in dieser Arbeit zusätzlich anhand der graphischen Interpretation des bivariaten Streudiagramms (vgl. FREESE, 1980; VANCLAY, 1994; JANN, 2006). Eine weitergehende Überprüfung des Erklärungswertes des ausgewählten Regressionsmodells anhand der Residuenverteilung und der F-Statistik entfällt, da das Hauptaugenmerk in dieser Arbeit nicht auf einer statistisch möglichst präzisen Erfassung des funktionalen Zusammenhanges liegt, sondern auf der biologisch plausiblen Wiedergabe des jeweiligen Beziehungsmusters auf der Grundlage bekannter Parameter.

Die Bestandesstruktur wird in dieser Korrelationsuntersuchung mit dem in der Forstwirtschaft gebräuchlichen Parameter "Bestandesgrundfläche" beschrieben (KRAMER, 1988; GADOW und POSTOLI, 1998). Sofern nicht anders angegeben, bezieht sie sich jeweils auf den Baumbestand mit einem BHD ≥ 10 cm. Der ebenfalls in Betracht gezogenen Parameter "Stammzahl" wurde wieder verworfen, nachdem erste Tests nahezu identische Ergebnisse zur Grundfläche lieferten. Damit fiel die Wahl letztendlich auf den im tropischen Feuchtwald in der Praxis leichter zu ermittelnden Parameter (vgl. BICK et al., 1998).

Zum Vergleich der Mittelwerte der Verjüngungsanzahl in den verschiedenen Vegetationsstraten und der Höhe der Bäume in den verschiedenen Hanglagen wird als parametrisches Testverfahren die einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) mit FISCHER'S LSD-Test ("*least significant difference*") als *post-hoc*-Test angewandt.

Zur Untersuchung der hanglagenbedingten Wuchsunterschiede wird die Gesamtstichprobe der gemessenen Bäume in Teilstichproben (10 cm-Durchmesserklassen) unterteilt (vgl. WEIDELT, 1989). In jeder Durchmesserklasse werden die Bäume mit einem nahezu identischen Brusthöhendurchmesser aus dem Datensatz herausgefiltert und miteinander verglichen. Dabei werden in der Durchmesserklasse 10,0 – 19,9 cm BHD Abweichungen im Brusthöhendurchmesser von ± 1 mm toleriert. In den anderen Durchmesserklassen wird aufgrund der geringeren Anzahl an Höhenmessungen eine Abweichung von ± 5 mm toleriert.

Mit der Varianzanalyse (ANOVA) werden die Mittelwerte der Stichproben miteinander verglichen. Die mit der ANOVA getestete Nullhypothese unterstellt, dass alle verglichenen Mittelwerte der Testvariablen aus der gleichen Grundgesamtheit stammen, d. h. etwaige Mittelwertunterschiede rein zufälliger Natur sind. Ab einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p \leq 0,05$ wird die Nullhypothese verworfen und die Alternativhypothese angenommen, nach welcher die Mittelwerte aus verschiedenen Grundgesamtheiten stammen, d.h. die Versuchsgruppen sich signifikant unterscheiden.

Mit der ANOVA wird jedoch lediglich geprüft, ob signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen bestehen. Erst durch den nachfolgenden *post-hoc*-Test wird geprüft, welche der Gruppen sich konkret voneinander unterscheiden. Mit FISCHER'S LSD-Test werden die Mittelwerte der Messgruppen wiederholt paarweise miteinander verglichen. Das Signifikanzniveau wird für einen α -Fehler von $p < 0,05$ festgelegt. Weiterführende Informationen zu diesen Verfahren finden sich bei SACHS (2004).

Zur Untersuchung der Wuchsunterschiede am Hang werden Höhenkurven für die verschiedenen Artengruppen und Hanglagen entwickelt. Höhenkurven stellen die Ausgleichsfunktion der gemessenen Baumhöhen in Abhängigkeit von den gemessenen Brusthöhendurchmessern der inventarisierten Bäume dar.

Für die Verhältnisse in gemischten und vielstrukturierten Naturwäldern mit einer hohen biologischen Streuung der Höhen- und Durchmesserwerte empfehlen KRAMER und AKÇA (2008) die Verwendung nicht-linearer Funktionen zur Herleitung der Bestandeshöhenkurven.

Aufgrund seiner Erfahrungen mit der Auswertung von Datensätzen aus Dipterocarpaceenwäldern in Ost-Kalimantan schlägt WEIDELT (1986) die von NÄSLUND (zit. in KRAMER und AKÇA, 2008) empfohlene hyperbelartige Funktion zur Erstellung von Höhenkurven vor:

$$y = x^2 / (\alpha + \beta_1 * x)^2$$

jeweils mit:

α, β = empirische Regressionskoeffizienten

x = unabhängige Variable (Regressor)

y = abhängige Variable (Regressand)

Auf Grundlage dieser Empfehlungen wurde die NÄSLUND-Funktion letztendlich für die Beschreibung der Durchmesser-Höhen-Beziehung der Bäume in der Deramakot Forstreserve ausgewählt. Von allen grundsätzlich in Frage kommenden Funktionen (vgl. HAHN-SCHILLING, 1994; KRAMER und AKÇA, 2008) liefert sie die beste Anpassungsgüte an die vorhandenen Datensätze.

Zur Auswertung der Wuchsunterschiede am Hang wird der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes als Referenzdurchmesser ausgewählt. Der Grundflächenmittelstamm ist eine der wichtigsten ertragskundlichen Größen und dient zur Bonitierung von Waldbeständen (PRODAN, 1965; KRAMER und AKÇA, 2008).

Zur Prüfung der Brusthöhendurchmesser und Volumina in durchforsteten und undurchforsteten Beständen auf signifikante Unterschiede werden entsprechend der Vorschläge von WEIDELT (1986) und WOELL (1988) die nicht-parametrischen (verteilungsfreien) Testverfahren nach MANN und WHITNEY (WILCOXON) sowie KOLMOGOROV und SMIRNOV angewandt (vgl. SACHS, 2004). Diese verteilungsfreien Methoden sind nicht an das Vorliegen von Normalverteilungen der Versuchsdaten gebunden und eignen sich daher besonders für exponentielle Durchmesserverteilungen in Naturwaldbeständen.

Der Mann-Whitney-Test ("U-Test") dient zur Überprüfung der Signifikanz der Übereinstimmung zweier Verteilungen. Der U-Test ist das verteilungsunabhängige Gegenstück zum parametrischen t-Test für den Vergleich zweier Mittelwerte stetiger Verteilungen.

Der Kolmogorow-Smirnow-Anpassungstest ("KS-Test") ist ein statistischer Test auf die Übereinstimmung zweier Wahrscheinlichkeitsverteilungen. Das kann ein Vergleich der Verteilungen zweier Stichproben sein oder die Überprüfung einer Stichprobe im Verhältnis zu einer zuvor angenommenen Wahrscheinlichkeitsverteilung. Der Kolmogorow-Smirnow-Test gilt als sehr stabil und gut geeignet für Stichproben mit bis zu 50 Datensätzen.

Die statistischen Auswertungen erfolgten unter Zuhilfenahme der Statistik-Software SPSS.

3.3.2 Bestimmung des Bestandesvolumens

Zur Abschätzung der potentiellen ökonomischen Auswirkungen der Wuchsunterschiede am Hang werden die verschiedenen Bestandesvolumina pro Hanglagenklasse ermittelt und miteinander verglichen.

Dazu wird eine Schätzung des Bestandesvolumens mit Hilfe des Formhöhentarifs durchgeführt (vgl. KRAMER und AKÇA, 2008). Dieses Verfahren der Vorratsschätzung eignet sich generell für strukturreiche Wälder und beruht auf der Beziehung:

$$V = G * FH$$

mit:

V = Volumen des Bestandes in Vorratsfestmetern Derbholz mit Rinde (m³) pro ha

G = Bestandesgrundfläche in m² ha⁻¹

FH = Bestandesformhöhe in m

Üblicherweise wird die Bestandesformhöhe (FH) über die Eingangsgröße "Mittelhöhe" aus baumartentypischen Formhöhentabellen entnommen. Da derartige Formhöhentabellen in den Tropen nur in den seltensten Fällen existieren, kann FH in Ermangelung dieser Informationen auch über die Formzahl des Einzelbaumes (f) und der mittleren Bestandeshöhe (h_m) hergeleitet werden (BACHMANN, 2003). Da für die Deramakot Forstreserve keine speziellen Formhöhentabellen vorliegen, wird die pantropisch gebräuchliche mittlere Formzahl von $f=0,5$ verwendet (LAMPRECHT, 1986; HUTH et al., 1998). Da $f = F$ (siehe PRODAN, 1965), gilt entsprechend:

$$FH = h_m * 0,5$$

Als mittlere Bestandeshöhe wird die Höhe des Grundflächenmittelstammes (h_g) ausgewählt, welche über den Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (d_g) aus den Höhenkurvenfunktionen hergeleitet wird.

3.3.3 Verfahren zur Überprüfung der Assoziationsignifikanz

Zur Prüfung der stochastischen Unabhängigkeit des Auftretens einer Artengruppe im Oberstand und in der Verjüngung wird eine bivariate Analyseverfahren aus der Populationsökologie verwendet, mit der sich die Signifikanz einer Assoziation (z.B. zwischen zwei Arten) auf einfache Weise überprüfen lässt. Nach den Verfahren von FAGER (1957) sowie FAGER und McGOWAN (1963) wird ein Assoziationsindex berechnet und bewertet. Nach HAYES (1978) lassen sich diese Verfahren auch auf andere Fragestellungen anwenden. Entsprechend wird in dieser Arbeit mit diesen Verfahren die Assoziation verschiedener Entwicklungsphasen derselben Artengruppe geprüft.

Der Assoziationsindex nach FAGER (1957) basiert auf qualitativen Daten (An- bzw. Abwesenheit der Protagonisten in den Probeflächen) und berechnet sich anhand der Formel:

$$AI_{ij} = \frac{2N_{ij}}{(N_i + N_j)}$$

AI_{ij} = Assoziationsindex der Arten i und j

N_i = Gesamtanzahl der Probeflächen in denen Art i auftritt

N_j = Gesamtanzahl der Probeflächen in denen Art j auftritt

N_{ij} = Anzahl der Probeflächen in denen die Arten i und j gemeinsam auftreten

Bei der Berechnung des Assoziationsindex nach FAGER und McGOWAN (1963) wird der vorherige Index um einen Korrekturfaktor für häufig auftretende Arten erweitert. Die entsprechende Formel lautet:

$$AI_{ij} = \frac{N_{ij}}{\sqrt{N_i N_j}} - \frac{1}{2\sqrt{N_j}}$$

Der Assoziationsindex kann zwischen 0 (d.h. Arten treten in keiner Probefläche gemeinsam auf) und 1 (d.h. Arten treten in allen Probeflächen gemeinsam auf) liegen. Eine positive Assoziation der Arten wird bei einem Index $> 0,5$ unterstellt. Bei einer geringen Anzahl von

Arten in der Grundgesamtheit wird eine positive Assoziation bereits bei einem Index $> 0,3$ angenommen.

Die zur Berechnung der Indices erforderlichen Variablen werden in einer bivariaten Kontingenztabelle entsprechend eines Chi-Quadrat-Vierfeldertests dargestellt (siehe Tab. 13). Die so ermittelten Daten werden dann zur Berechnung in die jeweiligen Formeln übertragen bzw. im Fall des FAGER-Index mit vorgegebenen Tabellenwerten (vgl. FAGER, 1957) verglichen.

Tab. 13: Kontingenztabelle zur Untersuchung der Signifikanz einer Assoziation zwischen zwei Arten (nach MÜHLENBERG, 1993).

		Art <i>i</i>		Σ
		+	-	
Art <i>j</i>	+	$a=N_{ij}$	b	N_j
	-	c	d	-
Σ		N_i	-	N

N_i = Zahl der Probeflächen, in denen die Art *i* insgesamt vertreten ist

N_j = Zahl der Probeflächen, in denen die Art *j* insgesamt vertreten ist

N_{ij} = Zahl der Probeflächen, in denen die Arten *i* und *j* gemeinsam vertreten sind

N = Zahl der Probeflächen

a, b, c, d = Zahl der Probeflächen mit den entsprechenden Beobachtungen (+/-)

3.4 Literaturrecherche

Die Literaturrecherche hat zum Ziel, Informationen bereitzustellen, die zur Würdigung und möglichen Weiterentwicklung des bisherigen Modellansatzes in FORMIX 3-Q sowie zur Konzipierung, Verifizierung und Validierung relevanter Teilmodelle verwendet werden können. Im Rahmen der Zielsetzung dieser Arbeit bezieht sich die Recherche dabei auf die Verjüngungsdynamik im Dipterocarpaceenwald, das standortsensitiven Baumwachstums und auf Durchforstungsmaßnahmen in tropischen Feuchtwäldern. Die Informationen zu diesen Aspekten werden möglichst vollständig erfasst und systematisch ausgewertet. Gleichzeitig wird die Literatur auf Hinweise überprüft, wie diese Aspekte in Waldwachstumsmodellen berücksichtigt werden.

Die entsprechende Literatur wurde aus diversen Bibliotheken an Universitäten, Forschungseinrichtungen und Forstverwaltungen, sowie aus dem Internet bezogen.

Die Bibliotheken folgender Einrichtungen wurden im Rahmen der Recherche konsultiert:

- Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft in Hamburg
- Ordinariat für Weltforstwirtschaft an der Universität Hamburg
- Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen
- Landesforstverwaltung in Sabah
- Landesforstverwaltung in Sarawak
- Forest Research Institute of Malaysia (FRIM)

Die Recherche im Internet wurde mit den Suchmaschinen "www.google.de" und "www.scholar.google.com" durchgeführt. Letztere ist auf wissenschaftliche Fachliteratur ausgerichtet. Die ausgewählte Literatur wurde entweder direkt aus dem Internet oder über den Autor bzw. Herausgeber bezogen.

Entsprechend der Arbeitshypothese konzentriert sich die Literaturrecherche zur Untersuchung der **Verjüngungsdynamik** auf die bekannte Dichotomie von schattentoleranten Klimaxbaumarten und lichtbedürftigen Pionierbaumarten, den wichtigsten Antagonisten der Wachstumsdynamik im Dipterocarpaceenwald (vgl. ASHTON, 1989; WHITMORE, 1993). Dazu werden jeweils die einzelnen in der Literatur beschriebenen Phasen der Verjüngung analysiert und auf Hinweise nach zeitlichen und räumlichen Mustern geprüft. Gerade die Hinweise auf zeitliche Muster sind dabei von besonderer Bedeutung, da diese nicht aus den Felddaten der einmaligen Verjüngungsinventur abgeleitet werden können.

Die Analyse konzentriert sich vor allem auf die bekannten Schlüsselprozesse der Verjüngungsdynamik (vgl. ASHTON, 1999; PRICE et al., 2001):

- Phänologie
- Verbreitung
- Keimung
- Etablierung
- Wachstum
- Mortalität

Des Weiteren werden die in der Literatur beschriebenen Verfahren zur Abbildung von Verjüngungsprozessen in computergestützten Waldwachstumsmodellen zusammengestellt und bewertet. Neben der allgemeinen Theorie der Verjüngungssimulation werden dabei zusätzlich die Beschreibungen von Modellen analysiert, deren Schwerpunkt auf der Simulation des Wachstums artenreicher Mischwälder und der Ertragsprognose liegt.

Die Literaturlauswertung zum **standortsensitiven Wachstum** der Wälder in den feuchten Tropen konzentriert sich primär auf den Standortfaktor "Hanglage" und seine Wirkung auf das Höhenwachstum der Bäume. Zusätzlich wird die Literatur nach Hinweisen zur Berücksichtigung kleinörtlicher Standortfaktoren in computergestützten Waldwachstumsmodellen gesichtet.

Das Ziel der Literaturlauswertung zu **Durchforstungen im tropischen Feuchtwald** ist die Bereitstellung umfassender Informationen zu Auswahl, Durchführung und Wirkung waldbaulicher Pflegeeingriffe (v.a. der Durchforstung) im tropischen Feuchtwald, um diese für die Konzipierung, Verifizierung und Validierung eines Durchforstungsmodells für FORMIX 3-Q zu nutzen. Bei der Auswahl der Literatur liegt der geographische Schwerpunkt auf Studien aus Südostasien. Die Recherche schliesst Literaturquellen aus den Fachgebieten Waldwachstumsforschung und Modellierung ein, um die theoretischen und praktischen Aspekte der Implementierung eines Durchforstungsansatzes in einem Waldwachstumsmodell zu analysieren.

Die inkonsistente waldbauliche Terminologie hat sich als eines der größten Probleme bei der Auswertung der Literatur dargestellt. So versteht z.B. HUTCHINSON (1988) unter einer "*silvicultural operation*" eine bestimmte waldbauliche Maßnahme, wie z.B. das Beseitigen von Schlingpflanzen oder eine Durchforstungsmaßnahme. In ihrer Summe verstehen sich diese Maßnahmen als Bestandteile eines waldbaulichen Systems ("*silvicultural system*"). Bei KLEINE (1997) hingegen wird die technische Umsetzung einer waldbaulichen Maßnahme als "*silvicultural operation*" bezeichnet, während der Autor eine waldbauliche Maßnahme als "*silvicultural treatment regime*" klassifiziert. Waldbauliche Maßnahmen werden von KLEINE (1997) wiederum zu Waldbausystemen ("*silvicultural systems*") aggregiert. Während die vorgenannten Autoren zumindest auf der Ebene des Waldbausystems noch eine übereinstimmende Terminologie verwenden, benennen SALLEH und BAHARUDIN (1985) beispielsweise das *Selective Management System* (SMS), welches in der Terminologie der vorgenannten Autoren als "*silvicultural system*" bezeichnet wird, als "*silvicultural operation*". Die Terminologie in dieser Arbeit folgt der Definition von BRUENIG (1986), der von "waldbaulichen Systemen" spricht (vergleichbar zur "Betriebsform" in der deutschen waldbaulichen Terminologie), die sich wiederum aus verschiedenen "waldbaulichen Maßnahmen" zusammensetzen.

3.5 Computersimulation und Simulationsszenarien

Entsprechend der Definition der SEKTION ERTRAGSKUNDE IM VERBAND DER FORSTLICHEN VERSUCHSANSTALTEN (2000) bilden "Wuchsmodelle" lediglich biologische Wachstumsgänge ab, während Computerprogramme für forstliche Prognose- und Szenarienberechnungen als "Simulatoren" bezeichnet werden. Da die Grenzen zwischen den Einsatzmöglichkeiten der Programme zunehmend verschwimmen (vgl. KIMMINS, 2000), wird in dieser Arbeit subsummarisch von "Waldwachstumsmodellen" gesprochen, sofern nicht im Rahmen eines Zitates eine anderslautende Benennung erforderlich ist.

In dieser Arbeit wird das Waldwachstumsmodell FORMIX 3-Q zur Untersuchung der Auswirkungen topographisch bedingter Unterschiede im Höhenwachstum der Bäume auf das Bestandesvolumen und die potentiellen Ernteerträge verwendet (Kap. 4.2). Zudem werden mit FORMIX 3-Q die Simulationen zur Verifizierung und Validierung des im Rahmen dieser Arbeit konzipierten Durchforstungsmodells durchgeführt (Kap. 4.3).

Die Simulationen mit FORMIX 3-Q erfolgen jeweils mit der von DITZER (1999) für die Deramakot Forstreserve vorgenommenen Parametrisierung. Aus der Vielzahl möglicher Bewirtschaftungsalternativen (vgl. DITZER et al., 2000) wurden für die Untersuchungen in dieser Arbeit zwei Szenarien ausgewählt, die auch GLAUNER et al. (2003) für ihre Untersuchungen ausgewählt haben. Für diese Szenarien wurde die Einhaltung ausgewählter Nachhaltigkeitskriterien (vgl. GLAUNER et al., 2003) bereits von den Autoren nachgewiesen.

Bei den beiden Szenarien handelt es sich um:

Szenarium 1: "Textbook" (frei übersetzt: 'Lehrbuch', d.h. nach strengen ökologischen und forst-technischen Vorschriften)

Szenarium 2: "Borderline" (frei übersetzt: 'Grenzlinie', d.h. an der Grenze des ökologisch und forst-technisch Verantwortbaren und Vertretbaren)

Die Nutzungsregeln in beiden Szenarien basieren auf den von DITZER et al. (2000) sowie GLAUNER et al. (2003) in ihren Untersuchungen verwendeten Parametern, welche wiederum nach den Vorgaben einer nachhaltigen Nutzung tropischer Feuchtwälder in Südostasien nach LAMPRECHT (1986), BURGESS (1991) sowie KLEINE und HEUVELDOP (1993) aufgestellt wurden. Als waldbauliches System wird eine polyzyklische Nutzung mit einer 40-jährigen Umlaufzeit vorausgesetzt (vgl. KLEINE und ONG, 1992; SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 1994). Der Mindesthaubarkeitsdurchmesser (MHD) ist für alle ökonomisch relevanten Baumarten auf BHD = 60 cm festgelegt. Bäume mit einem BHD \geq 120 cm werden aus ökologischen und ökonomischen Gründen nicht geerntet.

Die waldbaulich-technischen Simulationsparameter der beiden Szenarien sind in Tab. 14 zusammengefasst. Die Szenarien unterscheiden sich in der unterschiedlichen Anzahl der nach dem Ernteeingriff als Samenbäume und Strukturparameter im Bestand verbleibenden Bäume mit einem BHD \geq 60 cm sowie der unterschiedlichen Berücksichtigung einer ökonomisch tragfähigen Mindesterntemenge pro Eingriff. Die Mindesterntemenge von 5 Bäumen im Textbook-Szenarium korrespondiert mit dem von KLEINE und HEUVELDOP (1993) geforderten minimalen, ökonomisch tragfähigen Einschlagsvolumen von 40 m³ ha⁻¹. Im Borderline-Szenarium wird diese Forderung vernachlässigt. In beiden Szenarien wird ein bestandesschonendes Ernte- und Bringungsverfahren ('RIL') vorausgesetzt. Die daraus resultierenden Fäll- und Rückeschäden werden in der Parametrisierung der Szenarien mit einem Schadensprozent von 20% am verbleibenden Bestand festgelegt. Das Schadensprozent beruht auf Angabe aus der Literatur und kann durch den Modellnutzer frei variiert werden, um andere Holzernteverfahren (z.B. konventionelle oder exploitative Ernten) mit ihrem jeweiligen Schadensprozent zu simulieren.

Tab. 14: Simulationsparameter zur Initialisierung der zwei Bewirtschaftungsszenarien.

		Bewirtschaftungsszenarien	
		Textbook	Borderline
Fäll- und Rückeschäden	[% des verbleibenden Bestandes]	20	20
Zu verbleibende Bäume \geq 60 cm BHD	[N ha-1]	6	3
Mindesternte von Bäumen \geq 60 cm BHD	[N ha-1]	5	-

Die Simulationen werden jeweils beispielhaft in einem virtuellen Primärwaldbestand und einem virtuellen Sekundärwaldbestand durchgeführt. Dazu wird FORMIX 3-Q mit

entsprechenden Strukturdaten aus gutachtlich ausgewählten Beständen in der Deramakot Forstreserve initialisiert. Das Aufnahmeverfahren ist bei SCHLENSOG (1997) ausführlich beschrieben. Die ausgewählten Bestände gelten als repräsentativ für die Heterogenität der Bestockungsverhältnisse in der gesamten Forstreserve (GLAUNER et al., 2003). Die inventarisierten degradierten Bestände wurden im Zeitraum von 1970 bis 1972 genutzt. Die im Jahr 1994 erhobenen Daten bilden diese Bestände demnach zu einem Zeitpunkt von 22-24 Jahre nach dem letzten Holzernteeingriff ab.

Die Initialisierung des Modells für die Simulationen im virtuellen Primärwaldbestand erfolgt anhand einer Stammzahl-Durchmesser-Verteilung, die auf einer Mittelung der Inventurdaten aus den beiden Primärwaldbeständen in Hang- und in Kammlage basiert. Die Initialisierung für die Simulationen im virtuellen Sekundärwaldbestand erfolgt anhand der gemittelten Stammzahl-Durchmesser-Verteilung aus zwei durch Holznutzung degradierten Beständen, ebenfalls in Hang- und in Kammlage.

Die verschiedenen Simulationsszenarien werden zur Unterscheidung über eine Buchstaben- und Zahlenkombination kodifiziert (siehe Tab. 15). Aus Gründen der Vergleichbarkeit wird die von SCHLENSOG (1997) gewählte Terminologie der "Sekundärwaldbestände" in dieser Arbeit unverändert übernommen, auch wenn sie nicht der vorgeschlagenen Terminologie der FAO (2005b) entspricht. Die Begriffe "Primärwaldbestand" und "Primärwald" beziehen sich im Zusammenhang mit den Simulationen auf die Ausgangslage des Bestandes vor dem ersten Ernteeingriff. Zur Unterscheidung der Simulationsszenarien werden diese Begriffe jedoch über den gesamten Zeitraum einer Simulation beibehalten, auch wenn die Primärwaldstrukturen nach dem ersten Ernteeingriff nicht mehr vorhanden sind.

Tab. 15: Kennzeichnung der verschiedenen Simulationsszenarien.

Kennzeichnung	Ausgangsbestand	Nutzungsregel	Jahr der 1. Holzernte nach Simulationsstart
PWTB	Primärwald	Textbook	Jahr 1
PWBL	Primärwald	Borderline	Jahr 1
SWTB20	Sekundärwald	Textbook	Jahr 20
SWTB40	Sekundärwald	Textbook	Jahr 40
SWBL20	Sekundärwald	Borderline	Jahr 20
SWBL40	Sekundärwald	Borderline	Jahr 40

Zur Abschätzung der langfristigen Auswirkungen der Ernte- und Durchforstungsmaßnahmen wird jedes Szenarium für einen Zeitraum von jeweils 400 Jahren simuliert (sofern aufgrund abweichender Fragestellungen nicht anders angegeben). Dieser Zeitraum basiert auf Empfehlungen von BOTKIN (1993) und VANCLAY (1996) und wurde bereits in den Simulationen von DITZER (1999) und GLAUNER et al. (2003) erfolgreich angewandt.

Zur Minimierung der Effekte stochastischer Ereignisse (z.B. die im Modell integrierte Zufallssteuerung der Mortalität großer Bäume) in der auf 1 ha begrenzten simulierten Bestandesfläche auf das Simulationsergebnis werden entsprechend der Empfehlung von DITZER (1999) für jedes Szenarium zehn stochastisch unabhängige Wiederholungen der

Simulationen durchgeführt und die jeweiligen Ergebnisse gemittelt. Diese Anzahl an wiederholten Simulationsläufen gilt als ausreichend, um eine abgesicherte Repräsentativität der Ergebnisse zu gewährleisten (HUTH, 1999; GLAUNER et al., 2003).

Bei der Darstellung der Ergebnisse wird großer Wert auf eine eindeutige Klassifizierung der untersuchten Daten und der Maßeinheiten gelegt, um eine Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen anderer Autoren zu ermöglichen. Daher werden in dieser Arbeit so weit wie möglich die gleichen Definitionen und Terminologien verwendet, wie in den Untersuchungen von DITZER (1999), DITZER et al. (2000) sowie GLAUNER et al. (2003). Gleiches gilt für die Darstellung der Volumina, Zuwächse und Erträge. Alle numerischen Angaben beziehen sich, sofern nicht anders angegeben, auf das Kollektiv aller Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm.

Die in FORMIX 3-Q ausgewiesenen Artengruppen werden anhand ökophysiologischer Kriterien unterschieden. Dies ist zur Herleitung ökonomisch relevanter Kennzahlen von Bedeutung. In den Fällen, in denen Angaben zu Stammzahlen, Volumina oder Grundflächen zu Baumarten gemacht werden, die von der Landesforstverwaltung Sabah als kommerziell eingestuft werden, basiert dies auf der Annahme, dass diese rund 80% der Stammzahl bzw. des Stammvolumens aller Bäume ≥ 60 cm BHD ausmachen (DITZER, 1999; GLAUNER, 1999). Dieser Anteil wird auch als Hilfsgröße zur Schätzung der Bestandesparameter für "kommerzielle Baumarten" mit einem BHD < 60 cm herangezogen. In dieser Arbeit werden die Parameter, die sich auf die als kommerziell eingestuften Baumarten beziehen, auch vereinfacht als z.B. "kommerzielles Stammholzvolumen" oder "kommerzieller Nettozuwachs" bezeichnet.

Das Volumen der Bestände und Bäume wird in dieser Arbeit auf zwei verschiedene Weisen dargestellt. Zum einen als Bestandesvolumen für alle Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm, bezogen auf den gesamten stehenden Baumvorrat mit Rinde in $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$. Zum anderen als Masse der Stämme (mit Rinde, ohne Äste) aller Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm. In letzterem Fall handelt es sich um das "Schaftholzvolumen" (KRAMER, 1988), von DITZER (1999) auch als "Stammholzvolumen" bezeichnet. Dieses errechnet sich aus der astfreien Stammlänge eines Baumes vom Stammfuß bis zum ersten Ast bzw. bis zu einem oberen Stammdurchmesser von 30 cm (je nachdem, welches Merkmal zuerst auftritt). GLAUNER et al. (2003) bezeichnen das Schaftholzvolumen ("*bole volume*") in ihrer Arbeit mit dem Ausdruck "*growing stock*", wobei zwischen "*total growing stock*" und "*commercial growing stock*" unterschieden wird. Im letzteren Fall bezieht sich das Schaftholzvolumen nur auf die als kommerziell eingestuften Baumarten und errechnet sich aus dem Schaftholzvolumen aller Bäume, multipliziert mit dem Fraktionsfaktor 0,8 (s.o.). Diese Angaben erfolgen ebenfalls in der Einheit $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Der laufende Volumenzuwachs der Bäume wird auf drei verschiedene Arten dargestellt. Die Einheit beträgt dabei immer $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Zum einen erfolgt die Darstellung als jährlicher Zuwachs des Gesamtbestandes, welcher sich auf das Schaftholzvolumen aller Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm ("*gross increment*") bezieht. Darüber hinaus wird der jährliche Zuwachs für die Fraktion der "kommerziellen Baumarten" ("*commercial increment*") dargestellt. Die Umrechnung erfolgt dazu durch eine Multiplikation des jährlichen Gesamtzuwachses mit dem Fraktionsfaktor 0,8. Die dritte Darstellungsart ist der "*net commercial increment*" nach einer

Definition von GLAUNER et al. (2003). Dieser ergibt sich durch die Multiplikation des "*commercial increment*" mit dem Reduktionsfaktor 0,6 und dient der Berücksichtigung der Verluste bei Einschlag und Bringung des Holzes. Der "*net commercial increment*" bezieht sich damit auf das Holzerntevolumen, welches netto an der Waldstraße ankommt und potentiell zur weiteren Verarbeitung bzw. zum Verkauf zur Verfügung steht.

Die von FORMIX 3-Q simulierten Holzerträge beziehen sich auf das Stammholzvolumen der kommerziellen Baumarten und werden in der Einheit $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ausgewiesen. Über die entsprechenden Umrechnungsfaktoren zur Berücksichtigung von Fäll- und Rückeschäden kann der Brutto-Ertrag in den Netto-Ertrag umgerechnet werden.

Abschließend wird noch einmal darauf hingewiesen, dass die zuvor zitierten Umrechnungsfaktoren für den Anteil der kommerziellen Baumarten und die Verluste bei Einschlag und Bringung auf lokalen Erfahrungswerten beruhen und nur Gültigkeit für die Verhältnisse in der Deramakot Forstreserve zum Zeitpunkt der Untersuchungen haben. Die Umrechnungen können zeitlichen und örtlichen Schwankungen unterliegen, da die zugrunde liegenden Faktoren durch eine selektive Baumartenwahl, eine sorgfältigere Auswahl der Erntebäume oder intensivierete Trainingsmaßnahmen für das Fäll- und Rückepersonal leicht ändern lassen. Dies ist zu berücksichtigen, wenn die Ergebnisse dieser Arbeit mit Ergebnissen aus Untersuchungen in anderen Regionen verglichen werden sollen. Es wird daher in dieser Arbeit weitgehend auf die Nennung von Nettowerten verzichtet und auf die vom Modell errechneten Bruttowerte für Zuwachs und Ertrag Bezug genommen.

4 ERGEBNISSE UND DYNAMISIERUNGSOPTIONEN

4.1 Verjüngungsprozesse im tropischen Feuchtwald

Die Ergebnisse zur Untersuchung der Verjüngungsprozesse im tropischen Feuchtwald werden in vier Abschnitten vorgestellt. Der erste Abschnitt beinhaltet die Ergebnisse der Literaturrecherche zur Umsetzung von Verjüngungsprozessen in computergestützten Waldwachstumsmodellen, der zweite Abschnitt beinhaltet die Ergebnisse der Literaturrecherche zu Prozessen und Mustern in der Verjüngungsdynamik im Dipterocarpaceenwald. Im dritten Abschnitt werden die Ergebnisse der Datenauswertung der in Deramakot inventarisierten Verjüngungsflächen vorgestellt. Abschnitt vier fasst die für die Dynamisierung und Weiterentwicklung von FORMIX 3-Q relevanten Ergebnisse zusammen und leitet daraus Empfehlungen für die Dynamisierung des Modells ab, die abschließend in Kap. 5 diskutiert werden.

4.1.1 Ergebnisse der Literaturlauswertung

4.1.1.1 Abbildung der Verjüngungsprozesse in Waldwachstumsmodellen

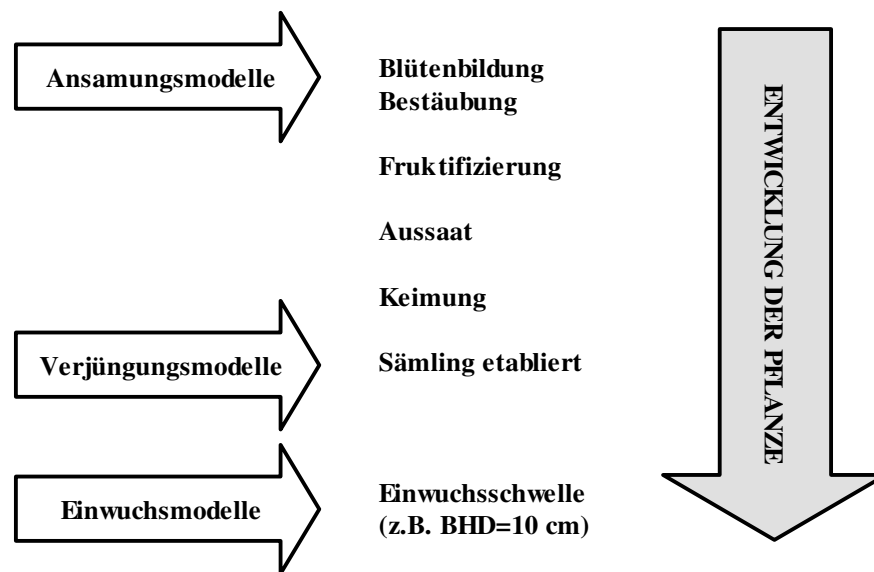


Abb. 14: Schematische Darstellung der häufigsten Verfahren zur Modellierung der Regeneration (Pfeile links) in Waldwachstumsmodellen und ihr Ansatzpunkt im Laufe der Pflanzenentwicklung.

Modelle zur Simulation der Verjüngung können in Abhängigkeit von der Zielsetzung der Modellierung prinzipiell an jeder beliebigen Stelle im Entwicklungsprozess der Bäume ansetzen, z.B. mit dem Blühen und Fruktifizieren der Samenbäume (vgl. NATHAN et al., 2001), mit dem Aufschlagen der Samen am Boden (vgl. EK und MONSERUD, 1974), oder mit der Etablierung des Sämlings, entweder zu einem bestimmten Zeitpunkt nach Samenaufschlag, z.B. 1 Jahr (vgl. VANCLAY, 1989) oder bei einer bestimmten Wuchshöhe, z.B. 130 cm (vgl. DITZER, 1999). Je nach Zielsetzung der Modellentwicklung können die

Verjüngungsprozesse empirisch oder mechanistisch abgebildet werden, wobei der mechanistische Ansatz auch die Beantwortung populationsbiologischer Fragestellungen erlaubt (vgl. KÖHLER, 2000; MULLER-LANDAU et al., 2008; RÜGER et al., 2009). In der Praxis der Verjüngungsmodellierung haben sich drei wesentliche Ansätze herauskristallisiert (VANCLAY, 1994; GADOW, 2005), die in Abb. 14 dargestellt und im Folgenden kurz beschrieben werden. Die konzeptionellen Grenzen der verschiedenen Ansätze sind dabei fließend.

Ansamungsmodell ("*seedling model*")

Dieser Modelltyp versucht, die Prozesse der Blütenbildung, Bestäubung, Fruktifizierung, Keimung und der Ausbreitung der Samen, einschließlich aller Wechselwirkungen, biologisch plausibel zu beschreiben. Aufgrund seiner Komplexität ist dieses Prozessgefüge jedoch in einem Waldökosystem in besonders starkem Maße stochastischen Störungen ausgesetzt (LINSENMAIR, 1995). Der Parametrisierungsaufwand für ein Ansamungsmodell wäre dementsprechend sehr hoch (HERLING, 2005). Zudem sind die komplexen Regenerationsprozesse im Waldökosystem nach wie vor nicht vollständig geklärt und zu den bekannten physiologischen Prozesselementen fehlt eine ausreichende Datenbasis (KURTH und SLOBODA, 2003). Aus diesem Grund sind bisher nur wenige Ansamungsmodelle in der forstlichen Waldwachstumsforschung entwickelt worden. Erste Modellierungsansätze, in denen die Regenerationsprozesse zum Zeitpunkt der Aussaat und Ausbreitung der Samen abgebildet werden, finden sich in den Modellen FOREGEN (SOLOMON und LEAK, 2002) für die nördliche Laubwälder in den USA, REGENERATOR (BRUNNER, 2004) für die buchendominierten Laubwälder Mitteleuropas, und SILVA 2.2 (HERLING, 2005) für die Wirtschaftswälder in Deutschland. In diesen Fällen ist der Parametrisierungsaufwand aufgrund der geringen Baumartenzahl noch recht überschaubar.

Anders stellt sich die Situation für die Abbildung der Regenerationsprozesse im artenreichen tropischen Feuchtwald dar. Aufgrund deren Komplexität ist es bisher nicht gelungen, ein Ansamungsmodell zu entwickeln (vgl. ULFT, 2004). Der Versuch, eine vereinfachte Variante eines Ansamungsmodells für Dipterocarpaceenwälder in FORMIX 2 zu integrieren, scheiterte an der erfolglosen Validierung des Modells und wurde schließlich aufgegeben (BOSEL und KRIEGER, 1994). Nach Aussagen von VANCLAY (1992b) ist eine Simulation der Verjüngungsprozesse in dieser hohen Auflösung in Waldwachstumsmodellen zum Zwecke von Ertragsprognosen auch nicht zwingend erforderlich.

Verjüngungsmodell ("*regeneration model*")

Verjüngungsmodelle starten üblicherweise mit der Simulation des Wachstums zum Zeitpunkt der Etablierung der Sämlinge (VANCLAY, 1989). Alternativ kann die Simulation aber auch zum Zeitpunkt der Ansamung starten. Diesen Ansatz haben EK und MONSERUD (1974) beispielsweise im Waldwachstumsmodell FOREST umgesetzt. Im Gegensatz zu den Ansamungsmodellen lassen sich dadurch die meist noch unbekanntesten Faktoren der Reproduktionsprozesse aus der Simulation ausklammern.

Das Konzept der Verjüngungsmodelle findet sich vor allem in den klassischen "*Gap-Modellen*" zur kleinflächigen Simulation des Wachstums tropischer Feuchtwälder (siehe Kap.

2.3.2). Der Vorteil der Verjüngungsmodelle gegenüber den Einwuchsmodellen (s.u.) besteht in der plausibleren Abbildung der Entwicklungsdauer des Sämlings bis zum Einwuchs in den Baumbestand. Hingegen liegt der Nachteil der Verjüngungsmodelle in dem gegenüber den Einwuchsmodellen nach wie vor relativ hohen Parametrisierungsaufwand. Das größte Problem ist die Variabilität der Regenerationsprozesse, die durch Bestandesstruktur, Standort und Witterung unmittelbar beeinflusst werden. Der Mangel einer soliden Datenbasis resultiert dabei in einer höheren Ungenauigkeit der Modellfunktionen. Verschiedene Varianten des Verjüngungsmodells wurden beispielsweise in den Waldwachstumsmodellen FORMIX 1 (BOSSEL und KRIEGER, 1990), SORTIE (COATES et al., 2003) und MOSES (HASENAUER, 2006) getestet.

Einwuchsmodell ("*recruitment model*")

Die Modellierung des Einwuchses gilt als sinnvolle Alternative zu den zuvor beschriebenen Verfahren mit ihrer recht aufwändigen Modellierung der komplexen Regenerationsprozesse. Am häufigsten wird dieser vereinfachte Ansatz in praxisorientierten Waldwachstumsmodellen verwendet. Dazu zählen z.B. DIPSIM (ONG und KLEINE, 1995), SYMFOR (PHILLIPS und VAN GARDINGEN, 2001), FORMIND (KÖHLER, 2000; RÜGER, 2006; KÖHLER und HUTH, 2007), PROGNAUS (STERBA et al., 1995) und BWINPro (NAGEL et al., 2006; DÖBBELER et al., 2007).

Prinzipiell kann der Einwuchs dabei statisch (d.h. als pauschale Eintragsraten) oder dynamisch (d.h. als Funktion von Bestand und Standort) simuliert werden (VANCLAY, 1994; ONG und KLEINE, 1995). Im ersten Fall (statischer Einwuchs) wird dem simulierten System periodisch (meist jährlich) eine konstante Anzahl an Samen, Sämlingen, Lohden oder Bäumen mit einer bestimmten Mindesthöhe (z.B. $h=130$ cm) oder Kluppschwelle (z.B. $BHD=10$ cm) als Einwuchs (Zugang) hinzugefügt, unabhängig von Bestandes- oder Standortfaktoren. Die Anzahl des Einwuchses orientiert sich dabei an empirischen Daten aus einschlägigen Inventuren. Diese Vorgehensweise gilt für die Simulation im Rahmen einfacher Planungen als ausreichend (VANCLAY, 1992b) und wird bevorzugt in den weniger komplexen "*stand table projections*" und den Matrix-Modellen angewendet. Im zweiten Fall (dynamischer Einwuchs) erfolgt die Einbringung des Einwuchses unter Berücksichtigung zeitlicher und räumlicher Muster als Funktion ausgewählter Parameter. Diese Variante beruht auf den Vorschlägen von BOTKIN et al. (1972) und SHUGHART (1984) und wird gewählt, wenn es die zugänglichen Daten erlauben und möglichst genaue langfristige Prognosen gewünscht werden. Nach VANCLAY (1992b) sollte der Einwuchs dabei mit einfach zu bestimmenden Bestandesparametern korreliert werden, sofern sich entsprechende Muster anhand stochastischer Beziehungen nachweisen lassen. Als geeignete Parameter werden dazu die Grundfläche und Standortsqualitätsindices vorgeschlagen (HANN, 1980; VANCLAY, 1992b). Von der Einbeziehung weiterer Parameter verspricht sich VANCLAY (1992a) keine zusätzliche Verbesserung der Vorhersagegenauigkeit der Waldwachstumsmodelle.

Einwuchsmodelle simulieren die Verjüngung oft unabhängig von der Anzahl etwaiger Samenquellen (Mutterbäume) auf der gleichen Fläche. Auf Grundlage empirischer Untersuchungen liegen jedoch auch Vorschläge für eine Koppelung dieser Parameter vor. So empfiehlt KARIUKI (2004) beispielsweise, den Einwuchs mit der Anzahl der Bäume mit

einem BHD ≥ 40 cm zu koppeln, die rund 5-10 Jahre (Verzögerungsfaktor) vor dem simulierten Einwuchs auf der Fläche vorhanden waren. KÖHLER (1998) schlägt infolge seiner Analyse der Verjüngungsdaten aus der Deramakot Forstreserve vor, die Anzahl der Sämlinge schattentoleranter Baumarten an die Anzahl der Bäume mit einem BHD ≥ 50 cm zu koppeln. Für die Simulation der Verjüngung der Pionierbaumarten gibt KÖHLER (1998) keine Empfehlung ab, da aus den verfügbaren Daten keine Korrelation mit einem der untersuchten Bestandesparameter erkennbar war. Distanzabhängige Waldwachstumsmodellen bieten darüber hinaus die Möglichkeit, die räumliche Verteilung der Verjüngung an die Position der Samenquellen zu koppeln (PORTÉ und BARTELINK, 2002).

Beispiele der Verjüngungssimulation in Regenwaldmodellen

Der Versuch von ONG und KLEINE (1995), den Einwuchs im Modell **DIPSIM** dynamisch zu simulieren, scheiterte an der nicht gesicherten stochastischen Beziehungen zwischen der Verjüngung und den ausgewählten Bestandesparametern. Letztendlich wählten ONG und KLEINE (1995) daher einen "semi-dynamischen" Ansatz, bei dem die Höhe des Einwuchses über einen einfachen Bestandesdichteindex bestimmt wird. Gut bestockte Bestände weisen dabei eine höhere Einwuchsrates auf als schlechter bestockte Bestände.

Am Beispiel des Wachstums tropischer Feuchtwälder in Guyana entwickelte ULFT (2004) ein Einwuchsmodell für das Modell **SYMFOR**. Die verschiedenen Prozesse der Samenbildung und -verbreitung werden dabei als Funktionen beschrieben, die auf der Auswertung umfangreicher Felddaten basieren. Da dieser Ansatz jedoch zu über 1.000 Modellparametern mit komplexen Modellbeziehungen führte, empfiehlt der Autor, für praktische Anwendungen auf eine derartig komplexe Verjüngungssimulation zu verzichten und diese nur im Falle pflanzenökologischer Forschungen zu nutzen.

Ein Einwuchsmodell kommt auch in **FORMIX 3** zur Abbildung der Verjüngungsprozesse zum Einsatz. Dabei wird von einem kontinuierlichen Eintrag an Samen ausgegangen, der unabhängig von Struktur und Artenzusammensetzung des Bestandes ist ("CONSTANT-Methode"), und eine ständige Sämlingsetablierung unter geeigneten Lichtverhältnissen ermöglicht (HUTH, 1999). Die Einwuchsraten orientieren sich dabei an Literaturwerten und werden im Rahmen einer modellinternen Kalibrierung an die Verhältnisse des zu simulierenden Standortes angepasst. Im Modell entwickeln sich die Sämlinge je nach den vorhandenen Lichtverhältnissen am Boden weiter oder vergehen. Das in **FORMIX 3-Q** implementierte Einwuchsmodell mit einer Einwuchsgrenze von $h=130$ cm wird in Kap. 2.4.7 näher beschrieben.

Das Modell **FORMIND 2.0** (KÖHLER und HUTH, 1998a; KÖHLER, 2000; KÖHLER et al., 2001) geht bei der Simulation der Verjüngung von einem ständig verfügbaren Samenreservoir ("*seed pool*") aus. Je nach Artengruppe und Fragmentierungsgrad der Landschaft werden die Samen dem Reservoir entweder als Konstante ("CONSTANT-Methode) oder in Abhängigkeit von der horizontalen Verteilung der Mutterbäume ("*seed tree*") hinzugefügt ("LOCAL"-Methode). Der Einwuchs selbst erfolgt im Modell als Lohden mit einem BHD von 1 cm, sofern die Lichtverhältnisse am Boden den Minimalbedürfnissen der jeweiligen Artengruppe genügen (KÖHLER und HUTH, 2007). In der weiterentwickelten

Version **FORMIND 2.3** (RÜGER, 2006) wurde das Einwuchsmodell durch die Zusammenfassung verschiedener Modellroutinen wieder vereinfacht ("*ingrowth*"). Zusätzlich zur artengruppenspezifischen Mindesteinstrahlung für die Etablierung der Verjüngung wurde noch eine Maximaleinstrahlung festgelegt.

4.1.1.2 Muster in den Verjüngungsprozessen im Dipterocarpaceenwald

Zur Erarbeitung von Verbesserungsvorschlägen für das Einwuchsmodell in FORMIX 3-Q werden die Teilprozesse der generativen Vermehrung im Dipterocarpaceenwald auf Muster und Gesetzmäßigkeiten geprüft. Die Ergebnisse werden in diesem Abschnitt getrennt nach zeitlichen und räumlichen Mustern vorgestellt und beziehen sich auf die Teilprozesse: Blühen, Samenproduktion, Samenverbreitung, Keimung, Wachstum und Mortalität. Der Fokus liegt dabei auf den Klimax- und den Pionierbaumarten (vgl. ASHTON, 1989; WHITMORE, 1993; TURNER, 2001).

Zeitliche Muster

Zur Erfassung zeitlicher Muster in der Verjüngungsdynamik werden die Teilprozesse des Wachstums analysiert, die primär auf einer Zeitachse ablaufen, ohne dabei ein räumliches Muster auszuprägen. Dazu zählen temporale Ereignisse in der Phänologie (Blühen und Samenbildung), sowie Wachstum und Mortalität der Verjüngung.

Die Pflanzenfamilie der Dipterocarpaceen hat in den Dipterocarpaceenwäldern Sabahs einen durchschnittlichen Anteil von 80-90% an der Bestandesgrundfläche und beinhaltet die ökonomisch wichtigsten Baumarten (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 2009). Je nach ihrem Höhenwuchspotential befinden sich die in Deramakot inventarisierten Arten der Dipterocarpaceen in FORMIX 3-Q in den Artengruppen 1 und 2 (siehe Tab. 3).

Das wesentliche Charakteristikum in der Phänologie der Dipterocarpaceen ist der gebietsweise synchron ablaufende Blüh- und Fruktifikationsprozess mit einem etwa alle 3-5 Jahre auftretenden "massenhaften" Blühereignis (NG, 1981; WEIDELT, 1986; WYATT-SMITH, 1987; ASHTON, 1989; WHITMORE, 1995; SAKAI, 2002). Dieses Blühereignis wurde erstmals von WOOD (1956, zit. in APPANAH, 1993) als "*magnificent spectacle*" näher beschrieben. Weitere Beschreibungen finden sich bei BURGESS (1972) und APPANAH (1985). GENTRY (1974) bezeichnet das Blühereignis als "*big-bang flowering*". NG (1981) nennt es "generelles" oder "geselliges" ("*gregarious*") Blühen, MEIJER (1973) bezeichnet es als ein "*zyklisches Phänomen*". Ein Blühereignis kann sich auf einen Bezirk beschränken, aber auch eine ganze Region umfassen. Die Periodizität ist bei verschiedenen Baumarten recht unterschiedlich ausgeprägt (WEIDELT, 1986). Sie reicht von jährlicher Fruktifikation (z.B. *Shorea robusta*, *Doona sp.*) über eine kurze Periode von etwa zwei Jahren (z.B. *Shorea leprosula*) bis hin zu längeren Zeiträumen von bis zu zehn Jahren (z.B. *Shorea gisok*). In den Jahren, in denen die Dipterocarpaceen blühen und fruktifizieren, konnten PRIMACK et al. (1989) aufgrund des höheren Energieverbrauchs dieses Prozesses ein deutlich niedrigeres Durchmesserwachstum der Bäume beobachten, als in den übrigen Jahren. Zahlreiche Klimaxbaumarten anderer Familien zeigen einen synchronen Blühhrythmus zu den Dipterocarpaceen (WHITMORE, 1984). Nach der Theorie von JANZEN (1974) können sich Baumarten mit synchroner Massenblüte im natürlichen Selektionsprozess besser durchsetzen,

da ihre Samen aufgrund der großen Anzahl dem Druck durch Fressfeinde besser gewachsen sind. Diese These konnte jedoch bis heute nicht eindeutig durch Felddaten verifiziert werden. Einige Autoren (z.B. ASHTON et al., 1988; SAKAI et al., 1999) vermuten andererseits populationsbiologische Gründe hinter der Massenblüte, da die Bäume bei verstärktem Pollinatorenauftreten eine höhere Befruchtungschance haben.

Über die auslösenden Faktoren des Massenblühens wurde lange Zeit spekuliert. So wird vermutet, dass verlängerte Trockenphasen (MEIJER, 1973; WEIDELT, 1996b), zunehmende direkte Sonnenscheindauer (NG, 1978) oder eine Veränderung der mittleren Temperatur (APPANAH, 1985) die Auslöser sein könnten. Nach einer umfassenden Analyse lokaler meteorologischer Daten kamen ASHTON et al. (1988) für Malaysia zu dem Schluss, dass eine Serie von 4 bis 5 kühlen Nächten mit einer infolge des *El Niño* Phänomens verursachten Absenkung der nächtlichen Mitteltemperatur um rund 2 Grad Celsius als Auslöser des Massenblühens in Frage kommen könnte. Diese Theorie wird von BRUENIG (1996), CURRAN et al. (1999), SAKAI et al. (1999) und SLIK (2004) unterstützt. Jüngere Untersuchungen, in denen jahrzehntelang aufgezeichnete meteorologische Daten mit dem Auftreten von Massenfruktifikationen im Dipterocarpaceenwald verglichen wurden, deuten darauf hin, dass Trockenphasen in den Übergängen von *La Niña* zu *El Niño* sowie der Zyklus der Südlichen Oszillation des *El Niño* (ENSO) ursächlich für das Auftreten und die Stärke des Blühphänomens verantwortlich sind (BAMPFYLDE, 2004; SAKAI et al., 2006). Als unmittelbar auslösenden Faktor vermutet KAMMESHEIDT (2007) eine rund zwei Monate vor dem Blühtermin eintretende Absenkung der mittleren Nachttemperaturen infolge der *La Niña*-Starkregenperiode.

Die Dipterocarpaceen blühen erstmalig im Alter von rund 30-35 Jahren (NG, 1966; WEIDELT, 1996b). In diesem Alter haben die Bäume einen BHD von 35-40 cm. Bei diesen Durchmesser sind die Bäume nach Beobachtungen im primären Feuchtwald in West-Malaysia in der Regel bereits bis in das obere Kronendach emporgewachsen (MANOKARAN und KOCHUMEN, 1994). Arten der Holzhandelsgruppen *Red Meranti* und *Keruing* werden im Alter von 40 Jahren mannbar (WYATT-SMITH, 1987). Gepflanzte Dipterocarpaceen im Arboretum des *Forest Research Institute of Malaysia* (FRIM) in West-Malaysia wurden je nach Art im Alter von 17-45 Jahren mannbar (MANOKARAN und SWAINE, 1994). APPANAH und MANAF (1994) konnten für Bäume mit einem BHD ≥ 30 cm eine positive Korrelation zwischen Alter bzw. BHD eines Baumes und der Anzahl seiner Blüten nachweisen, wobei eine "reiche" Blüte erst ab einem BHD von 40-45 cm einsetzt. Im Gegensatz zu den Beobachtungen in ungestörten Naturwäldern scheinen in den bewirtschafteten Wäldern die Bäume der mittleren Durchmesserklassen (30-50 cm BHD) derart stark zu fruktifizieren, dass eine ausreichende Verjüngung für zukünftige Holzernteeingriffe zunächst gewährleistet scheint (APPANAH und MANAF, 1994). THOMAS und APPANAH (1995) weisen jedoch darauf hin, dass die Zahl der Sämlinge als alleiniger Indikator nicht ausreichend ist, um eine nachhaltige Waldbewirtschaftung in degradierten Waldflächen zu gewährleisten, wenn nicht gleichzeitig die strukturelle Integrität der Bestände gewahrt bleibt.

Ein Baum steht je nach Art für eine Dauer von etwa 11-30 Tagen in Blüte. Diese Blütezeit fällt meist in die Monate Mai bis Juli (WYATT-SMITH, 1987). In diesem Zeitraum kann ein

Baum (Beispiel: *Shorea acuminata*) zwischen 200.000 und 35 Mio. Blüten ausbilden (NAITO et al., 2008), wobei hauptsächlich der freigestellte Bereich der Baumkrone die Blüten ausbildet (NG, 1981; ASHTON, 1989). Der Blühhöhepunkt der verschiedenen Arten ist zeitlich leicht versetzt (CHAN und APPANAH, 1980). Dadurch lassen sich die verschiedenen Arten während ihrer Blüte auf Luftbildern gut voneinander unterscheiden. Es wird vermutete, dass durch die zeitlich gestaffelte Blüte eine Hybridbildung vermieden werden soll.

Als Pollinatoren der Dipterocarpaceen kommen *Thysanoptera* (Thripse, auch: Blasenfüße) *Coleoptera* (v.a. Vertreter der Familien *Chrysomelidae*, *Curculionidae* und *Nitidulidae*) und soziale Bienen der Gattung *Apis* (v.a. die Art *Apis dorsata*) in Frage (APPANAH und CHAN, 1981; MOMOSE et al., 1998; SAKAI et al., 1999; HARRISON et al., 2005). Der Radius der Pollenverbreitung um den Mutterbaum beträgt bis zu 100 m (ASHTON, 1989).

Die Entwicklung von der Befruchtung bis zur Reife der Frucht dauert bei den Dipterocarpaceen je nach Art bis zu 18 Wochen. Nur etwa 0,7 – 3,5% der Blüten entwickeln sich zu Früchten. Dementsprechend kann ein erwachsener Baum bis zu 130.000 Früchte ausbilden, von denen sich später rund die Hälfte zu Sämlingen entwickelt (CHAN, 1980; NAITO et al., 2008). In Einzelfällen kann sich die Zahl der Früchte und damit auch der Sämlinge mehr als verdoppeln (APPANAH und MANAF, 1994). Bäume, die außerhalb der Mastjahre blühen ("*sporadisches blühen*" NG, 1981), produzieren in der Regel keine Samen (ASHTON, 1989). Im Reifezustand fallen die Früchte der verschiedenen Individuen einer Art nahezu zeitgleich zu Boden. Dies erfolgt aufgrund ihrer Flügel (*Dipterocarpaceen*, gr. = "zweiflügelige Frucht") in einer Art Sinkflug mit helikopterartigen Rotationsbewegungen. Viele Früchte bleiben bereits im Astwerk der darunterliegenden Baumschichten hängen und sterben in der Folge ab. Zusätzlich wirken einige Arten der Kraut- und Strauchschichten (z.B. die stammlose Bertrampalme *Eugeissona tristis*) verjüngungshemmend (vgl. SCHNITZER et al., 2000).

Die Samen der Dipterocarpaceen weisen keine Keimruhe ("*dormancy*") auf (WYATT-SMITH, 1987). Nach bisherigen Erkenntnissen gelten Veränderungen in den Eigenschaften des Mikroklimas, v.a. des Lichtes (vgl. ASHTON, 1995) und der Temperatur (vgl. NG, 1983), als die wichtigsten Auslöser für die Keimung der Samen. Sofern ein ausreichender Feuchtigkeitsgehalt im Boden und in der Luft vorhanden ist, keimen die herabgefallenen Dipterocarpaceensamen innerhalb von ein bis drei Wochen (NG, 1981; KHURANA und SINGH, 2001). Ansonsten erlischt die Keimfähigkeit nach 8-12 Wochen und der Samen vergeht (NICHOLSON, 1979).

Nach einem Mastjahr ist der Waldboden dicht mit Dipterocarpaceensämlingen bedeckt. Dann kann die Anzahl der Dipterocarpaceensämlinge im Bestand flächig auf weit über 50.000 Individuen pro Hektar ansteigen (BURGESS, 1972). KENNEDY (1991) ermittelte in Danum Valley (Sabah) sogar zwischen 200.000 und 400.000 Sämlinge pro Hektar. FOX (1972 und 1973b) zählte im Flachland-Dipterocarpaceenwald in Sabah innerhalb der Jahre 1958 bis 1970 im Schnitt rund 100.000 Dipterocarpaceensämlinge pro Hektar. Die maximale Anzahl nach einer Vollmast betrug 230.000 Sämlinge pro Hektar. Selbst in den Jahren in denen kein Samenfall zu beobachten war, sank die Anzahl der Dipterocarpaceensämlinge im Bestand nie unter 60.000 Individuen pro ha. Eine tabellarische Aufstellung der in Malaysia in

Primärwäldern inventarisierten Dipterocarpaceensämlinge findet sich in Tab. 16. Bei der Bewertung dieser Angaben ist zu beachten, dass es sich bei der Sämlingsanzahl pro Hektar in der Regel um extrapolierte Werte aus kleinflächigen Verjüngungsinventuren handelt.

Tab. 16: Anzahl der Dipterocarpaceensämlinge in Primärwäldern Malaysias.

Anzahl [N ha ⁻¹]	Ort	Quelle
230.000	Sepilok F.R.	FOX (1972 und 1973b)
88.750	Madai F.R.	LIEW and WONG (1973)
87.500	Sepilok F.R.	LIEW and WONG (1973)
75.000	Sepilok F.R.	FOX (1972 und 1973b)
74.100	Sandakan	NICHOLSON (1965)
68.750	Madai F.R.	LIEW and WONG (1973)
48.750	Silabukan F.R.	LIEW and WONG (1973)
24.200	k.A.	MOAD (1992)
24.000	k.A.	WHITMORE (1978)

k.A. = es liegen keine Angaben vor; F.R.= Forest Reserve

In bewirtschafteten Dipterocarpaceenwäldern finden sich im Schnitt weniger Sämlinge als in den unbewirtschafteten Flächen. So fanden APPANAH und MANAF (1994) in einem west-malaysischen Wirtschaftswald durchschnittlich 7.500 Dipterocarpaceensämlinge pro Hektar, WYATT-SMITH und FOENANDER (1962) in Sabah im Schnitt 20.000 Dipterocarpaceensämlinge pro Hektar. PAULI-v.GEMMINGEN (2001) fand in genutzten Beständen in Ost-Kalimantan 5 Jahre nach der Holzernte bis zu 40% weniger Sämlinge ausgewählter *Shorea*-Arten als in vergleichbaren Primärwaldbeständen. Nach YAP und MAJUAKIM (1993) steigern Schlingpflanzen und krautige Pflanzen im exploitierten Dipterocarpaceenwald die Mortalitätsrate der Sämlinge. Zudem werden die Sämlinge in genutzten Beständen von den in ihrem Wachstum durch den Eingriff ebenfalls stark geförderten Bäumen der unteren Durchmesserklassen (5,0-19,9 cm BHD) ausgedunkelt (PAULI-v.GEMMINGEN, 2001). Durch waldbauliche Eingriffe in Form einer Jungwuchspflege lässt sich die Mortalitätsrate der Sämlinge drastisch senken (FOX, 1973b; APPANAH und WEINLAND, 1991; THOMAS und APPANAH, 1995).

Nach etwa 18 Monaten hat die Verjüngung ihre Etablierungshöhe von rund 1 m bis 1,5 m erreicht. Dann verharrt sie solange im Wartestand (einer Art "Meristemruhe"), bis sie durch eine Lücke im Kronendach ("*gap*") freigestellt wird (WEIDELT, 1986). Die Verjüngung in diesem Stadium wird von ASHTON (1992) als "*advanced regeneration*" bezeichnet. In diesem Zustand kann sie rund 8-10 Jahre überdauern, bevor sie dann nach und nach vergeht (DELISSIO et al., 2002). In Wartestellung beträgt das Höhenwachstum der Verjüngung rund 1-2 cm a⁻¹ (NICHOLSON, 1979; WHITMORE, 1986). Die diffuse Strahlung am Waldboden sowie vereinzelte Sonnenflecken reichen der Verjüngung dabei zum Überleben (PAULI-v.GEMMINGEN, 2001). Nach ihrer Freistellung reagiert die Verjüngung mit rapidem Wachstum. Dabei erzielt die Verjüngung der Dipterocarpaceen das beste Wachstum bei einer relativen Beleuchtungsstärke von rund 50% der durchschnittlichen Freiflächeneinstrahlung

(WHITMORE, 1984). Unter diesen Bedingungen beträgt das jährliche Höhenwachstum 1,5 m und mehr (NICHOLSON, 1979). Der Durchmesserzuwachs beträgt bis zu 1,9 cm a⁻¹.

Obwohl im Dipterocarpaceenwald nach dem Samenfall der Klimaxbaumarten enorme Mengen an Sämlingen auflaufen, vergehen die meisten bereits nach wenigen Wochen. Beispiele für den Verlauf der Mortalität der Sämlinge verschiedener Dipterocarpaceenarten sind in Tab. 17 dargestellt. Nach FOX (1973b) fanden sich im Primärwald in Sabah einen Monat nach dem Auskeimen nur noch 14% der ursprünglich angekommenen Sämlinge der Art *Dipterocarpus caudatus*. LIEW und WONG (1973) fanden in Sabah fünf Jahre nach der Keimung noch 17% der ursprünglich angekommenen Sämlinge. Nach neun Jahren waren in Sabah noch 10% der Sämlinge eines Jahrganges am Leben (WHITMORE, 1984). Nach zehn Jahren sind üblicherweise alle Sämlinge eines Jahrganges verschwunden (WYATT-SMITH, 1987). Zu den Hauptursachen der Sämlingsmortalität zählen Lichtmangel, Tierfraß (Insekten und Kleinsäuger) sowie gelegentliche Trockenphasen ("*dry spells*") (WEIDELT, 1976; NAKAGAWA et al., 2005). Da sich die Überlebensdauer der Dipterocarpaceensämlinge im Unterstand mit den Intervallen der Mastjahre überschneidet, ist in der Regel ein ständiges Reservoir an startbereiten Sämlingen im Bestand vorhanden. APPANAH und MANAF (1994) sprechen in diesem Zusammenhang von einer "*bank of seedlings*", die im Schatten verharrend auf die Öffnung des Kronendaches warten, um dann in die Baumschicht empor zu wachsen. Dieses permanente Sämlingsreservoir im Dipterocarpaceenwald gilt als Grundvoraussetzung für die erfolgreiche Umsetzung eines polyzyklischen Waldbausystems auf Grundlage einer natürlichen Verjüngung (vgl. APPANAH und WEINLAND, 1991).

In einem bewirtschafteten Dipterocarpaceenwald in Sabah fanden LIEW und WONG (1973) rund drei Jahre nach der Holzernte nur noch rund 14% der ursprünglich 35.000 Sämlinge pro Hektar. Nach Untersuchungen von APPANAH und MANAF (1994) in einem bewirtschafteten Dipterocarpaceenwald in West-Malaysia lebten im dritten Jahr nach der Keimung nur noch 15% aller Dipterocarpaceensämlinge.

Nach NICHOLSON (1979) haben Sämlinge, die sich erst nach dem Entstehen einer Bestandeslücke etablieren, eine deutlich höhere Mortalität und ein geringeres Wachstum als diejenigen, die bereits vor einer Störung vorhanden waren und diese unbeschadet überleben. Dabei profitieren die höchsten Sämlinge unabhängig von ihrer Artenzugehörigkeit am stärksten vom zusätzlichen Lichtgenuss (BAMPFYLDE, 2004). Die Sämlinge der Dipterocarpaceen sind sehr elastisch und biegsam. Fällt eine Baumkrone auf Sämlinge mit einer Höhe von maximal 150 cm, so richtet sich ein hoher Prozentsatz davon wieder auf und überlebt die Störung (WYATT-SMITH und FOENANDER, 1962; YAP, 1993). Selbst umgeknickte bzw. abgebrochene Sämlinge treiben nach Beschädigung häufig wieder aus (WYATT-SMITH und FOENANDER, 1962; FOX, 1968). Am stärksten geschädigt werden Heister zwischen 3 m Höhe und 5 cm BHD.

Tab. 17: Entwicklung des Überlebensprozents von Dipterocarpaceensämlingen in den ersten 5 Jahren nach der Keimung in verschiedenen Versuchsflächen im Primärwald Malaysias.

Jahr	Überlebensprozent [%]				
	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3	Fläche 4	Fläche 5
1	42	86	79	77	63
2	25	68	62	48	47
3	23	60	39	42	34
4	17	51	30	32	25
5	k.A.	43	28	23	19

Quellen: NICHOLSON (1965); LIEW und WONG (1973); FOX (1973b); k.A. = keine Angaben

Ein ständiges Reservoir findet man nach Literaturangaben (NG, 1983; WHITMORE, 1993; RICHARDS, 1996; DALLING et al., 1998; TURNER, 2001) auch bei den kontinuierlich in Blüte stehenden Pionierbaumarten, welche rund 20% der melanesischen Flora ausmachen (WHITMORE, 1984). Hierbei handelt es sich jedoch nicht wie bei den Klimaxbaumarten um ein Reservoir an Sämlingen, sondern um eine in nahezu jedem Waldboden der Tropen nachgewiesene Samenbank der Pionierbaumarten (im Modell FORMIX 3-Q repräsentiert durch Artengruppe 3). Auch für den Dipterocarpaceenwald ist das Vorkommen dieser Samenbank nachgewiesen (LIEW, 1973; TANG et al., 2006). Sie beinhaltet eine mittlere Anzahl von 384 Samen pro m² (GARWOOD, 1989).

Relativ gut untersucht ist Gattung *Macaranga* sp., welche weltweit die meisten Pionierbaumarten umfasst und die wichtigsten Zeigerarten für degradierte Naturwaldbestände in den feuchten Tropen beinhaltet (WHITMORE, 1984). Auf der Insel Borneo sind 47 *Macaranga*-Arten bekannt, die nach Angaben von PUTZ und APPANAH (1987) in nahezu jedem Jahr Samen produzieren. Je nach Art und mikroklimatischen Bedingungen erfolgt die Samenbildung dabei entweder kontinuierlich oder episodisch (DAVIES und ASHTON, 1999), wobei letztere vor allem bei den Arten beobachtet wird, die von identischen Vektoren bestäubt werden (MOOG, 2002). Zum Zeitpunkt der ersten Fruktifikation haben diese Bäume je nach Art einen BHD von 1-20 cm (DAVIES und ASHTON, 1999). Im Boden können die Samen der Pionierbaumarten mehrere Jahrzehnte überdauern, bis ihre Keimruhe durch bestimmte mikroklimatische Faktoren beendet wird ("orthodoxe Samen"). Bei den sog. "Lichtkeimern" unter den Pionieren wird die Keimung durch hellrotes Licht (HR), bei den sog. "Temperaturkeimern" durch eine Erhöhung der Bodentemperatur irreversibel induziert. Beide auslösenden Momente treten u.a. nach der Entstehung einer Bestandeslücke auf.

Räumliche Muster

Räumliche Muster in der Verjüngungsdynamik treten auf der horizontalen Ebene auf und sind zunächst unabhängig vom Zeitverlauf. Dazu zählen die Verteilungsmuster der Samen in Abhängigkeit von den Samenquellen (Mutterbäumen) sowie die Anzahl und die Verteilung der Sämlinge in Abhängigkeit von Struktur- und Standortparametern.

Verjüngungsprozesse im tropischen Feuchtwald laufen auf der Fläche nicht gleichmäßig ab. Vielmehr findet man ein Mosaik verschiedener Entwicklungsphasen kleinflächig nebeneinander, die WHITMORE (1984) für die Wälder Südostasiens in die

Entwicklungsphasen "gap phase" (Verjüngungsphase), "building phase" (Aufbauphase) und "mature phase" (Reifephase) einteilt. OLDEMAN (1983) spricht in diesem Zusammenhang von einem Mosaik gleichaltriger, aber verschieden großer "eco-units". Die Verjüngungsprozesse spielen sich in den "eco-units" ab, die sich in der "gap phase" befinden. Im Dipterocarpaceenwald machen diese Teilflächen durchschnittlich einen Anteil von insgesamt rund 10% an der Gesamtfläche aus (RICHARDS, 1996). Das Bestandeslücken-Modell ("gap dynamics theory") beschreibt die Verjüngungsdynamik in der "gap phase" und gilt als allgemein anerkanntes Erklärungsmodell der Regenerationsprozesse im tropischen Feuchtwald (WHITMORE, 1978; SHUGART, 1984; DENSLOW, 1987; YAMAMOTO, 2000). Das komplexe Mosaik kleinflächiger Standorte führt dazu, dass sich entlang eines Gradienten unterschiedlicher Bestandesstrukturen räumliche Muster im Auftreten der Verjüngung der verschiedenen Artengruppen ausbilden (BROWN und JENNINGS, 1998; ROSE, 2000; CHAVE, 2008; RÜGER et al., 2009).

So konnte ROSE (2000) beispielsweise im tropischen Feuchtwald von Guyana bei Untersuchungen der Sämlingsanzahl von 147 Arten eine Musterbildung in Abhängigkeit vom Überschirmungsgrad der Bestände ("Canopy Openness") feststellen, welche sich in vier unterschiedlichen Verteilungsmustern ausdrückt (siehe Abb. 15). Während eine Gruppe schattentoleranter Baumarten ein Muster in Form einer Gaußschen Glockenkurve ausbildet (Kurve 1), bei dem sich die meisten Sämlinge bei einer Kronendachöffnung zwischen 14% (ca. 200 m² Lückengröße) und 17% (ca. 800 m² Lückengröße) befinden, zeigt eine andere Gruppe schattentoleranter Baumarten eine stetig abnehmende Häufigkeit mit zunehmender Kronendachöffnung (Kurve 3). Die Anzahl der Sämlinge lichtbedürftiger Pionierbaumarten nimmt mit zunehmender Kronendachöffnung stetig zu (Kurve 4). Sämlinge der Baumarten mit intermediären Lichtansprüchen weisen das Muster einer nach oben offenen Normalparabel auf (Kurve 2).

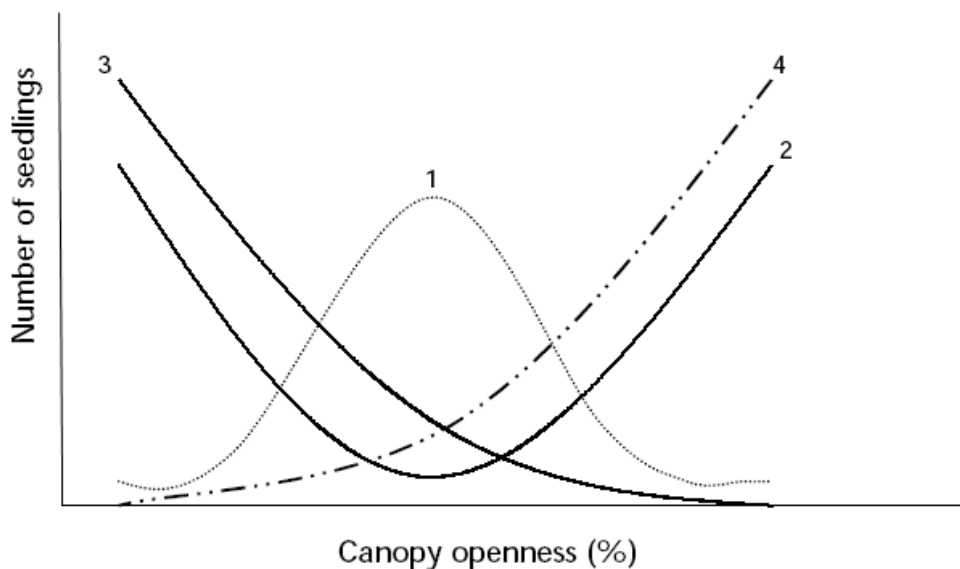


Abb. 15: Vier Grundmuster der Sämlingsanzahl ("number of seedlings") in Abhängigkeit von der Kronendachöffnung ("Canopy Openness") in einem tropischen Feuchtwald in Guyana (ROSE, 2000; 1 und 3=schattentolerante Arten; 2= intermediäre Arten; 4= Pioniere).

Auch RÜGER et al. (2009) konnten Muster in der Verjüngung von über 250 inventarisierten Baumarten in einem tropischen Feuchtwald in Panama identifizieren. Die Ergebnisse der auf dem Bayestheorem basierenden Untersuchungen zeigen drei ausgeprägte Muster in der Verjüngungshäufigkeit in Abhängigkeit von der Lichtverfügbarkeit im Bestand (siehe Abb. 16). Rund 87% der Baumarten wiesen eine Zunahme der Verjüngungsanzahl bei steigender Lichtverfügbarkeit auf. Bei rund 40% davon, überwiegend Pionierbaumarten, steigt die Anzahl überproportional ("*accelerating*"). Bei den verbleibenden Baumarten (rund 13%) ist eine Abnahme ("*negative*") der Verjüngungsanzahl bei zunehmender Lichtverfügbarkeit zu beobachten.

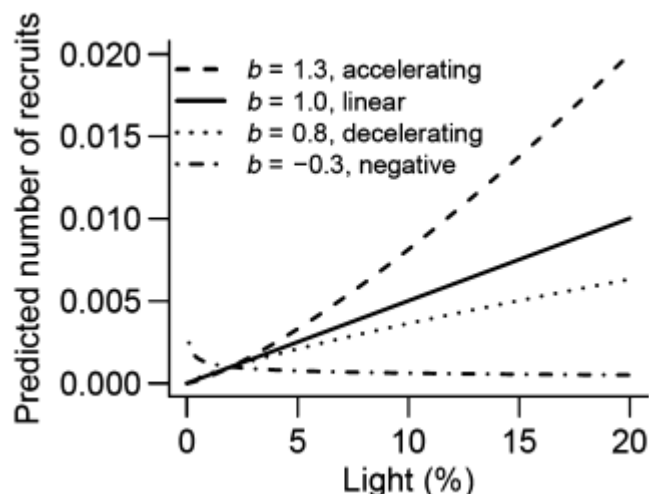


Abb. 16: Muster der Verjüngungsanzahl (*a-posteriori*) in Abhängigkeit von der relativen Lichtverfügbarkeit in einem tropischen Feuchtwald in Panama (RÜGER et al., 2009).

Auch im Dipterocarpaceenwald gibt es Hinweise auf strukturelle Parameter, welche die Ausbildung von Mustern in der Verjüngung bewirken. So berichten WHITMORE (1978) sowie YAP und MAJUAKIM (1993), dass die Größe einer Bestandeslücke einen entscheidenden Einfluss auf den Verjüngungserfolg und die Artenzusammensetzung innerhalb der Lücke hat. Dipterocarpaceensämlinge finden ihre optimalen Wachstumsbedingungen in Lücken von rund 500 m² (HAHN-SCHILLING et al., 2000; SIST et al., 2003) bis 1000 m² (WOELL, 1988; ADLARD et al., 1989; RICHARDS, 1996). Dabei wird die Artenzusammensetzung wesentlich von den Sämlingen bestimmt, die bereits vor der Entstehung der Lücke im Sämlingsreservoir vorhanden waren. In Lücken ab einer Größe von 1000 m² werden die Klimaxbaumarten zunehmend durch Pionierbaumarten verdrängt (RICHARDS, 1996; VAN GARDINGEN et al., 1998).

SLIK et al. (2002) haben die Verjüngung ausgewählter *Macaranga*-Arten in einem Flachland-Dipterocarpaceenwald in Ost-Kalimantan (Indonesien) in unterschiedlich stark gestörten Beständen inventarisiert. Die beobachtete Verjüngungsanzahl in den verschiedenen Entwicklungsphasen ist in Tab. 18 dargestellt. Lediglich für die Entwicklungsstufe der Lohden lässt sich ein tendentieller Zusammenhang zwischen der Anzahl und der Stärke der Kronendachöffnung beobachten. Das Höhenwachstum der Bäume aus der Gattung

Macaranga beträgt innerhalb eines Beobachtungszeitraumes von 18 Monaten je nach Art 4,5 bis 8,5 m (VAN GARDINGEN et al., 1998).

Tab. 18: Durchschnittliche inventarisierte Anzahl der Sämlinge, Lohden, Heister und Stangehölzer ausgewählter *Macaranga*-Arten im degradierten Dipterocarpaceenwald in Ost-Kalimantan.

Kronendachöffnung [%]	Sämlinge [N ha ⁻¹]	Lohden [N ha ⁻¹]	Heister [N ha ⁻¹]	Stangenholz [N ha ⁻¹]
27,4	6.863	3.053	1	3
24,1	1.227	203	1	1
23,1	2.603	1.526	0	0
10,4	8.413	45	4	30
8,6	9.593	15	3	22
6,0	1.013	1	0	1

Quelle: SLIK et al. (2002)

Mutterbäume spielen als Samenquelle eine wichtige Rolle bei der Ausbreitung der Verjüngung (vgl. HUBBELL, 1979; RIBBENS et al., 1994; ULFT, 2004; SEIDLER und PLOTKLIN, 2006). So beschreibt PLUMPTRE (1995) einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen Sämlingshäufigkeit und Anzahl von Mutterbäumen in einem Bestand im tropischen Feuchtwald der Budongo Forstreserve (Uganda). KARIUKI et al. (2006) berichten ebenfalls von einer positiven Korrelation der Sämlingshäufigkeit mit Bäumen mit einem BHD ≥ 40 cm im Regengrünen Feuchtwald in Neusüdwaes (Australien). BERTAULT et al. (1995) konnten jedoch einen derartigen Zusammenhang im Dipterocarpaceenwald in Kalimantan nicht bestätigen. AUBRÉVILLE (1938) hat eine scheinbar zufällige Verteilung der Verjüngung in den tropischen Feuchtwäldern der Elfenbeinküste (Afrika) beobachtet und daraus seine "*mosaic theory of regeneration*" entwickelt. Diese Theorie besagt, dass ein Bestand aus einer Vielzahl von kleinflächigen Mosaiken besteht, deren Artenkombinationen sich zyklisch verändern. AUBRÉVILLE'S Theorie bildet noch heute die Grundlage für das Verständnis des tropischen Feuchtwaldes als ein dynamisches System (HARTSHORN, 1983; RICHARDS, 1996). RICHARDS (1996) geht davon aus, dass der Zufall die Verjüngungsprozesse in den Dipterocarpaceenwäldern Südostasiens bestimmt, da die Dynamik in diesen Wäldern noch weitaus komplexer ist, als in den von AUBRÉVILLE beobachteten afrikanischen Wäldern. HALL und SWAINE (1976) bezeichnen daher die Verjüngungsprozesse in den südostasiatischen Feuchtwäldern als einen rein "stochastischen Prozess", welcher nur schwer in eine "effektive" Waldwachstumssimulation integriert werden kann (vgl. VANCLAY, 1994).

Die Samenausbreitung der Dipterocarpaceen erfolgt anemochor, d.h. durch den Wind (CHAN, 1980; ASHTON, 1999). Dieser Verbreitungsmechanismus führt aufgrund des relativ hohen Samengewichtes zu einer deutlichen Ausprägung räumlicher Muster (SEIDLER und PLOTKLIN, 2006). Eine zoochore Verbreitung (v.a. durch Vögel und Fledermäuse), welche die am häufigsten auftretende Form der Verbreitung von Diasporen im tropischen Feuchtwald ist (HARTSHORN, 1983), findet bei den Dipterocarpaceen nicht statt (PAYNE, 1995). Nach

WHITMORE (1984) werden die Früchte der Dipterocarpaceen aufgrund ihres hohen Harzgehaltes im Perikarp kaum oder gar nicht gefressen. Trotz ihrer Flügel fallen die meisten Samen in einem engen Umkreis von lediglich rund 30-40 m vom Mutterbaum entfernt zu Boden (LIEW und WONG, 1973; ASHTON, 1989). FOX (1972) beobachtete in Sabah, dass 45% der Dipterocarpaceensamen im Umkreis bis zu 10 m und 88% im Umkreis bis zu 30 m vom Mutterbaum entfernt aufschlagen. Nach BURGESS (1969) schlägt rund die Hälfte der Samen in einem Umkreis von 20 m auf. Nur in Ausnahmefällen finden sich Samen in einer Entfernung von mehr als 40 m vom Mutterbaum entfernt (WHITMORE, 1975). Ein typisches Verteilungsmuster der Sämlinge ausgewählter Dipterocarpaceenarten in Abhängigkeit vom Mutterbaum in einem Primärwaldbestand in Sabah ergibt sich anhand der von LIEW und WONG (1973) veröffentlichten Daten (siehe Abb. 17).

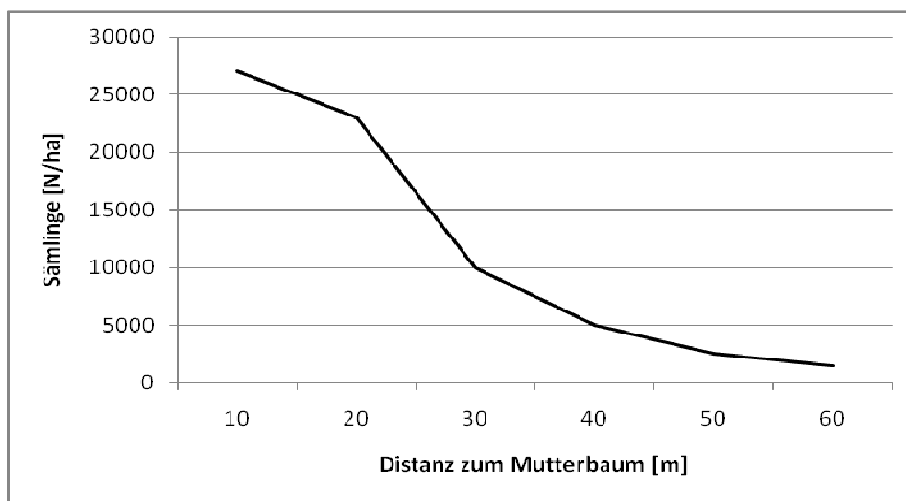


Abb. 17: Schematisiertes durchschnittliches Verteilungsmuster der Sämlinge von neun ausgewählten Dipterocarpaceenarten in Abhängigkeit von der Entfernung zum Mutterbaum im 4. Jahr nach dem Samensprung (nach Daten aus Sabah von LIEW und WONG, 1973).

Nach der ursprünglich von JANZEN (1970) und CONNELL (1971) formulierten "Flucht-Theorie" (original: "*escape hypothesis*" bzw. "*Janzen-Connell Model*") ist die Mortalität von Samen und Sämlingen in unmittelbarer Nähe (d.h. im Kronenprojektionsbereich) des Mutterbaumes am Höchsten und nimmt mit zunehmender Entfernung ab (CLARK und CLARK, 1984). Dies wird durch die hohe Anzahl an artspezifischen Prädatoren und Parasiten erklärt, die im unmittelbaren Bereich des Mutterbaumes leben. Erst nach einem "kritischen Mindestabstand" zum Mutterbaum (für *Pentaspadon motleyi* in West-Malaysia werden z.B. 6 m angegeben; OKUDA et al., 1995) scheint sich die Verjüngung etablieren zu können. Das sich daraus ergebende Verjüngungsmuster ist in Abb. 18 dargestellt. Auch LIEW und WONG (1973) beobachteten die höchste Mortalität der Dipterocarpaceensämlinge in unmittelbarer Nähe der Mutterbäume. In weitergehenden Untersuchungen zu dieser Theorie haben TERBORGH et al. (2000) im Manu National Park in Peru eine mittlere „Fluchtdistanz“ der Lohden von 14 m zum nächsten potentiellen Mutterbaum ermittelt. Die Autoren weisen jedoch gleichzeitig darauf hin, dass sich selbst rein rechnerisch bei einer angenommenen homogenen Verteilung der Mutterbäume eine durchschnittliche Entfernung der Verjüngung von rund 10-25 m zum nächsten Mutterbaum ergeben würde und hinterfragen damit kritisch

die Gültigkeit der von ihnen vorgestellten Hypothese. SETIADI et al. (1996) fanden die höchste Anzahl von Sämlingen von *S. parvifolia* erst in einer Entfernung von 25-30 m vom Mutterbaum. Die bekanntesten weiteren Theorien zur Musterbildung in der Sämlingsverbreitung stammen von HUBBEL (1980) sowie von McCANNY (1985). Einen Überblick und eine Bewertung der gängigen Theorien findet sich bei WRIGHT (2002) sowie bei NATHAN und CASAGRANDE (2004). Trotz zahlreicher Untersuchungen konnte bisher keine dieser Theorien endgültig bestätigt oder widerlegt werden (vgl. OKUDA et al. 1997; CONDIT et al., 2005; STOLL und NEWBERY, 2005; MULLER-LANDAU et al., 2008; CARSON et al., 2008; RÜGER et al., 2009).

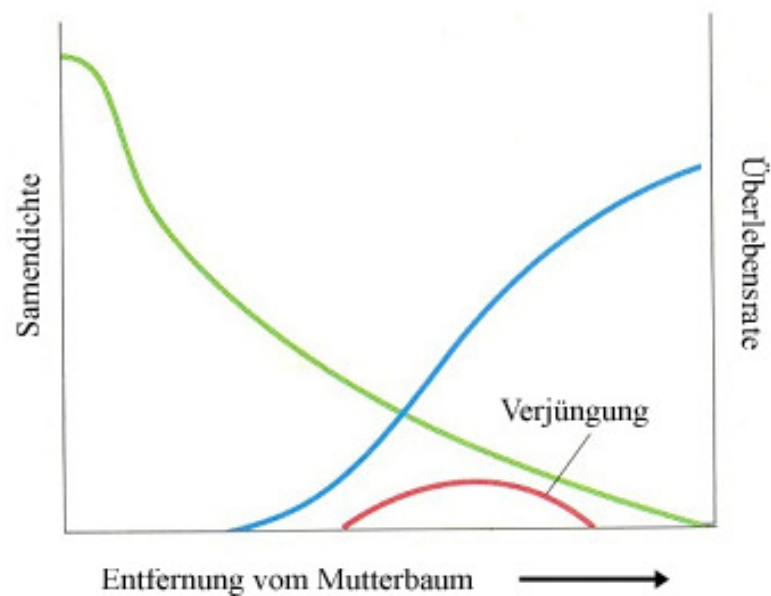


Abb. 18: Verjüngungsmuster im Janzen-Connell-Modell.

OKUDA et al. (1995) untersuchten die zeitliche Komponente in den räumlichen Verteilungsmustern in einem Tiefland-Dipterocarpaceenwald in West-Malaysia. Danach entfernt sich der Bereich der höchsten Sämlingszahl mit zunehmender Beobachtungsdauer tendenziell vom Mutterbaum. Am Tag "Null" (= Tag der Keimung) befindet sich das Maximum der Sämlinge in einem Bereich von 0-2 m Entfernung vom Mutterbaum, am Tag 548 in einem Bereich von 2-4 m. Im Lodenstadium (von OKUDA et al. (1995) definiert als Bäume mit einem BHD von 1-2,5 cm) findet sich die Verjüngung erst ab einem Abstand von mehr als 6 m im Umkreis der Mutterbäume. Die näher an den Mutterbäumen aufgeschlagenen und gekeimten Samen haben nicht überlebt. Vergleichbare Beobachtungen wurden auch von ITOH et al. (1997) für die Dipterocarpaceenarten *Dryobalanops aromatica* und *Dryobalanops lanceolata* in Sarawak gemacht und ebenfalls mit der Janzen-Connell-Hypothese begründet. In Untersuchungen der Verjüngung von fünf ausgewählten Baumarten im tropischen Feuchtwald auf der Insel Barro Colorado (Panama) konnten WIEGAND et al. (2009) über einen Beobachtungszeitraum von 25 Jahren keine wesentlichen Veränderungen der Verjüngungsmuster feststellen.

STEINEBACH (1997) führte in den Versuchsflächen des FOMISS-Projektes in Sarawak (Ost-Malaysia) Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen der Anzahl der Dipterocarpaceenverjüngung und ausgewählten topographischen Merkmalen (Hangneigung, Hanglage) durch. Die Ergebnisse sind in Tab. 19 und Tab. 20 dargestellt.

Tab. 19: Zusammenhang zwischen Hangneigung und Anzahl der Dipterocarpaceenverjüngung in verschiedenen Entwicklungsphasen. Die maximal beobachtete Anzahl an Heister und Stangenhölzer wird zum Vergleich auf 100% gesetzt.

Hangneigung	Heister		Stangenhholz	
	[N ha ⁻¹]	%	[N ha ⁻¹]	%
0°-15°	1.149	75	108	95
16°-25°	1.540	100	114	100
26°-35°	1.271	83	102	89
> 35°	980	64	71	62

Quelle: STEINEBACH (1997)

Die größte Anzahl von Heistern und Stangenhölzern tritt bei einer Hangneigung von 16-25° auf (siehe Tab. 19). Ausgehend von diesem Wert nimmt deren Anzahl mit zunehmender Hangneigung ab. Damit deckt sich dieses Ergebnis im Wesentlichen mit früheren Untersuchungen von AJIK et al. (1993), die in der Deramakot Forstreserve mit einer stetigen Abnahme der Verjüngungszahlen mit zunehmender Hangneigung ein vergleichbares Muster beobachtet haben. Ähnliche Beobachtungen machte WOELL (1988) in exploitierten Dipterocarpaceenwäldern auf den Philippinen (15-20 Jahre nach Holzeinschlag). Dort sind in flachem und geneigtem Gelände alle Versuchsflächen mit Dipterocarpaceenverjüngung bestockt (100% Bestockungsfrequenz) während in den steileren Lagen nur 75% der Versuchsflächen bestockt sind.

Tab. 20: Zusammenhang zwischen Hanglage und Anzahl der Dipterocarpaceenverjüngung in verschiedenen Entwicklungsphasen. Die maximal beobachtete Anzahl an Heister und Stangenhölzer wird zum Vergleich auf 100% gesetzt.

Hangneigung	Heister		Stangenhholz	
	[N ha ⁻¹]	%	[N ha ⁻¹]	%
Kamm	1.727	100	138	100
Oberhang	1.350	78	105	76
Mittelhang	1.050	61	75	54
Unterhang	944	55	84	61
Hangfuß /Tal	518	30	56	41

Quelle: STEINEBACH (1997)

Bei einer Korrelation der Hanglage mit der Anzahl der Heister und Stangenhölzer zeigt sich, dass die höchsten Pflanzenzahlen auf dem Kamm auftreten und die niedrigstem am Hangfuß (siehe Tab. 20). Mit steigender Hanglage steigt auch die Anzahl der Dipterocarpaceenverjüngung nahezu monoton an. Damit ist ein klares Muster in der Verjüngungshäufigkeit in Abhängigkeit von der Hanglage erkennbar.

4.1.2 Ergebnisse der Felduntersuchungen

4.1.2.1 Hintergrund

Die in diesem Abschnitt vorgestellten Untersuchungen haben zum Ziel, räumliche Muster in der Verteilung und Häufigkeit der Verjüngung in den verschiedenen ontogenetischen Entwicklungsphasen zu identifizieren, um diese zur Dynamisierung des Verjüngungsmodells in FORMIX 3-Q nutzbar zu machen.

Zur besseren Beurteilung der Ergebnisse im Kontext der heterogenen Bestandesstrukturen in der Deramakot Forstreserve werden die mittleren Bestandeskennzahlen in Tab. 21 für den Gesamtbetrieb und getrennt nach Bestockungsverhältnissen in den vier mit Bäumen bestockten relativen Vegetationsstraten (vgl. Tab. 10), zusammengefasst. Die mittlere Bestandesgrundfläche liegt in der Deramakot Forstreserve mit $32,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ unter dem Mittelwert der Bestandesgrundfläche unberührter Dipterocarpaceenwälder auf Borneo ($39,6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). Dies ist eine unmittelbare Folge der unkontrollierten Exploitationseingriffe in den letzten Jahrzehnten.

Tab. 21: Anzahl der Probestflächen sowie ausgewählte Bestandeskennwerte in den verschiedenen Straten der Deramakot Forstreserve sowie Vergleichswerte aus primären Flachland-Dipterocarpaceenwälder auf Borneo.

	S T R A T U M				Mittel	Vergleich*
	1	2	3	4		
Probestflächen [N]	160	96	52	92	-	-
Mittlere Grundfläche [m ² ha ⁻¹]	33,2	33,3	28,0	35,3	32,5	39,6
Mittlere Stammzahl [N ha ⁻¹]	604	670	560	579	603	572

*: Mittelwerte aus 12 Versuchsanlagen im primären Flachland-Dipterocarpaceenwald (Lage: Brunei, Ost-Kalimantan, Sabah, Sarawak; Quelle: SIST und SARDAN, 1999)

Tab. 22 gibt einen Überblick über die durchschnittliche Anzahl der Verjüngung in den vier mit Bäumen bestockten Vegetationsstraten, differenziert nach ontogenetischem Entwicklungsstadium. Dabei weist die Verjüngung der Artengruppen 1, 2 und 4 das typische Verteilungsmuster einer DE LIOCOURT-Kurve in einem unbeeinflussten Naturwald auf. Hierbei verringert sich die Anzahl der Individuen mit zunehmender Entwicklung aufgrund der interspezifischen Konkurrenz (vgl. ASSMANN, 1961). Im tropischen Feuchtwald sterben jedes Jahr im Schnitt 1-2% der Bäume konkurrenzbedingt ab (SWAINE, 1989; BERTAULT et al., 1993). Dieser als natürliche Mortalitätsrate bezeichnete Faktor schwankt von Art zu Art und liegt in der Entwicklungsphase der Sämlinge deutlich höher als bei den älteren Bäumen (CLARK und CLARK, 1992; KENNEDY und SWAINE, 1992). Die natürliche Mortalitätsrate der Pionierbaumarten liegt wiederum rund 5-10-fach höher als die der Klimaxbaumarten (PRIMACK und LEE, 1991; POKER, 1993).

Tab. 22: Durchschnittliche Anzahl der Verjüngung nach Artengruppen in den verschiedenen Entwicklungsphasen und Vegetationsstraten.

	Artengruppe 1 [N ha ⁻¹]	Artengruppe 2 [N ha ⁻¹]	Artengruppe 3 [N ha ⁻¹]	Artengruppe 4 [N ha ⁻¹]
Stratum 1				
Sämlinge	6.730	742	24	153
Lohden	3.513	430	39	123
Heister	1.712	284	26	58
Stangenhholz	585	92	5	24
Stratum 2				
Sämlinge	6.231	1.204	61	285
Lohden	5.677	598	43	187
Heister	2.737	406	23	164
Stangenhholz	638	125	8	60
Stratum 3				
Sämlinge	9.099	699	35	364
Lohden	6.949	463	66	200
Heister	2.948	388	27	176
Stangenhholz	573	120	6	42
Stratum 4				
Sämlinge	7.406	752	42	375
Lohden	8.632	602	50	108
Heister	2.292	378	16	139
Stangenhholz	574	115	6	40

Die Verjüngung der Pionierbaumarten (Artengruppe 3) weicht von dem für Naturwälder typischen Verteilungsmuster ab. Mit Ausnahme von Stratum 2 ist die Anzahl der Lohden durchgehend höher als die der Sämlinge. Ein signifikanter Zusammenhang (Konfidenzbereich 95%) zwischen der jeweiligen Anzahl der Verjüngung in den verschiedenen Entwicklungsphasen und der Struktur des Bestandes (hier definiert über das Vegetationsstratum) lassen sich weder durch eine Varianzanalyse (ANOVA) noch durch FISHER'S LSD-Test ("*least significant difference*") feststellen.

4.1.2.2 Verjüngung in Abhängigkeit von der Bestandesstruktur

INTERSPEZIFISCHE VERTEILUNGSMUSTER

Entsprechend der Empfehlungen von FREESE (1980), VANCLAY (1994) und KÖHLER (1998) wird die relative Frequenz der Sämlinge aller Artengruppen ermittelt und visuell auf etwaige Muster geprüft. Die in der Artengruppe 1 zusammengefassten vorherrschenden schattentoleranten Baumarten, zu denen die kommerziell bedeutenden Arten der Familie der Dipterocarpaceen gehören, verjüngen sich auf der gesamten Fläche (relative Frequenz=100%, vgl. Tab. 23). Die Bandbreite der Sämlingsanzahl liegt dabei zwischen 2.242 und 30.639

Sämlingen pro ha. Die Anzahl der Sämlinge der Artengruppe 2 (schattentolerante Baumarten der oberen Kronenschicht) variiert zwischen Null Sämlingen und 55.858 Sämlingen pro ha. Die Sämlinge der Artengruppe 2 kommen in 90% der Aufnahme­flächen vor. Sämlinge der Artengruppe 3 (lichtbedürftige Pionierbaumarten) finden sich in rund einem Drittel aller Versuchsflächen, Sämlinge der Artengruppe 4 (schattentolerante Baumarten der Unterschicht) in rund 70% aller Versuchsflächen.

Tab. 23: Anzahl und relative Frequenz der Sämlinge der verschiedenen Artengruppen in der Deramakot Forstreserve.

Arten- gruppe	Frequenz [%]	Sämlinge Ø [N ha ⁻¹]	σ [N]	Sämlinge min. [N ha ⁻¹]	Sämlinge max. [N ha ⁻¹]
1	100	7.298	5.044	2.242	30.639
2	90	2.312	7.244	0	55.858
3	30	52	152	0	1.412
4	69	263	328	0	1.384

σ = Standardabweichung

Die graphische Abbildung der Frequenzen veranschaulicht das von der Bestandesgrundfläche unabhängige Auftreten der Sämlinge der Artengruppe 1 (siehe Abb. 19). Dies drückt sich durch die parallel zur Abszisse verlaufende Frequenzkurve aus. Die Frequenzkurve der Sämlinge der Artengruppen 2 bis 4 weist hingegen eine recht große Amplitude auf, ohne dass eine eindeutige Tendenz in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche erkennbar ist. Die graphisch oberhalb von 1 verlaufende Frequenzkurve der Artengruppe 2 im Grundflächenbereich von 12 bis 16 m² ha⁻¹ ist rein darstellungsbedingt infolge einer auf den Datensatz angewandten Ausgleichsfunktion.

Zur Unterstützung der visuellen Interpretation werden die Verjüngungsdaten, aufgeteilt nach Entwicklungsphasen, in einem Koordinatensystem als Streudiagramm abgebildet. In Abb. 20 wird die Anzahl der Stangen­hölzer aller Artengruppen und ihre Verteilung in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche dargestellt. Zur leichteren Identifikation wurden die zu einer Artengruppe zählenden Individuen jeweils mit einer Vertrauensbereichswolke von $p = 0,95$ umgeben. Ein vergleichbares Verteilungsmuster findet sich auch für die Entwicklungsphasen der Sämlinge, Lohden und Heister (hier nicht gesondert dargestellt). Die graphische Interpretation des Streudiagramms lässt zunächst keine eindeutige Bewertung der Verteilungsmuster der einzelnen Artengruppen zu. Daher werden im Folgenden die einzelnen Artengruppen getrennt nach Entwicklungsphasen auf eine stochastische Beziehung zwischen Verjüngung und Bestandesstruktur geprüft.

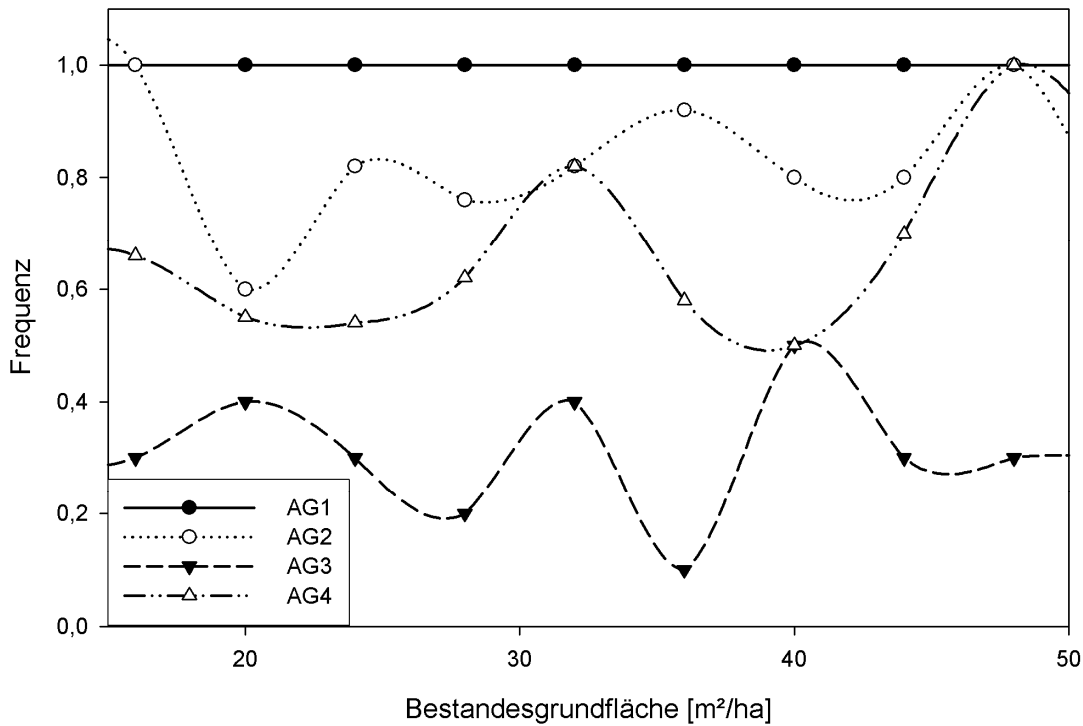


Abb. 19: Relative Frequenz der Sämlinge aller Artengruppen in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche aller Bäume mit BHD ≥ 10 cm (AG = Artengruppe).

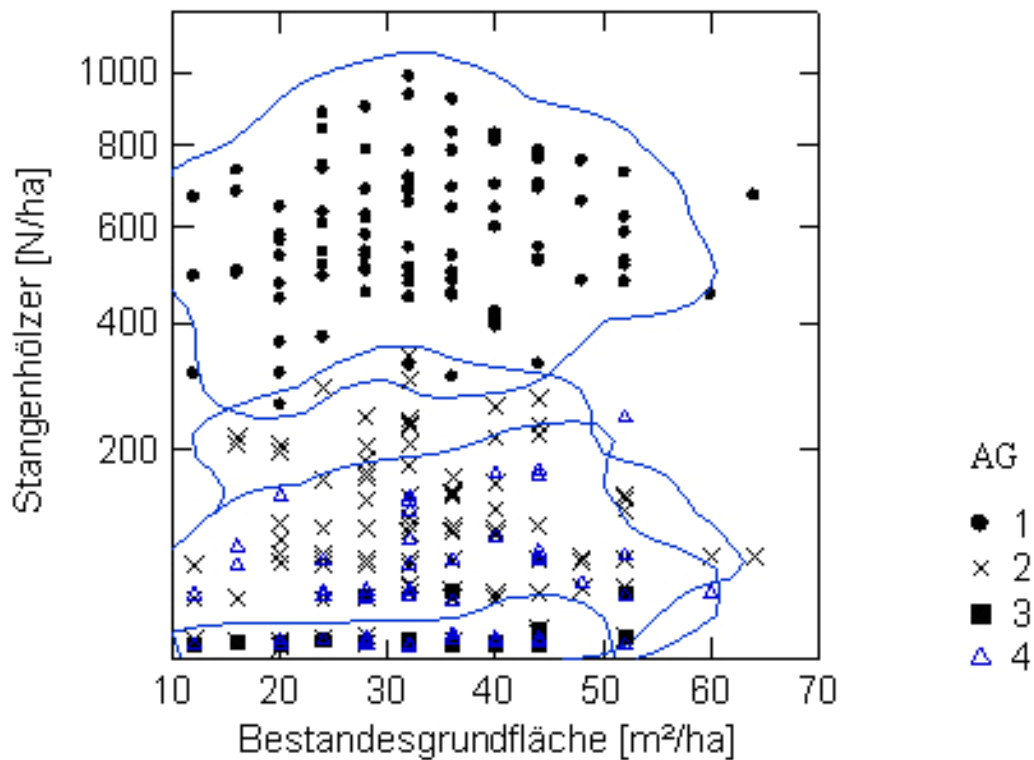


Abb. 20: Anzahl der Stangenhölzer aller Artengruppen im Verhältnis zur Bestandesgrundfläche. Die Datenpunkte der einzelnen Artengruppen (= "AG") sind zur besseren Unterscheidung jeweils mit einer Vertrauensbereichswolke von $p = 0,95$ umgeben.

Artengruppe 1 (vorherrschende schattentolerante Baumarten)

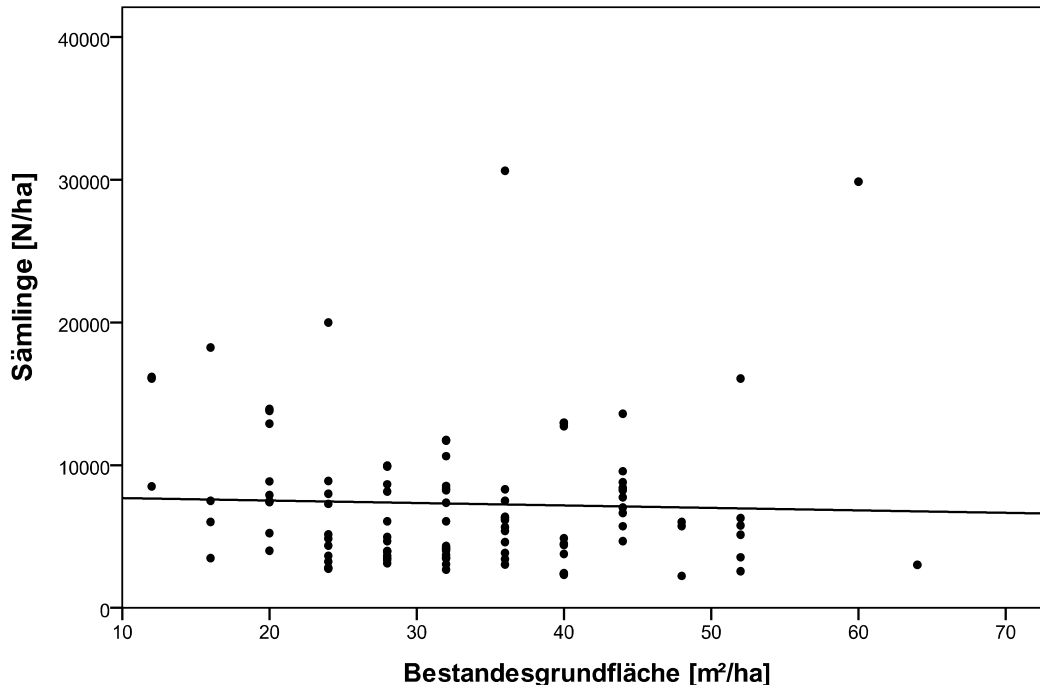


Abb. 21: Verteilungsmuster der Sämlinge der Artengruppe 1 in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche (die Gerade ergibt sich aus einer linearen Regression).

Die graphische Interpretation des Streudiagramms der Sämlinge in Korrelation zur Bestandesgrundfläche weist darauf hin, dass die untersuchten Merkmale stochastisch unabhängig sind (siehe Abb. 21). Im Fall von zufälligen Verteilungen empfiehlt VANCLAY (1992b), eine einfache lineare Regression zur Abbildung der Muster durchzuführen. Das daraus resultierende Bestimmtheitsmaß von $r^2=0$ und der nahezu parallele Verlauf der Regressionsgeraden zur Abszisse (Regressionskoeffizient $\beta_1 = -17,22$) bestätigen die zufällige Verteilung der Sämlinge. Unabhängig von der Bestandesgrundfläche liegt die Sämlingsanzahl der Artengruppe 1 über den gesamten Beobachtungsbereich nahezu konstant bei rund 7.500 Individuen pro Hektar (Regressionskoeffizient $\alpha = 7.867$). Schließt man zur Überprüfung des "Leverage-Effektes" die beiden Beobachtungen mit rund 30.000 Sämlingen pro Hektar als Extremwerte aus der Stichprobe aus, fällt die Regressionsgerade mit zunehmender Bestandesgrundfläche zwar etwas stärker ab (Regressionskoeffizient $\beta_1 = -30,11$), das Verteilungsmuster und das Bestimmtheitsmaß ändern sich jedoch nicht grundlegend. Die Differenz der Sämlingsanzahl bei einer Grundfläche von $10 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ und $50 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ liegt im Rahmen der Varianz der Stichprobe. Die Verteilung der Sämlinge kann daher auch in diesem Fall als unabhängig von der Bestandesdichte bezeichnet werden. Die Anwendung eines quadratischen Regressionsmodells (hier nicht gesondert abgebildet) resultiert ebenfalls in einer linearen Ausprägung der Regressionskurve, ohne dass dabei eine Verbesserung der Anpassungsgüte erreicht wird. Unbestätigt bleibt das Muster der Sämlingsverteilung in

lichten Beständen mit einer Grundfläche $< 10 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, da diese in der Inventur nicht erfasst wurden. Es ist daher nicht gewährleistet, dass eine Extrapolation der Daten plausible Ergebnisse für diesen Grundflächenbereich liefert.

Das Streudiagramm der Stangenhölzer weist auf einen quadratischen Zusammenhang mit dem Parameter Bestandesgrundfläche hin. Eine Häufung der Beobachtungen ist im Grundflächenbereich von etwa $30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ zu erkennen. Entsprechend wird für die Abbildung dieses Musters ein quadratisches Regressionsmodell gewählt (siehe Abb. 22). Das Muster zeigt die Form einer nach unten geöffneten Parabel, wie sie im Fall der schattentoleranten Klimaxbaumarten entsprechend der Arbeitshypothese erwartet wird (siehe Abb. 1). Das niedrige Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,03$ ergibt sich aus der großen natürlichen Streuung der Daten. Dennoch beschreibt das quadratische Regressionsmodell die Datenverteilung in der Stichprobe besser als das ebenfalls getestete lineare Modell ($r^2=0$). Gleiches gilt für die Verteilungsmuster der Lohden und Heister (siehe Tab. 24). Auch für diese Entwicklungsstadien der Verjüngung bestätigen die Ergebnisse die mit der ontogenetischen Entwicklung einhergehende Veränderung der Physiologie der Pflanzen hinsichtlich ihrer Lichtansprüche (vgl. PAULI-v.GEMMINGEN, 2001).

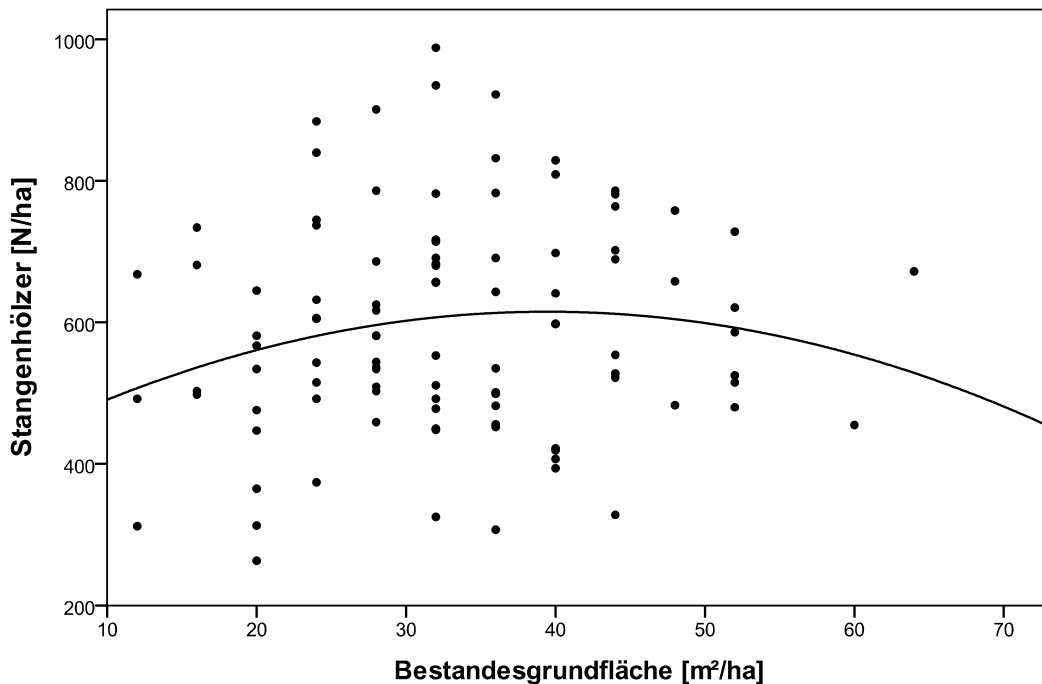


Abb. 22: Verteilungsmuster der Stangenhölzer der Artengruppe 1 in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche (die Kurve ergibt sich aus einem quadratischen Regressionsmodell).

Tab. 24: Stochastischer Zusammenhang zwischen Verjüngungszahl und Bestandesgrundfläche in den verschiedenen Entwicklungsphasen, dargestellt für Artengruppe 1.

	Modell	Regressionsparameter			r^2
		α	β_1	β_2	
Sämlinge	Linear	7867,32	-17,22	-	0
Lohden	Quadratisch	1205,84	167,72	-1,893	0,04
Heister	Quadratisch	336,21	87,44	-0,974	0,05
Stangenhölzer	Quadratisch	391,83	11,32	-0,143	0,03

Artengruppe 2 (schattentolerante Baumarten der oberen Kronenschicht)

Die Verteilung der Sämlinge der Artengruppe 2 lässt bei graphischer Interpretation des Streudiagramms ein quadratisches Verteilungsmuster erkennen, bei dem sich die höchsten Werte im Grundflächenbereich von 30-40 m² ha⁻¹ konzentrieren (siehe Abb. 23). Entsprechend wird zur Abbildung dieses Musters ein quadratisches Regressionsmodell gewählt. Die daraus resultierende Regressionskurve entspricht dem hypothetisch erwarteten Muster für schattentolerante Klimaxbaumarten. Das gleiche Muster findet sich bei dieser Artengruppe auch in den anderen Entwicklungsphasen der Verjüngung. Für die Stangenhölzer ist diese Verteilung in Abb. 24 dargestellt. Die zugehörigen Regressionsparameter sind in Tab. 25 zusammengefasst. Das Bestimmtheitsmaß ist aufgrund der hohen natürlichen Streuung durchgängig niedrig.

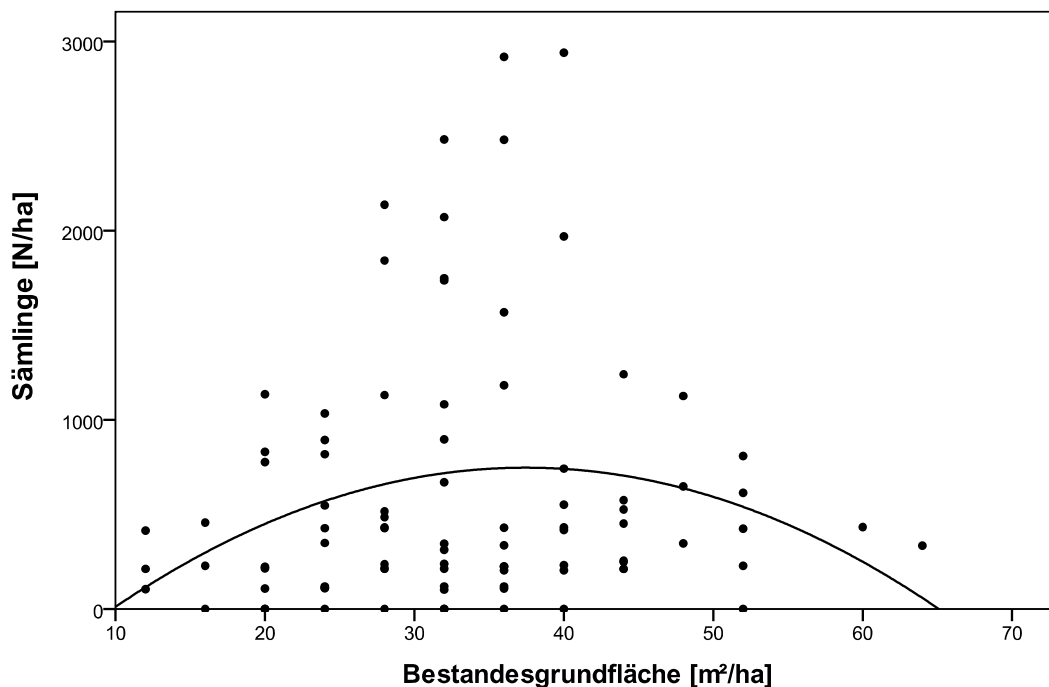


Abb. 23: Verteilungsmuster der Sämlinge der Artengruppe 2 in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche (die Kurve ergibt sich aus einem quadratischen Regressionsmodell).

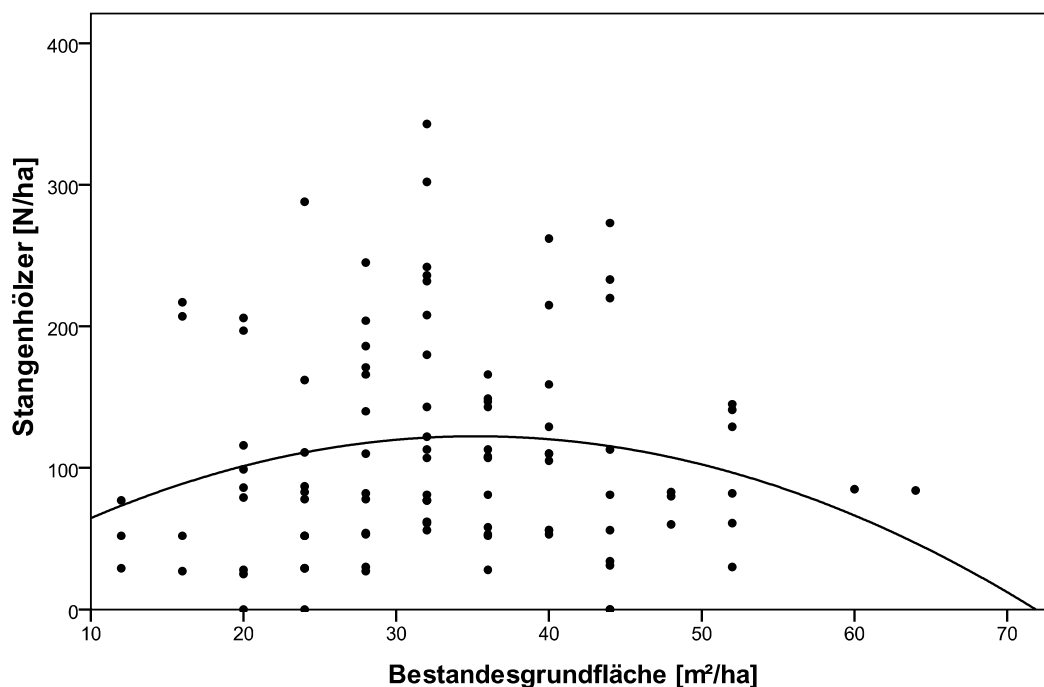


Abb. 24: Verteilungsmuster der Stangenhölzer der Artengruppe 2 in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche (die Kurve ergibt sich aus einem quadratischen Regressionsmodell).

Tab. 25: Stochastischer Zusammenhang zwischen Verjüngungszahl und Bestandesgrundfläche in den verschiedenen Entwicklungsphasen, dargestellt für Artengruppe 2.

		Regressionsparameter			
	Modell	α	β_1	β_2	r^2
Sämlinge	Quadratisch	-622,76	73,17	-0,977	0,06
Lohden	Quadratisch	343,35	11,37	-0,172	0,01
Heister	Quadratisch	88,09	14,36	-0,179	0,03
Stangenhölzer	Quadratisch	9,478	6,41	-0,091	0,03

Artengruppe 3 (lichtbedürftige Pionierbaumarten)

Die graphische Interpretation der Sämlingsverteilung von Artengruppe 3 lässt eine lineare Konzentration der Beobachtungen bei etwa 110 und 230 Sämlingen pro Hektar erkennen, die parallel zur Abszisse ausprägt ist (siehe Abb. 25). Die recht klare Abgrenzung der Punktwolken könnte durch die unterschiedliche Verjüngungsdynamik verschiedener Arten oder Gattungen innerhalb der Artengruppe 3 verursacht werden. Die vorliegenden Inventurdaten lassen in diesem Fall keine artenspezifische Analyse zur Prüfung dieser Vermutung zu. DAVIES und ASHTON (1999) konnten innerhalb der Gattung *Macaranga* Unterschiede in der Verjüngungsdynamik verschiedener Arten bestätigen. Auch in den anderen Entwicklungsphasen sind abgegrenzte Punktwolken klar zu erkennen. In der

Entwicklungsphase der Stangenhölzer befinden sie sich bei rund 28 und 55 Individuen pro Hektar (siehe Abb. 26). In allen Entwicklungsphasen weisen die Punktwolken auf eine zufällige Verteilung der Verjüngung hin, die entsprechend mit einem linearen Regressionsmodell abgebildet wird (vgl. VANCLAY, 1992b). Das Bestimmtheitsmaß von $r^2=0$ zeigt an, dass kein funktionaler Zusammenhang zwischen Verjüngungsanzahl und Bestandesgrundfläche besteht. Die statistischen Kennzahlen für alle Entwicklungsphasen sind in Tab. 26 zusammengefasst.

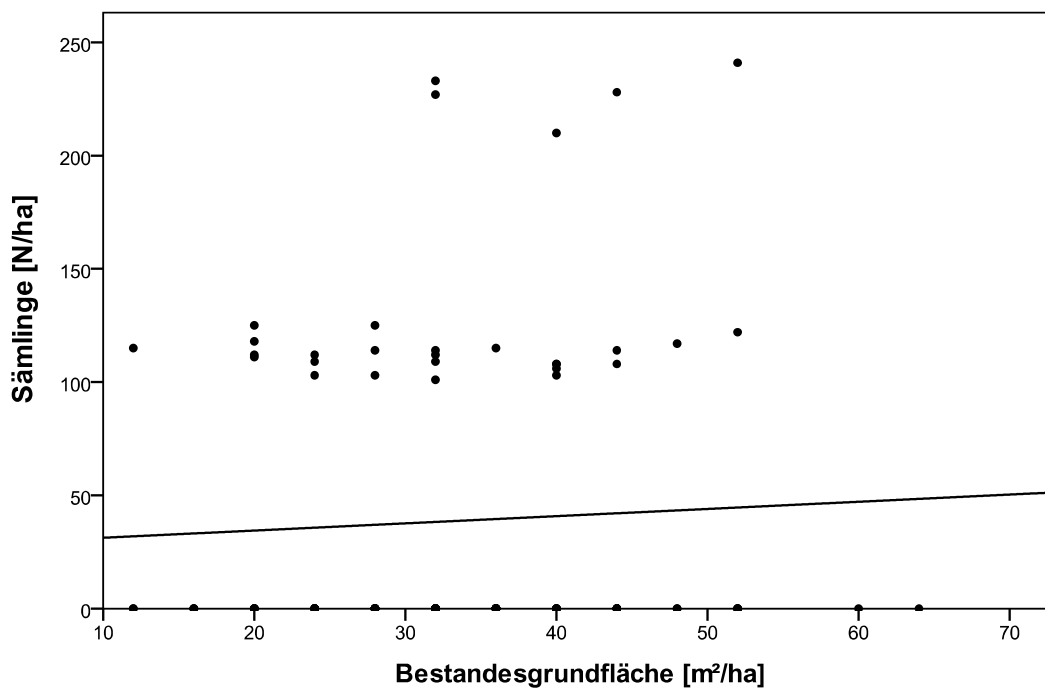


Abb. 25: Verteilungsmuster der Sämlinge der Artengruppe 3 in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche (die Gerade ergibt sich aus einer linearen Regression).

Tab. 26: Stochastischer Zusammenhang zwischen Verjüngungszahl und Bestandesgrundfläche in den verschiedenen Entwicklungsphasen, dargestellt für Artengruppe 3.

	Modell	Regressionsparameter			r^2
		α	β_1	β_2	
Sämlinge	Linear	28,06	0,318	-	0
Lohden	Linear	71,37	-0,763	-	0,01
Heister	Linear	21,63	0,048	-	0
Stangenhölzer	Linear	2,96	0,103	-	0

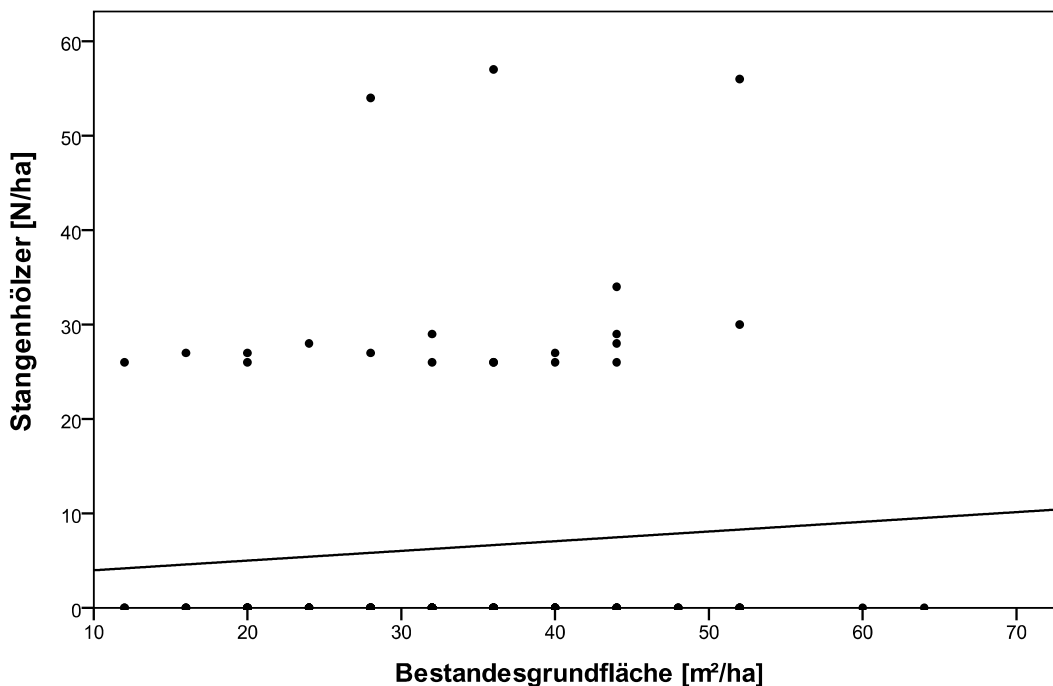


Abb. 26: Verteilungsmuster der Stangenhölzer der Artengruppe 3 in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche (die Gerade ergibt sich aus einer linearen Regression).

Artengruppe 4 (schattentolerante Baumarten der Unterschicht)

Die Sämlingsverteilung der Artengruppe 4 ähnelt derjenigen von Artengruppe 2. Daher wird zur Beschreibung des Verteilungsmusters ebenfalls ein quadratisches Regressionsmodell gewählt. Die daraus resultierende Regressionskurve entspricht der Form einer nach unten geöffneten Parabel (siehe Abb. 27) und entspricht damit der hypothetisch erwarteten Verteilung für schattentolerante Arten. Eine vergleichbare Verteilung weisen die Stangenhölzer auf, während hingegen das Muster der Lohden und Heister einer nach oben geöffneten Normalparabel entspricht, wie es von ROSE (2000) im Fall der Verjüngung intermediärer Arten beschrieben wird (siehe Abb. 15). In allen Fällen liegt das Bestimmtheitsmaß verhältnismäßig niedrig (siehe Tab. 27).

Tab. 27: Stochastischer Zusammenhang zwischen Verjüngungszahl und Bestandesgrundfläche in den verschiedenen Entwicklungsphasen, dargestellt für Artengruppe 4.

	Modell	Regressionsparameter			r^2
		α	β_1	β_2	
Sämlinge	Quadratisch	-45,14	17,48	-0,228	0,01
Lohden	Quadratisch	310,29	-9,34	0,119	0
Heister	Quadratisch	413,54	-19,55	0,289	0,08
Stangenhölzer	Quadratisch	1,319	1,726	-0,018	0,02

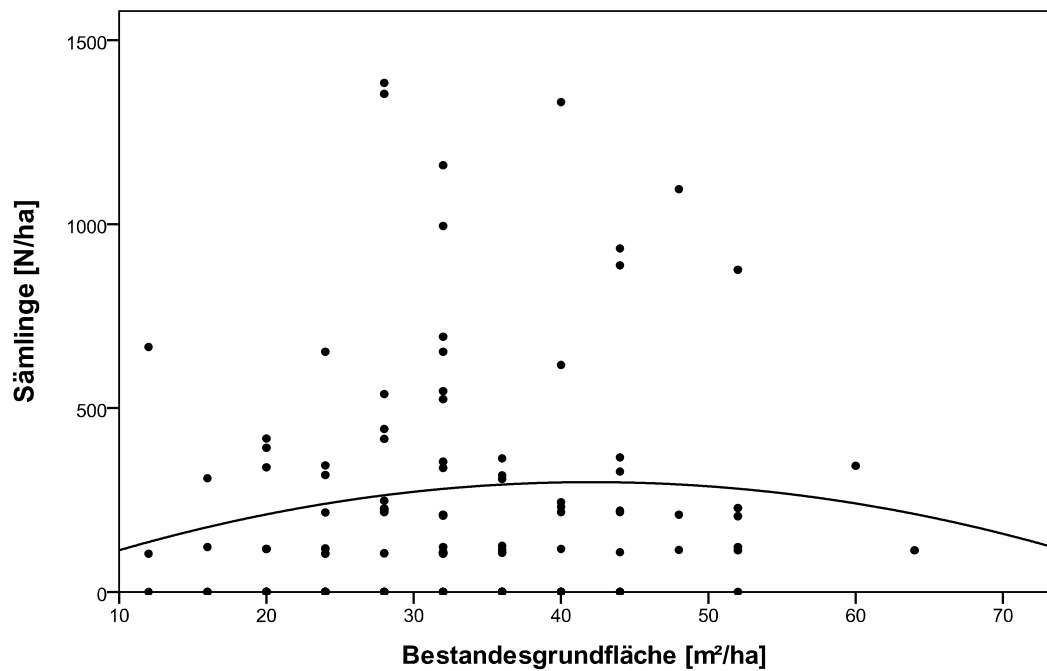


Abb. 27: Verteilungsmuster der Sämlinge der Artengruppe 4 in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche (die Kurve ergibt sich aus einem quadratischen Regressionsmodell).

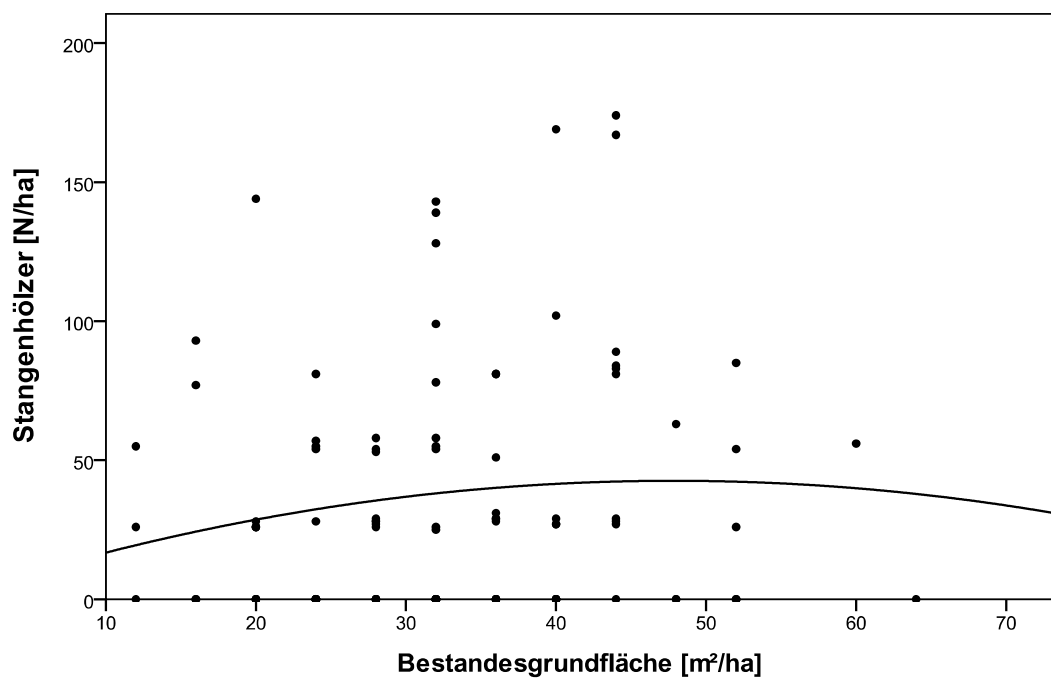


Abb. 28: Verteilungsmuster der Stangenhölzer der Artengruppe 4 in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche (die Kurve ergibt sich aus einem quadratischen Regressionsmodell).

INTRASPEZIFISCHE VERTEILUNGSMUSTER

VANCLAY (1992b) berücksichtigt in seinem Ansatz zur Verjüngungsmodellierung auch die relative Dominanz einer Art im Oberstand ($BHD \geq 10$ cm). In diesem Abschnitt werden daher die Ergebnisse zum funktionalen Zusammenhang zwischen dem gleichzeitigen Vorkommen einer Artengruppe in der Verjüngung und im Oberstand vorgestellt.

Artengruppe 1 (vorherrschende schattentolerante Baumarten)

Die Verteilung der Sämlinge der Artengruppe 1 in Korrelation zur Grundfläche derselben Artengruppe (siehe Abb. 29) entspricht dem Verteilungsmuster der Sämlinge der Artengruppe 1 in Korrelation zur gesamten Bestandesgrundfläche (s.o.). Angesichts der Tatsache, dass der Baumbestand der Artengruppe 1 in den inventarisierten Flächen einen Anteil von 83% an der Bestandesgrundfläche ausmacht, kann eine ähnlich ausgeprägte Verteilung erwartet werden. Auch die Verjüngung in den Entwicklungsphasen der Lohden und Heister weist eine unabhängig von der Dominanz der Artengruppe 1 auftretende Verteilung auf, während hingegen die Stangenhölzer eine quadratische Verteilungstendenz aufweisen (siehe Abb. 30). Das Ergebnis der Regressionsuntersuchungen ist in Tab. 28 zusammengefasst. In keinem der untersuchten Entwicklungsstadien weist das Bestimmtheitsmaß auf einen funktionalen Zusammenhang zwischen Verjüngungszahl und Grundfläche derselben Artengruppe hin.

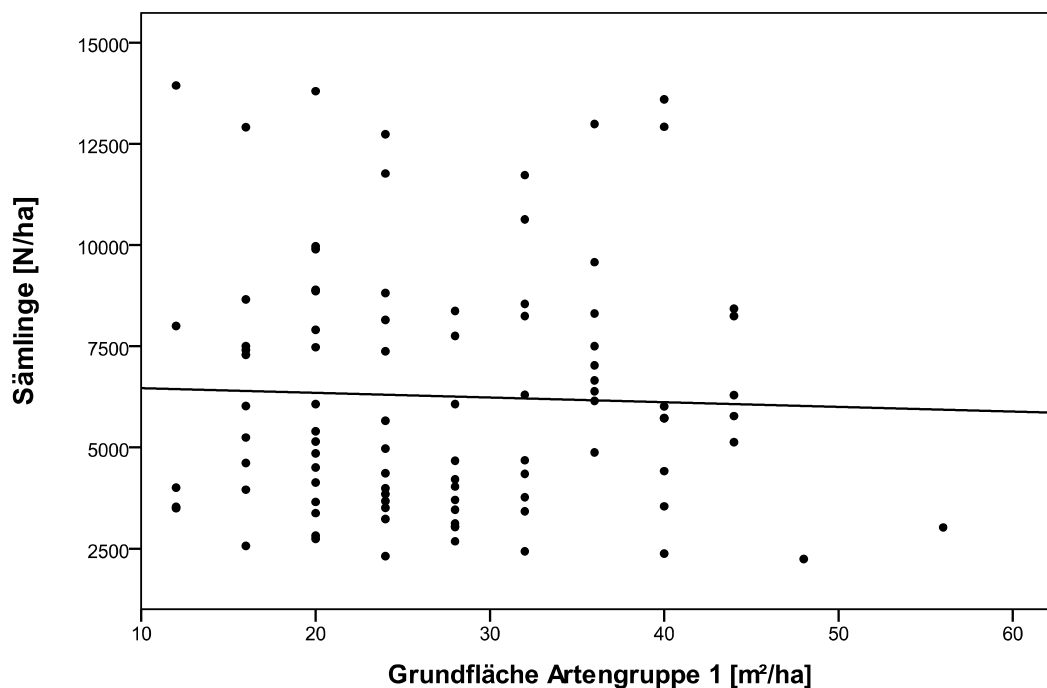


Abb. 29: Verteilungsmuster der Sämlinge der Artengruppe 1 in Abhängigkeit von der Grundfläche selbiger Artengruppe (die Gerade ergibt sich aus einer linearen Regression).

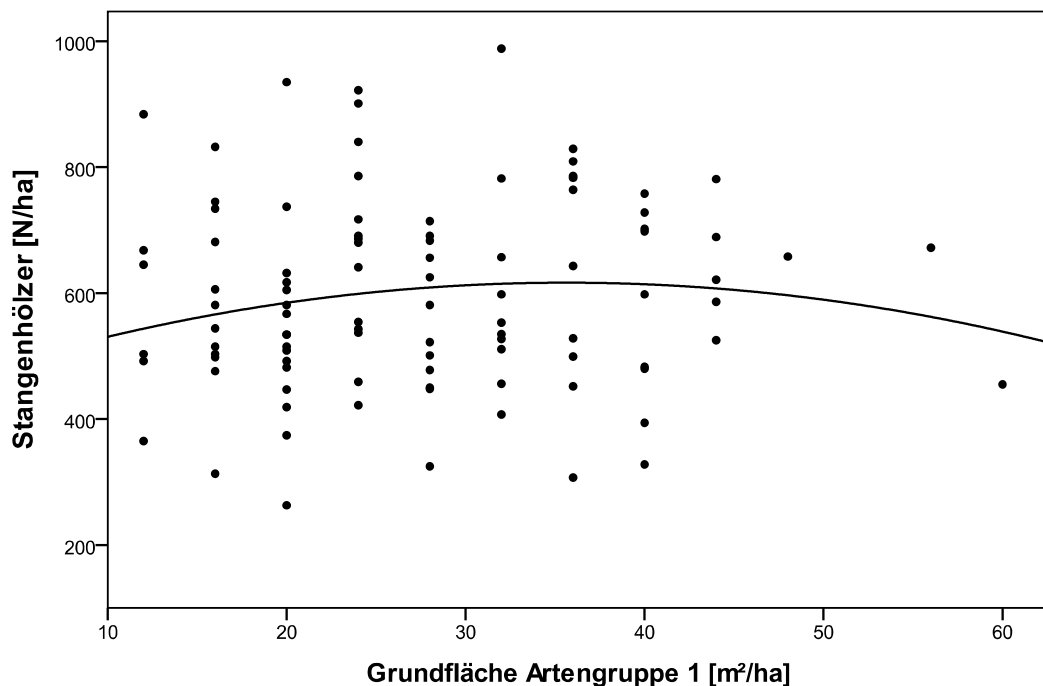


Abb. 30: Verteilungsmuster der Stangenhölzer der Artengruppe 1 in Abhängigkeit von der Grundfläche selbiger Artengruppe (die Kurve ergibt sich aus einem quadratischen Regressionsmodell).

Tab. 28: Stochastischer Zusammenhang zwischen Verjüngungszahl und Grundfläche derselben Artengruppe in den verschiedenen Entwicklungsphasen, dargestellt für Artengruppe 1.

		Regressionsparameter			
	Modell	α	β_1	β_2	r^2
Sämlinge	Linear	6579,98	-11,56	-	0
Lohden	Linear	4665,26	4,69	-	0
Heister	Linear	2343,16	-3,14	-	0
Stangenhölzer	Quadratisch	450,45	9,32	-0,131	0,03

Artengruppe 2 (schattentolerante Baumarten der oberen Kronenschicht)

Die Anzahl der Verjüngung der Artengruppe 2 steigt mit zunehmender Dominanz der Artengruppe im Bestand leicht an (dargestellt für die Sämlinge und Stangenhölzer in Abb. 31 und Abb. 32). Dies deutet auf einen stochastischen Zusammenhang zwischen dem Auftreten der Art in der Verjüngung und im Oberstand hin, ohne dass das Bestimmtheitsmaß diesen als statistisch signifikant bestätigt (siehe Tab. 29).

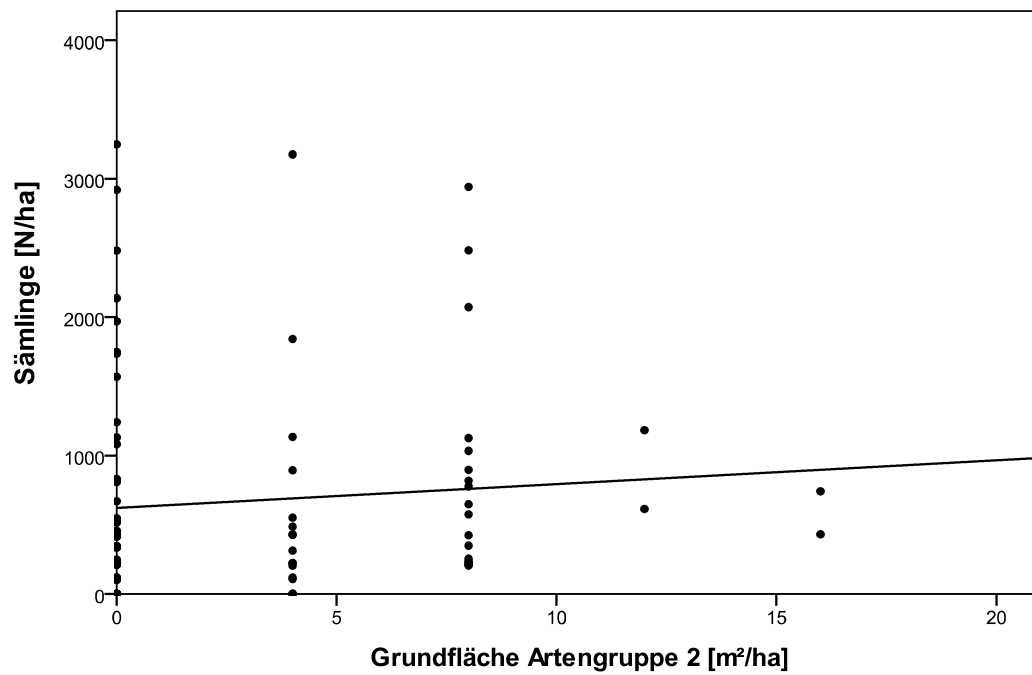


Abb. 31: Verteilungsmuster der Sämlinge der Artengruppe 2 in Abhängigkeit von der Grundfläche selbiger Artengruppe (die Gerade ergibt sich aus einer linearen Regression).

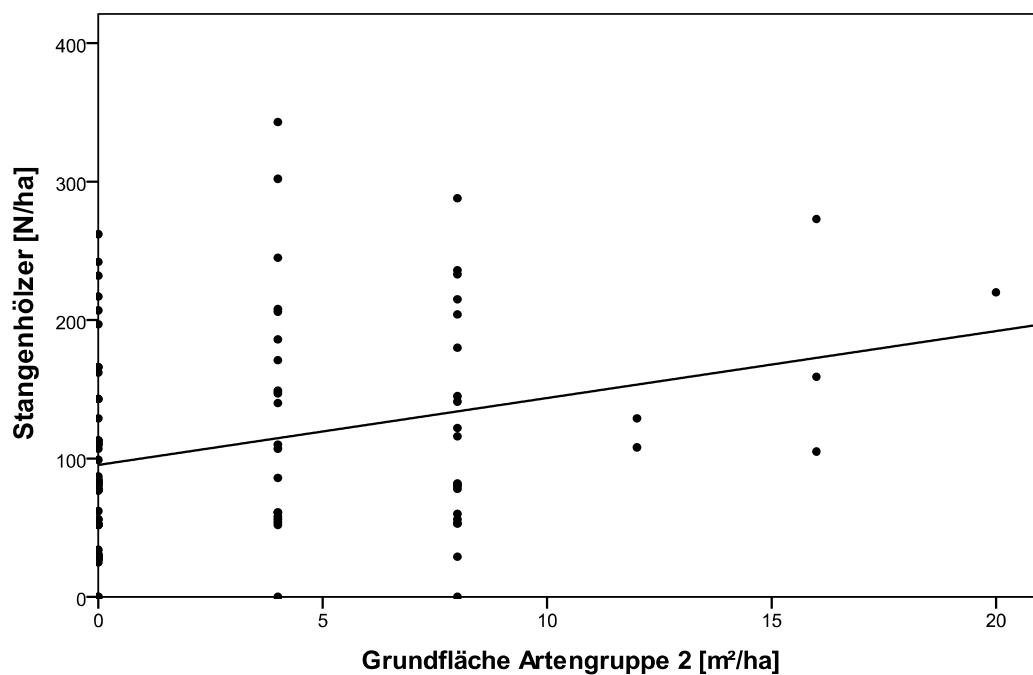


Abb. 32: Verteilungsmuster der Stangenhölzer der Artengruppe 2 in Abhängigkeit von der Grundfläche selbiger Artengruppe (die Gerade ergibt sich aus einer linearen Regression).

Tab. 29: *Stochastischer Zusammenhang zwischen Verjüngungszahl und Grundfläche derselben Artengruppe in den verschiedenen Entwicklungsphasen, dargestellt für Artengruppe 2.*

	Modell	Regressionsparameter			r^2
		α	β_1	β_2	
Sämlinge	Linear	621,35	17,21	-	0,01
Lohden	Linear	443,95	12,09	-	0,04
Heister	Linear	332,31	4,21	-	0,01
Stangenhölzer	Linear	95,08	5,09	-	0,08

Artengruppe 3 (lichtbedürftige Pionierbaumarten)

Die Sämlingsverteilung der Artengruppe 3 zeigt wie zuvor zwei klar abgrenzbare Punktwolken in Abhängigkeit von der Grundfläche (siehe Abb. 33). Eine Punktwolke liegt bei einem Wert von ca. 110 Sämlingen pro ha, die andere bei ca. 230 Sämlingen pro ha. Auffallend ist, dass die absolut größte Anzahl an Sämlingen der Artengruppe 3 in Flächen inventarisiert wurde, in denen keine Individuen derselben Artengruppe mit einem $BHD \geq 10$ cm vorhanden sind (abgetragen auf der Ordinate). Da einige Pionierbaumarten jedoch schon ab einem BHD von 1 cm mannbar sind (DAVIES und ASHTON, 1999), könnte eine stochastische Beziehung aufgrund der gewählten Inventurmethode für den Oberstand (Winkelzählprobe) in dieser Untersuchung unentdeckt bleiben. In den Entwicklungsphasen der Lohden, Heister und Stangenhölzer weist die Verjüngung das gleiche Verteilungsmuster auf, wie in Korrelation zur gesamten Bestandesgrundfläche (s.o.). Beispielhaft ist dieses Muster für die Stangenhölzer in Abb. 34 dargestellt. Das Bestimmtheitsmaß bestätigt die zufällige Verteilung der Beobachtungen (siehe Tab. 30).

Tab. 30: *Stochastischer Zusammenhang zwischen Verjüngungszahl und Grundfläche derselben Artengruppe in den verschiedenen Entwicklungsphasen, dargestellt für Artengruppe 3.*

	Modell	Regressionsparameter			r^2
		α	β_1	β_2	
Sämlinge	Linear	40,77	-1,09	-	0,01
Lohden	Linear	49,37	-1,91	-	0,01
Heister	Linear	20,90	1,40	-	0,02
Stangenhölzer	Linear	6,50	-0,09	-	0

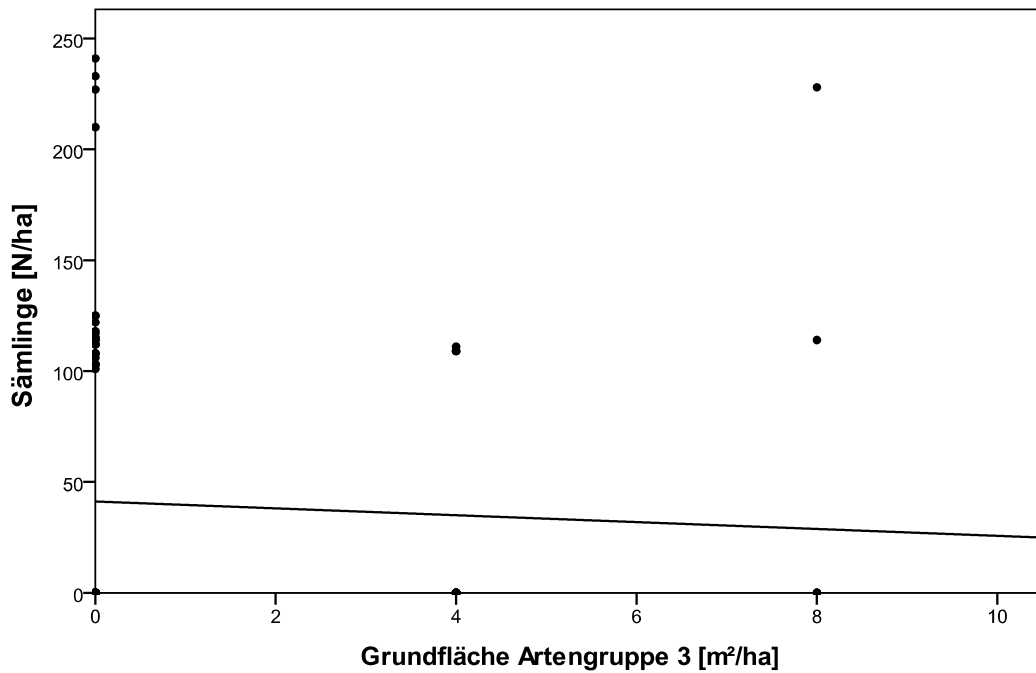


Abb. 33: Verteilungsmuster der Sämlinge der Artengruppe 3 in Abhängigkeit von der Grundfläche selbiger Artengruppe (die Gerade ergibt sich aus einer linearen Regression).

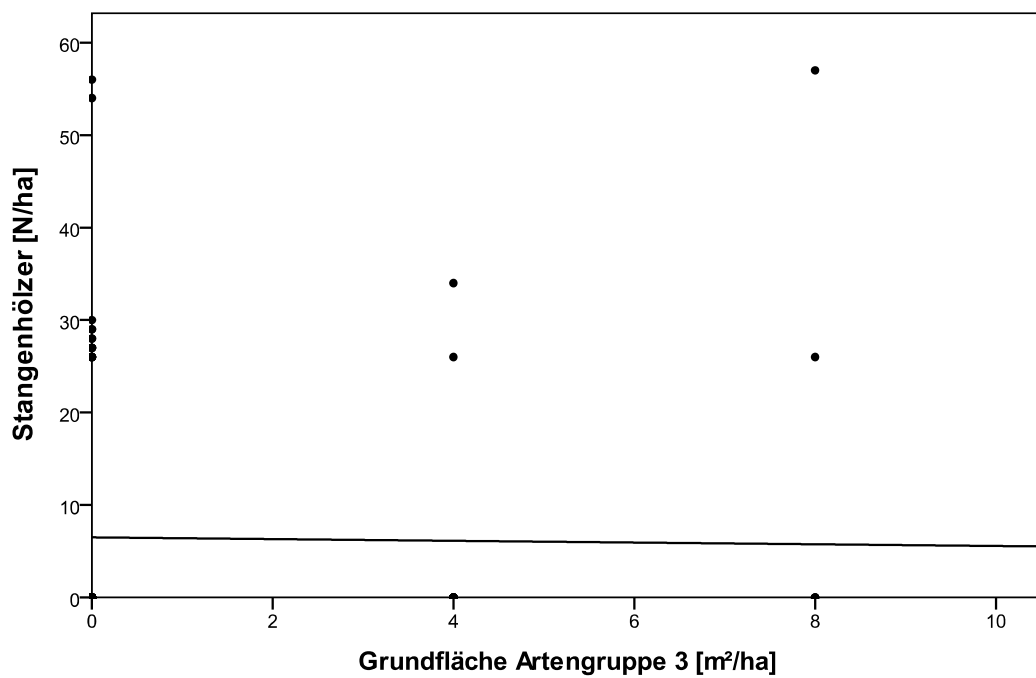


Abb. 34: Verteilungsmuster der Stangenhölzer der Artengruppe 3 in Abhängigkeit von der Grundfläche selbiger Artengruppe (die Gerade ergibt sich aus einer linearen Regression).

Artengruppe 4 (schattentolerante Baumarten der Unterschicht)

Die Verjüngung der Artengruppe 4 weist in Korrelation zur artengruppeneigenen Grundfläche eine zufällig Verteilung auf (dargestellt für die Sämlinge in Abb. 35 und für die Stangenhölzer in Abb. 36). In allen Entwicklungsphasen verläuft die Regressionsgerade nahezu parallel zur Abszisse und bestätigt damit zusammen mit dem durchgängigen Bestimmtheitsmaß von $r^2=0$ die stochastische Unabhängigkeit der beiden Parameter. Auffällig ist, dass die absolut größte Anzahl an Individuen in Flächen inventarisiert wurde, in denen keine Individuen derselben Artengruppe mit einem BHD ≥ 10 cm vorhanden sind (abgetragen auf der Ordinate). Tab. 31 fasst die Regressionsparameter für alle Entwicklungsphasen zusammen. Wie im Fall der Pionierbaumarten könnte auch hier die Erfassung des Oberstandes per Winkelzählprobe dazu geführt haben, dass ein erheblicher Anteil der musterprägenden Strukturelemente des Bestandes (Bäume der Unterschicht mit einer Höhe von 1,3-15 m) in der Inventur nicht erfasst wurde.

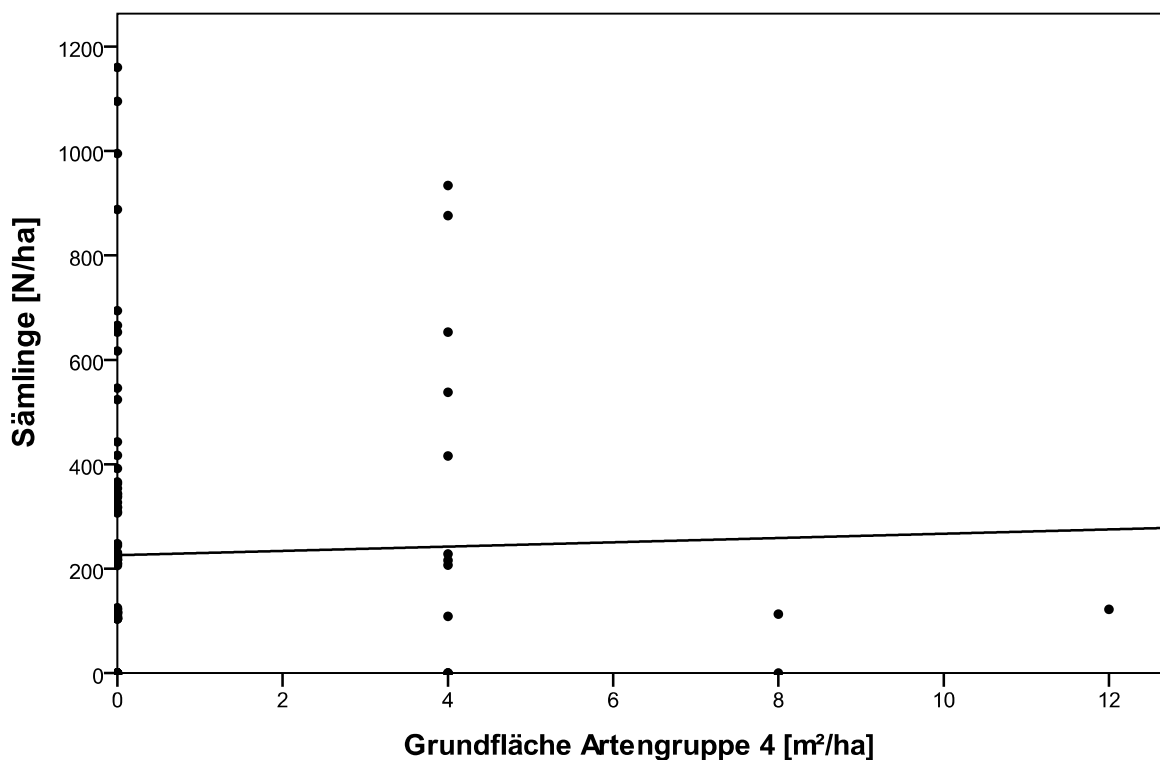


Abb. 35: Verteilungsmuster der Sämlinge der Artengruppe 4 in Abhängigkeit von der Grundfläche selbiger Artengruppe (die Gerade ergibt sich aus einer linearen Regression).

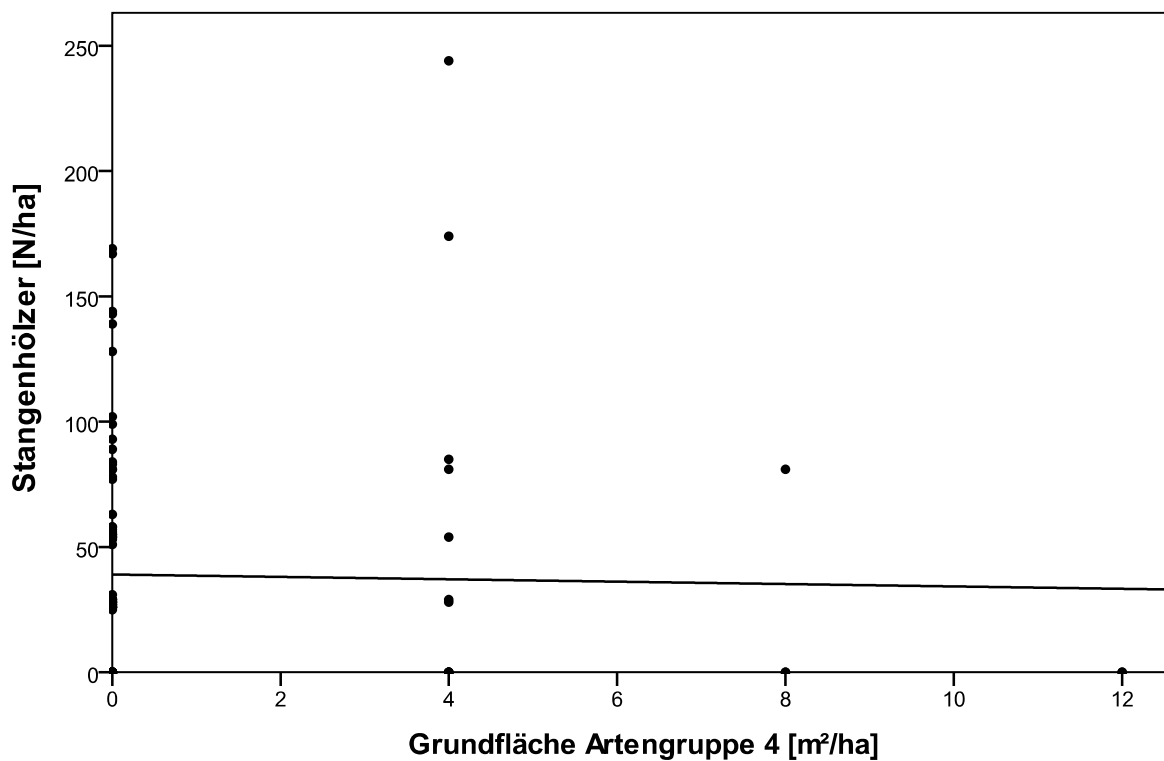


Abb. 36: Verteilungsmuster der Stangenhölzer der Artengruppe 4 in Abhängigkeit von der Grundfläche selbiger Artengruppe (die Gerade ergibt sich aus einer linearen Regression).

Tab. 31: Stochastischer Zusammenhang zwischen Verjüngungszahl und Grundfläche derselben Artengruppe in den verschiedenen Entwicklungsphasen, dargestellt für Artengruppe 4.

		Regressionsparameter			
	Modell	α	β_1	β_2	r^2
Sämlinge	Linear	223,30	10,38	-	0,08
Lohden	Linear	147,05	-1,86	-	0
Heister	Linear	103,07	12,30	-	0,09
Stangenhölzer	Linear	37,44	-0,26	-	0

Verteilungsmuster und Mutterbäume

Im Folgenden wird dargestellt, ob sich anhand der Inventurdaten aus der Deramakot Forstreserve ein Zusammenhang zwischen der Anzahl der Mutterbäume und der Anzahl der Verjüngung auf gleicher Fläche herleiten lässt. Der Fokus der Untersuchung liegt dabei auf der Artengruppe 1, da sie im Bestand mit einem Anteil von 83% an der Bestandesgrundfläche und einem Anteil von 87% an der Anzahl der Verjüngung klar dominiert (siehe Tab. 32). Aufgrund der Literaturangaben zur Mannbarkeit der Dipterocarpaceen (vgl. NG, 1966; WEIDELT, 1996) werden dazu alle Bäume mit einem BHD ≥ 40 cm als potentielle

Mutterbäume angesehen. Zur Untersuchung der Assoziation der anderen Artengruppen liegen nicht genügend Inventurdaten vor.

Tab. 32: *Beteiligung der verschiedenen Artengruppen am Bestand und an der Verjüngung im Sämlingsstadium.*

Artengruppe	Anteil am Oberstand [% der Grundfläche]	Anteil an den Sämlingen [% von N]
1	83	87
2	10	9
3	5	1
4	2	3

Tab. 33 beinhaltet eine Übersicht von Aufnahmeflächen mit und ohne potentielle Mutterbäume und der mittleren Anzahl der pro Aufnahmefläche auftretenden Verjüngung für die verschiedenen Entwicklungsphasen. Ein Vergleich der Daten anhand eines t-Tests (Konfidenzbereich 95%) zeigt keinen signifikanten Unterschied in der Verjüngungszahl zwischen Aufnahmeflächen mit und ohne potentielle Mutterbäume.

Tab. 33: *Quantitativer Vergleich von Aufnahmeflächen [N] mit und ohne potentielle Mutterbäume der Artengruppe 1 mit der mittleren Anzahl [N] der pro Aufnahmefläche auftretenden Verjüngung in den verschiedenen Entwicklungsphasen.*

	Aufnahme- flächen	Sämlinge	Lohden	Heister	Stangen- hölzer
ohne Bäume BHD \geq 40 cm	5	4.711	4.244	2.312	528
mit Bäumen BHD \geq 40 cm	95	7.435	5.689	2.255	596

Die Korrelation zwischen der Verjüngung und der Dominanz der Bäume der Artengruppe 1 mit einem BHD \geq 40 cm wird zudem anhand einer linearen Regression geprüft. In allen Entwicklungsphasen ist eine homogene Verteilung der Beobachtungen über den gesamten Grundflächenbereich zu erkennen (siehe Abb. 37 und Abb. 38). Damit ist kein funktionaler Zusammenhang zwischen den beiden Parametern erkennbar (siehe Tab. 34).

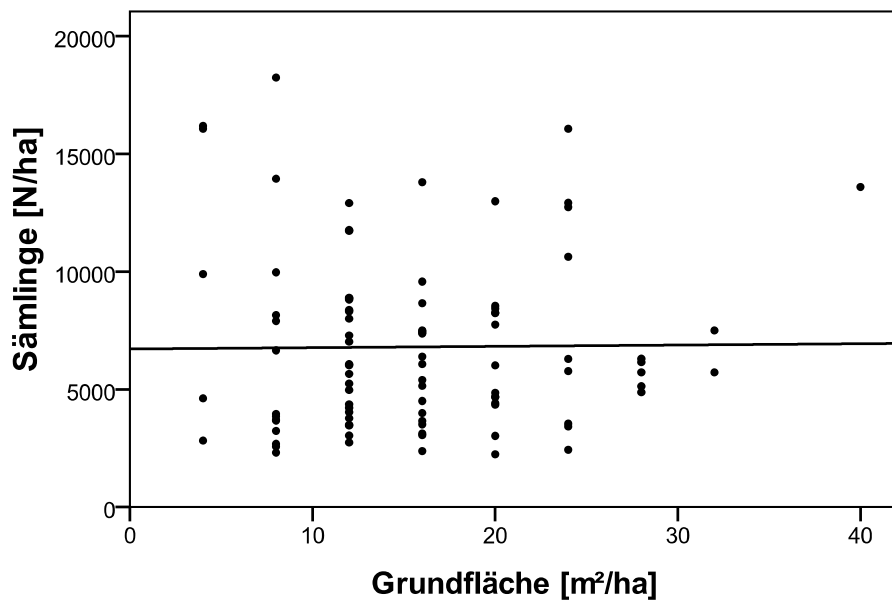


Abb. 37: Verteilungsmuster der Sämlinge der Artengruppe 1 in Abhängigkeit von der Grundfläche der Bäume mit einem BHD ≥ 40 cm selbiger Artengruppe (die Gerade ergibt sich aus einer linearen Regression).

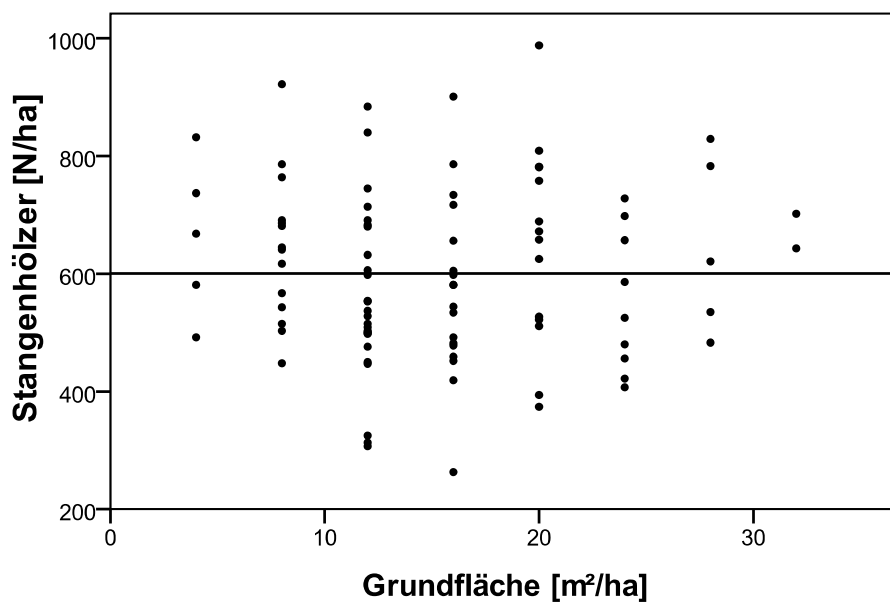


Abb. 38: Verteilungsmuster der Stangenhölzer der Artengruppe 1 in Abhängigkeit von der Grundfläche der Bäume mit einem BHD ≥ 40 cm selbiger Artengruppe (die Gerade ergibt sich aus einer linearen Regression).

Tab. 34: Stochastischer Zusammenhang zwischen Verjüngungszahl von Artengruppe 1 und der Grundfläche der emergenten Bäume ($BHD \geq 40$ cm) derselben Artengruppe in den verschiedenen Entwicklungsphasen.

	Modell	Regressionsparameter			
		α	β_1	β_2	r^2
Sämlinge	Linear	6714,27	5,57	-	0
Lohden	Linear	4654,11	17,75	-	0
Heister	Linear	2132,57	7,73	-	0,01
Stangenhölzer	Linear	600,21	0,010	-	0

Weder der t-Test noch die Regressionsanalyse führen anhand der gewählten Parameter zu einem eindeutigen Ergebnis. Daher wird die Hypothese von der Assoziation zwischen Verjüngung und Oberstand anhand des **Assoziationsindex** nach FAGER (1957) sowie FAGER und McGOWAN (1963) überprüft.

Die Assoziationsindices für die vier Artengruppen (siehe Tab. 36) sind auf Grundlage der Kontingenztabelle in Tab. 35 ermittelt worden. Sowohl der Assoziationsindex nach FAGER (1957) mit einem Wert von 0,974 als auch der Assoziationsindex nach FAGER und McGOWAN (1963) mit einem Wert von 0,923 weisen auf eine hohe positive Assoziation zwischen Sämlingen und Mutterbäumen der Artengruppe 1 hin. Die niedrigen Assoziationsindices für Sämlinge und Mutterbäume der Artengruppe 3 deuten darauf hin, dass keine Assoziation besteht. Eine schwache positive Assoziation besteht zwischen den Sämlingen und Mutterbäumen der Artengruppen 2 und 4. Die entsprechenden Assoziationsindices liegen oberhalb des von LOEB et al. (1983) für kleine Populationen vorgeschlagenen Grenzwertes von 0,3. Legt man den üblichen Grenzwert von 0,5 zugrunde, wird lediglich für Artengruppe 1 eine positive Assoziation zwischen Sämlingen und Mutterbäumen festgestellt. Wie zuvor gilt auch für diese Untersuchung die Einschränkung, dass der Oberstand im Fall der Artengruppen 3 und 4 aufgrund der Winkelzählprobe nicht vollständig erfasst wurde und die hergeleitete Assoziation damit mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet ist.

Tab. 35: Kontingenztabelle zur Prüfung der Signifikanz einer Assoziation zwischen Mutterbäumen und Sämlingen der verschiedenen Artengruppen (AG).

AG 1		Mutterbäume		Σ
		+	-	
Sämlinge	+	95	0	95
	-	5	0	5
Σ		100	0	100

AG 2		Mutterbäume		Σ
		+	-	
Sämlinge	+	19	0	19
	-	71	10	81
Σ		90	10	100

AG 3		Mutterbäume		Σ
		+	-	
Sämlinge	+	3	7	10
	-	27	63	90
Σ		30	70	100

AG 4		Mutterbäume		Σ
		+	-	
Sämlinge	+	13	3	16
	-	56	28	84
Σ		69	31	100

Tab. 36: Grad der Assoziation zwischen Mutterbäumen und Sämlingen für die vier funktionalen Artengruppen.

Artengruppe	Assoziationsindex nach FAGER (1957)	Assoziationsindex nach FAGER und McGOWAN (1963)
1	0,974**	0,923**
2	0,349*	0,335*
3	0,150	0,015
4	0,306*	0,266*

** = hohe Assoziation

* = schwache Assoziation

4.1.3 Optionen zur Dynamisierung des Verjüngungsmodells

Zeitliche Muster

Die Ergebnisse phänologischer Studien enthalten zahlreiche Hinweise zu zeitlichen Mustern in der Reproduktionsbiologie der wichtigsten Baumarten im Dipterocarpaceenwald. So weisen die Klimaxbaumarten, und hier speziell die Dipterocarpaceen, eine ausgeprägte Periodizität in der Fruktifikation auf, während die Pionierbaumarten nahezu regelmäßig in Blüte stehen. Grundsätzlich lassen sich diese Muster in einem dynamischen Einwuchsmodell über einen entsprechend ausgelegten zeitlichen Zufallsgenerator abbilden. Zudem wird von einer Überlagerung der Überlebensdauer der Sämlinge der Klimaxbaumarten mit dem zeitlichen Intervall der Fruktifikation berichtet. Das Muster, welches sich daraus ergibt ist in Abb. 39 vereinfacht dargestellt. Die durchgezogene Linie stellt dabei das langfristige Mittel der Sämlingsabundanz dar. Dieser Mittelwert repräsentiert das Reservoir an Sämlingen welches im Dipterocarpaceenwald in den untersuchten Beständen ständig in Wartestellung verfügbar ist. Das Vorkommen einer ständigen Sämlingsbank im Dipterocarpaceenwald wird durch die Analyse der Inventurdaten bestätigt. Die ausgewerteten Felddaten unterstützen auch die Literaturhinweise auf eine Samenbank der Pionierbaumarten. Das in FORMIX 3-Q implementierte Verjüngungsmodell mit einem jährlich konstanten Einwuchs ("CONSTANT-Methode") erfordert daher in Bezug auf die Abbildung der zeitlichen Muster in der Verjüngungsdynamik des Dipterocarpaceenwaldes keine weiteren Modifikationen.

In den Fällen, in denen die Abbildung zeitlicher Muster im Einwuchsmodell erforderlich ist, sollte zur exakten Abbildung der Chronologie ein Verzögerungsfaktor für jede Artengruppe integriert werden, der den Zeitraum zwischen Fruktifikationsereignis bzw. Freistellung und dem Einwuchs in das Modell berücksichtigt. Die ist besonders in den Szenarien erforderlich, in denen zu bestimmten Zeitpunkten wachstumsstimulierende Maßnahmen (Durchforstung, Holzernte) oder Pflanzungen simuliert werden. Der Verzögerungsfaktor lässt sich anhand der in der Literatur verfügbaren Wachstumsraten mathematisch herleiten. So ist beispielsweise von den Dipterocarpaceen bekannt, dass sie rund 18 Monate benötigen, um ihre Etablierungshöhe von rund 1,5 m zu erreichen. Nach einer Freistellung weisen sie ein jährliches Höhenwachstum von bis zu 1,5 m sowie einen jährlichen Durchmesserzuwachs bis zu $1,9 \text{ cm a}^{-1}$ auf. Ein derartiger zeitlicher Verzögerungsfaktor ist beispielsweise in das Regenwaldmodell SYMFOR integriert (PHILLIPS et al., 2003).

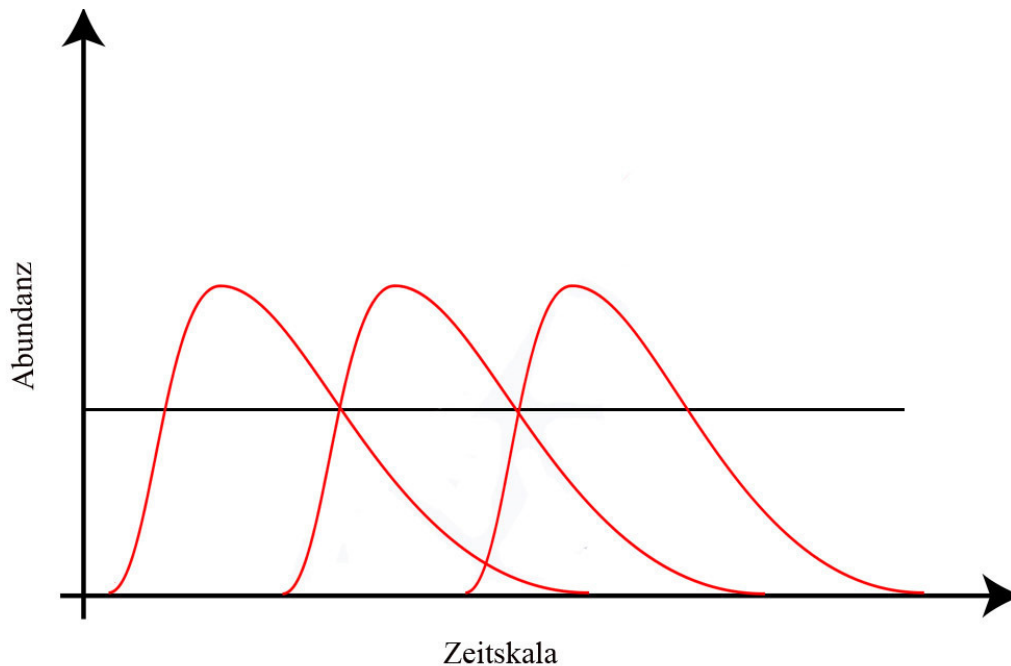


Abb. 39: Schematische Darstellung der Sämlingsabundanz der Klimaxbaumarten in einem streng periodischen Fruktifikationszyklus. Die durchgezogene Linie markiert den langfristigen Mittelwert.

Räumliche Muster

Die Literaturinformationen bestätigen einen begrenzten Verbreitungsradius der relativ schwergewichtigen Dipterocarpaceensamen um die Mutterbäume, da deren Verbreitung rein anemochor erfolgt (vgl. SEIDLER und PLOTKLIN, 2006). Die genaue Ausprägung der daraus resultierenden Muster ist jedoch nicht abschließend geklärt und Gegenstand verschiedener, teils widersprüchliche Theorien (vgl. JANZEN, 1970; CONNELL, 1971; HUBBEL, 1980; McCANNY, 1985). Vereinfacht gehen CLARK et al. (1999) und HERLING (2005) davon aus, dass die Muster in der Samenausbreitung in der Regel einer Log-Normalen Verteilung entsprechen. KÖHLER (2000) hat dementsprechend das Verteilungsmuster der Samen im einzelbaumorientierten Waldwachstumsmodell FORMIND 2.0 über eine Gaußschen Verteilungsfunktion in Abhängigkeit von der Entfernung zur Samenquelle abgebildet. Eine Berücksichtigung dieser kleinflächigen Muster lässt sich jedoch in FORMIX 3-Q als distanzunabhängigem Waldwachstumsmodell derzeit nicht umsetzen. Eine Verknüpfung der Anzahl der Samenquellen (Mutterbäumen) pro Flächeneinheit mit der Eintragshöhe der Samen ist hingegen möglich. Dies könnte prinzipiell über eine Modifikation des Eintrags in einen "seed pool" auf der gesamten Simulationsfläche von einem Hektar oder auf Ebene der Teilflächen ("patches") von 400 m² erfolgen. Die Auswertung der Inventurdaten aus der Deramakot Forstreserve brachte jedoch keine eindeutigen Ergebnisse zur Korrelation von Samenquellen und Sämlingsabundanz. Die Resultate der Assoziationsanalyse weisen zwar grundsätzlich auf einen Zusammenhang zwischen dem Auftreten der Mutterbäume und der Verjüngung der Klimaxbaumarten hin, doch kann dieser anhand der gewählten Methoden nicht quantifiziert werden. Solange keine Klarheit über die

tatsächliche Ausprägung der Muster in Abhängigkeit von den Mutterbäumen besteht, sollte auf deren modellhafte Abbildung verzichtet werden.

Hinweise aus der Praxis weisen zudem darauf hin, dass im Dipterocarpaceenwald unabhängig vom Vorkommen von Mutterbäumen innerhalb eines Bestandes von einer ständigen Verfügbarkeit einer ausreichenden Verjüngung der Klimaxbaumarten ausgegangen werden kann, so lange sich der Bestand in einer nicht fragmentierten Umgebung befindet (LIU und ASHTON, 1999; WEINLAND, mündl. Mitteilung). Zur Simulation von Beständen in einer stark fragmentierten Landschaft oder unter veränderten Umweltbedingungen können die Regenerationsraten über empirisch ermittelte Reduktionsfaktoren entsprechend modifiziert werden (vgl. KÖHLER et al., 2003; KÖHLER und HUTH, 2004).

Am Beispiel der Waldfragmentierung ergibt sich daraus folgende Beziehung:

$$E_{kal} = E_{pot} * R_{frag}$$

mit:

E_{kal} = kalibrierte Einwuchsrate

E_{pot} = potentielle Einwuchsrate

R_{frag} = empirisch ermittelter Reduktionsfaktor

Die Verjüngung der Pionierbaumarten im tropischen Feuchtwald tritt zwar häufig gruppenweise auf, ist aber weitgehend unabhängig von der Verteilung der Samenquellen. Demnach ist auch für diese Artengruppe keine modellhafte Abbildung von Verteilungsmustern in Abhängigkeit von Mutterbäumen erforderlich.

Die Verteilungsmuster der Sämlinge in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche sind in Abb. 40 für die vier untersuchten Artengruppen zusammenfassend dargestellt. Diese Muster lassen sich im Modell durch eine Verknüpfung der Einwuchsraten mit den entsprechenden Bestandesparametern auf einfache Weise abbilden. Dabei ist irrelevant ob das Modell das Wachstum der Bäume distanzabhängig oder distanzunabhängig simuliert.

Allgemein kann die Einwuchsrate der Verjüngung in das Modell anhand der folgenden Beziehung beschrieben werden:

$$E_{pat} = \sum_{j=1}^4 AG_j (G)$$

mit:

E_{pat} = musterabhängige Einwuchsrate

G = Bestandesgrundfläche in $m^2 ha^{-1}$

AG_j = Artengruppe $j=1, 2, 3, 4$

In der Simulation eines Dipterocarpaceenwaldes kann die Einwuchsrate der Sämlinge der Artengruppen 1 und 3 als Konstante angesehen werden, deren Höhe unabhängig von der Bestandesgrundfläche ist. Dies drückt sich durch den nahezu parallelen Verlauf der jeweiligen Regressionsfunktionen zur Abszisse aus. Die Sämlingsverteilung der Artengruppen 2 und 4

zeigt eine funktionale Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche, welche sich als Verteilungsmuster in Form einer nach unten offenen Parabel mit einem Scheitelpunkt zwischen 30 und 40 m² ha⁻¹ ausdrückt.

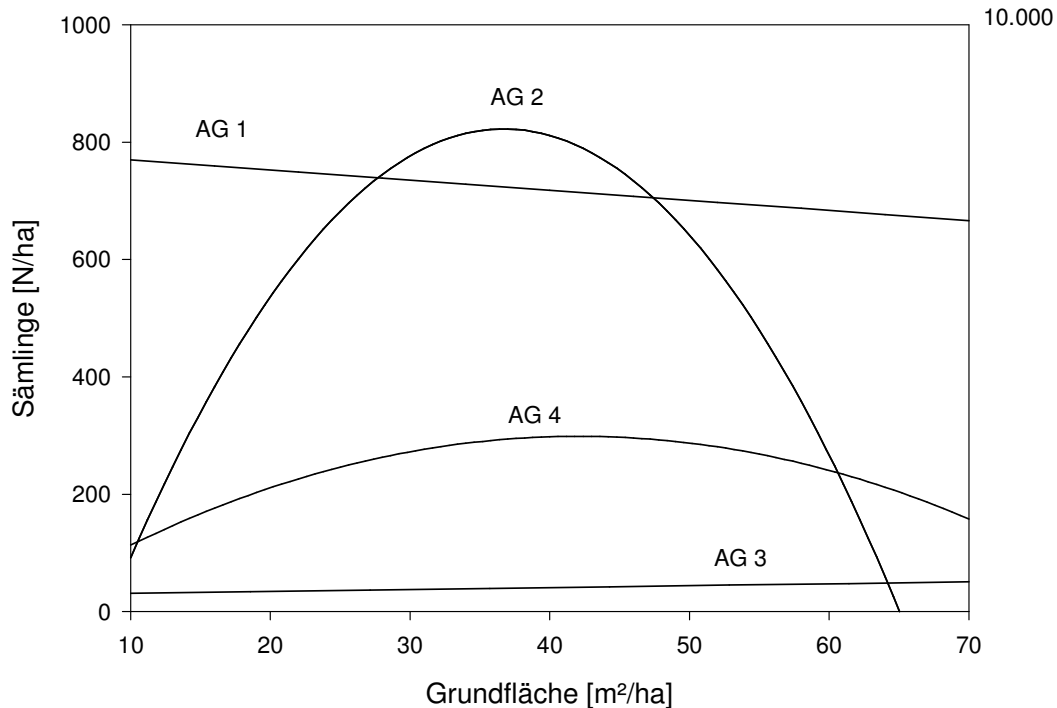


Abb. 40: Verteilungsmuster der Sämlinge in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche. Die Skalierung der Ordinate 1 gilt für Artengruppe (AG) 2, 3 und 4, die Skalierung der Ordinate 2 für Artengruppe 1.

In Abb. 41 werden die Verteilungsmuster der Stangenhölzer für die vier untersuchten Artengruppen dargestellt. Infolge der natürlichen Mortalität liegt die absolute Anzahl der Verjüngung in dieser Entwicklungsphase entsprechend niedriger als im Sämlingsstadium. Grundsätzlich haben sich die Verteilungsmuster für die Artengruppen 2, 3 und 4 nicht wesentlich verändert. Geändert haben sich jedoch das Muster der Artengruppe 1. Während die Verjüngung der Artengruppe 1 im Sämlingsstadium ein lineares Verteilungsmuster aufweist, ist im Stangenholzalter ein quadratisches Verteilungsmuster in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche zu erkennen. Damit spiegelt das Verteilungsmuster der Verjüngung in dieser Entwicklungsphase die autökologische Entwicklung der Klimaxbaumarten entsprechend der Arbeitshypothese wider.

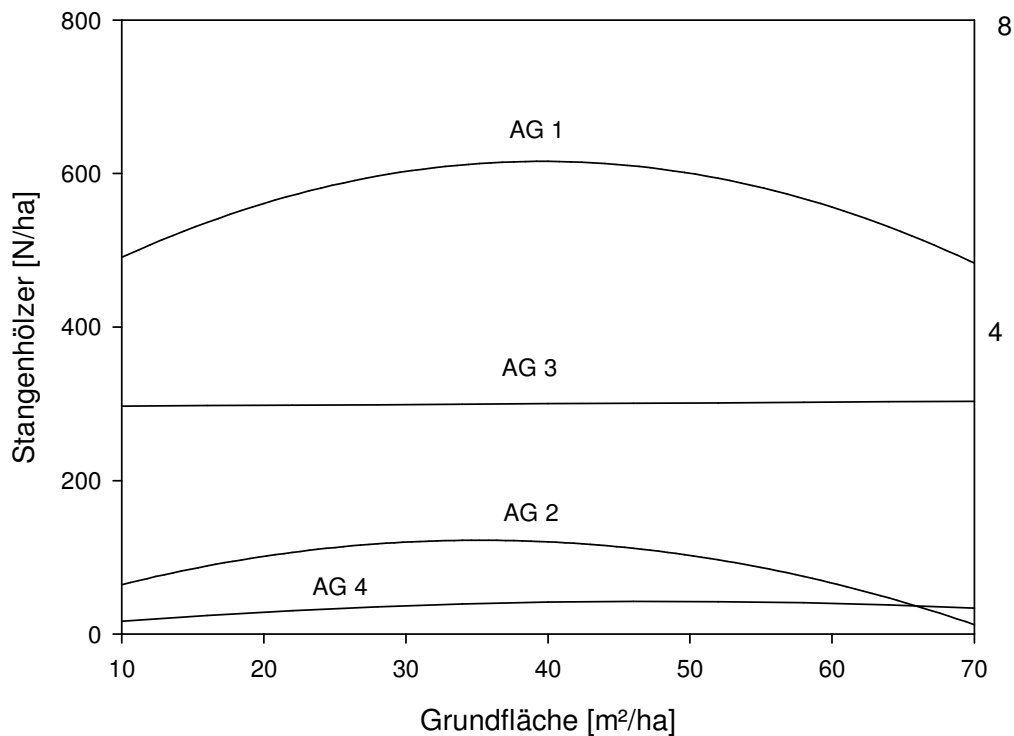


Abb. 41: Verteilungsmuster der Stangenhölzer in Abhängigkeit von der Bestandesgrundfläche. Die Skalierung der Ordinate 1 gilt für Artengruppe (AG) 1, 2 und 4, die Skalierung der Ordinate 2 für Artengruppe 3.

Zur Dynamisierung des Verjüngungsmodells von FORMIX 3-Q in der Deramakot-Parametrisierung sollten die Verteilungsmuster für die verschiedenen Artengruppen entsprechend der hier vorgestellten Ergebnisse im Modell abgebildet werden.

Je nach Verteilungsmuster lässt sich die musterabhängige Einwuchsrate über eine der folgenden Beziehungen herleiten:

- a) Lineares Verteilungsmuster

$$E_{pat} = \alpha + \beta * G$$

- b) Quadratisches Verteilungsmuster

$$E_{pat} = \alpha + \beta_1 * G + \beta_2 * G^2$$

jeweils mit:

E_{pat} = musterabhängige Einwuchsrate

α, β = empirische Regressionskoeffizienten

G = Bestandesgrundfläche in $m^2 ha^{-1}$

Die jeweiligen Regressionskoeffizienten finden sich für die verschiedenen Entwicklungsphasen der Verjüngung in Tab. 24, Tab. 25, Tab. 26 und Tab. 27. Aufgrund des kleinflächigen Mosaiks der auf der Fläche nebeneinander auftretenden Entwicklungsphasen

eines Bestandes (vgl. Abb. 42) sollte die Verknüpfung der Verteilungsfunktion mit der Bestandesgrundfläche nach Möglichkeit auf der Ebene der 400 m² großen Teilfläche ("patch") erfolgen.

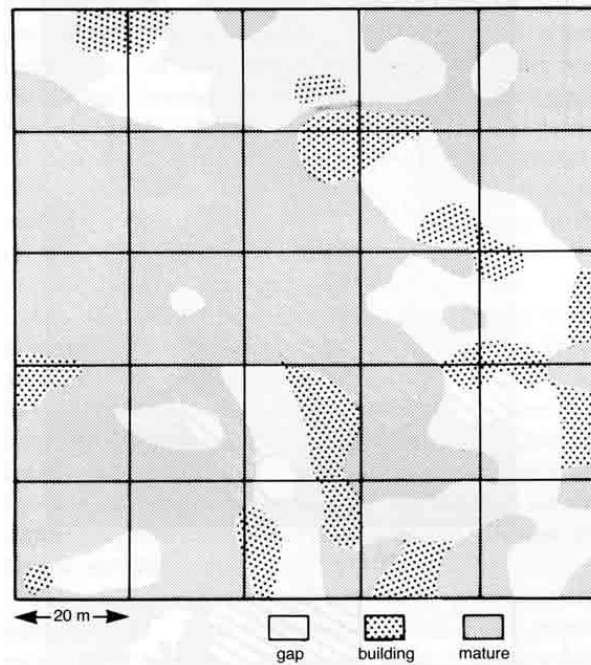


Abb. 42: Muster der kleinflächigen Entwicklungsphasen in einem tropischen Feuchtwald auf Sulawesi in Bezug zum Simulationsraster von FORMIX 3-Q (RICHARDS, 1996).

Einwuchsraten

Abschließend werden Empfehlungen zur Höhe der Einwuchsraten gegeben. Da aufgrund der hohen Anfangsmortalität der Verjüngung nicht mit Maximalwerten, sondern mit gesicherten Durchschnittswerten gerechnet werden soll, werden die folgenden Vorschläge aus den arithmetischen Mittelwerten der Inventurdaten der Deramakot Forstreserve abgeleitet (siehe Tab. 37). Bei einer hohen Reliefenergie des zu simulierenden Bestandes wird zusätzlich empfohlen, empirisch ermittelte Reduktionsfaktoren für die Verjüngungsanzahl entsprechend der Hangneigungen und -lagen in das Modell zu integrieren (vgl. STEINEBACH, 1997).

Tab. 37: Vorgeschlagene Einwuchsraten [$N\ ha^{-1}$] der Verjüngung der verschiedenen Artengruppen für unterschiedliche Entwicklungsphasen (Einwuchsgrenzen).

	Vorgeschlagene Einwuchsrate [$N\ ha^{-1}$]			
	Artengruppe 1	Artengruppe 2	Artengruppe 3	Artengruppe 4
Sämlinge	7.298	2.312	52	263
Lohden	5.617	704	100	378
Heister	2.258	346	23	118
Stangenhölzer	593	111	6	39

Zur Bewertung des bisherige Ansatzes der Verjüngungssimulation in FORMIX 3 und FORMIX 3-Q werden die in Tab. 37 vorgeschlagenen Einwuchsraten mit den bisher in den Modellen integrierten Einwuchsraten verglichen, welche auf Basis von Expertenwissen aus der Literatur hergeleitet wurden. Dabei werden nur die Werte für die Entwicklungsphase betrachtet, die als Kluppschwelle für den Einwuchs in das jeweilige Modell gewählt wurde.

Die bisher in **FORMIX 3** implementierten Einwuchsraten der Sämlinge liegen für alle Artengruppen deutlich über den mittleren Inventurwerten (siehe Tab. 38). Dies gilt im Besonderen für Artengruppe 3, deren bisherige Einwuchsrate fast 3.000-mal höher liegt als die empfohlene Einwuchsrate auf Basis der Inventurdaten. Die bisherige Einwuchsrate für Sämlinge der Artengruppe 1 liegt im Bereich der in der Literatur zitierten Werte im Fall einer Vollmast (vgl. Tab. 16). Zur biologisch plausiblen Abbildung einer mittleren Einwuchsrate liegt der Wert jedoch um den Faktor 10 zu hoch.

Tab. 38: Einwuchsraten der Sämlinge der verschiedenen Artengruppen *in silico* (FORMIX 3) und *in vivo* (Deramakot Forstreserve).

	Einwuchsrate							
	Artengruppe 1		Artengruppe 2		Artengruppe 3		Artengruppe 4	
	N ha ⁻¹	R ⁽³⁾	N ha ⁻¹	R ⁽³⁾	N ha ⁻¹	R ⁽³⁾	N ha ⁻¹	R ⁽³⁾
Modellparameter ⁽¹⁾	62.500	9	100.000	43	150.000	2.885	17.500	68
Inventurdaten ⁽²⁾	7.298	1	2.312	1	52	1	263	1

(1) Einwuchsrate der Sämlinge (HUTH, 1999)

(2) arithmetisches Mittel

(3) Relationsfaktor: zum Vergleich mit der Einwuchsrate im Modell wird der Inventurwert auf den Faktor R = 1 festgelegt.

In **FORMIX 3-Q** erfolgt der Einwuchs in das Modell als Lohden mit einer Höhe von 130 cm (siehe Tab. 39). Die Einwuchsraten werden dabei über einen Vergleich der stabilen Klimaxstruktur des simulierten Waldbestandes mit der von SCHLENSOG (1997) inventarisierten Struktur der Primärwaldbestände kalibriert. Dementsprechend weichen die Einwuchsraten in diesem Modell nicht so sehr von den empfohlenen Einwuchsraten ab wie im Fall von FORMIX 3. Trotzdem gibt es Abweichungen zwischen Modell- und Inventurparametern. Lediglich die Einwuchsrate der Artengruppe 2 entspricht der im Feld inventarisierten Verjüngungsanzahl. Sowohl für Artengruppe 1 als auch Artengruppe 3 liegt die Einwuchsrate nur bei rund einem Drittel des Inventurwertes. Der Einwuchs der Artengruppe 4 wird hingegen im Modell doppelt so hoch angesetzt wie in der Inventur ermittelt.

Tab. 39: *Einwuchsraten der Lohden der verschiedenen Artengruppen in silico (FORMIX 3-Q) und in vivo (Deramakot Forstreserve).*

	Einwuchsrate							
	Artengruppe 1		Artengruppe 2		Artengruppe 3		Artengruppe 4	
	N ha ⁻¹	R ⁽³⁾	N ha ⁻¹	R ⁽³⁾	N ha ⁻¹	R ⁽³⁾	N ha ⁻¹	R ⁽³⁾
Modellparameter ⁽¹⁾	1.800	0,3	735	1	38	0,4	850	2,2
Inventurdaten ⁽²⁾	5.617	1	704	1	100	1	378	1

(1) Kalibrierte Einwuchsrate der Lohden mit Höhe =130 cm (nach DITZER, 1999)

(2) arithmetisches Mittel

(3) Relationsfaktor: zum Vergleich mit der Einwuchsrate im Modell wird der Inventurwert auf den Faktor R = 1 festgelegt.

Aus diesem Vergleich ergibt sich, dass sowohl FORMIX 3 als auch FORMIX 3-Q den Einwuchs in der Deramakot-Parametrisierung in Abweichung von den inventarisierten Verjüngungswerten abbilden und es damit zu einer Fehleinschätzung der Einwuchsraten kommt. Während der geschätzte Einwuchs im Modell FORMIX 3 deutlich außerhalb der biologisch plausiblen Parameter liegt, befindet er bei FORMIX 3-Q aufgrund des Kalibrierungsprozesses noch im Rahmen der natürlichen Varianz der Inventurdaten.

Die Schnittstelle zur Eingabe der Einwuchsraten sollte bedienerfreundlich gestaltet werden, um jederzeit eine Anpassung der Werte anhand aktualisierter Inventurdaten durch den Modellnutzer in einfacher Form zu ermöglichen. Gleichzeitig erlaubt dies eine einfache Parametrisierung des Modells für die Verjüngungssituation auf anderen Standorten. Auch der Effekt von Anreicherungsplantagen ("*enrichment planting*") lässt sich auf diese Weise simulieren, indem die Einwuchsrate auf einen gewünschten Verjüngungswert festgelegt wird. Dadurch kann eine für die Bewirtschaftung unzureichende natürliche Verjüngung ausgeglichen werden oder eine bestimmte Artengruppe aus ökonomischer oder ökologischer Zielsetzung gefördert werden.

4.2 Standort-Leistung-Bezug im tropischen Feuchtwald

4.2.1 Ergebnisse der Literaturrecherche

4.2.1.1 Berücksichtigung von Standortfaktoren in der Waldwachstumsmodellierung

Wachstum und Ertrag der Bäume (die "Produktivität") werden wesentlich vom natürlichen Standort beeinflusst (ASSMANN, 1961). In der Forstwirtschaft zählen dazu die Faktoren Klima, Boden und Geländeausformung (KRAMER, 1988). Während die Faktoren Klima und Boden im Rahmen der standortsensitiven Waldwachstumsmodellierung in der Regel bereits ausreichend berücksichtigt werden (vgl. KAHN, 1995; PRETZSCH, 2001), wird der Faktor der Geländeausformung oft vernachlässigt, obwohl gerade dieser Faktor in Lagen mit hoher Reliefenergie, wie z.B. in der Deramakot Forstreserve, einen erheblichen Einfluss auf das Wachstum der Bäume hat (RALSTON, 1964, zit. in VANCLAY, 1992a). Um die Prognosegenauigkeit der Waldwachstumsmodelle weiter zu verbessern und sie damit für den Einsatz in der forstlichen Praxis zu dynamisieren, ist es unabdingbar, die wichtigsten wachstumsrelevanten Faktoren des Standortes möglichst umfassend zu berücksichtigen (VANCLAY, 1989).

Zur standortsensitiven Simulation des Wachstums tropischer Feuchtwälder sind standortkundliche Daten, die das kleinflächige Standortmosaik umfassend beschreiben, unabdingbare Voraussetzung. Oft sind diese Daten in tropischen Forstbetrieben jedoch nicht verfügbar, da der Standortkunde im tropischen Feuchtwald im Rahmen der forstlichen Planungs- und Entscheidungsfindung trotz entsprechender Hinweise von KLINGE (1960) sowie FÖLSTER und FASSBENDER (1984) nur eine untergeordnete Rolle beigemessen wurde. Der Einfluss des Standortes auf die Produktivität und die Biomasse des Bestandes wurde allgemein für vernachlässigbar gehalten (PRIMACK et al., 1989; PROCTOR, 1995; RENNOLLS et al., 2007). Die Arbeiten von KLEINE und HEUVELDOP (1993) sowie von GLAUNER (1999) haben jedoch dazu beigetragen, die Boden- und Standortkunde wieder in den Fokus des tropenforstlichen Planungsprozesses zu rücken.

In der räumlichen Diskretisierung der Waldwachstumsmodelle stellt die Simulationsfläche hinsichtlich der standörtlichen Merkmale eine homogene Einheit dar. Daher kann in einem Simulationslauf nur das Wachstum für jeweils einen bestimmten Standorttyp simuliert werden. Soll das Wachstum von Beständen mit unterschiedlichen Standortfaktoren simuliert werden, sind dazu für jeden Standorttyp separate Simulationsläufe mit jeweils unterschiedlich festgelegten Standortparametern erforderlich (vgl. DITZER et al., 2000; GLAUNER et al., 2003). Standortunterschiede werden im Modell in der Regel quasikausal über die Steuerung der Höhenentwicklung oder die Geometrie der Bäume als Indikator des standörtlichen Leistungspotentials abgebildet (vgl. DITZER, 1999; KÖHLER, 2000; KLEMMT, 2007). Dadurch erübrigt sich eine detaillierte Abbildung der standortbedingten Konkurrenzverhältnisse mit ihren vielschichtigen, oft noch unbekanntem Einflussfaktoren.

In **FORMIX 3-Q** wird die Geometrie der Bäume in Abhängigkeit vom Standort über einen standortspezifischen Index ("*site index*") nach dem Vorschlag von VANCLAY (1994) gesteuert. Als Referenzdurchmesser ist der BHD von 120 cm festgelegt (siehe Abb. 43). Im Falle der "Südostasien-Parametrisierung" des Modells dienen zwei Standorte als Referenz für

einen "sehr guten" Standort (Sebulu Forstreserve, Kalimantan, mit $h_{120} = 62$ m) und einen "relativ schlechten" Standort (Pasoh Forstreserve, West-Malaysia, mit $h_{120} = 48$ m) (DITZER, 1999). In der Deramakot Forstreserve beträgt der Standortindex für einen Standort mittlerer Wasser- und Nährstoffversorgung $h_{120} = 46,5$ m (DITZER et al., 2000). Mit diesem Standortindex als Eingangsgröße können die in FORMIX 3-Q implementierten Funktionen zur Beschreibung der Baumgeometrie (Stammbiomasse, Kronendurchmesser) mittels Interpolation standortsensitiv adjustiert werden. Einen weiteren Schritt zur Abbildung des heterogenen kleinflächigen Standortmosaiks haben DITZER et al. (2000) sowie GLAUNER et al. (2003) mit der Verknüpfung von FORMIX 3-Q mit einem geographischen Informationssystem (GIS) zur Planung des Holzeinschlags in der Deramakot Forstreserve unternommen. Dazu wurde die gesamte Betriebsfläche anhand verschiedener Standortfaktoren (u.a. Hangneigung, Wasser- und Nährstoffhaushalt) in ein Mosaik einzelner Bestandestypen ("*site-specific stand type*") aufgelöst. Für jeden Bestandestyp erfolgt eine separate Simulation, in der Geometrie und Wachstum der Bäume in Abhängigkeit von den kleinstandörtlichen Bedingungen adjustiert werden. Die entsprechenden Simulationsparameter für die einzelnen Bestandestypen sind in der Publikation von DITZER et al. (2000) dokumentiert. In einem abschließenden Schritt werden die Einzelergebnisse der Simulationen anhand der tatsächlichen Flächenanteile jedes Standorttyps auf die Betriebsebene zurückgerechnet.

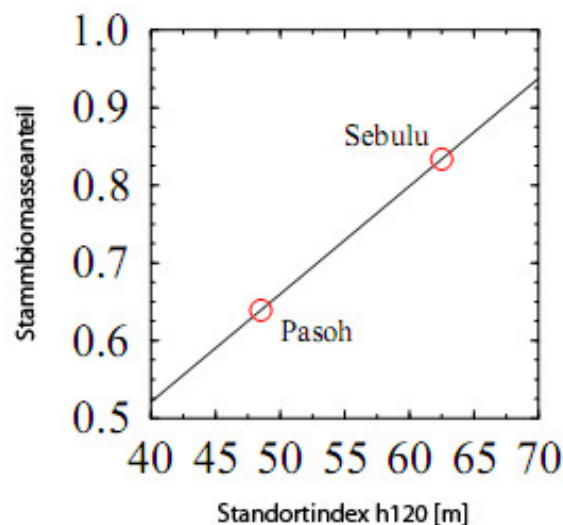


Abb. 43: Relation von Stammbiomasseanteil zum Standortindex (h_{120}) zur Berücksichtigung standortbedingter Unterschiede in der Baumgeometrie in FORMIX 3-Q (DITZER, 1999).

Das Modell **DIPSIM** beinhaltet ein Menü in welches der Nutzer dem zu simulierenden Bestand eine Standortqualität über eine binäre Variable (1 = guter Standort, 0 = schlechter Standort) zuordnen muss (KLEINE und SETJE-EILERS, 1998). Diese Information fließt in die Formeln zur Berechnung des Bestandeswachstums ein.

Im Modell **SYMFOR** wird die Summe aller kleinstandörtlicher Faktoren über eine stochastische Variation der Funktionen zur Modellierung des Baumwachstums ("*growth model*") berücksichtigt (PHILLIPS et al., 2000). Dadurch wird die natürliche Streuung im

Wachstum der Bäume auf mathematischem Wege nachgebildet, ohne dass diese jedoch in einem plausiblen Bezug zu den realen Standortverhältnissen des simulierten Bestandes steht.

Das Modell **SILVA 2.2** beinhaltet ein Standort-Leistung-Modell, mit dem die Funktionen zur Simulation des Baumwachstums anhand einer Kombination von neun verschiedenen Wirkungsfaktoren adjustiert werden (PRETZSCH et al., 2002; KLEMMT, 2007). Diese Faktoren umfassen die Nährstoff- und Wasserversorgung, definierte Temperaturwerte sowie ausgewählte Luftbestandteile (NO_x, CO₂).

4.2.1.2 Der Einfluss des Standortes auf das Wachstum der Bäume im tropischen Feuchtwald

Kleinstandörtlich bedingte strukturelle und physiognomische Variationen von Waldbeständen wurden in den tropischen Feuchtwäldern Südostasiens bereits häufiger untersucht (vgl. ASHTON, 1978; POKER, 1995; SOLLINS, 1998; PALMIOTTO et al., 2004; BAILLIE et al., 2006). Informationen zum Zusammenhang zwischen der Topographie und dem Höhenwachstum von Bäumen liegen jedoch bis auf wenige Ausnahmen kaum vor, obwohl WHITMORE (1982) die topographische Variation zu den wesentlichen Kausalfaktoren der Variabilität von Artenvorkommen und Wachstum der Wälder zählt. Schon ASSMANN wies 1961 im Zusammenhang mit dem Wachstum mitteleuropäischen Wälder auf die "*nachschaffende Kraft des Hanges*" hin, womit er auf den Einfluss der kleinflächigen topographischen Faktoren (Hanglage, Hangneigung, Exposition) auf das Wachstum der Bäume abzielte. Dabei spielen nicht nur die veränderten mikroklimatischen Verhältnisse eine Rolle, sondern auch der Einfluss der Gravitation auf Wasser und Boden. FÖLSTER und FASSBENDER (1984) weisen in diesem Zusammenhang darauf hin, dass im Gegensatz zur natürlichen (langfristigen) Degradation der Böden der ebenen Lagen in den humiden Klimaten ein dauerhafter Nährelementnachschub am Hang zu einer höheren Produktionsleistung der Wälder führt. An Standorten mit Hangwasserkonzentration (Hangdellen, Unterhang) kann es zu einer horizontalen Stoffanreicherung mit dem oberflächennahen Hangwasser kommen. In den Tropen ist dies vor allem mit der Umlagerung von Eisen verbunden, die sich allerdings durch Verbackung und Verkrustung auch nachteilig auf das Wachstum der Bäume auswirken kann. Der Einfluss des Reliefs wirkt sich auch auf die Durchfeuchtungsfähigkeit des Bodens und sein Wasserspeichervermögen aus. So finden sich in Hanglagen in der Regel günstigere Wachstumsbedingungen, als in Plateaulagen. Weiterführende Informationen zur Korrelation von Hanglage und Bodeneigenschaften im Dipterocarpaceenwald finden sich u.a. bei TANGE et al. (1998).

Die wenigen im tropischen Feuchtwald durchgeführten Untersuchungen zum topographisch bedingten Unterschied im Höhenwachstum der Bäume liefern keine eindeutigen Ergebnisse. So fanden ASHTON und HALL (1992) in Sarawak (Ost-Malaysia) Variationen in der Bestandesstruktur in Abhängigkeit von der Topographie. Nach ihren Untersuchungen klumpen sich die höchsten Bäume der Emergenten auf breiten Plateaus in mittleren Höhenlagen. WADSWORTH (1987) fand in seinen Untersuchungen heraus, dass die höchsten Bäume auf Gebirgskämmen ("*ridges*") und an steilen Unterhängen stocken.

Topographisch bedingte Unterschiede wurden im tropischen Feuchtwald auch in Bezug auf den durchschnittlichen Durchmesserzuwachs der Bäume festgestellt. Nach ASHTON und

HALL (1992) nimmt dieser im Dipterocarpaceenwald mit steigender Höhenlage ab. Die gleiche Tendenz fanden GOURLET-FLEURY und HOULLIER (2000) bei der Analyse von Wachstumsdaten von über 50.000 Bäumen in Französisch-Guayana. Der Gradient reicht hier ebenfalls vom Tal (höchster Zuwachs) bis zum Oberhang (geringster Zuwachs), wobei die Unterschiede zwischen Oberhang und Mittelhang ausgeprägter sind, als die Unterschiede zwischen Mittelhang und Tal. Eine statistisch abgesicherte Kausalität der Wuchsunterschiede konnte jedoch von den Autoren nicht festgestellt werden. BELLINGHAM und TANNER (2000) konnten bei Untersuchungen im tropischen Bergregenwald auf Jamaika zwar unterschiedliche Mortalitätsraten der Bäume in Abhängigkeit von der Hanglage feststellen, fanden aber keine signifikanten Unterschiede in den ebenfalls untersuchten Wachstums- und Regenerationsraten.

4.2.2 Ergebnisse der Felduntersuchungen

4.2.2.1 Muster im Höhenwachstum der Bäume

Zur Bestimmung standortabhängiger Muster und Gesetzmäßigkeiten im Höhenwachstum der Bäume werden Höhenkurven für die verschiedenen Artengruppen und Hanglagen aus den Höhenmessungen der Bäume in der Deramakot Forstreserve hergeleitet. Eine vollständige Übersicht aller Streudiagramme mit den jeweiligen Regressionsfunktionen findet sich in Anhang B.

I. Artengruppe 1

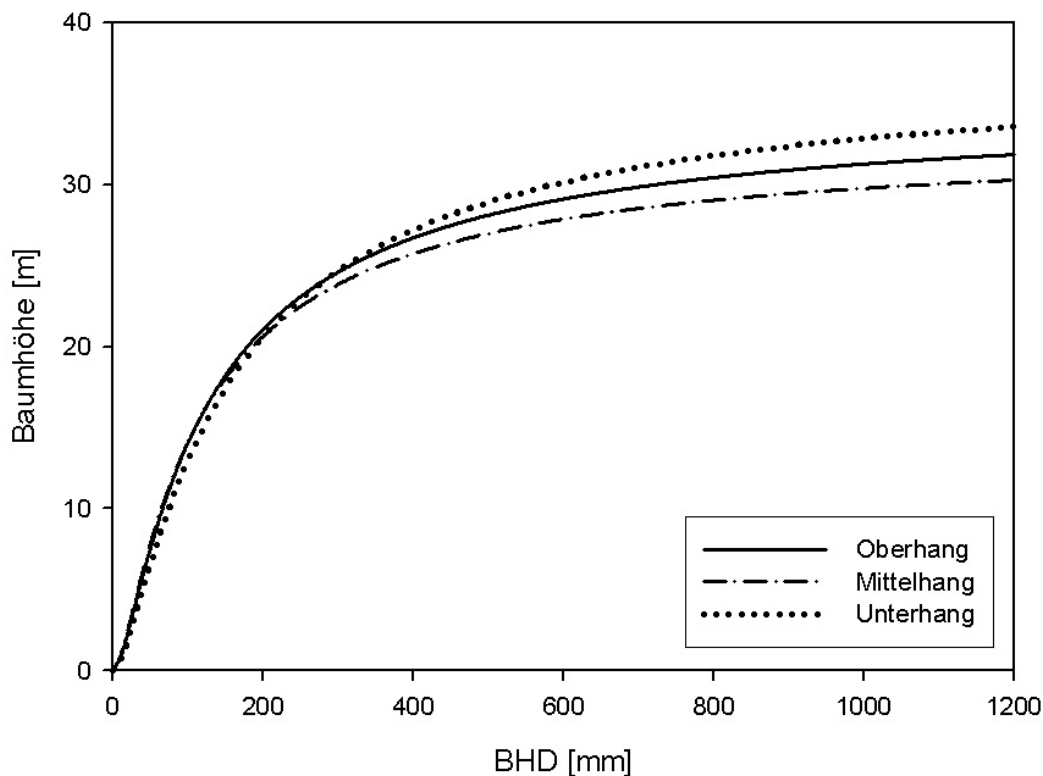


Abb. 44: Höhenkurven der Artengruppe 1 ($BHD \geq 10$ cm) nach Hanglage unter Verwendung der NÄSLUND-Funktion.

Die Höhenkurven der Bäume der Artengruppe 1 für die drei Hanglagen Ober-, Mittel- und Unterhang ist in Abb. 44 dargestellt. Die Obergrenze der Darstellung wurde mit BHD = 120 cm analog zum Referenzdurchmesser des in FORMIX 3-Q implementierten Standortindex gewählt. Bis zu einem BHD von etwa 20 cm liegen die drei Höhenkurven noch recht dicht beieinander, wobei die Kurve für die Bäume am Oberhang am höchsten verläuft, die Kurve für die Bäume am Unterhang am niedrigsten. In diesem Durchmesserbereich ist eine schwach ausgeprägte positive Korrelation von Wachstum und steigender Hanglage erkennbar. In den höheren Durchmesserbereichen sind die Unterschiede im Höhenwachstum ausgeprägter. Ab einem BHD von rund 20 cm verläuft die Höhenkurve für die Bäume am Mittelhang unterhalb derer für Ober- und Unterhang. Die Höhenkurve für die Bäume am Unterhang weist ab einem BHD von rund 30 cm den höchsten Verlauf auf. Eine eindeutig ausgeprägte positive Tendenz im Höhenwachstum der Bäume der Artengruppe 1 in Abhängigkeit von der Hanglage ist jedoch nicht erkennbar. Die Bestimmtheitsmaße liegen zwischen $r^2=0,27$ für die Höhenkurve "Oberhang" und $r^2=0,35$ für die Höhenkurve "Unterhang". Die Bestimmtheitsmaße weisen darauf hin, dass rund 30-35% der Streuung aller Datenpunkte durch die Regressionsfunktion erklärt werden. Die weiteren Parameter der Bestandeshöhenkurven für Artengruppe 1 sind in Tab. 40 dargestellt.

Tab. 40: Parameter für die Höhenkurven der Artengruppe 1 bei Verwendung der Funktion nach NÄSLUND.

Hanglage	Regressionsparameter			h_g	h_{120}
	α	β_I	r^2	[m]	[m]
Oberhang	9,789	0,169	0,27	26,99	31,86
Mittelhang	-9,235	-0,174	0,27	25,99	30,29
Unterhang	11,477	0,163	0,35	27,55	33,58

Neben der Betrachtung der Bestandeshöhen über den gesamten Durchmesserbereich erfolgt zudem die Betrachtung der Wuchsunterschiede in Bezug zu einem festen Referenzdurchmesser. Als forstlich gebräuchliche Größe wird dazu der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes gewählt. Dieser beträgt für die Artengruppe 1 über alle Hanglagen $d_g=41,7$ cm. Aus der NÄSLUND-Funktion errechnet sich daraus die Höhe des Grundflächenmittelstammes mit $h_g=27,55$ m am Unterhang, mit $h_g=25,99$ m am Mittelhang und mit $h_g=26,99$ m am Oberhang. Eine monoton ausgerichtete Tendenz im Höhenwachstum der Bäume in Abhängigkeit von der Hanglage ist anhand dieser Werte nicht erkennbar. Ein Vergleich der mittleren Baumhöhen bei einem Referenzdurchmesser von BHD=120 cm (h_{120}) weist ebenfalls keine Tendenz auf.

Da die Daten zur Ermittlung der Höhenkurven einer starken natürlichen Streuung unterworfen sind, wird der Unterscheid im Höhenwachstum durch einen direkten Vergleich von Bäumen mit nahezu identischem Referenzdurchmesser eingehender untersucht (siehe Tab. 41). Bei einem Referenzdurchmesser von 10,0 cm (± 1 mm) finden sich die höchsten Bäume mit einer mittleren Höhe von 14,25 m am Oberhang, während die niedrigsten Bäume mit einer mittleren Höhe von 11,64 m am Unterhang auftreten. Die Differenz beträgt $\Delta h = 2,61$ m. Die Wachstumstendenz verläuft in dieser Klasse entgegengesetzt zur Hypothese. Bei den

Referenzdurchmessern von 29,3 cm (± 5 mm) sowie 30,3 cm (± 5 mm) sind keine klaren Tendenzen im Höhenwachstum festzustellen. Eine deutliche Tendenz entsprechend der Hypothese ist jedoch in den oberen Durchmesserklassen festzustellen. Sowohl beim Referenzdurchmesser von 40,5 cm (± 5 mm) als auch beim Referenzdurchmesser von 50,2 cm (± 5 mm) treten die höchsten Bäume mit mittleren Höhen von 26,74 m bzw. 27,71 m am Unterhang auf. Die niedrigsten Bäume finden sich mit einer mittleren Höhe von 21,70 m bzw. 25,41 m am Oberhang. Der Wuchsunterschied beim BHD von 40,5 cm (± 5 mm) beträgt $\Delta h = 5,04$ m, beim BHD von 50,3 cm (± 5 mm) beträgt er $\Delta h = 2,3$ m. Die für jede Durchmesserklasse durchgeführten statistischen Tests (ANOVA und LSD-Test) weisen trotz teilweise deutlicher numerischer Unterschiede in den mittleren Baumhöhen in keinem Fall eine statistische Signifikanz auf. Unter der Annahme der Aussagen von ASSMANN (1961) und VANCLAY (1992a), dass sich standortbedingte Unterschiede im Baumwachstum am deutlichsten in den oberen Durchmesserklassen ausdrücken, ist die Arbeitshypothese zum Höhenwachstum der Bäume für die Artengruppe 1 zutreffend.

Tab. 41: Vergleich der arithmetischen mittleren Baumhöhen identisch starker Bäume (± 5 mm) in den verschiedenen Durchmesserklassen und Hanglagen.

Referenz- BHD [cm]	Oberhang		Mittelhang		Unterhang	
	N	\bar{h} [m]	N	\bar{h} [m]	N	\bar{h} [m]
10,0	12	14,25	10	12,60	8	11,64
29,3	5	20,83	10	19,65	10	23,56
30,3	6	21,03	14	22,56	12	22,25
40,5	5	21,70	10	24,27	9	26,74
50,2	10	25,41	6	26,33	5	27,71
Mittelwert		20,64		21,08		22,38

N= Anzahl der Beobachtungen

Auch der Vergleich der aus den einzelnen Mittelwerten hergeleiteten durchmesserübergreifenden durchschnittlichen Höhe der Bäume spiegelt die erwartete monotone Tendenz im Höhenwachstum entsprechend der Arbeitshypothese wider. Die höchsten Bäume der Artengruppe 1 wachsen mit einer durchschnittlichen Höhe von 22,38 m am Unterhang, während die niedrigsten Bäume mit einer durchschnittlichen Höhe von 20,64 m am Oberhang wachsen. Die Differenz beträgt $\Delta h = 1,74$ m.

II. Artengruppe 2

Abb. 45 stellt die Bestandeshöhenkurven der Bäume der Artengruppe 2 für die drei Hanglagen Ober-, Mittel- und Unterhang dar. Wie bei der Artengruppe 1 liegen die drei Höhenkurven bis zu einem BHD von etwa 24 cm noch recht nahe beieinander. Oberhalb dieses Durchmessers stellen sich die Unterschiede im Höhenwachstum graphisch deutlicher dar, wobei die Höhenkurven an Ober- und Mittelhang weiterhin dicht beieinander liegen. Die Höhenkurve für die Bäume am Unterhang entfernt sich zunehmend und zeigt einen flacheren Verlauf als die beiden anderen Höhenkurven. In den oberen Durchmesserbereichen ist ein deutlicher Unterschied im Höhenwachstum an Oberhang und Mittelhang gegenüber dem

Unterhang ausgeprägt, bei dem die Bäume am Unterhang am niedrigsten sind. Das Höhenwachstum verläuft in diesem Bereich entgegengesetzt zur hypothetischen Erwartung. Die Bestimmtheitsmaße liegen mit Werten zwischen $r^2=0,31$ und $r^2=0,48$ höher als bei den Höhenkurven der anderen Artengruppen. Insgesamt lassen sich damit für Artengruppe 2 etwa 30-50% der Datenvariabilität durch die Regressionsfunktion erklären. Die weiteren Parameter der Bestandeshöhenkurven für Artengruppe 2 sind in Tab. 42 zusammengefasst.

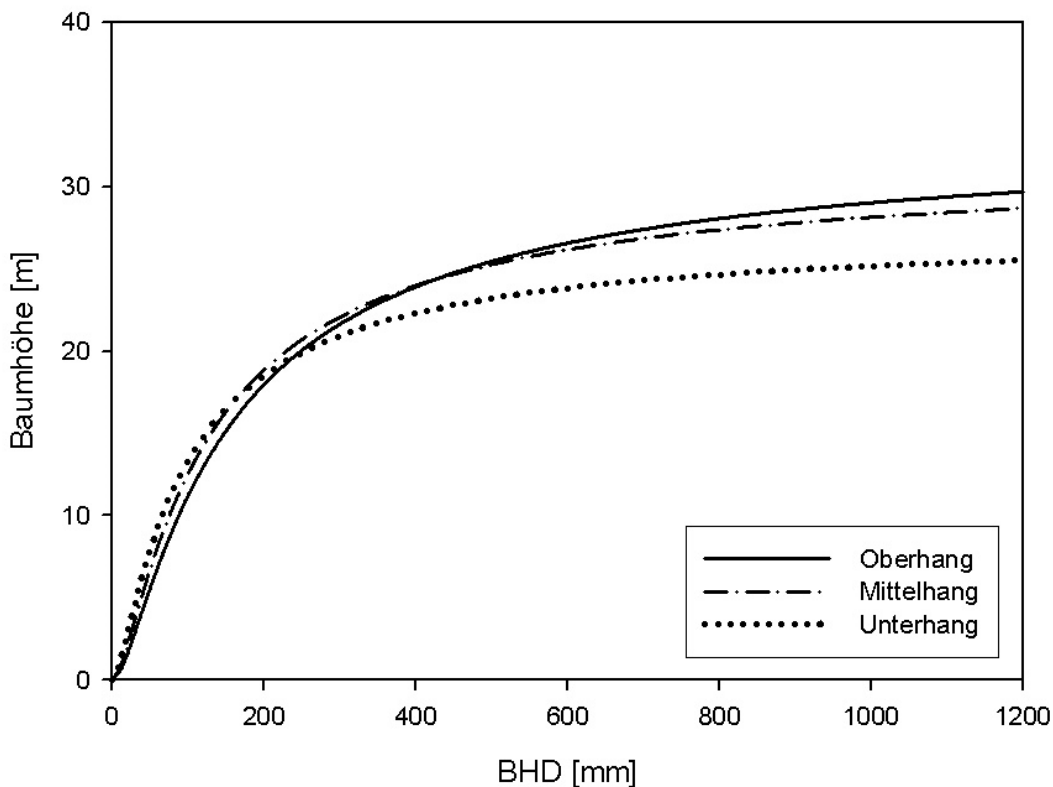


Abb. 45: Höhenkurven der Artengruppe 2 ($BHD \geq 10$ cm) nach Hanglage unter Verwendung der NÄSLUND-Funktion.

Über alle Hanglagen hinweg beträgt der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes $d_g=39,0$ cm. Aus der NÄSLUND-Funktion errechnet sich daraus die Höhe des Grundflächenmittelstammes mit $h_g=22,21$ m am Unterhang, mit $h_g=23,84$ m am Mittelhang und mit $h_g=23,73$ m am Oberhang. Während der Grundflächenmittelstamm an Ober- und Mittelhang nahezu die gleiche Höhe aufweist, ist er am Unterhang rund 1,6 m niedriger. Noch deutlicher ist die Tendenz bei Betrachtung der mittleren Baumhöhen am Referenzdurchmesser (h_{120}). Hier steigt die Höhe der Bäume mit zunehmender Hangposition monoton an. Eine Überprüfung der Wuchsunterschiede auf statistische Signifikanz kann für diese und die nachfolgenden Artengruppen nicht durchgeführt werden, da nicht genügend Messwerte zur Durchführung der dazu erforderlichen statistischen Testverfahren vorliegen.

Tab. 42: Parameter für die Höhenkurven der Artengruppe 2 bei Verwendung der Funktion nach NÄSLUND.

Hanglage	Regressionsparameter			h_g [m]	h_{120} [m]
	a	β_I	r^2		
Oberhang	12,590	0,173	0,48	23,73	29,70
Mittelhang	10,459	0,178	0,31	23,84	28,68
Unterhang	8,266	0,191	0,34	22,21	25,54

III. Artengruppe 3

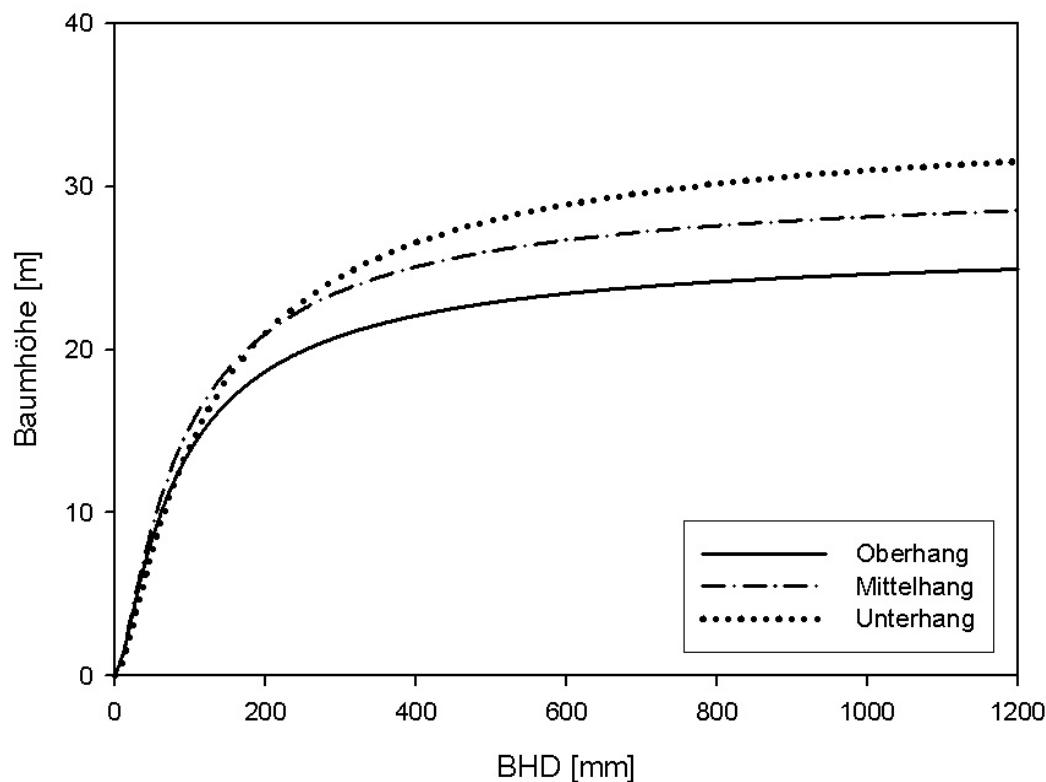


Abb. 46: Höhenkurven der Artengruppe 3 ($BHD \geq 10$ cm) nach Hanglage unter Verwendung der NÄSLUND-Funktion.

Die Bestandeshöhenkurven der Bäume der Artengruppe 3 sind für die drei Hanglagen Ober-, Mittel- und Unterhang in Abb. 46 dargestellt. Im Gegensatz zu den Höhenkurven der anderen Artengruppen weisen die Höhenkurven dieser Artengruppe eine deutlich ausgeprägte Tendenz in Abhängigkeit von der Hanglage auf. Über alle Durchmesserklassen hinweg verläuft die Höhenkurve für die Bäume am Oberhang unterhalb der Höhenkurven der Bäume an Ober- und Mittelhang. Den höchsten Kurvenverlauf zeigt die Höhenkurve der Bäume am Unterhang, wobei die Höhenkurve der Bäume am Mittelhang in den unteren Durchmessern ($BHD < 20$ cm) noch nahe daneben verläuft. Eine Überschneidung der beiden Kurven findet bei einem BHD von 19,5 cm statt. Die Bestimmtheitsmaße der drei Funktionen liegen im Fall der Artengruppe 3 sehr niedrig und weisen auf eine insgesamt schwache Erklärung der Daten durch das Regressionsmodell hin. Die weiteren Parameter der Bestandeshöhenkurven sind in Tab. 43 dargestellt.

Tab. 43: Parameter für die Höhenkurven der Artengruppe 3 bei Verwendung der Funktion nach NÄSLUND.

Hanglage	Regressionsparameter			h_g	h_{120}
	α	β_I	r^2	[m]	[m]
Oberhang	7,511	0,194	0,10	22,10	24,94
Mittelhang	7,475	0,181	0,13	25,09	28,53
Unterhang	9,633	0,170	0,11	26,56	31,55

Über alle Hanglagen betrachtet beträgt der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes $d_g=40,1$ cm. Aus der NÄSLUND-Funktion errechnet sich daraus die Höhe des Grundflächenmittelstammes mit $h_g=26,56$ m am Unterhang, mit $h_g=25,09$ m am Mittelhang und mit $h_g=22,10$ m am Oberhang. Artengruppe 3 weist damit von allen Artengruppen die deutlichste Tendenz im Höhenwachstum in Abhängigkeit von der Hanglage entsprechend der hypothetischen Erwartung auf. Der Grundflächenmittelstamm ist am Unterhang rund 4,5 m höher als am Oberhang. Der Unterschied im Höhenwachstum ist dabei zwischen Unter- und Mittelhang weniger stark ausgeprägt als zwischen Mittel- und Oberhang (vgl. GOURLET-FLEURY und HOULLIER, 2000). Auch bei Betrachtung der mittleren Baumhöhen am Referenzdurchmesser (h_{120}) ist die zunehmende Höhe der Bäume bei abnehmender Hangposition entsprechend der in der Zielsetzung formulierten Hypothese eindeutig erkennbar.

IV. Artengruppe 4

Abb. 47 stellt die Bestandeshöhenkurven der Bäume der Artengruppe 4 für die drei Hanglagen Ober-, Mittel- und Unterhang dar. Insgesamt verlaufen die drei Höhenkurven hinsichtlich eines monotonen Trends sehr indifferent. Im unteren Durchmesserbereich bis etwa BHD=34 cm verläuft die Höhenkurve der Bäume am Oberhang unterhalb der beiden anderen Höhenkurven, während sie ab einem BHD=44 cm am höchsten verläuft. In den oberen Durchmesserbereichen ist wie bei Artengruppe 2 eine steigende Reihenfolge im rechnerischen Verlauf des Höhenwachstums erkennbar, und zwar vom Unterhang über Mittelhang bis hin zum Oberhang. Die sehr niedrigen Werte für das Bestimmtheitsmaß, v.a. für die Regressionen an Mittel- und Unterhang, weisen darauf hin, dass ein Großteil der Varianz der Daten durch das gewählte Regressionsmodell nicht erklärt werden kann. Die weiteren Parameter der Bestandeshöhenkurven für Artengruppe 4 sind in Tab. 44 dargestellt.

Über alle Hanglagen hinweg betrachtet beträgt der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes $d_g=54,1$ cm. Dieser für die Baumarten der Unterschicht ungewöhnlich hohe Durchmesser erklärt sich durch die zufallsbedingt geringe Anzahl an Höhenmessungen in den unteren Durchmesserklassen. Aus der NÄSLUND-Funktion errechnet sich daraus die Höhe des Grundflächenmittelstammes mit $h_g=24,05$ m am Unterhang, mit $h_g=25,99$ m am Mittelhang und mit $h_g=25,02$ m am Oberhang. Eine gerichtete Tendenz im Höhenwachstum der Bäume der Artengruppe 4 in Abhängigkeit von der Hanglage ist nicht zu erkennen. Bei einer Betrachtung der mittleren Baumhöhen am Referenzdurchmesser (h_{120}) weisen die Bäume am Oberhang die höchsten Werte auf, während

die Unterschiede zwischen den Bäumen an Mittel- und Unterhang nur marginal sind (vgl. GOURLET-FLEURY und HOULLIER, 2000).

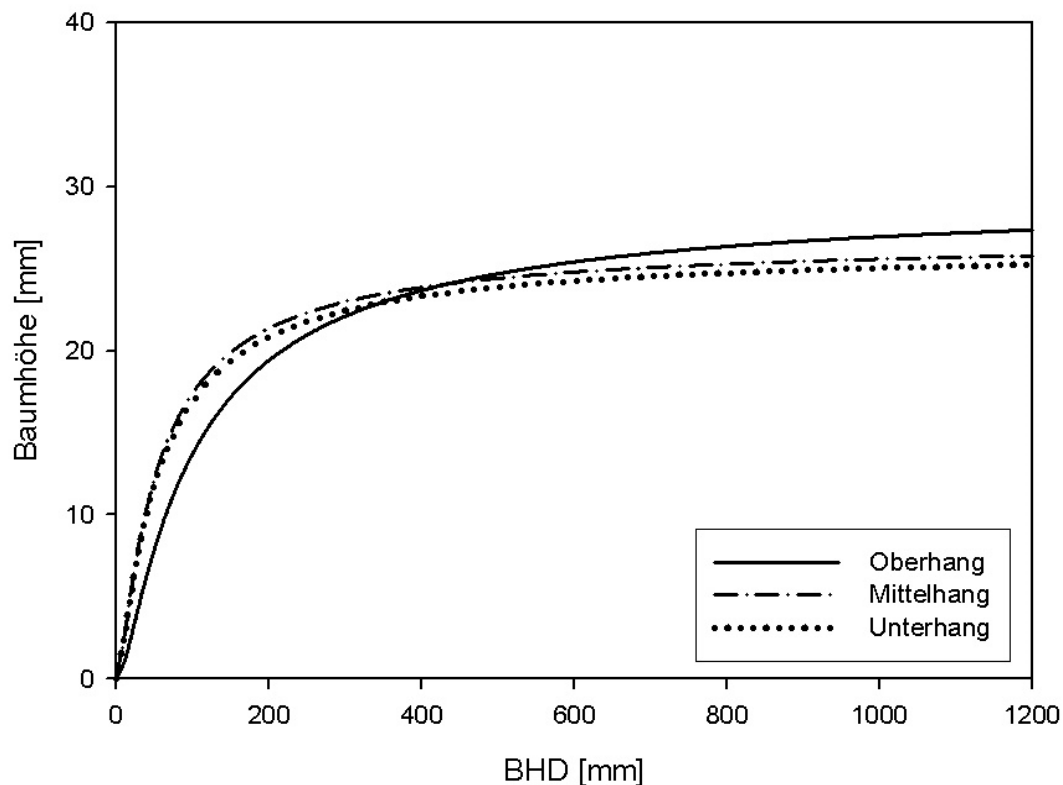


Abb. 47: Höhenkurven der Artengruppe 4 ($BHD \geq 10$ cm) nach Hanglage unter Verwendung der NÄSLUND-Funktion.

Tab. 44: Parameter für die Höhenkurven der Artengruppe 4 bei Verwendung der Funktion nach NÄSLUND.

Hanglage	Regressionsparameter			h_g [m]	h_{120} [m]
	α	β_1	r^2		
Oberhang	-8,605	-0,184	0,24	25,02	27,36
Mittelhang	4,677	0,193	0,09	25,99	25,79
Unterhang	4,816	0,195	0,07	24,05	25,25

V. Muster im Höhenwachstum ausgewählter Kennbaumarten

In Anlehnung an den Vorschlag von VANCLAY et al. (1997) wird geprüft, ob die Standortproduktivität durch Wuchsunterschiede innerhalb einzelner Kennbaumarten, Gattungen oder Familien deutlicher zum Ausdruck kommt als bei der Gesamtbetrachtung ganzer Artengruppen. Zu diesem Zweck wird für jede Artengruppe die häufigste in der Stichprobe vorkommenden Art, Gattung bzw. Familie näher untersucht (siehe Tab. 45). Dargestellt sind dementsprechend die Ergebnisse für die Gattung *Macaranga* sp., der drei häufigsten Arten der Gattung *Shorea* sp., sowie der Familie der *Burseraceae*. Aufgrund der insgesamt begrenzten Zahl der Höhenmessungen wird jeweils das Gesamtkollektiv mit einem

BHD \geq 10 cm betrachtet, ohne eine weitere Differenzierung nach Durchmesserklassen vorzunehmen. Ein Vergleich der mittleren Baumhöhen am Referenzdurchmesser (h_{120}) wird nur in den Fällen durchgeführt, in denen auch Höhenmessungen für Bäume in den oberen Durchmesserklassen vorliegen. Andernfalls sind die extrapolierten Werte mit zu hohen Ungenauigkeiten behaftet.

Tab. 45: Rangfolge der am häufigsten inventarisierten Arten, Gattungen, Familien (für $N \geq 30$) in der Stichprobe in der Deramakot Forstreserve.

Botanischer Name	Arten- gruppe	Inventarisierte Individuen [N]	BHD [cm]	
			MIN	MAX
<i>Macaranga sp.</i>	3	135	13,5	72,5
<i>Shorea kunstleri</i>	1	77	15,0	95,4
<i>Burseraceae</i>	2	70	10,5	96,8
<i>Anacardiaceae family</i>	1	52	10,0	72,0
<i>Viburnum amplifolium</i>	2	52	10,0	85,0
<i>Omalanthus sp.</i>	3	50	18,8	110,9
<i>Eusideroxylon zwageri</i>	4	48	27,0	119,0
<i>Dipterocarpus grandiflorus</i>	1	48	10,7	137,8
<i>Eugenia sp.</i>	4	47	10,1	90,5
<i>Shorea multiflora</i>	1	46	10,4	88,0
<i>Shorea parvistipulata</i>	1	42	11,2	75,0
<i>Shorea nebulosa</i>	2	39	11,5	85,8
<i>Shorea sp. (Richetia Gruppe)</i>	1	36	10,3	98,7
<i>Parashorea parvifolia</i>	1	36	10,1	102,0
<i>Adinandra dumosa</i>	2	34	10,0	30,6
<i>Vatica maritima</i>	2	31	10,1	78,5
<i>Lauraceae family</i>	1	30	10,0	134,5

Macaranga sp.

Die in der inventarisierten Stichprobe zusammengefassten Pionierbaumarten (Artengruppe 3) der Gattung *Macaranga sp.* gelten in den feuchten Tropen als wichtiger Zeiger für degradierte Naturwaldbestände. Mit insgesamt 135 Höhenmessungen ist diese Gattung am häufigsten in der Stichprobe vertreten. In der Stichprobe entfallen 42 Höhenmessungen auf Bäume am Oberhang, 49 Höhenmessungen auf Bäume am Mittelhang und 42 Höhenmessungen auf Bäume am Unterhang. Der gemessene Minimum-BHD in der Stichprobe liegt bei 10 cm, der maximale BHD bei 72,5 cm.

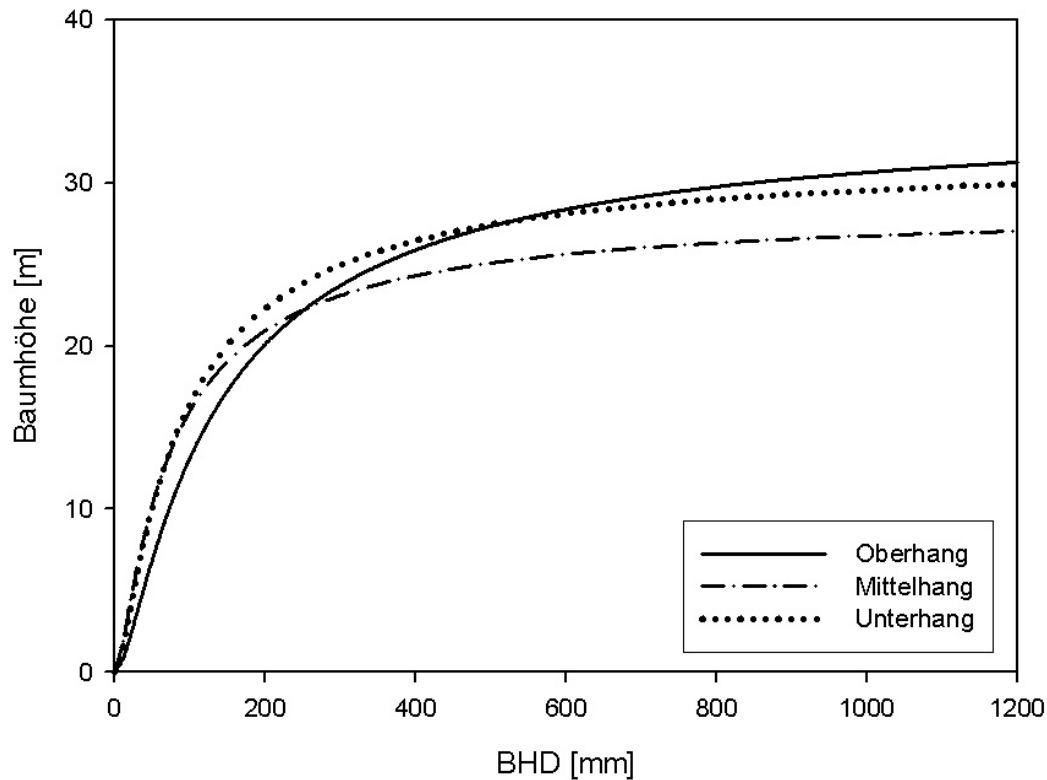


Abb. 48: Höhenkurven der Gattung *Macaranga sp.* ($BHD \geq 10 \text{ cm}$) nach Hanglage unter Verwendung der NÄSLUND-Funktion.

Abb. 48 stellt die Bestandeshöhenkurven für die Bäume der Gattung *Macaranga sp.* an Ober-, Mittel- und Unterhang dar. Insgesamt ist der Verlauf der drei Höhenkurven hinsichtlich eines monotonen Trends sehr indifferent. Bis zu einem BHD von rund 51 cm verläuft die Höhenkurve für die Bäume am Unterhang entsprechend der Hypothese am höchsten. Die histogrammische Verteilung der Messwerte zeigt, dass die meisten Messungen für die Durchmesserklassen 10-30 cm BHD vorliegen, während der Durchmesserbereich $BHD > 50 \text{ cm}$ nur schwach besetzt ist. Entsprechend beruht der Kurvenverlauf in den oberen Durchmesserklassen primär auf einer Extrapolation durch die Regressionsfunktion. Im Gegensatz zum Kurvenverlauf der gesamten Artengruppe 3 (s.o.) ist der Unterschied im Höhenwachstum bei der Gattung *Macaranga sp.* in den unteren Durchmesserklassen deutlicher ausgeprägt. Das Auftreten der niedrigsten Bäume am Oberhang ist hier klar erkennbar, während der Unterschied zwischen Mittel- und Unterhang nur marginal ist.

Insgesamt ist das Bestimmtheitsmaß der drei Funktionen sehr niedrig, was auf eine geringe Anpassung der Funktion an die gemessenen Daten hinweist. Die weiteren Parameter der Bestandeshöhenkurven sind in Tab. 46 dargestellt.

Über alle Hanglagen betrachtet, beträgt der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes $d_g=39,2 \text{ cm}$. Aus der NÄSLUND-Funktion errechnet sich daraus die Höhe des Grundflächenmittelstammes mit $h_g=26,37 \text{ m}$ am Unterhang, mit $h_g=24,24 \text{ m}$ am Mittelhang und mit $h_g=25,75 \text{ m}$ am Oberhang. Im Einklang mit der Hypothese treten die höchsten Bäume der Gattung *Macaranga sp.* am Unterhang auf. Trotzdem ist eine monotone Tendenz im Höhenwachstum der Bäume nicht erkennbar.

Tab. 46: Parameter für die Höhenkurven der Gattung *Macaranga sp.* bei Verwendung der Funktion nach NÄSLUND.

Hanglage	N	Regressionsparameter			h_g [m]	h_{120} [m]
		α	β_1	r^2		
Oberhang	42	10,617	0,170	0,10	25,75	31,26
Mittelhang	49	6,323	0,187	0,10	24,24	27,05
Unterhang	42	6,957	0,177	0,10	26,37	29,93

N= Anzahl der inventarisierten Individuen

Shorea kunstleri, Shorea multiflora, Shorea parvistipulata

Die Arten *Shorea kunstleri*, *Shorea multiflora* und *Shorea parvistipulata* gehören zur Familie der *Dipterocarpaceae* und werden in dieser Untersuchung zusammengefasst, um eine ausreichende Anzahl an Höhenmessungen pro Hangklasse zu gewährleisten. Insgesamt liegen in der Stichprobe 165 Höhenmessungen für diese Gattung vor. Auf die Bäume am Oberhang entfallen 48 Höhenmessungen, auf die Bäume am Mittelhang 61 Höhenmessungen und auf die Bäume am Unterhang 56 Höhenmessungen. Der gemessene Minimum-BHD in der Stichprobe liegt bei 10,4 cm, der maximale BHD beträgt 95,4 cm.

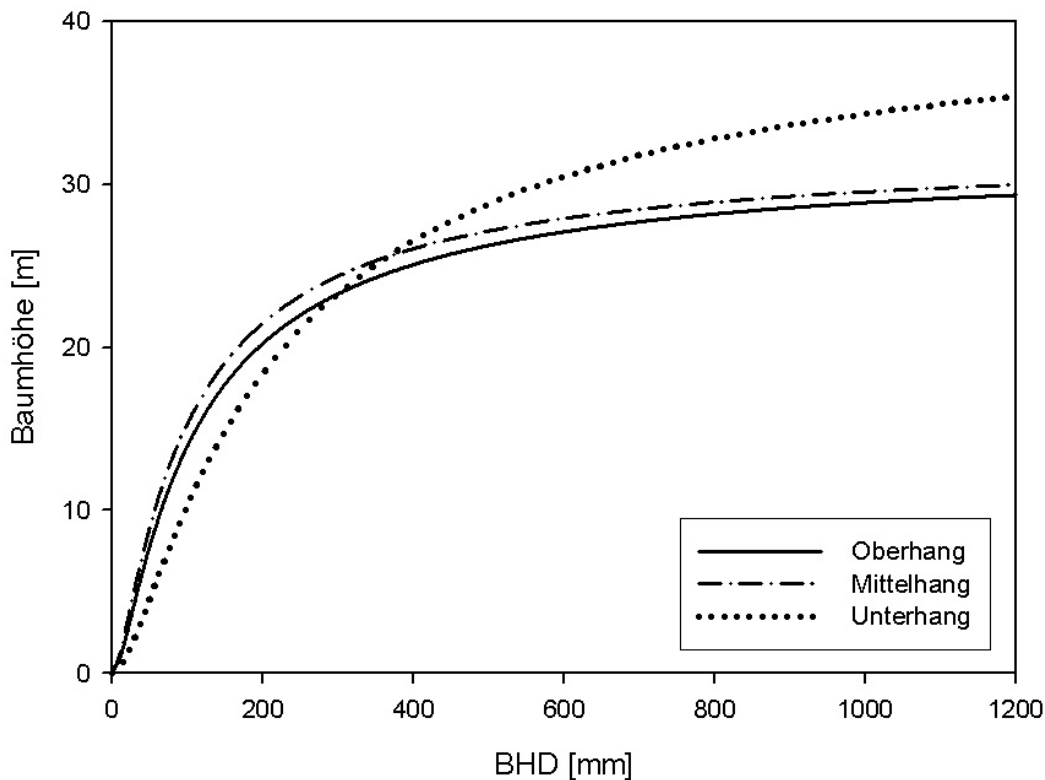


Abb. 49: Höhenkurven der Gattung *Shorea sp.* ($BHD \geq 10$ cm) nach Hanglage unter Verwendung der NÄSLUND-Funktion.

Abb. 49 stellt die Höhenkurven der Gattung *Shorea sp.* für die drei Hanglagen Ober-, Mittel- und Unterhang dar. Der Verlauf der drei Höhenkurven ähnelt dem Verlauf der Artengruppe 1 in Abb. 44. Ab einem BHD von rund 37 cm verläuft die Höhenkurve für die Bäume am

Unterhang oberhalb derer an Ober- und Mittelhang. In den unteren Durchmesserklassen verläuft sie hingegen am niedrigsten. Im Durchmesserbereich von 29-37 cm BHD schneiden sich die drei Höhenkurven. Über den gesamten Durchmesserbereich laufen die Höhenkurven für die Bäume an Ober- und Mittelhang nahezu parallel nebeneinander, wobei die Höhenkurve der Bäume am Mittelhang leicht oberhalb der Höhenkurve der Bäume am Oberhang verläuft. In den oberen Durchmesserklassen (> 40 cm BHD) ist eine monotone Tendenz der drei Höhenkurven erkennbar, welche sich entsprechend der Hypothese in einer Zunahme der mittleren Baumhöhen bei abnehmender Hanglage ausdrückt. Wie in den Untersuchungen von GOURLET-FLEURY und HOULLIER (2000) ist der Unterschied im Höhenwachstum dabei zwischen Unter- und Mittelhang weniger stark ausgeprägt als zwischen Mittel- und Oberhang. Die Bestimmtheitsmaße liegen insgesamt niedrig und weisen auf eine nur mäßige Anpassungsgüte der Funktion an die gemessenen Höhendaten hin. Die weiteren Parameter der Höhenkurven sind in Tab. 47 dargestellt.

Über alle Hanglagen betrachtet, beträgt der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes $d_g=39,3$ cm. Aus der NÄSLUND-Funktion errechnet sich daraus die Höhe des Grundflächenmittelstammes mit $h_g=26,34$ m am Unterhang, mit $h_g=25,96$ m am Mittelhang und mit $h_g=24,98$ m am Oberhang. Der Grundflächenmittelstamm von *Shorea sp.* weist damit eine monotone Tendenz im Höhenwachstum in Abhängigkeit von der Hanglage auf. Mit zunehmender Hanglage nimmt die Höhe des Grundflächenmittelstammes ab. Dies entspricht in der Abbildung dem Verlauf der drei Höhenkurven in den oberen Durchmesserklassen (BHD > 40 cm). Bei Betrachtung der mittleren Baumhöhen am Referenzdurchmesser (h_{120}) weisen die Bäume an Ober- und Mittelhang nur eine geringe Differenz auf, während die mittleren Baumhöhen am Unterhang entsprechend der in der Arbeitshypothese formulierten Erwartung deutlich höher sind.

Tab. 47: Parameter für die Höhenkurven der Gattung *Shorea sp.* bei Verwendung der Funktion nach NÄSLUND.

Hanglage	N	Regressionsparameter			h_g [m]	h_{120} [m]
		α	β_1	r^2		
Oberhang	48	9,069	0,177	0,30	24,98	29,36
Mittelhang	61	7,961	0,176	0,20	25,96	29,98
Unterhang	56	15,660	0,155	0,20	26,34	35,41

N= Anzahl der inventarisierten Individuen

Familie der *Burseraceae*

Die Familie der *Burseraceae* (Balsambaumgewächse) ist mit 70 inventarisierten Individuen häufigster Vertreter der Artengruppe 2 in der Stichprobe. Am Oberhang wurden 36 Baumhöhen gemessen, am Mittelhang 22 und am Unterhang 12 Baumhöhen. Der gemessene Minimum-BHD in der Stichprobe liegt bei 10,5 cm, der maximale BHD beträgt 96,8 cm.

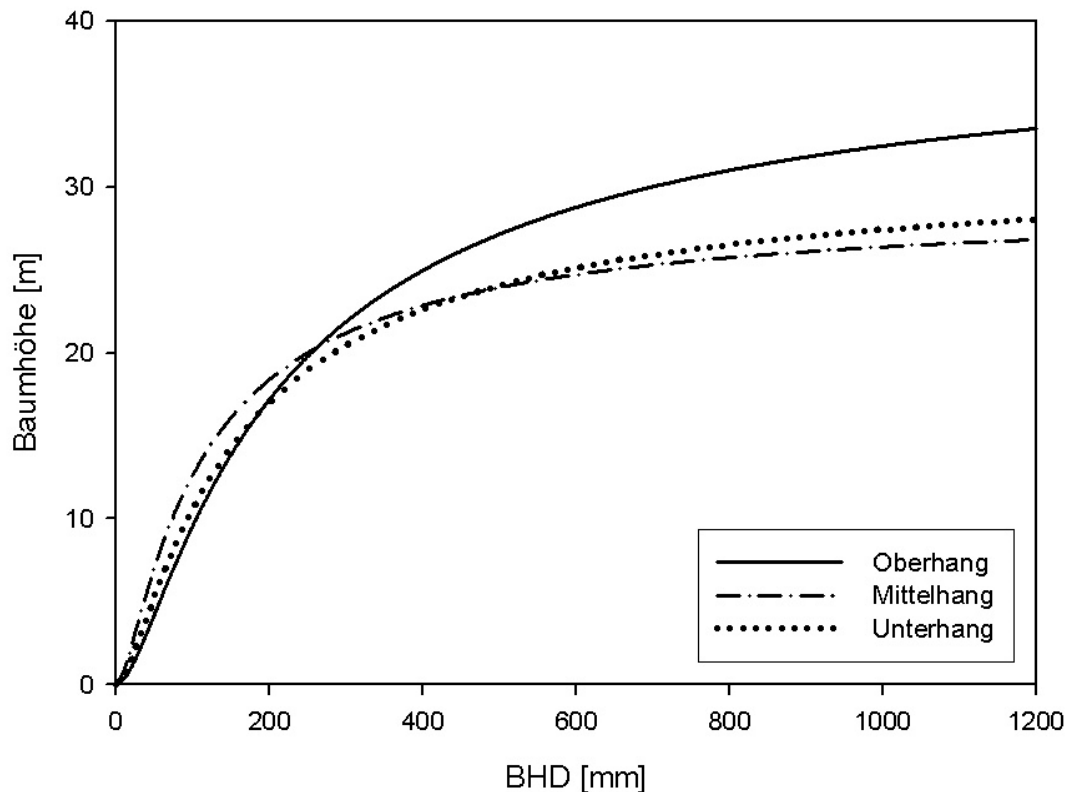


Abb. 50: Höhenkurven der Familie der *Burseraceae* ($BHD \geq 10$ cm) nach Hanglage unter Verwendung der NÄSLUND-Funktion.

Abb. 50 stellt die Bestandeshöhenkurven der Familie der *Burseraceae* für Ober-, Mittel- und Unterhang dar. Vergleichbar mit dem Kurvenverlauf von *Macaranga sp.* verläuft die Höhenkurve für die Bäume am Oberhang in den oberen Durchmesserklassen (oberhalb $BHD=26,5$ cm) am höchsten. Die Höhenkurven für die Bäume an Mittel- und Unterhang verlaufen dicht nebeneinander und schneiden sich bei einem BHD von 19 cm. Eine streng monotone Tendenz im Höhenwachstum in Abhängigkeit von der Hanglage ist über alle Durchmesserklassen hinweg nicht erkennbar. Die Parameter der Bestandeshöhenkurven für die Familie der *Burseraceae* sind in Tab. 48 dargestellt. Das Bestimmtheitsmaß fällt für die einzelnen Funktionen sehr unterschiedlich aus. Während es für die Messwerte am Unterhang auf eine starke Korrelation hinweist, ist diese für den Mittelhang nur sehr schwach ausgeprägt.

Über alle Hanglagen betrachtet, beträgt der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes $d_g=40,2$ cm. Aus der NÄSLUND-Funktion errechnet sich daraus die Höhe des Grundflächenmittelstammes mit $h_g=22,64$ m am Unterhang, mit $h_g=22,89$ m am Mittelhang und mit $h_g=25,02$ m am Oberhang. Der Grundflächenmittelstamm der *Burseraceae* weist damit ein gerichtetes Muster im Höhenwachstum in Abhängigkeit von der Hanglage auf. Mit steigender Hanglage nimmt die Höhe des Grundflächenmittelstammes zu. Dabei ist der Unterschied zwischen der Höhe am Mittel- und Unterhang allerdings nur marginal (vgl. GOURLET-FLEURY und HOULLIER, 2000). Mit einem Höhenunterschied von über 2 m ist der Grundflächenmittelstamm am Oberhang am höchsten. Auch bei der Betrachtung der mittleren Baumhöhen am Referenzdurchmesser (h_{120}) weisen die Bäume am Oberhang die

höchsten Höhen auf. Die Bäume an Mittel- und Unterhang unterscheiden sich in ihren Höhen nur gering, wobei die Bäume am Mittelhang die absolut niedrigsten Höhen aufweisen.

Tab. 48: Parameter für die Höhenkurven der Familie der Burseraceae bei Verwendung der Funktion nach NÄSLUND.

Hanglage	N	Regressionsparameter			h_g [m]	h_{120} [m]
		α	β_1	r^2		
Oberhang	36	16,453	0,159	0,40	25,02	33,52
Mittelhang	22	9,658	0,185	0,10	22,89	26,83
Unterhang	12	12,933	0,178	0,80	22,64	28,06

N= Anzahl der inventarisierten Individuen

4.2.2.2 Standortbedingte Unterschiede im Bestandesvolumen

Unterschiede im Höhenwachstum der Bäume in Abhängigkeit von der Hanglage konnten anhand Untersuchungen der Höhenkurven festgestellt werden. Daraus leitet sich die Fragestellung ab, welchen Einfluss diese Wuchsunterschiede auf die Höhe der Bestandesvolumina und die potentiellen Holzerntemengen auf den verschiedenen Hangstandorten haben.

Tab. 49: Mittels Formhöhentarif geschätztes Bestandesvolumen für alle Bäume ≥ 10 cm BHD in einem Primärwaldbestand der Deramakot Forstreserve.

	V O L U M E N [m ³ ha ⁻¹]		
	Oberhang	Mittelhang	Unterhang
Artengruppe 1	391,4	376,9	399,5
Artengruppe 2	80,7	81,1	75,5
Kommerzielle Arten	377,7	366,4	380,0
<i>Shorea sp.</i>	237,1	246,4	250,0

Tab. 49 stellt die mittels Formhöhentarif geschätzten Volumina für die Artengruppen 1 und 2 sowie für die Kennbaumarten der Gattung *Shorea sp.* (s.o.) in einem Primärwaldbestand der Deramakot Forstreserve dar. Umgerechnet auf den Anteil der als kommerziell eingestufteten Baumarten mit einem Anteil von 80% am Gesamtvolumen der Artengruppe 1 und 2, beträgt das kommerzielle Volumen am Unterhang rund 380 m³ ha⁻¹, am Mittelhang rund 366 m³ ha⁻¹ und am Oberhang rund 378 m³ ha⁻¹. Die maximale Differenz besteht zwischen Unter- und Mittelhang und beträgt rund $\Delta V = 14$ m³ ha⁻¹ (entsprechend 8,4 m³ ha⁻¹ "net commercial volume"). Der maximale hanglagenbedingte Unterschied im Volumen der Gattung *Shorea sp.* beträgt rund $\Delta V = 13$ m³ ha⁻¹, wobei sich in diesem Fall der Unterschied auf die Volumina an Ober- und Unterhang bezieht.

Die von SCHLENSOG (1997) erhobenen Daten zeigen, dass rund 61% des gesamten Bestandesvolumens in dem inventarisierten Primärwaldbestand der Deramakot Forstreserve auf die Bäume mit einem BHD ≥ 60 cm (=MHD) entfallen. In dieser Fraktion beträgt der maximale hanglagenbedingte Unterschied im erntefähigen Volumen der kommerziellen Baumarten rund $\Delta V = 8$ m³ ha⁻¹ (entsprechend 4,8 m³ ha⁻¹ "net commercial volume"). Dieser

Unterschied entspricht in etwa dem Volumen eines durchschnittlichen erntefähigen Baums pro ha (vgl. ONG und KLEINE, 1995). Der mit FORMIX 3-Q simulierte, mittlere kommerzielle Bruttoertrag beträgt bei einem 40-jährigen Nutzungszyklus ohne Durchforstung im Ausgangsbestand "Primärwald" und dem Bewirtschaftungsszenarium "Textbook" rund $81,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Ein hanglagenbedingter Unterschied im Ertrag läge demnach im Primärwaldbestand bei rund 10% bezogen auf den Bruttoertrag bzw. bei 6% bezogen auf den Nettoertrag. Ein hanglagenbedingter Wuchsunterschied vergleichbarer Größenordnung im Sekundärwaldbestand hätte im gleichen Bewirtschaftungsszenarium einen Anteil von etwa 25% am simulierten kommerziellen Bruttoertrag von $63,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Auf einen Nutzungszeitraum von 40 Jahren betrachtet entspräche der hanglagenbedingte Wuchsunterschied einem jährlichen kommerziellen Nettozuwachs von $0,12 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ im Primärwald und $0,24 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ im Sekundärwald. Für die erntefähigen Bäume der Kennbaumarten der Gattung *Shorea sp.* (s.o.) beträgt der maximale hanglagenbedingte Unterschied im Volumen $\Delta V = 4,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Dies entspricht umgerechnet etwa einer Differenz von 0,5 Bäumen pro ha.

Für beide Ausgangsszenarien (Primärwald- und Sekundärwaldbestand) wurden jeweils zwei Simulationsserien nach dem Bewirtschaftungsszenarium "Textbook" über einen Zeitraum von 400 Jahren durchgeführt. Im ersten Simulationslauf wurde die durch das Bewirtschaftungsszenarium vorgegebene Anzahl an Bäumen zu 100% geerntet. Im zweiten Simulationslauf wurde pro Ernteeingriff ein Baum weniger geerntet als vorgesehen, um so den zuvor festgestellten hanglagenbedingten Unterschied im Volumen der kommerziellen Baumarten simulativ abzubilden. Zur Überprüfung der Muster aus den beiden Simulationsläufen wurden die Erträge einer statistischen Analyse unterzogen. Beim Ernteeingriff in die Primärwaldstrukturen lassen sich nach Überprüfung der Erträge anhand des Mann-Whitney-Tests keine signifikanten Unterschiede im Ertragsniveau in Abhängigkeit von der Hanglage feststellen. Beim Ernteeingriff in die Sekundärwaldstrukturen hingegen zeigt der Mann-Whitney-Test einen statistisch signifikanten Unterschied der Mediane bei $p = 0,05$ an. Bei der Bewirtschaftung der degradierten Bestände kann demnach von einem statistisch signifikanten Unterschied im Ertragsniveau in Abhängigkeit von der Hanglage ausgegangen werden.

4.2.3 Optionen zur Dynamisierung des Standort-Leistung-Bezugs

Insgesamt bestätigen die Ergebnisse der Literatur- und Datenanalyse, dass im tropischen Feuchtwald Unterschiede im Höhenwachstum der Bäume in Abhängigkeit von der Hanglage bestehen. Es wird daher empfohlen, diese Standortunterschiede beim Einsatz eines Modells zum Zwecke der forstbetrieblichen Ertragsprognose zu berücksichtigen.

Je nach Ausgangslage des Bestandes betragen die hanglagenbedingten Unterschiede zwischen 10% und 25% des potentiell erntefähigen Bruttovolumens der Bäume mit einem $\text{BHD} \geq 60 \text{ cm}$. Im Fall der Sekundärwaldbestände sind diese Unterschiede statistisch signifikant ausgeprägt. Der entsprechend der Arbeitshypothese 2 erwartete Verlauf der Höhenkurven konnte für die Artengruppen 1 und 3 grundsätzlich bestätigt werden, auch wenn die jeweiligen Höhenkurven das theoretische Muster aufgrund der Streuung der Messwerte nicht in der gewünschten Deutlichkeit darstellen. Deutlicher sind die Muster auf Ebene

ausgewählter Kennbaumarten (-gattungen) ausgeprägt, wie beispielsweise im Fall von *Shorea sp.*. An diesem Beispiel bestätigt sich ebenfalls die Beobachtung von GOURLET-FLEURY und HOULLIER (2000), dass Unterschiede im Höhenwachstum zwischen Unter- und Mittelhang weniger stark ausgeprägt sind, als zwischen Mittel- und Oberhang. Allgemein drücken sich die Wuchsunterschiede innerhalb einzelner Kennbaumarten, Gattungen oder Familien deutlicher aus, als innerhalb ganzer Artengruppen (vgl. VANCLAY et al., 1997).

Ein direkter Vergleich von Bäumen der Artengruppe 1 mit nahezu identischem Brusthöhendurchmesser bestätigt ebenfalls den Höhenunterschied in Abhängigkeit von der Hanglage. Besonders ausgeprägt ist dieser Unterschied in den oberen Durchmesserklassen (vgl. ASSMANN, 1961; VANCLAY, 1992a).

Die festgestellten hanglagenbedingten Wuchsunterschiede in der Deramakot Forstreserve lassen sich näherungsweise mit Hilfe eines hanglagenbezogenen Korrekturfaktors abbilden. Die dazu erforderlichen Formfaktoren sind in Tab. 50 zusammengestellt. Sie beziehen sich auf den Unterschied im Höhenwachstum der Bäume bei einem Referenzdurchmesser von BHD = 120 cm (vgl. VANCLAY, 1994; DITZER, 1999). Die Baumhöhe am Mittelhang wird dabei beispielhaft als Referenzhöhe mit dem Faktor $F_{120}=1,00$ festgelegt. Anhand der Formfaktoren kann das simulierte Höhenwachstum der Bäume in FORMIX 3-Q in der Deramakot-Parametrisierung standortsensitiv adjustiert werden, ohne dass zu jeder Hanglage separate Höhenmessungen aus dem Feld erforderlich sind. Dadurch kann die Datenerhebung im Feld wesentlich vereinfacht und damit kostengünstiger gestaltet werden. Die aufgrund ihrer Topographie schwer zugänglichen Bereiche innerhalb eines Bestandes müssen dann nicht mehr zwingend inventarisiert werden, um alle Hanglagen in den Daten abzubilden.

Tab. 50: Mittlere Baumhöhen (h_{120}) beim Referenzdurchmesser von BHD=120 cm nach Artengruppen (AG) und Hanglage sowie die daraus abgeleiteten Formfaktoren (F_{120}).

Hanglage	AG 1		AG 2		AG 3		AG 4	
	F_{120}	h_{120}	F_{120}	h_{120}	F_{120}	h_{120}	F_{120}	h_{120}
Oberhang	1,05	31,86	1,05	29,70	0,90	24,94	1,05	27,36
Mittelhang	1,00	30,29	1,00	28,68	1,00	28,53	1,00	25,79
Unterhang	1,15	33,58	0,90	25,54	1,10	31,55	1,00	25,25

Für zukünftige Ertragsprognosen auf Forstbetriebsebene wird nach Absicherung der hier vorgestellten Ergebnisse empfohlen, die Hanglage als Differentialmerkmal zur Klassifizierung von Standorttypen heranzuziehen.

4.3 Durchforstungsmodell für FORMIX 3-Q

4.3.1 Ergebnisse der Literaturlauswertung

4.3.1.1 Durchforstungssimulationen in Waldwachstumsmodellen

Beispiele für die Simulation von Durchforstungen finden sich vornehmlich in den empirischen Modellen zur Wachstumssimulation von Rein- und Mischbeständen in der borealen und gemäßigten Zone (vgl. SÖDERBERGH und LEDERMANN, 2003). Grundsätzlich unterscheidet man nach Art der Durchforstungssimulation zwischen empirischen und analytischen Verfahren (STERBA et al., 2006). Desweiteren kann noch nach distanzabhängigen/-unabhängigen und deterministisch/stochastischen Algorithmen zur Beschreibung des Durchforstungseingriffs unterschieden werden. Da es sich bei Durchforstungen um multikriterielle Entscheidungen handelt, bei der Art und Stärke in der Praxis oft nur qualitativ beschrieben werden (z.B. "*früh, oft und mäßig*"), ist eine standardisierte, funktionale Umsetzung der Durchforstungsstrategien in einem Waldwachstumsmodell mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden (DUDA, 2006).

Durchforstungseingriffe im tropischen Feuchtwald wurden bisher nur mit dem empirischen Waldwachstumsmodell SYMFOR im Rahmen eines Pilotprojektes am Beispiel eines Dipterocarpaceenwaldes in Ost-Kalimantan simuliert (PHILLIPS und VAN GARDINGEN, 2001; REDHAHARI et al., 2002). Das Modell konnte dabei die Durchforstungen zwar entsprechend der Vorgaben nach dem TPTI-System umsetzen, doch entsprachen die Simulationsergebnisse nicht den zuvor formulierten Erwartungen. Die Kombination aus Ernte- und Durchforstungseingriffen in einem Nutzungszyklus von 35 Jahren führte in der Simulation zu einer Degradierung der Bestände, die schon nach wenigen Nutzungszyklen keine vorschriftsmäßige Holzernte mehr ermöglichte.

4.3.1.2 Durchforstungen im tropischen Feuchtwald

In den Anfängen der Tropenwaldnutzung spielten waldbauliche Pflegemaßnahmen nach der Holzernte keine große Rolle, da die tropischen Feuchtwälder als unendliche natürliche Ressource angesehen wurden, die sich rein exploitativ nutzen ließen und nach der Nutzung keiner weiteren Pflege bedurften (FOX und CHAI, 1982; WEINLAND, 2007). Noch bis vor wenigen Jahrzehnten waren waldbauliche Pflegeeingriffe daher nur im Rahmen von Rehabilitationsmaßnahmen in exploitierten Beständen vorgesehen (WEIDELT, 1986; WADSWORTH, 1987; WOELL, 1988). Vor allem die nach einer Exploitation verbliebenen Bäume in den mittleren Durchmesserklassen, welche in polyzyklischen Systemen die Grundlage für die nächste Ernte bilden, sollten dabei durch Freistellungen in ihrem Wachstum gefördert werden (WADSWORTH, 1981). Diese Maßnahmen wurden als standardisierte Durchforstungskonzepte in lokale Waldbaurichtlinien übernommen, welche in der Praxis jedoch meist nicht umgesetzt wurden (WAN RAZALI, 1994; ELIAS et al., 2001). Das lag neben den begrenzten Kapazitäten zur Umsetzung der Maßnahmen auch an einer grundsätzlichen Kontroverse zum diesem Thema. So stehen sich diesbezüglich zwei Meinungen gegenüber:

Während eine Gruppe von Autoren (u.a. WEIDELT, 1986; UEBELHOER und HERNANDEZ, 1988; HAHN-SCHILLING et al., 2000) davon überzeugt ist, dass sich

Durchforstungseingriffe im tropischen Feuchtwald zuwachssteigernd auswirken, ist die andere Gruppe (u.a. CHAI und UDARBE, 1977; PRIMACK et al., 1987; CHAI und LEE, 1992; WAN RAZALI, 1993; BRUENIG, 1996) davon überzeugt, dass diese Maßnahmen ertragskundlich überflüssig und demnach unökonomisch sind. Nach ihrer Meinung sind die wiederkehrenden Ernteeingriffe bereits ausreichend, um Wachstum und Verjüngung hinreichend zu stimulieren. So bezeichnet HAHN-SCHILLING (1994) die Holzernte als "waldbauliche Maßnahme". Auch BERTAULT et al. (1993) ("*logging...constitutes a silvicultural operation*") und BRUENIG (1996) ("*harvesting ideally under optimal conditions equals silviculture*") sehen in der Holzernte eine waldbauliche Maßnahme.

KOLLERT und WEINLAND (2002) sowie WEINLAND (2007) sind zwar vom zuwachssteigernden Effekt einer Durchforstung überzeugt, weisen aber gleichzeitig darauf hin, dass waldbauliche Pflegemaßnahmen nur dann Erfolg versprechend sind, wenn sie in Beständen durchgeführt werden, die nach den Prinzipien der schonenden Holzernte ("*reduced impact logging*") bewirtschaftet werden (vgl. WEINLAND, 2003).

Das Ziel der Durchforstung im tropischen Feuchtwald ist es, einen möglichst hohen Anteil des potentiellen Zuwachses auf die ökonomisch wertvollen Bäume zu konzentrieren (WEIDELT, 1996a). Werden dabei zu viele Bäume entnommen, kann sich die Produktivität auf der Fläche verringern und das Wachstum "unerwünschter" Arten stimuliert werden. Die waldbauliche Herausforderung liegt darin, die optimale Durchforstungsstrategie zu finden, bei der trotz der Entnahme von Bestandesmitgliedern ein möglichst hoher Nettozuwachs auf der Fläche realisiert werden kann. Nach BOSSEL (1994) sind Waldwachstumsmodelle bei der Suche nach der "optimalen" Behandlungsstrategie ein unverzichtbares Hilfsmittel. Gezielte Pflegemaßnahmen zur Steigerung der Wertholzproduktion sind aufgrund der Bestandesdynamik und reichen Verjüngung besonders in den Dipterocarpaceenwäldern Südostasiens Erfolg versprechend (WEIDELT, 1986; WOELL, 1988).

Zu den weiteren Zielen der Durchforstung zählen die Manipulation der Artenzusammensetzung und Bestandesstrukturen im Rahmen der betrieblichen Zielsetzung (LAMPRECHT, 1986) sowie die Verkürzung der Umlaufzeit (HUTCHINSON, 1980; KORSGAARD, 1986; WOELL, 1988). WEIDELT (1989) erinnert jedoch daran, dass zum Erhalt der Biodiversität eine zu starke Homogenisierung der Baumarten und Bestandesstrukturen im Rahmen der Durchforstung vermieden werden sollte.

Für degradierte Dipterocarpaceenwälder fassen WEIDELT (1986) und HAHN-SCHILLING et al. (2000) die Ziele der Durchforstung wie folgt zusammen:

- Gewährleistung einer adäquaten Bestockung degradierter Flächen mit kommerziell nutzbaren Baumarten;
- Förderung des Wachstums ausgewählter Zukunftsbäume;
- Verkürzung der Nutzungszyklen (Umlaufzeit);
- Steigerung des ökonomischen Werts des Waldes.

4.3.1.3 Parameter zur Entwicklung eines Durchforstungsmodells in FORMIX 3-Q

Zur Formulierung und Verifizierung eines Durchforstungsmodells für FORMIX 3-Q müssen plausible Durchforstungsszenarien für den Dipterocarpaceenwald entwickelt werden. Die dazu erforderlichen Parameter werden aus der Fachliteratur zusammengestellt. Diese liefert ebenfalls die zur Validierung erforderlichen Informationen über Muster im Zuwachsverhalten, die sich infolge einer Durchforstung ergeben.

Durchforstungen definieren sich allgemein über die Entnahme von Bäumen zur Pflege eines Bestandes (KRAMER, 1988). Die unterschiedlichen Durchforstungsmethoden lassen sich primär nach Durchforstungsart, Durchforstungsgrad und Durchforstungsintensität charakterisieren (vgl. GADOW und POSTOLI, 1998; BURSCHEL und HUSS, 2003). Für die Umsetzung der Maßnahmen ist darüber hinaus noch die Festlegung der technisch-mechanischen Entnahmemethode erforderlich.

Die **Durchforstungsart** definiert sich über die Art und Weise, in der in einen Bestand eingegriffen wird (KRAMER, 1988). Die Durchforstungsarten lassen sich dabei anhand verschiedener beschreibender Kriterien systematisieren (vgl. KRAMER, 1988; BURSCHEL und HUSS, 2003; RÖHRIG et al., 2006).

Auf der horizontalen Ebene eines Bestandes lassen sich schematische von selektiven Durchforstungseingriffen unterscheiden. Bei der schematischen Durchforstung werden aus dem Bestand Bäume aufgrund quantitativer Vorgaben entfernt, z.B. auf einem festgelegten Streifen im Bestand oder eine festgelegte Anzahl an Bäumen pro Fläche oder Durchmesserklasse. Bei der qualitativen Durchforstung werden die zu entnehmenden Bäume über bestimmte Merkmale charakterisiert, wie z.B. die Baumart, die Stamm- oder Kronenform oder etwaige Defekte. Zusätzlich beschreibt SCHÜTZ (2004) die situative Durchforstung, die genau zu dem Zeitpunkt und an der Stelle im Bestand durchgeführt wird, wo nach einer Analyse der Bestandesentwicklung erforderlich ist. Da FORMIX 3-Q das Baumwachstum distanzunabhängig am Beispiel eines repräsentativen Baumes pro Kohorte beschreibt, ist die simulative Abbildung einer qualitativen Durchforstung im Modell derzeit nicht möglich.

In der vertikalen Bestandesebene lassen sich die Durchforstungen über die soziologische Stellung der ausscheidenden Bäume in Hoch- und Niederdurchforstung unterscheiden. Bei der Niederdurchforstung werden vornehmlich Bäume schwächerer Dimensionen aus den unteren und mittleren Bestandesschichten entnommen, während bei der Hochdurchforstung Bäume aus den oberen Bestandesschichten entnommen werden. Zur Gruppe der Hochdurchforstungen zählen ebenfalls die Auslese- und die Plenterdurchforstung. Die Ausleседurchforstung dient der Zuwachsförderung der qualitativ besten Bäume im Bestand. Dies kann durch eine positive Auslese (Förderung der ausgewählten Bäume) oder eine negative Auslese (Entnahme qualitativ schlechter Bäume) erreicht werden. In der internationalen Fachliteratur werden die zu fördernden Bäume als "*potential crop trees*" (PCT) oder auch "*leading desirables*" bzw. "*elite trees*" bezeichnet. LAMPRECHT (1986) übersetzt "*potential crop trees*" mit dem deutschen Fachbegriff "Zukunftsbäume". Die Plenterdurchforstung strebt in einem Bestand die Entwicklung einer idealen Plenterstruktur

entsprechend einer Stammzahl-Gleichgewichtskurve an (vgl. LEIBUNDGUT, 1984). Dies wird vor allem durch die Entnahme intermediärer Bäume erreicht (SCHÜTZ, 2004).

In der Dokumentation der Durchforstungsversuche in den Tropen finden sich meist keine näheren Angaben zur Art und Weise der durchgeführten Durchforstung. Häufig wird nur allgemein von "*treatment*" (Behandlung), "*thinning*" (Durchforstung) oder "*selective thinning*" (selektive Durchforstung) gesprochen. Daher wird auf Informationen von DAWKINS (1958), WEIDELT (1986), HUTCHINSON (1988) und SYNNOTT (1990) zurückgegriffen, nach denen im polyzyklisch bewirtschafteten tropischen Feuchtwald im Wesentlichen die folgenden Eingriffsarten zur Anwendung kommen:

1. Durchforstung ("*thinning*"): teilweise Öffnung des Kronendachs zur Wachsförderung der ökonomisch relevanten Baumarten in den unteren und mittleren Durchmesserklassen. Die Durchforstung zählt zu den wichtigsten waldbaulichen Maßnahmen im Rahmen der Tropenwaldbewirtschaftung (HUTCHINSON, 1988). Vor allem Eingriffe in die mittleren Höhenstraten gelten dabei als Erfolg versprechend. Bei dieser Maßnahme werden "unerwünschte" Bäume (beschädigte Bäume und nicht-kommerzielle Baumarten) in einer negativen Auslese aus dem Bestand entfernt. Nach MAYER (1984) haben waldbauliche Erfahrungen in Mischwäldern der gemäßigten Breiten gezeigt, dass eine negative Auslese die "*breite Mittelmäßigkeit*" fördern und langfristig die Bestandesstrukturen gefährden kann. WOELL (1988) unterstreicht diese Aussage infolge seiner Untersuchungen im Dipterocarpaceenwald im Rahmen der philippinischen Selektionswirtschaft und weist zusätzlich auf die Gefahr der Verringerung der Artenvielfalt und der Gefährdung der Stabilität der Bestandesstrukturen hin.

2. Freistellung ("*liberation*"): gezielte Freistellung der Kronen ausgewählter Bäume ("*potential crop trees*") unterer und mittlerer Durchmesserklassen in festgelegten Intervallen nach der Holzernte (HUTCHINSON, 1988; BERTAULT et al., 1995). Dabei werden in einer positiven Auslese die Bedränger und überschattende Konkurrenten entfernt. Über versuchsweise durchgeführte Auslesedurchforstungen auf den Philippinen wird ausführlich von WEIDELT und BANAAG (1982), WEIDELT (1986) sowie WOELL (1988) berichtet. HUTCHINSON (1980), CHAI (1984) und KORSGAARD (1986 und 1992) kommen infolge verschiedener Durchforstungsversuche in Malaysia zu dem Schluss, dass Auslesedurchforstungen die beste Art der Durchforstung zur Zuwachsförderung im Dipterocarpaceenwald darstellen. Nach HUTCHINSON (1980) war es im damaligen Malaya bereits vor dem 2. Weltkrieg gängige Expertenmeinung, dass als waldbauliche Maßnahme im *Modified Malayan Uniform System* (MMUS) lediglich die Freistellung potentieller Wertträger in Frage kommt. Im polyzyklisch bewirtschafteten tropischen Feuchtwald gilt die Auslesedurchforstung inzwischen als *die* anerkannte Durchforstungsart (WADSWORTH und ZWEEDE, 2006). Dies gilt auch im Rahmen der Rehabilitierung und Bewirtschaftung degradierter Bestände (ITTO, 2002).

Die Angaben über die waldbaulich notwendige Anzahl an Zukunftsbäumen in einem polyzyklisch bewirtschafteten tropischen Feuchtwald gehen weit auseinander. Für den Dipterocarpaceenwald auf den Philippinen geben UEBELHOER et al. (1990) einen Mindestwert von 40 Bäumen pro ha im Durchmesserbereich von 5-35 cm BHD an, der jedoch

in Abhängigkeit von der Topographie auf bis zu 120 Bäume pro ha (auf Höhenrücken) gesteigert werden sollte. Nach WEIDELT und BANAAG (1982) sowie LAMPRECHT (1986) sollten sogar 100-300 regelmäßig verteilte Bäume pro ha in den Durchmesserklassen 10-70 cm BHD als potentielle Kandidaten ausgewählt werden. Dadurch wird eine gewisse Flexibilität gewahrt, um auf ein späteres "Umsetzen" einzelner Zukunftsbäume reagieren zu können (vgl. WEIDELT, 1996a; DAGANG, 1999; KAMMESHEIDT et al., 2003).

In Anlehnung an WEIDELT und BANAAG (1982) sowie BURGESS (1991) zählt FALLER (1991) für die Auswahl von Zukunftsbäumen in Deramakot folgende Kriterien auf:

- Baumart: kommerziell bedeutsam;
- Durchmesser: zwischen 20 und 50 cm BHD;
- Stammform: gerade und unbeschädigt;
- Krone: voll und gesund.

In einer Stichprobenaufnahme in Deramakot konnte FALLER (1991) anhand dieser Kriterien im Schnitt 42 Bäume pro ha identifizieren, die als potentielle Wertträger in Frage kommen. Zusätzlich identifizierte FALLER (1991) pro Zukunftsbäum im Schnitt 3-4 Bedränger, die im Rahmen einer Durchforstung entnommen werden müssten. Eine Freistellung in dieser Größenordnung resultierte bei Feldversuchen in Sarawak in einer durchschnittlichen Stammzahlreduktion von etwa 15-20%, bzw. in einer Absenkung der Bestandesgrundfläche um etwa 18% (SYNNOTT, 1980; HUTCHINSON, 1980). BURGESS (1991) empfiehlt als waldbauliche Zielgröße für Deramakot einen Mindestanzahl von 15-30 Bäumen pro ha mit $BHD \geq 60$ cm, die am Ende eines Nutzungszyklus zur Ernte bereitstehen sollten, um einen Brutto-Ertrag von mindestens $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ zu realisieren.

Nach ONG und KLEINE (1995) sollten Zukunftsbäume im Dipterocarpaceenwald im Durchmesserbereich von 20-39 cm BHD ausgewählt werden, da die Kronen der Bäume in diesem Alter noch reaktionsfreudig sind. Im Deramakot Management Plan aus dem Jahre 1994 wird sogar eine Freistellung von Zukunftsbäumen im Durchmesserbereich von 5-30 cm BHD vorgeschlagen (SABAH FORESTRY DEPARTMENT, 1994). Nach FOX und CHAI (1982), LAMPRECHT (1986), WEIDELT (1996a) sowie BERTAULT et al. (1995) macht es jedoch keinen Sinn, Bäume mit einem $BHD \geq 40$ cm als Zukunftsbäume auszuwählen, da sich in diesem Kollektiv auch zahlreiche soziologische Absteiger ohne aktivierbares Wuchspotential befinden. Für diese Bäume hätte eine Freistellung nur noch einen positiven Effekt für die laterale Kronenentwicklung und bei der Konkurrenz um Nährstoffe (JONKERS, 1987). Eine Freistellung potentieller Zukunftsbäume mit einem $BHD < 10$ cm wird ebenfalls nicht empfohlen, da ein solcher Eingriff mit einem drastischen Anstieg der Mortalität im Bestand einhergeht (FOX und CHAI, 1982).

Eine allgemeine Regel zur Auswahl von Zukunftsbäumen lässt sich aufgrund der vielfältigen Empfehlungen nicht ableiten. Letztendlich scheint ein Baum je nach Art, individueller Beschaffenheit und Standort unterschiedlich auf eine Freistellung zu reagieren. Der Durchmesserbereich von 10-40 cm BHD scheint jedoch als Zielbereich für die Auswahl der Zukunftsbäume konsensfähig.

In der Literatur finden sich nur wenige Hinweise auf das im Rahmen einer Durchforstung zu entnehmende Kollektiv. Dabei werden im Rahmen einer positiven Auslese meist nur qualitative Angaben gemacht, wie z.B. "Entnahme aller direkten Bedränger". Etwas genauer sind die Vorgaben im Fall einer negativen Auslese, wie z.B. das Ringeln und Begiften ("*poison girdling*") aller beschädigten Bäume sowie aller nicht-kommerzieller Baumarten mit einem BHD von 15-60 cm im monozyklischen *Sabah Uniform System* (FOX und CHAI, 1982).

Ein weiteres Beispiel für eine Durchforstungsvorgabe im exploitierten Dipterocarpaceenwald, in der die Elemente einer positiven und negativen Auslese kombiniert sind, findet sich bei WADSWORTH (1969) im Rahmen des *Modified Malayan Uniform System*:

1. "*overstorey removal*": Entnahme aller in den Vorschriften gelisteten Baumarten mit einem BHD ≥ 60 cm,
2. "*removal of competitors*": Entnahme aller Bäume, die einen Zukunftsbaum beschatten,
3. "*removal of future competitor*": Entnahme aller Bäume, die eine potentielle zukünftige Konkurrenz für einen Zukunftsbaum darstellen könnten.

Da Bäume im Dipterocarpaceenwald mit einem BHD von 30-40 cm (Alter ca. 60 Jahre) bereits das Kronendach erreicht haben (MANOKARAN und KOCHUMEN, 1994), empfehlen HAHN-SCHILLING et al. (2000) im genutzten Dipterocarpaceenwald in Sarawak pro Zukunftsbaum rund 1-5 Bedränger bis max. 30 cm BHD zu entnehmen. Diese Vorgabe deckt sich mit der Empfehlung von DAGANG (1999) für Dipterocarpaceenwälder in Kalimantan, die besagt, dass sich die zu entnehmenden Bäume vornehmlich aus den Durchmesserklassen rekrutieren sollten, aus denen auch die Zukunftsbaume stammen. YUAN et al. (1995) empfehlen für die genutzten Dipterocarpaceenwälder in West-Malaysia den Durchmesserbereich von 10-30 cm BHD für die Entnahme von Bedrängern, da Bäume mit einem BHD > 30 cm bereits so weit in die Höhe gewachsen sind, dass sie als Strukturelement nicht mehr zugunsten schwächerer Bestandesmitglieder entnommen werden sollten.

Es liegen jedoch für die polyzyklischen Bewirtschaftungssysteme auch Empfehlungen zu Eingriffen in die höheren Durchmesserklassen vor. So empfiehlt WEIDELT (1986) für die Dipterocarpaceenwälder auf den Philippinen starke Eingriffe in den Durchmesserbereich 10-70 cm BHD, während in den Durchmesserbereich 5-10 cm BHD nur gering eingegriffen werden sollte. Auch BERTAULT et al. (1993) empfehlen für Dipterocarpaceenwälder in Kalimantan Eingriffe in die höheren Durchmesserklassen, da dort die stärkste Konkurrenz besteht.

Der **Durchforstungsgrad** ist Ausdruck der Stärke eines längerfristigen Durchforstungsprogramms welches mehrere Eingriffe umfasst. Der Durchforstungsgrad orientiert sich an der angestrebten Bestandesdichte. Als Maß der Bestandesdichte werden dabei je nach Land und Region die Grundfläche, die Stammzahl, ein bestandestypischer "*Stand Density Index*" (SDI) oder ein Bestandesdichtediagramm herangezogen (vgl. BACHMANN, 2003). Am gebräuchlichsten ist die Angabe der mittleren Grundflächenhaltung oder der relativen Grundflächenabsenkung.

Der Durchmesserzuwachs der verbleibenden Bäume wird generell umso stärker und dauerhafter angeregt, je stärker ein Durchforstungseingriff ist. Auf Bestandesebene kann eine maximale Volumenleistung jedoch nur dann erbracht werden, wenn die "kritische Grundfläche" dabei nicht unterschritten wird. Ist dies jedoch der Fall, kann es zu einem Absinken der Gesamtwuchsleistung kommen (KRAMER, 1988). Die Schwierigkeiten für den Waldbauer liegen in der Praxis bei der Festlegung der optimalen Grundflächenhaltung für einen bestimmten Bestandestypen auf einem bestimmten Standort (vgl. ASSMANN, 1961). Üblicherweise wird dieser anhand einer Serie von Feldversuchen hergeleitet.

Tab. 51 gibt eine Übersicht über die von den verschiedenen Autoren empfohlene Grundflächenhaltung bzw. Grundflächenabsenkung für Dipterocarpaceenwälder in Südostasien. Die Vorschläge reichen von sehr starken Eingriffen (vgl. WYATT-SMITH, 1963; FOX und CHAI, 1982) bis hin zu schwachen Eingriffen (vgl. SYNNOTT, 1980; WEIDELT und BANAAG, 1982). Eine Absenkung der Bestandesgrundfläche um 15-20% wird als "schwacher" Eingriff bewertet (HUTCHINSON, 1980). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die verschiedenen Durchforstungsvorschläge aus monozyklischen und polyzyklischen Waldbausystemen stammen. So beziehen sich z.B. die Vorschläge von FOX und CHAI (1982) auf das in Sabah zu jener Zeit gebräuchliche monozyklische *Modified Malayan Uniform System* mit seinen langen Umlaufzeiten. In diesem System ist die Förderung der Naturverjüngung durch starke Durchforstungseingriffe wesentlicher Bestandteil des Bewirtschaftungskonzeptes. Bestände in polyzyklischen Systemen mit kürzeren Umlaufzeiten werden weniger stark durchforstet, da die Eingriffe auf die Bestandesmitglieder in den mittleren Durchmesserklassen ausgerichtet sind.

In Sarawak (Ost-Malaysia) wurde Anfang der 1970er Jahre ein polyzyklisches Waldbausystem mit 25-jährigen Umlaufzeiten in den Dipterocarpaceenwäldern im Hügelland auf experimenteller Basis eingeführt (LEE, 1982a). Die im Rahmen dieses Systems gemachten Durchforstungsvorschläge empfehlen eine Grundflächenabsenkung von rund 20-30%, ausgehend von der Grundfläche des exploitierten Bestandes nach der Ernte, die nach KAMMESHEIDT et al. (2003) im Schnitt rund $24 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ beträgt.

WEIDELT (1986) dokumentiert Durchforstungsversuche in degradierten Dipterocarpaceenwäldern auf den Philippinen. Hier wurde ein polyzyklisches Bewirtschaftungssystem bereits in den 1950er Jahren eingeführt (WEIDELT, 1990). In den Versuchsflächen wurden 25-45% der Bestandesgrundfläche entnommen. WEIDELT (1986) berichtet, dass sich die dadurch entstandenen Lücken im Bestand rasch geschlossen haben und die Eingriffe schon nach "kurzer Zeit" nicht mehr erkennbar waren. In den Versuchen fielen Durchforstungsmengen bis zu $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ an.

Tab. 51: *Empfohlene Grundflächenhaltung bzw. Grundflächenabsenkung für Dipterocarpaceenwälder in Südostasien zur Maximierung des Zuwachses.*

Empfohlene Grundflächenhaltung	Autoren	Anmerkungen
Monozyklische Bewirtschaftung		
7-11 m ² ha ⁻¹	FOX und CHAI (1982)	Sabah; diese Grundflächenhaltung begünstigt nach CHAI und UDARBE (1977) in starkem Maße die Sekundärvegetation
10-15 m ² ha ⁻¹	DAWKINS und PHILIP (1998); FOX (1973a)	Sabah
23 m ² ha ⁻¹	NICHOLSON (1979)	Sabah
18-24 m ² ha ⁻¹	WHITMORE (1984)	West-Malaysia
Absenkung* der Grundfläche um 25-50%	WYATT-SMITH (1963)	West-Malaysia
Polyzyklische Bewirtschaftung		
15 m ² ha ⁻¹	ITTO (2002)	Degradierete Feuchtwälder
Absenkung der Grundfläche um 20%	HUTCHINSON (1980)	Sarawak; definiert als "schwacher Eingriff"
Absenkung der Grundfläche um 30%	KAMMESHEIDT et al. (2003)	Sarawak
Absenkung der Grundfläche um 25-45%	BERTAULT et al. (1993)	Kalimantan
Absenkung der Grundfläche um 30%	SIRAN (2006)	STREK Projekt (Auslesedurchforstung) in Ost-Kalimantan
23-26 m ² ha ⁻¹	WEIDELT und BANAAG (1982)	Philippinen
Absenkung der Grundfläche um 25-40%	WEIDELT (1989); WOELL (1988)	Philippinen
Absenkung der Grundfläche um 30%	HERNANDEZ und UEBELHÖR (1989); PRIMACK und LEE (1991)	Philippinen

*: Absenkung gegenüber der Grundfläche eines Bestandes nach der Holzernte

MILLER (1981) führte in Dipterocarpaceenwäldern in Ost-Kalimantan Untersuchungen zur Stammzahlreduktion im Rahmen der Holzernte durch, die Hinweise auf den Zusammenhang zwischen Entnahmeintensität und Zuwachs ermöglichen (siehe Tab. 52). Diese Wälder werden in 35-jährigen Umlaufzeiten nach den Regeln des polyzyklischen Waldbausystems TPTI bewirtschaftet. Dabei fällt auf, dass die Gesamtwuchsleistung des Bestandes bereits bei

Eingriffen mit einer Stammzahlreduktion ab 15% des Gesamtbestandes stark rückläufig ist. Jenseits der 20%-igen Stammzahlreduktion werden bereits so viele Bestandesmitglieder entnommen, dass auf Bestandesebene keine Zuwachssteigerung mehr erzielt werden kann. Eine Zuwachssteigerung ist hingegen bei den schwächeren Eingriffen feststellbar, ohne dass jedoch ein systematischer Zusammenhang zwischen der Eingriffsstärke und der Höhe des Zuwachses zu erkennen ist.

Tab. 52: Durchschnittlicher jährlicher Zuwachs verschiedener Dipterocarpaceenbestände in Ost-Kalimantan nach Holzernten unterschiedlicher Eingriffsstärke.

Eingriffsstärke [%]*	Jahre nach Logging [a]	Zuwachs [m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]
4	7	3,9
9	7	5,9
10	7	3,4
15	7	4,9
20	7	0,8
23	7	-1,7
36	2	-2,4
76	2	-16,3

* % der Gesamtstammzahl (einschl. geernteter, beschädigter und zerstörter Stämme)
Quelle: MILLER (1981)

Nach den Vorgaben der Forstverwaltung in Sabah werden die Dipterocarpaceenwälder nach einem polyzyklischen Waldbausystem bewirtschaftet. Entsprechend der Literaturhinweise werden in diesem System Durchforstungen mit einer Grundflächenabsenkung von 10-30% nach der Holzernte vorgeschlagen. Für die Verifizierung und Validierung des Durchforstungsmodells in FORMIX 3-Q ist daher die Einbeziehung dieser Eingriffsstärken zu berücksichtigen.

Die **Durchforstungsintensität** ist eine Kombination aus Zeitpunkt des ersten Eingriffes sowie des Zeitintervalls zwischen den Eingriffen (= "Wiederkehrperiode", KRAMER, 1988).

Obwohl die Wahl des geeigneten Zeitpunktes für den ersten Pflegeeingriff nach einer Erntemaßnahme im tropischen Feuchtwald als Schlüssel für ihren Erfolg gilt (HAHN-SCHILLING et al., 2000), gehen die Meinungen dazu weit auseinander. In Tab. 53 sind dazu die Vorschläge verschiedener Autoren zusammengefasst. Einige Autoren (u.a. DeGRAAF, 1986; ITTO, 1990; UEBELHOER et al., 1990) empfehlen, den ersten Pflegeeingriff unmittelbar nach der Holzernte durchzuführen, da die Bestände zu diesem Zeitpunkt über die im Rahmen der Holzernte angelegte Infrastruktur noch leicht zugänglich sind. Schon nach wenigen Jahren sind temporäre Wege und Flussquerungen zugewachsen und nicht mehr nutzbar. NICHOLSON (1979) bezeichnete diese Form des Eingriffes als "*Immediate Silvicultural Treatment*" (I.S.T.). Auf Ablehnung stößt dieser Vorschlag u.a. bei WYATT-SMITH (1962) und SYNNOTT (1980), da eine zusätzliche Bestandesauflichtung ihrer Meinung nach zu einer unerwünschten Förderung der Pionierbaumarten und Schlingpflanzen führt. FOX und CHAI (1982) halten es zudem für zu gefährlich, den Bestand unmittelbar nach der Holzernte wegen der vielen Ernteabfälle und umgestürzten Bäume zu betreten. Erst

5-6 Jahre nach einer Ernte im Dipterocarpaceenwald "erholt" sich ein Bestand laut HAHN-SCHILLING et al. (2000) vom "Ernteschock". Zu diesem Zeitpunkt haben sich die Ernterückstände bereits weitestgehend zersetzt und die Verjüngung der Pionierbaumarten ist rückläufig.

Tab. 53: Empfehlungen verschiedener Autoren für den Zeitpunkt der ersten Durchforstung nach einer Holzernte im tropischen Feuchtwald (N = Zeitpunkt der Holzernte).

Zeitpunkt des Eingriffs nach der Holzernte (=N) in Jahren	Anmerkungen
Unmittelbar nach der Ernte	Als " <i>Immediate Silvicultural Treatment</i> " (I.S.T.) von NICHOLSON (1979) für Sabah zur Entwicklungsförderung der Verjüngung vorgeschlagen. Ebenfalls empfohlen von DeGRAAF (1986), ITTO (1990), UEBELHOER et al. (1990), APPANAH (1999), HAHN-SCHILLING et al. (2000).
N + 1	Entnahme der beschädigten, schlechtwüchsigen und unerwünschten Arten mit BHD \geq 20 cm, nächster Eingriff bei Bedarf (ermittelt über Stichprobeninventur) nach 10 Jahren (LEE, 1982b; KAMMESHEIDT et al., 2001).
N + 1-2	HUTCHINSON (1980): für Dipterocarpaceenwald in Sarawak. Noch gute Begehrbarkeit der Bestände, Ernteschäden an Bäumen noch gut erkennbar (verringert Risiko der falschen Auswahl der Zukunftsbäume).
N + 3-6	Empfohlen von KEONG und WEINLAND (1995) für den malaysischen Dipterocarpaceenwald, da sich die Verjüngung bereits im Lohdenstadium befindet.
N + 5	WYATT-SMITH (1963): leichter Eingriff im Dipterocarpaceenwald (MUS System).
N + 6-10	Verjüngung in der BHD-Klasse 5-10 cm ist soweit ausdifferenziert, dass zu fördernde Zukunftsbäume gut identifizierbar sind. Zudem ist der Bestand nach Verrottung des Ernteabbaus wieder leichter zu betreten (WYATT-SMITH, 1963; WEIDELT, 1986 und 1996b; RICHTER, 2000)
N + 10-15	Positive Auslesedurchforstung nach " <i>Philippine-German Timber Stand Improvement Project</i> " (WOELL, 1988); in Sabah empfohlener Zeitraum im MMUS zum Aufrechterhalten des Wachstumsschubes von der vorangegangenen Holzernte (FOX und CHAI, 1982)

Die Vorschläge für einen frühzeitigen Eingriff werden vornehmlich im Kontext monozyklischer Bewirtschaftungssysteme gemacht, deren Ziel die Förderung der Naturverjüngung ist (APPANAH, 1999). Für die Auswahl und Förderung von

Zukunftsbäumen mittlerer Durchmesser in den polyzyklischen Bewirtschaftungssystemen wird ein Eingriff zwischen 5 und 10 Jahren nach der Holzernte empfohlen.

Die Länge der Zeitspanne, die zwischen zwei Durchforstungseingriffen liegt, ist von verschiedenen Faktoren (u.a. der betrieblichen Zielsetzung und dem Bewirtschaftungssystem) abhängig und unterliegt dementsprechend keinen festen Regeln (vgl. KRAMER, 1988; RÖHRIG et al., 2006). Aus biologischer und waldbaulicher Sicht werden für den Dipterocarpaceenwald häufige schwache Eingriffe empfohlen, da sich so die Wuchsvorgänge und die Dynamik in einem Bestand besser steuern lassen (WYATT-SMITH, 1963; WEIDELT und BANAAAG, 1982). Aus betriebswirtschaftlicher Sicht ist jedoch eine geringere Anzahl stärkerer Eingriffe angezeigt (vgl. WOELL, 1988; WEIDELT, 1996b).

Zur Festlegung eines geeigneten Durchforstungsintervalls ist die Dauer der wuchsstimulierenden Wirkung eines Eingriffs von erheblicher Bedeutung. Sie hängt von der Ausgangslage des Bestandes (v.a. der Bestandesstruktur), der Eingriffsintensität und den Bestandesschäden ab. Dazu liegen Beobachtungen vor, die nach Holzernten und Durchforstungen gemacht wurden. Bei einer Durchforstung im Dipterocarpaceenwald in Sarawak hielt der stimulierende Effekt nur etwa 3 Jahre an (PRIMACK et al., 1989). Vergleichbare Beobachtungen machten SILVA et al. (1995) nach Durchforstungen im Amazonasgebiet von Brasilien. In der gleichen Region konnten FAVRICHON und HIGUCHI (1996) sowie FAVRICHON et al. (1997) den stimulierenden Effekt einer Durchforstung auf das Durchmesserwachstum noch nach 7-8 Jahren nachweisen.

Da eine Holzernte üblicherweise stärker in die Bestandesstrukturen eingreift als eine Durchforstung, konnten WOELL (1988) und WEIDELT (1994 und 1996b) noch 10 Jahre nach einer Holzernte im philippinischen Dipterocarpaceenwald einen verstärkten Zuwachs des verblieben Baumbestandes feststellen. HUTCHINSON (1980) konnte im Dipterocarpaceenwald in Sarawak sogar 20 Jahren nach einem Holzernteeingriff noch eine wuchsstimulierende Wirkung des Eingriffs beobachten.

Entsprechend dieser Ergebnisse wurden in der Praxis unterschiedliche Durchforstungsintervalle in Abhängigkeit vom Bewirtschaftungssystem und dem Durchforstungsgrad im Dipterocarpaceenwald vorgeschlagen. So schlägt WYATT-SMITH (1963) bei 50-55-jährigen Nutzungszyklen ein Durchforstungsintervall von 5-10 Jahren vor. Ebenfalls 5-jährige Durchforstungsintervalle schlagen FOX und CHAI (1982) für die monozyklisch genutzten Bestände in der Segaliud-Lokan Forstreserve (Sabah) in den Jahren N+11, N+16, N+20(22) vor. WOELL (1988), WEIDELT (1994 und 1996b) sowie HERNANDEZ und UEBELHÖR (1989) halten bei einem Nutzungszyklus von 35-40 Jahren zwei Eingriffe im Abstand von 10 Jahren für ökonomisch, pragmatisch und ausreichend zuwachsfördernd. Die pro Eingriff zu entnehmende Holzmenge wird dabei auf durchschnittlich $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ geschätzt. Wiederkehrperioden von mehr als 10 Jahren werden von keinem der Autoren vorgeschlagen.

Für die geplanten Simulationen mit dem Durchforstungsmodell in FORMIX 3-Q bedeutet dies, dass die Durchforstungsintensität nicht als feststehender Parameter sondern als Variable betrachtet werden muss, welche in den verschiedenen Simulationsläufen getestet wird.

Aus Kostengründen und zur Vermeidung einer abrupten Schädigung und Destabilisierung des verbleibenden Bestandes schlagen fast alle Autoren als Entnahmemethode die Devitalisierung der ausscheidenden Bäume durch Ringeln und Begiften vor. Bei dieser Methode sterben die behandelten Bäume in rund 6-12 Monaten nach der Behandlung sukzessive ab und zersetzen sich bereits auf dem Stamm, bevor sie letztendlich infolge von Insektenfraß oder Sturm umfallen. Das Ringeln kann dabei mit der Motorsäge, der Machete oder dem Parang durchgeführt werden. Eine Begiftung wird zusätzlich zur mechanischen Beschädigung vorgenommen, da ein großer Teil der behandelten Bäume (bis zu 60%) bei alleiniger Ringelung nicht abstirbt (WEIDELT, 1986). Die praktische Vorgehensweise bei der Ringelung und Begiftung im Dipterocarpaceenwald ist von WOELL et al. (1984) ausführlich dokumentiert worden. In den Durchforstungssimulationen mit FORMIX 3-Q wird entsprechend dieser Informationen eine schadensfreie Entnahme der Bäume unterstellt.

4.3.1.4 Ertragskundliche Ergebnisse von Durchforstungsversuchen in tropischen Feuchtwäldern

In den feuchten Tropen gibt es nur wenige waldbauliche Versuchsflächen, in denen das Wachstum der Wälder über Jahrzehnte beobachtet und dokumentiert wurde (GOURLET-FLEURY und HOULLIER, 2000). In den starkholzreichen Wäldern Südostasiens wurde ein Großteil der Durchforstungsversuche durch externe Einflüsse (u.a. Rodung, illegale Nutzung, Krieg) abgebrochen und die Flächen im Anschluss in andere Nutzungsformen umgewandelt (PRIMACK et al., 1989; BERTAULT et al., 1993 und 1995). Teilweise wurden Versuche mit der Beendigung der festgelegten Projektphase abgebrochen, auch wenn noch keine brauchbaren Ergebnisse vorlagen (SYNNOTT, 1990). Ein grundlegendes Problem sieht WAN RAZALI (1989) zudem in der unzureichenden Dokumentation der durchgeführten Ertrags- und Wachstumsversuche. Die heute noch vorhandenen Aufzeichnungen (z.B. in der Forstverwaltung von Sarawak) sind oft fragmentarisch und werden aufgrund mangelnder Kapazitäten nur schleppend ausgewertet (FOX, 1992; HAHN-SCHILLING et al., 2000). In den Fällen, in denen Versuchsauswertungen vorgenommen wurden, warnt SYNNOTT (1980) zudem vor einer kritiklosen Anerkennung der Ergebnisse.

Aufgrund der unterschiedlichen standörtlichen Rahmenbedingungen hält BACHMANN (2003) waldbauliche Versuche generell für kaum vergleichbar. In den feuchten Tropen kommen bei der Auswertung und Vergleichbarkeit der Ergebnisse waldbaulicher Feldversuche noch weitere Probleme hinzu, die SYNNOTT (1980) und PRIMACK et al. (1989) folgendermaßen zusammenfassen:

- Inkonsistente Aufnahmemethoden;
- Inkonsistente Fachterminologie;
- Änderungen in der Taxonomie;
- Fehlende Daten aus Kontrollflächen;
- Lückenhafte oder fehlende Versuchsdokumentation;
- Mangelnde Informationen zu den Behandlungsdetails;
- Mangelnde Datenbasis für verlässliche statistische Datenauswertung.

Nach LAMPRECHT (1986) und POKER (1993) lässt sich der Zuwachs in tropischen Feuchtwäldern durch waldbauliche Maßnahmen um bis zu 100% steigern, wobei WEIDELT (1984) darauf hinweist, dass aussagekräftige Zuwachsangaben nur im Zusammenhang mit der Entwicklungsphase eines Bestandes gemacht werden können. Die Ergebnisse der bisher im Dipterocarpaceenwald Südostasiens durchgeführten Durchforstungsversuche sind hinsichtlich des Zuwachssteigernden Effektes sehr uneinheitlich. Das Spektrum reicht von nicht nachweisbaren Zuwachssteigerungen (FOX, 1973a; CHAI und UDARBE, 1977; LEE, 1982b; PRIMACK et al., 1989) bis hin zu hochsignifikanten Wuchsunterschieden (KORSGAARD, 1986; WEIDELT, 1989; POKER, 1993; KAMMESHEIDT et al., 2001).

WEIDELT und BANAAG (1982), WEIDELT (1986) sowie WOELL (1988) haben umfangreiche Durchforstungsversuche in degradierten Dipterocarpaceenwäldern auf den Philippinen dokumentiert. In den in Tab. 54 zusammengefassten Versuchsflächen wurden die ersten Durchforstungseingriffe nach den Vorschriften der philippinischen Selektionswirtschaft jeweils im Zeitraum von 6-10 Jahren nach der Exploitation durchgeführt (WEIDELT und BANAAG, 1982). Im Zuge eines Eingriffs wurden dabei die Nicht-Dipterocarpaceenarten in einer Größenordnung von 25-45% der ursprünglichen Bestandesgrundfläche entnommen. Der durchschnittliche jährliche Stammholzzuwachs der Dipterocarpaceen, die 10-13 Jahre nach der Exploitation inventarisiert wurden, lag um 25-30% über dem vergleichbaren Zuwachs der Kontrollfläche. 20 Jahre nach der Durchforstung lag der Stammholzzuwachs nur noch 10% über dem Kontrollwert.

Tab. 54: *Auswirkungen der Durchforstungseingriffe auf den Volumenzuwachs der Dipterocarpaceen der Lauan-Gruppe in Versuchsflächen auf den Philippinen.*

Fläche	N	Dipterocarpaceen	
		durchforstet [m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	Kontrolle [m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]
1	10	7,6	5,3
2	13	9,5	7,1
3	20	18,3	16,2

Quelle: WEIDELT und BANAAG (1982); N= Jahr nach Exploitation

Die Auswirkungen der Durchforstung auf den durchschnittlichen jährlichen Durchmesserzuwachs werden in Tab. 55 dargestellt. Die Daten zeigen, dass die Dipterocarpaceen, die 10-13 Jahre nach der Exploitation inventarisiert wurden, einen etwa doppelt so hohen Durchmesserzuwachs (statistisch signifikant mit $p < 0,05$) in der Durchmesserklasse < 10 cm BHD aufweisen wie in den Kontrollflächen. In der Durchmesserklasse 10-30 cm BHD liegt der Durchmesserzuwachs um etwa ein Drittel höher (statistisch signifikant mit $p < 0,05$). Ab einem BHD ≥ 30 cm sind keine signifikanten Zuwachsreaktionen ($p > 0,05$) infolge der Durchforstungen mehr nachweisbar.

Tab. 55: Auswirkungen der Durchforstungseingriffe auf den durchschnittlichen jährlichen Durchmesserzuwachs (mm a^{-1}) der Dipterocarpaceen der Lauan-Gruppe in Versuchsflächen auf den Philippinen.

		Durchmesserklassen					
		5,0-9,9 cm ⁽¹⁾		10,0-29,9 cm ⁽²⁾		30,0-69,9 cm	
Fläche	N	Durchf.	Kontrolle	Durchf.	Kontrolle	Durchf.	Kontrolle
1	10	7,0*	3,5	11,2*	4,0	6,3	5,6
2	13	6,6*	3,8	10,1*	7,4	9,7	9,0
3	20	3,4*	1,7	7,9*	6,0	14,2	13,6

Quelle: WEIDELT (1986)

(1): meist Verjüngung aus der Zeit nach der Exploitation

(2): Kollektiv besteht aus Individuen aus der Zeit vor und nach der Exploitation

N= Jahr nach Exploitation; Durchf. = mit Durchforstung

* = Unterschiede beider Messreihen sind signifikant mit $p < 0,05$ (U-Test nach WILCOXON, MANN und WHITNEY in SACHS, 2004)

In Tab. 56 werden die Auswirkungen der Durchforstungseingriffe auf den durchschnittlichen jährlichen Durchmesserzuwachs der Nicht-Dipterocarpaceenarten vorgestellt. Wie bei den Dipterocarpaceen liegt der Durchmesserzuwachs in allen Durchmesserklassen in den durchforsteten Flächen höher als in den undurchforsteten Flächen. Ohne klar erkennbare Tendenz schwankt dieser Zuwachsgewinn von 30% bis über 100%. Eine statistische Bewertung dieser Unterschiede liegt nicht vor.

Tab. 56: Auswirkungen der Durchforstungseingriffe auf den durchschnittlichen jährlichen Durchmesserzuwachs (mm a^{-1}) der Nicht-Dipterocarpaceen in Versuchsflächen auf den Philippinen.

		Durchmesserklassen					
		5,0-9,9 cm ⁽¹⁾		10,0-29,9 cm ⁽²⁾		30,0-69,9 cm	
Fläche	N	Durchf.	Kontrolle	Durchf.	Kontrolle	Durchf.	Kontrolle
1	10	4,2	1,5	5,0	2,4	6,0	3,4
2	13	2,9	2,0	5,3	4,2	9,5	7,0
3	20	3,5	1,5	3,7	2,3	4,9	3,4

Quelle: WEIDELT (1986)

(1): meist Verjüngung aus der Zeit nach der Exploitation

(2): Kollektiv besteht aus Individuen von vor und nach der Exploitation

N= Jahr nach Exploitation; Durchf. = mit Durchforstung

WEIDELT (1986) kommt aufgrund der vorliegenden Ergebnisse zu dem Fazit, dass weniger die Erhöhung der Masse als vielmehr die Erhöhung der Anzahl qualitativ guter Bäume die Zielsetzung der waldbaulichen Behandlung sein sollte.

Aufbauend auf den Untersuchungen von WEIDELT und BANAAG (1982) sowie WEIDELT (1986) führte WOELL (1988) ausführlich dokumentierte Untersuchungen zu den Auswirkungen von Durchforstungen auf die Struktur und das Wachstum genutzter Dipterocarpaceenwälder auf den Philippinen durch. Es bestätigte sich, dass beim Vergleich der Zuwachsraten in den behandelten und den unbehandelten Flächen vor allem die Bäume der Durchmesserklassen von 5-30 cm BHD einen infolge von Ausleasedurchforstungen

signifikant höheren Durchmesserzuwachs von 25-64% aufweisen. In den höheren Durchmesserklassen wurden hingegen keine signifikanten Wuchsunterschiede festgestellt. Der durchschnittliche Volumenzuwachs lag in den durchforsteten Flächen im zweiten Jahr nach dem Durchforstungseingriff um 11-23% höher als in den unbehandelten Flächen. Es liegen keine Angaben dazu vor, wie lange diese Wuchsstimulation angehalten hat.

Im Rahmen eines Kooperationsprojektes zwischen der Landesforstverwaltung von Sarawak und der FAO/UNDP wurden in den 1970er Jahren mehrere waldbauliche Versuchsflächen in den Dipterocarpaceenwäldern von Sarawak angelegt. Informationen über den Aufbau der Versuche sowie über die Versuchsergebnisse finden sich u.a. bei HUTCHINSON (1980), WADSWORTH (1981), JONKERS (1982), KORSGAARD (1992), DAGANG (1999) sowie KAMMESHEIDT et al. (2003).

Tab. 57: Periodischer jährlicher Durchmesserzuwachs (mm a^{-1}) von Dipterocarpaceen (BHD ≥ 10 cm) in Flächen mit Auslesedurchforstungen und in unbehandelten Kontrollflächen nach Holzartengruppen und ausgewählten Durchmesserklassen.

BHD	Messzeitraum nach der Durchforstung				Mittel
	1-2 Jahre	4-5 Jahre	8-9 Jahre	13-14 Jahre	
Red Meranti - Gruppe					
10-20 cm					
durchforstet	9,5	9,7	9,4	7,7	9,1
Kontrolle	8,9	7,2	6,8	6,2	7,3
20-40 cm					
durchforstet	9,5	9,4	9,1	8,2	9,1
Kontrolle	8,2	7,0	6,9	7,3	7,4
Heavy Hardwood - Gruppe					
10-20 cm					
durchforstet	7,2	7,2	6,3	4,3	6,3
Kontrolle	4,5	2,8	2,0	1,9	2,8
20-40 cm					
durchforstet	8,5	8,1	7,4	6,3	7,6
Kontrolle	5,2	3,1	2,8	2,6	3,4

Beispielhaft werden die jüngeren Ergebnisse von KAMMESHEIDT et al. (2003) zu Auslesedurchforstungsversuchen zur Förderung von Zukunftsbäumen in Tab. 57 vorgestellt. In diesen Versuchen wurde die Bestandesgrundfläche um rund ein Drittel abgesenkt, nachdem etwa 1 Jahr vor dem Eingriff rund 10% der Grundfläche durch die Holzernte entnommen wurden. In den durchforsteten Flächen lag der durchschnittliche Durchmesserzuwachs in allen Durchmesserklassen signifikant über dem Zuwachs in den unbehandelten Kontrollflächen. Am stärksten und gleichzeitig am dauerhaftesten profitieren die zur "Red Meranti"-Gruppe zählenden Dipterocarpaceen in der Durchmesserklasse 15-25 cm BHD von der Freistellung. Im Schnitt liegt der Durchmesserzuwachs in den durchforsteten Flächen in den

Durchmesserklassen 10-40 cm BHD um rund 20% höher als in den unbehandelten Kontrollflächen. Etwas geringer im absoluten Wachstum, aber identisch in der Tendenz, fällt der Durchmesserzuwachs der Holzartengruppe der "*Heavy Hardwoods*" aus. Hier liegt der Durchmesserzuwachs in den durchforsteten Flächen in den Durchmesserklassen 10-40 cm BHD im Schnitt mehr als doppelt so hoch wie in den unbehandelten Kontrollflächen.

Während HUTCHINSON (1980) nach Auswertung umfangreicher Datensätze aus Versuchsflächen in Sarawak schlussfolgert, dass mit zunehmender Durchforstungsstärke auch eine allgemeine Zunahme des Zuwachses erkennbar sei, entgegnete LEE (1981) nach Auswertung derselben Datensätze, dass keine der Behandlungen den Zuwachs der Zukunftsbäume signifikant erhöht hätte. Diese unterschiedlichen Einschätzungen derselben Daten deutet darauf hin, dass die Bewertung einer Maßnahme stark von der Zielsetzung und den damit verbundenen Erwartungen abhängt. Diese Einschätzung ist verknüpft mit der Frage nach dem erwünschten Effekt einer Durchforstungsmaßnahme in Bezug auf die Massen- oder Wertentwicklung eines Bestandes (vgl. WEIDELT, 1986).

Für Sabah liegen nur wenige, zumeist widersprüchliche Ergebnisse über die Auswirkungen von Durchforstungen auf das Wachstum der Dipterocarpaceen vor (WOELL, 1988). Zu den wenigen gut dokumentierten Durchforstungsversuchen zählen diejenigen, die in den Publikationen von FOX (1972) zu der Madai Forstreserve, FOX (1973a) zu der Sepilok Forstreserve sowie FOX und CHAI (1982) zu der Segaliud-Lokan Forstreserve vorgestellt werden. Im letztgenannten Beispiel wurden verschieden starke Durchforstungseingriffe in einem im Rahmen des *Modified Malayan Uniform System* genutzten Dipterocarpaceenwald unmittelbar nach der Holzernte durchgeführt. Tab. 58 veranschaulicht die Parameter für die als "*stark*" und "*schwach*" klassifizierten Eingriffe. Beim starken Eingriff werden alle nicht-kommerziellen Baumarten und Pioniere entnommen, während letztere bei der schwachen Durchforstung im Bestand verbleiben. Aus Sicht der heute angewandten polyzyklischen Bewirtschaftungssysteme stellen beide Durchforstungsintensitäten starke Eingriffe in den Bestand dar. So werden Stammzahl und Grundfläche selbst bei der "schwachen" Durchforstung um fast 40% abgesenkt, bei der "starken" Durchforstung um über 50%.

Für die inventarisierten Baumarten (vgl. FOX und CHAI, 1982) sind die Auswirkungen der Durchforstungen auf den Durchmesserzuwachs in Tab. 59 dargestellt. Bei der Inventarisierung der Bäume zum Zeitpunkt von 4,9 Jahren nach dem Durchforstungseingriff ist in den Durchmesserklassen 10-25 cm BHD ein klarer Trend im Durchmesserzuwachs erkennbar. Den höchste Zuwachsschub erzielten die Bäume mit rund 40% nach einer starker Durchforstung (Kodierung: T2), den geringsten Zuwachs gab es in der unbehandelten Kontrollfläche (Kodierung: K). In den schwach durchforsteten Flächen (Kodierung: T3) liegt der Durchmesser der Bäume um rund 13% höher als in der Kontrollfläche. In den Durchmesserklassen ≥ 25 cm BHD verliert sich dieser Trend. Ausgewählte Dipterocarpaceen der Gattungen *Shorea* und *Parashorea* kommen auf Steigerungen im Durchmesserzuwachs von 70-95% bei starker Durchforstung und von 30-50% bei schwacher Durchforstung. BRUENIG (1996) berichtet zusammenfassend zu den von CHAI (1984) dokumentierten Versuchen in Sarawak, dass bei einer Absenkung der Bestandesgrundfläche um $10,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ein durchschnittlicher Durchmesserzuwachs aller Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm von $3,9\text{-}5,0 \text{ mm a}^{-1}$ in den durchforsteten Flächen gegenüber $2,3 \text{ mm a}^{-1}$ in den undurchforsteten

Flächen festgestellt wurde. Demnach konnte durch die Durchforstung eine Verdoppelung des Durchmesserzuwachses erreicht werden.

Tab. 58: Stammzahlentwicklung ($N\ ha^{-1}$, alle Bäume $\geq 10\ cm\ BHD$) bei starken und schwachen Durchforstungseingriffen 11,2 Jahre nach der Holzernte in der Segaliud-Lokan Forstreserve, Sabah (Grundfläche der Kontrollfläche = $27,4\ m^2\ ha^{-1}$).

	STARKER EINGRIFF			SCHWACHER EINGRIFF		
	Vor Eingriff	Entnahme	Verbl.	Vor Eingriff	Entnahme	Verbl.
Kommerzielle Baumarten	245	0	245	141	0	141
Nicht-kommerzielle Baumarten	151	151	0	186	186	0
Pioniere ("belukar")	123	123	0	169	0	169
SUMME	519	274	245	496	186	310
Δ Stammzahl	52,8% Stammzahlreduktion			37,5% Stammzahlreduktion		
Δ Grundfläche [$m^2\ ha^{-1}$]	16,2	8,9	7,3	23,1	9,0	14,1
Δ Grundfläche	55% Grundflächenreduktion			39% Grundflächenreduktion		

Quelle: FOX und CHAI (1982), verändert; Verbl. = im Bestand verbleibend

Tab. 59: Periodischer jährlicher Durchmesserzuwachs ($cm\ a^{-1}$) ausgewählter Dipterocarpaceenarten nach Durchmesserklassen und Behandlungsvariante.

t [a]	Fläche	Durchmesserklassen [cm]					Mittel	
		10-14,9	15-19,9	20-24,9	25-29,9	30-34,9		≥ 35
4,9	K	0,99	1,39	1,52	1,11	0,50	1,16	1,19
	T2	1,75	1,68	1,76	1,17	1,07	1,18	1,65
	T3	1,15	1,64	1,67	0,63	1,83	1,19	1,32
6,3	K	0,46	0,72	0,79	1,20	1,50	0,91	0,95
	T2	0,62	0,61	1,03	1,23	1,29	1,11	1,10
	T3	0,68	1,04	1,04	1,09	1,23	0,96	1,02
11,2	K	0,80	1,22	1,30	1,18	1,49	1,04	1,05
	T2	1,36	1,37	1,46	1,01	0,96	1,12	1,34
	T3	1,03	1,37	1,36	0,68	1,88	0,99	1,15

Quelle: FOX und CHAI (1982), verändert; K= unbehandelte Kontrollfläche, T2=stark durchforstete Fläche, T3=schwach durchforstete Fläche; t = Zeitpunkt nach dem Eingriff

In den von FOX (1972 und 1973a) dokumentierten Durchforstungsversuchen, in denen die Bestandesgrundfläche um etwa 50% abgesenkt wurde, wurde nur für die Bäume der Durchmesserklassen < 30 cm BHD ein signifikant zuwachssteigernder Effekt nachgewiesen. Ein Vergleich der Ergebnisse von FOX (1972 und 1973a) mit denen von WEIDELT und BANAAG (1982) lässt den Schluss zu, dass zwischen dem Zuwachsgewinn bei 50% Grundflächenreduktion und dem bei 30% Grundflächenreduktion kein nennenswerter Unterschied besteht.

Die Daten aus den Versuchen in der Segaliud-Lokan Forstreserve wurden zu einem späteren Zeitpunkt noch einmal von LEE et al. (1990) vor dem Hintergrund der ökonomischen Tragfähigkeit der Durchforstungen untersucht. Aufbauend auf den Ergebnissen von FOX und CHAI (1982) wird dabei auch die weitere Entwicklung der Bestände dokumentiert.

Demnach ist der mittlere jährliche Durchmesserzuwachs in den schwach durchforsteten Flächen 19 Jahre nach der Durchforstung auf das Niveau der unbehandelten Kontrollflächen zurückgefallen (siehe Tab. 60). In den stark durchforsteten Flächen ist noch ein leichter Zuwachsvorsprung zu erkennen, der jedoch weniger als 2 mm des Zuwachses der unbehandelten Kontrollflächen beträgt. Bei dieser Größenordnung befindet man sich jedoch schon im Bereich des Messfehlers bei manuellen Durchmessererhebungen (vgl. KRAMER und AKÇA, 2008) sowie im Bereich der feuchtebedingten Schwankung des Umfangs eines Dipterocarpaceenbaumes, welche im Laufe eines Tages rund 1 mm betragen kann (SHEIL, 2003). Zuwachsgewinne des Baumdurchmessers im Bereich von 1-2 mm, die nicht infolge einer systematischen Messung erhoben wurden, sollten daher mit Zurückhaltung interpretiert werden.

Der durchschnittliche Grundflächen- und Volumenzuwachs ausgewählter Dipterocarpaceenarten ist in Tab. 61 dargestellt. Während die Grundfläche der Bäume in den Flächen mit schwacher Durchforstung nur knapp über dem Wert in den unbehandelten Flächen liegt, ist in den stark durchforsteten Flächen ein deutlicher Grundflächenzuwachs zu verzeichnen. Der mittlere Volumenzuwachs der Bäume in den schwach durchforsteten Flächen unterscheidet sich 19 Jahre nach der Durchforstung nicht wesentlich vom Zuwachs der Bäume in den Kontrollflächen ($0,1-0,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Im Gegensatz dazu liegt der mittlere Zuwachs in den stark durchforsteten Flächen mit einer Differenz von $0,6-0,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ noch deutlich darüber (50-100%). Umgerechnet auf einen 40-jährigen Nutzungszyklus würde dies nach Abzug aller Schäden und Reserven ein Ernteplus von $12,2-16,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ bei starker Durchforstung bzw. von $2,0-6,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ bei schwacher Durchforstung erbringen (LEE et al., 1990). NICHOLSON (1979) hält es für möglich, dass die Volumenproduktion in den Dipterocarpaceenwäldern Sabahs durch Durchforstungen um den Faktor 1,6 gesteigert werden kann. Dies würde nach seiner Berechnung in einem 40-jährigen Nutzungszyklus eine Erntemenge von rund $211 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ermöglichen, entsprechend einem MAI von $5,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Der von FOX und CHAI (1982) ermittelte Zuwachsgewinn im Durchmesserzuwachs, welcher sich infolge einer Durchforstung bei den Dipterocarpaceen ergibt, ist in Abb. 51 graphisch dargestellt. Mittels eines quadratischen Regressionsmodells ergibt sich daraus ein Muster, welches einer nach unten geöffneten Parabel entspricht. Das Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,7$ weist auf einen starken funktionalen Zusammenhang hin

Tab. 60: Periodischer jährlicher Durchmesserzuwachs ausgewählter Dipterocarpaceen (BHD ≥ 10 cm) über alle Durchmesserklassen.

Behandlung	PAI [cm a ⁻¹] 9,4 Jahre nach dem Eingriff	PAI [cm a ⁻¹] 19 Jahre nach dem Eingriff
Starke Durchforstung	1,4	0,94
Schwache Durchforstung	1,1	0,79
Kontrolle 1	0,9	0,76
Kontrolle 2	0,9	0,77

Quelle: LEE et al. (1990), verändert, PAI= Periodic Annual Increment (periodischer jährlicher Zuwachs)

Tab. 61: Periodischer jährlicher Grundflächen- und Volumenzuwachs ausgewählter Dipterocarpaceen (BHD ≥ 10 cm) über alle Durchmesserklassen (19 Jahre nach dem Eingriff).

Behandlung	Grundflächenzuwachs [m ² ha ⁻¹ a ⁻¹]	PAI [m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]
Starke Durchforstung	2,6	1,5
Schwache Durchforstung	1,7	1,0
Kontrolle 1	1,6	0,9
Kontrolle 2	1,2	0,7

Quelle: LEE et al. (1990), verändert, PAI= Periodic Annual Increment (periodischer jährlicher Zuwachs)

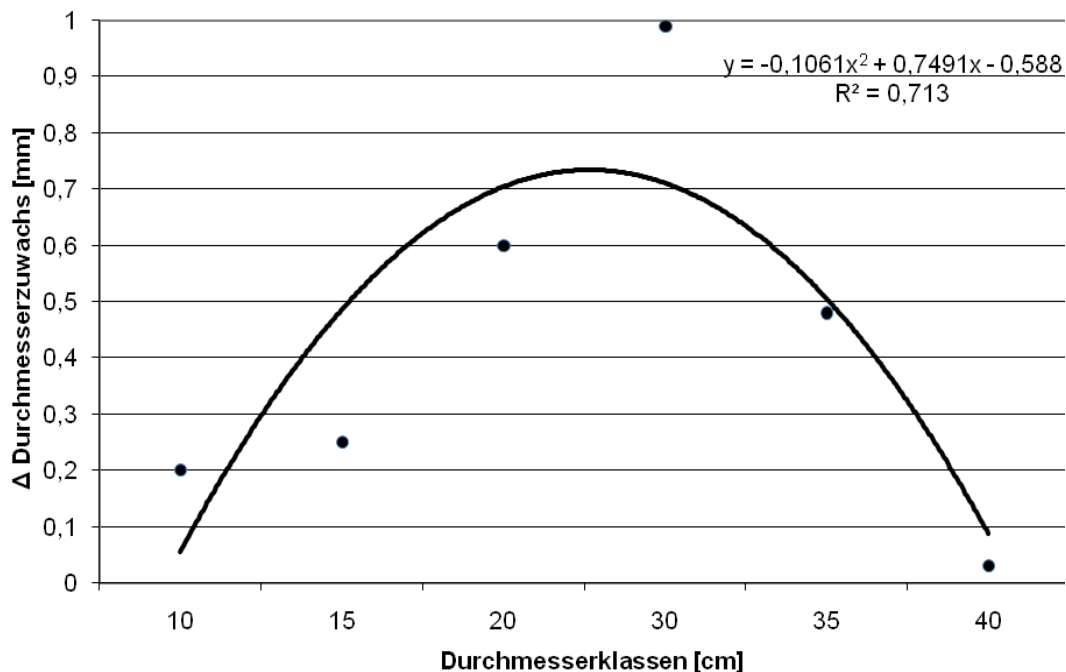


Abb. 51: Muster des Durchmesserzuwachsgeinns ausgewählter Dipterocarpaceenarten infolge einer Durchforstung im tropischen Feuchtwald in Sabah (nach Inventurdaten von FOX und CHAI, 1982).

Tab. 62 fasst noch einmal die Auswirkung der verschiedenen starken Grundflächenabsenkungen auf den mittleren Durchmesserzuwachs der verbleibenden Dipterocarpaceen zusammen. Da die Versuche auf unterschiedlichen Standorten mit wechselnden Rahmenbedingungen durchgeführt wurden, sind die hier abgebildeten Ergebnisse allerdings mit Zurückhaltung zu interpretieren. Als genereller Trend ist jedoch erkennbar: je stärker der Durchforstungseingriff, desto größer ist der Durchmesserzuwachs der Bäume im verbleibenden Bestand.

Tab. 62: *Mittlere Grundflächenhaltung und mittlerer Durchmesserzuwachs der verbleibenden Dipterocarpaceen in exploitierten und primären Dipterocarpaceenwäldern Südostasiens.*

Grundflächenhaltung [m ² ha ⁻¹]	BHD-Zuwachs [cm a ⁻¹]	Autoren
7 – 11	1,5	FOX und CHAI (1982) SUTISNA (1990)
14 – 24	1,1 – 1,2	WEIDELT (1986)
26 – 45	0,7 – 0,9	WOELL (1988)
Primärer Dipterocarpaceenwald in Malaysia	0,3-0,9	APPANAH und WEINLAND (1991)

BERTAULT et al. (1995) dokumentieren die Ergebnisse von Durchforstungsversuchen in tropischen Feuchtwäldern Afrikas und Lateinamerikas. Dabei stellen sie fest, dass der Durchmesserzuwachs rund 4 Jahre nach einer Holzernte in der Durchmesserklasse von 10-25 cm BHD um 75% und in der Durchmesserklasse von 25-40 cm BHD um 50% höher liegt als in den unbehandelten Kontrollflächen. Bäume ≥ 40 cm BHD zeigten keine signifikanten Wuchssteigerungen. Bei Durchforstungsversuchen in Afrika wurden unmittelbar nach der Holzernte alle nicht-kommerziellen Bäume der mittleren und oberen Kronenschicht entnommen. Der Effekt dieser Durchforstung auf das Volumenwachstum ist in Tab. 63 dargestellt. In den Versuchsfeldern in der Zentralafrikanischen Republik wurde den Beständen bei der Holzernte rund 68-95 m³ ha⁻¹ entnommen, entsprechend einem Anteil von 20-30% des ursprünglichen Bestandesvolumens aller Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm. Trotzdem liegt der Stammholzzuwachs in den geernteten Flächen nur geringfügig über dem Zuwachs in der unbehandelten Kontrollfläche. In den zusätzlich durchforsteten Versuchsfeldern liegt der Zuwachs hingegen um rund 1 m³ ha⁻¹ a⁻¹ höher als in den Erntebeständen ohne Durchforstung. Tendenziell identisch sind die Ergebnisse aus den Versuchen in Elfenbeinküste. Hier sind die Wuchsunterschiede zwischen den durchforsteten und undurchforsteten Flächen weniger deutlich ausgeprägt. In einzelnen Fällen liegt der Zuwachs der durchforsteten Fläche unter dem Zuwachs der undurchforsteten Fläche. In diesen Fällen wurde den Beständen vermutlich mehr Masse entnommen, als sich im Beobachtungszeitraum durch verstärktes Wachstum kompensieren ließ. BERTAULT et al. (1995) machen hierzu jedoch keine näheren Angaben.

Tab. 63: Durchschnittlicher jährlicher Stammholzzuwachs der als kommerziell klassifizierten Baumarten ($BHD \geq 10$ cm) 4 Jahre nach der Exploitation in Versuchsflächen in Elfenbeinküste und der Zentralafrikanischen Republik.

Behandlung	Stammholzzuwachs [$m^3 ha^{-1} a^{-1}$]	
	Elfenbeinküste	Zentralafrikanische Republik
Primärwald	0,7- 1,8	1,35
Ernte	2,5	1,50
Ernte und Pflege	2,2- 3,6	2,45

Quelle: BERTAULT et al. (1995), verändert

Im Rahmen des Indonesisch-Französischen Kooperationsprojektes STREK ("*Silvicultural Techniques for Regeneration of Logged-over Rain Forests in East Kalimantan*", vgl. BERTAULT und KADIR, 1998) konnten BERTAULT und SIST (1997) beobachten, dass Durchforstungen in genutzten Dipterocarpaceenwäldern in Ost-Kalimantan das mittlere Durchmesserwachstum der Dipterocarpaceen im Vergleich zum Wachstum im Primärwald etwa verdoppeln. Verglichen mit Dipterocarpaceen in genutzten, aber nicht durchforsteten Beständen, liegt das Durchmesserwachstum nach Durchforstung gegenüber den Bäumen der Gruppe "*Heavy Dipterocarps*" um rund 85%, gegenüber den Bäumen der Gruppe "*Light Dipterocarps*" um rund 25% höher.

JONKERS (1987) und DAGANG (1999) haben beobachtet, dass Zuwachseffekte erst 1-2 Jahre nach einem Durchforstungseingriff einsetzen. Sie vermuten, dass die Bäume nach Freistellung eine morphologische und physiologische Adaptationsphase durchlaufen, um sich an die veränderten Bedingungen im Bestand (Licht, Nährstoffe) anzupassen. Erst im Anschluss an diese Adaptationsphase reagieren die Bäume dann mit gesteigertem Zuwachs. Nach FAVRICHON et al. (1997) treten Zuwachseffekte im Schnitt erst nach 2-3 Jahren auf, da der Bestand durch den Eingriff zuvor destabilisiert wurde, was eine erhöhte Mortalität zur Folge hat, welche den Wuchseffekt zunächst überlagert.

4.3.2 Formulierung des Durchforstungsmodells

Mit FORMIX 3-Q lassen sich Durchforstungen bisher nur indirekt über eine erneute Eingabe einer Stammzahl-Durchmesserverteilung simulieren, die den Bestand nach dem Durchforstungseingriff beschreibt (DITZER, 1999). Diese Vorgehensweise ist sehr aufwändig und erschwert die Durchführung von Simulationen über einen längeren Zeitraum. Dadurch wird der Einsatz des Modells für den Forstplaner in der Praxis unattraktiv. Im Rahmen dieser Arbeit wird daher ein Durchforstungsmodell vorgeschlagen, welches beliebig wiederholbare Durchforstungseingriffe in den Simulationsablauf integrieren kann. Dadurch können Ernteszenarien mit und ohne Durchforstung direkt miteinander verglichen werden. Aufgrund der Programmarchitektur von FORMIX 3-Q werden Algorithmen zur Durchforstungssimulation vorgeschlagen, die laut SÖDERBERGH und LEDERMANN, (2003) als "analytisch, distanzunabhängig und deterministisch" bezeichnet werden können.

Auf Grundlage der Ergebnisse aus der Literaturrecherche werden folgende Modellparameter für die Formulierung des Durchforstungsmodells in FORMIX 3-Q zusammenfassend vorgeschlagen:

Durchforstungsart

In der Literatur werden verschiedene Durchforstungsarten zitiert, die im tropischen Feuchtwald zur Anwendung kommen. Das Durchforstungsmodell wird daher so konzipiert, dass sich möglichst viele dieser Durchforstungsarten abbilden lassen. Dabei werden aufgrund der Programmarchitektur zwei Einschränkungen gemacht: Die Durchforstung muss in den Baumbestand mit einem BHD ≥ 10 cm eingreifen und der Eingriff muss unabhängig von den räumlichen Koordinaten der Bäume sein.

In FORMIX 3-Q wurde dazu eine Schnittstelle eingefügt, die es dem Programmnutzer ermöglicht, das Durchforstungsmodell im Programmfenster zur Festlegung der Parameter für ein Simulationsszenarium über die Option "Durchforstung" ("*thinning*") aufzurufen (siehe Abb. 52). In der technischen Umsetzung folgt das Durchforstungsmodell dabei den Vorschlägen von VANCLAY (1994) und ALDER (2005) für distanzunabhängige Waldwachstumsmodelle. Entsprechend wird dem gesamten Baumkollektiv zu einem bestimmten Zeitpunkt eine vom Nutzer festgelegte Anzahl von Stämmen pro Artengruppe und Durchmesserklasse (Kohorte) entnommen. Der Nutzer spezifiziert dabei den verbleibenden Bestand in $N \text{ ha}^{-1}$, aufgeschlüsselt nach Artengruppen und Durchmesserklassen, über die tabellarische Eingabemaske (siehe Abb. 53). Erfolgt die Durchforstungsvorgabe über eine Absenkung der Bestandesgrundfläche, muss diese zunächst in die zu entnehmende Stammzahl umgerechnet werden. Dies ist zwar zunächst wenig bedienerfreundlich und beansprucht einen zusätzlichen Umrechnungsschritt, doch lässt sich das Durchforstungsmodell dadurch recht präzise ansprechen. Dies ist vor allem während der Verifizierungsphase von erheblichem Vorteil.

Grundsätzlich eignet sich das Durchforstungsmodell in dieser Konzeption auch zur Simulation einer Auslesedurchforstung ("*Liberation Thinning*") obwohl diese eigentlich den räumlichen Bezug zu den freizustellenden Bäumen voraussetzt. Da FORMIX 3-Q dieser räumliche Einzelbaumbezug jedoch fehlt, wird die Auslesedurchforstung nur rein quantitativ umgesetzt. Durch die schematische Reduktion konkurrierender Bäume werden dabei im Modell einer virtuellen ausgewählten Anzahl von Zukunftsbäumen kollektiv bessere Wuchsbedingungen verschafft. Da die individuelle Festlegung auf bestimmte Zukunftsbäume in der Praxis mit erheblichen Unsicherheiten behaftet ist (Stichwort "Umsetzen"), kann die in FORMIX 3-Q umgesetzte standraumunabhängige Auslesedurchforstung grundsätzlich als plausibel bezeichnet werden. Die ebenfalls zu den waldbaulichen Maßnahmen zählende Beseitigung von Schlingpflanzen und Lianen lässt sich über das frei wählbare Schadensprozent im Rahmen der Holzerntesimulation berücksichtigen und ist daher nicht Teil des Durchforstungsmodells.

Durchforstungsalgorithmus

Die Meinungen zur Auswahl des im Rahmen einer Durchforstung zu entnehmenden Kollektivs sind uneinheitlich. Die Mehrheit der Autoren (loc. cit.) beschreibt jedoch Eingriffe in die mittleren Höhenstraten eines Bestandes, um den Lichtgenuss der potentiellen Zukunftsbäume zu steigern, ohne die "unerwünschte Begleitflora" durch eine zu starke Öffnung des Kronendaches zu stimulieren. Da die Dipterocarpaceen schon mit einem BHD

von 30-40 cm in die obere Bestandesschicht vordringen, sollte sich der Eingriffsbereich daher zunächst auf die Durchmesserklassen von 10-30 cm BHD konzentrieren. Je nach Art der Durchforstung kann das zu entnehmende Kollektiv aus kommerziellen und nicht-kommerziellen Baumarten bestehen. Im Rahmen einer simulierten Negativauslese liegt der Schwerpunkt primär auf der Entnahme der nicht-kommerziellen Baumarten.

Ausgehend von diesen Informationen werden die Simulationen zur Verifizierung des Durchforstungsmodells auf Grundlage der folgenden, multikriteriellen "wenn-dann"-Beziehungen durchgeführt:

Abb. 52: Eingabemaske zur Festlegung des waldbaulichen Szenariums im Waldwachstumsmodell FORMIX 3-Q. Der eingefügte Pfeil zeigt die An- und Abwahlmöglichkeit für die Durchforstungsoption. Rechts daneben befindet sich der zugehörige Auswahlknopf ("Thinning"), über den die tabellarische Eingabemaske aufgerufen werden kann (siehe Abb. 53).

Zunächst werden alle Individuen der Pionierbaumarten (Artengruppe 3) in den Durchmesserklassen 10-30 cm BHD entnommen. Diese Maßnahme wird von KARIUKI (2004) bei wiederholten Eingriffen im tropischen Feuchtwald empfohlen, um die ökonomische Viabilität eines Bestandes langfristig nicht zu gefährden. Ein Verbleib der Pionierbaumarten im Bestand aus ökologischen Gründen ist über die Exemplare mit einem BHD < 10 cm gewährleistet. Ist laut Simulationsvorgabe zur Grundflächenhaltung die Entnahme weiterer Bäume erforderlich, erfolgt der Eingriff in die Artengruppe 2 in den Durchmesserklassen 10-30 cm BHD. In dieser Artengruppe sind zwar ökonomisch relevante Arten vertreten, doch erreichen sie per Definition (siehe Tab. 3) im Schnitt nicht so starken Dimensionen wie die Bäume der Artengruppe 1. Dieser vereinfachte Ansatz vernachlässigt bewusst die Möglichkeit, dass einige dieser Baumarten auch in geringeren Dimensionen ökonomisch attraktiv sein könnten. Sobald 20% der Individuen der Artengruppe 2 entnommen sind (entsprechend dem relativen Anteil nicht-kommerzieller Baumarten), werden Bäume der Artengruppe 1 entnommen, bis wiederum der relative Anteil von 20% nicht-kommerzieller Baumarten erreicht ist. Wurden alle in Frage kommenden nicht-kommerziellen Bestandesmitglieder in den unteren Durchmesserklassen entnommen, während die Durchforstungsvorgabe aber eine weitere Reduktion der Grundfläche vorsieht, so werden zusätzlich Bäume der kommerziellen Fraktion aus den Artengruppen 1 und 2 entnommen, bis entweder die vorgegebene Grundflächenabsenkung oder die von KLEINE (1997) zur Wahrung einer dauerhaften Bewirtschaftung erforderliche Mindestbestockung in den jeweiligen Durchmesserklassen erreicht ist (siehe Tab. 64). Eine Unterschreitung dieser Mindestbestockung führt grundsätzlich dazu, dass die Durchforstung in der speziellen Vorgabe als nicht durchführbar gewertet wird. Sind alle Entnahmooptionen in den unteren Durchmesserklassen ausgeschöpft, ohne die in der Simulation vorgesehene Grundflächenabsenkung erzielt zu haben, werden weitere Bäume aus der Durchmesserklasse von 30-50 cm BHD entnommen. Dabei wird zunächst die Artengruppe ausgewählt, welche die meisten Individuen in dieser Klasse aufweist. Ergeben sich bei der Berechnung der Anzahl der zu entnehmenden Bäume Dezimalwerte, wird grundsätzlich auf die volle Anzahl an Bäumen aufgerundet. Diese Durchforstungsregel wird über die Festlegung des verbleibenden Bestandes anhand der Eingabemaske (vgl. Abb. 53) in das Modell eingegeben.

Durchforstungsgrad

Zur Verifizierung des Durchforstungsmodells wird das in Sabah vorgeschriebene polyzyklische Waldbausystem simuliert (vgl. GLAUNER et al., 2003). Aufgrund der unterschiedlichen Literaturangaben zum Durchforstungsgrad wird diese Größe in verschiedenen Simulationsläufen als Variable einer schematischen Durchforstung mit variierenden Werten getestet (siehe Tab. 65). Die aus der Literatur übernommenen Vorschläge zur Grundflächen- oder Volumenhaltung werden auf die Stammzahl des verbleibenden Bestandes umgerechnet, da die derzeitige Eingabemaske die Eingabe von Stammzahlwerten erfordert.

Operation nu	Time [yrs after]	Diameter cla	Group 1	Group 2	Group 3
1	10	0,1-0,2	100	75	0
		0,2-0,3	75	x	x
		0,3-0,4	x	x	x
		0,4-0,5	x	x	x
2	20	0,1-0,2	75	75	0
		0,2-0,3	50	x	x
		0,3-0,4	x	x	x
		0,4-0,5	x	x	x

Abb. 53: Eingabemaske zur Festlegung der Durchforstungsparameter im Waldwachstumsmodell FORMIX 3-Q. Festgelegt werden die Anzahl der Durchforstungseingriffe pro Umlaufzeit (hier beispielhaft: 2 Eingriffe), die Zeitpunkte der Eingriffe (hier beispielhaft: $N+10$ und $N+20$) sowie die Stammzahl ($N \text{ ha}^{-1}$) des verbleibenden Bestandes je Artengruppe ("group") und Durchmesserklasse ("diameter class"). In den mit "x" gekennzeichneten Durchmesserklassen findet kein Eingriff statt. Die angegebenen Stammzahlen sind Beispielwerte.

Tab. 64: Verschiedene Optionen der Mindestanzahl kommerzieller Bäume nach der Holzernte zur Wahrung des nachhaltigen Nutzungspotentials (nach KLEINE, 1997).

Option	Mindestanzahl kommerzieller Bäume nach der Ernte	
	BHD 20-39 cm	BHD ≥ 40 cm
1	0-1	12
2	2-3	11
3	4-6	10
4	7-8	9
5	9-10	8
6	11-12	7
7	13-14	6
8	15-19	5
9	20-24	4
10	25-29	3
11	30-34	2
12	35-39	1
13	≥ 40	0

Tab. 65: Klassifikationsschema für die Stärke der Durchforstungseingriffe.

Klasse	Eingriffsstärke	Grundflächenabsenkung [%]
0	Kein Eingriff	keine
1	Moderat	- 10
2	Schwach	- 20
3	Mittel	- 35
4	Stark	- 50
5	Sehr stark	- 60

Durchforstungsintensität

Die Durchforstungsintensität stellt ebenfalls eine bedeutende experimentelle Variable im Rahmen der Durchforstungssimulation dar. Zur Verifizierung des Modells wird auf die Vorschläge der verschiedenen Autoren (loc cit.) zurückgegriffen. Dem Nutzer des Modells wird jedoch durch die freie Wahl dieses Parameters die Möglichkeit gegeben, den oder die Zeitpunkte flexibel festzulegen, in denen ein Bestand einmalig oder wiederkehrend durchforstet werden soll. Damit lässt sich jede mögliche Kombination an Zeiträumen im Modell abbilden, die in der forstlichen Praxis zur Entscheidung stehen. Das Modell eröffnet dadurch sogar die Möglichkeit, selbst solche Optionen zu testen, die in der Praxis aufgrund der Komplexität der Versuchsanlage oder des damit verbundenen Betriebsrisikos kaum zu realisieren wären.

Zur Durchführung einer Durchforstung in der Simulation reduziert das Modell zu den festgelegten Zeitpunkten die Stammzahl auf die in der Eingabetabelle vom Nutzer vorgegebenen Werte. Bei der derzeitigen Arbeitsweise des Modells ist zu beachten, dass der festgelegte Durchforstungseingriff bei längeren Simulationszeiträumen wiederkehrend in jedem Nutzungszyklus zum angegebenen Zeitpunkt durchgeführt wird, unabhängig davon, ob eine Ernte entsprechend der waldbaulichen Vorgaben realisiert werden kann oder nicht. Eine Modifikation der Durchforstungsvorgaben innerhalb eines Simulationslaufes ist derzeit nicht möglich.

Eingriffsmethode

Die Festlegung der Eingriffsmethode ist für die Simulation zunächst nicht zwingend erforderlich, da das Modell die Bäume zu dem festgelegten Zeitpunkt rechnerisch aus dem simulierten Bestand entfernt. Dadurch wird eine Methode unterstellt, welche die Bäume mit einer 100%-iger Erfolgsquote entnimmt, ohne dabei irgendwelche Bestandesschäden zu verursachen. Dies entspricht zwar nicht den realen Bedingungen, ist aber unter der *ceteris-paribus*-Bedingung sinnvoll, um zunächst den Einfluss der Durchforstungsstärke und –intensität auf das Waldwachstum zu klären. Ein Faktor für eventuell überlebende Individuen einer Durchforstung, z.B. bei der Begiftung oder Ringelung, kann bei Bedarf nachträglich integriert werden.

Musterbildung

Anhand der Ergebnisse der ertragskundlichen Feldversuche lassen sich letztendlich die vom Modell generierten Werte hinsichtlich ihrer Plausibilität bewerten, um damit eine Aussage über die prinzipielle Eignung des Modells zur Abbildung von Durchforstungsereignissen zu ermöglichen. Dabei sind die räumlichen und zeitlichen Muster im Zuwachsverhalten wertvolle Hilfsmittel bei der späteren Validierung der Ergebnisse der Durchforstungssimulationen im Rahmen des "*process oriented modeling*" (GRIMM und RAILSBACK, 2005). Erst eine erfolgreiche Validierung liefert die Bestätigung, dass das Modell die Wirklichkeit korrekt wiedergibt.

4.3.3 Verifizierung des Durchforstungsmodells

Die Verifizierung (Testung) des Durchforstungsmodells dient seiner Erprobung, um anhand verschiedener Durchforstungsszenarien die korrekte Funktionsweise zu bestätigen.

4.3.3.1 Simulation der Bestandesentwicklung bei selektiver Holzernte ohne Durchforstung

Zunächst wird die Entwicklung der Wuchsdynamik ausgewählter Bestände der Deramakot Forstreserve nach Holzernteeingriffen ohne Durchforstungseingriffe mit FORMIX 3-Q simuliert. Damit werden folgende Ziele verfolgt:

1. Kalibrierung der in dieser Arbeit durchgeführten Simulationen mit früheren Arbeiten von DITZER (1999) und GLAUNER et al. (2003);
2. Simulation einer "Nullfläche" im Hinblick auf die folgenden Simulationsszenarien mit Durchforstungsansatz;
3. Analyse der simulierten Bestandesentwicklung nach einem Holzernteeingriff zur Herleitung der erforderlichen Durchforstungsparameter.

Entwicklung eines ursprünglichen Primärwaldbestandes nach der Holzernte

In der "Domestizierungsphase" vom Primärwald zu einem zyklischen genutzten Wirtschaftswald ergeben sich Veränderungen in der Bestandesstruktur und der Artenzusammensetzung (vgl. LAMPRECHT, 1986). Dies hat einen unmittelbaren Einfluss auf die im Primärwald realisierbaren Holzerträge bei den ersten Nutzungen, da diese aufgrund der natürlichen Ausstattung der Bestände zunächst höher ausfallen, als bei späteren Ernteeingriffen in den domestizierten Bestand. Da der Fokus in dieser Arbeit auf der langfristigen Ertragsregelung liegt, werden die Ergebnisse aus der Domestizierungsphase, die etwa die ersten 3-4 Nutzungszyklen umfasst, ausgeschlossen (vgl. DITZER, 1999). Das Hauptaugenmerk liegt daher auf den Ergebnissen aus dem Simulationszeitraum von 200-400 Jahren.

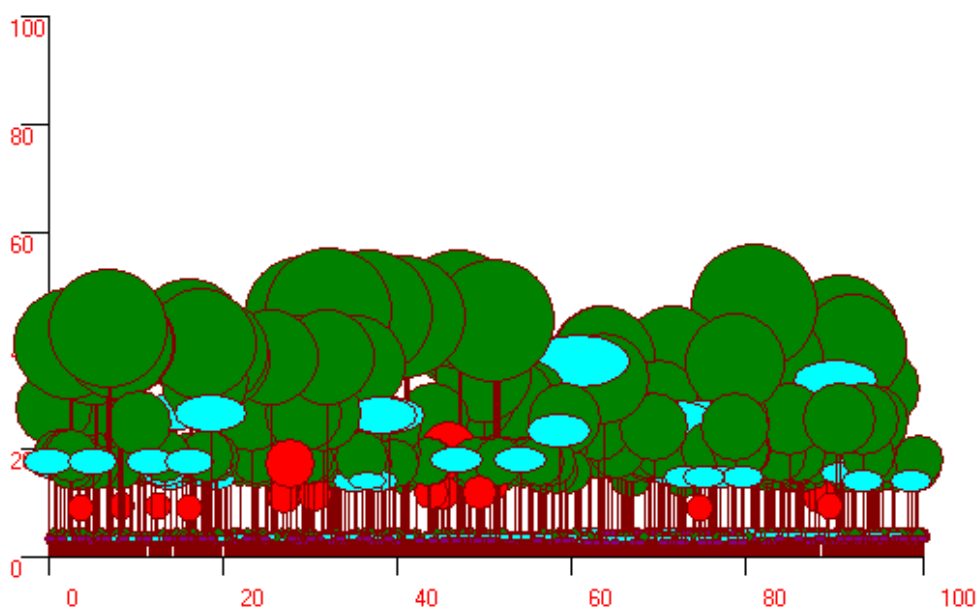


Abb. 54: Der inventarisierte *Primärwaldbestand* in der Seitenansicht der 3D-Darstellung des Modells FORMIX 3-Q zu Beginn der Simulation. Die Artengruppen werden durch unterschiedliche Farben gekennzeichnet: grün = Artengruppe 1, blau = Artengruppe 2, rot = Artengruppe 3, violett: Artengruppe 4. Der Simulation liegt eine Bestandesfläche von 1 ha zugrunde.

Zunächst werden die Ergebnisse der Erntesimulationen nach den strengen ökologischen und forst-technischen Vorschriften ("*Textbook*", siehe Tab. 14) vorgestellt (Kodierung des Szenariums: "PWTB"). Dieses Bewirtschaftungsszenarium entspricht den von DITZER (1999) durchgeführten Simulationen im Rahmen der schonenden Holzernte (RIL) in der Deramakot Forstreserve.

Als Zeitpunkt für den ersten Ernteeingriff wird das 1. Jahr nach Simulationsbeginn gewählt. Das Modell führt einen Ernteeingriff rechnerisch in der Mitte eines jeweiligen Erntejahres durch, sofern die vom Nutzer vorgegebenen waldbaulichen und ökonomischen Parameter des Szenariums eine Nutzung erlauben. Der Zeitpunkt des ersten Ernteeingriffs ist in diesem Szenarium prinzipiell unbedeutend, da sich der Bestand als Primärwald in einem dynamischen Gleichgewicht ohne Nettozuwachs befindet (vgl. BICK et al., 1998).

Nicht in jedem der methodisch festgelegten zehn Simulationsläufe können alle Ernten entsprechend der waldbaulichen und ökonomischen Vorgaben des Szenariums realisiert werden (vgl. Tab. 14). In drei der zehn Wiederholungen ist jeweils ein Ernteeingriff ausgefallen. Zweimal trat dieses Ereignis im Jahr 260 (7. Eingriff), einmal im Jahr 280 (8. Eingriff) auf. Trotz dieser Ausfälle lassen sich in diesem Szenarium rund 98% aller Ernteeingriffe realisieren. Im Simulationszeitraum von 200-400 Jahren sinkt die Bestandesgrundfläche durch die Ernteeingriffe durchschnittlich von $27,9 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ auf $19,1 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Dies entspricht einer mittleren Grundflächenabsenkung von 31,5%. Das Stammholzvolumen aller Bäume $\geq 10 \text{ cm BHD}$ verringert sich dabei um 36,7% (= $137,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) von $375,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ auf $237,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

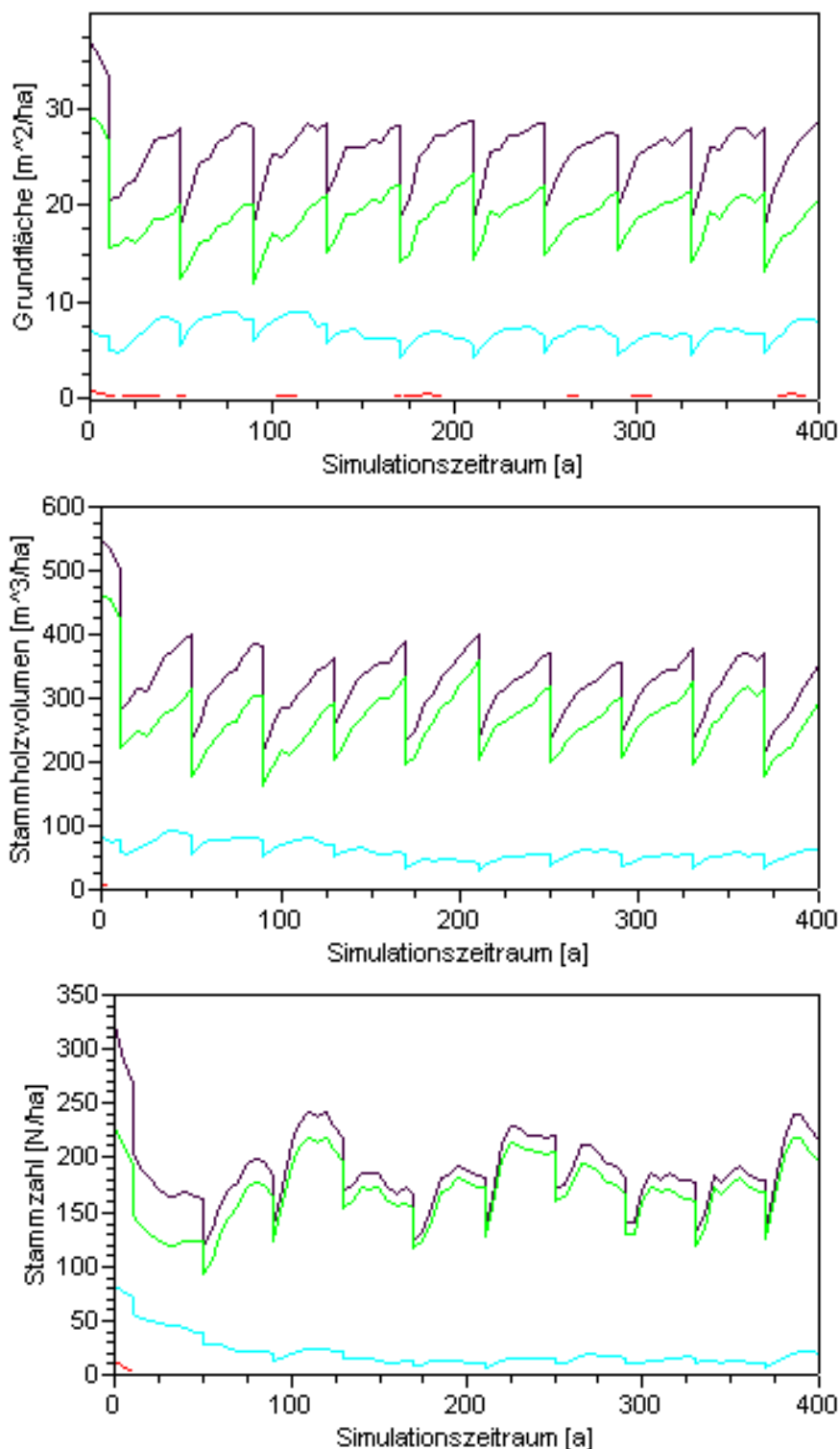


Abb. 55: Simulierte Entwicklung der Bestandesgrundfläche (Oben) und des Stammholzvolumens (Mitte) für alle Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm sowie der Stammzahl (Unten) für alle Bäume mit einem BHD ≥ 15 cm in den verschiedenen Artengruppen nach Holzernteeingriffen in 40-jährigen Nutzungszyklen im **Textbook-Szenarium** in einen ursprünglichen **Primärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve. Farbkodierung: schwarz= Gesamtbestand, grün = Artengruppe 1, blau = Artengruppe 2, rot = Artengruppe 3.

Die simulierten dynamischen Entwicklungen von Grundfläche, Stammholzvolumen und Stammzahl (Abb. 55) zeigen während der ersten 200 Jahre deutlich die Veränderungen in Struktur und Artenzusammensetzung in der Übergangsphase (Domestizierungsphase) vom Primärwaldbestand zum bewirtschafteten Naturwaldbestand. Der Anteil der Artengruppe 2 geht in den ersten 200 Jahren leicht zugunsten von Artengruppe 1 zurück. Während die mittlere Bestandesgrundfläche über den gesamten Simulationszeitraum mit $25,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ nahezu konstant bleibt, steigt die Grundfläche der Artengruppe 1 um 5% an, während die Grundfläche der Artengruppe 2 entsprechend um 5% abnimmt. Die Grundfläche der Artengruppe 3 bleibt über den gesamten Simulationszeitraum auf konstant niedrigem Niveau.

In den ersten drei Nutzungszyklen kann im Schnitt ein Holzernteertrag von $97,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ realisiert werden. Allein der erste Eingriff in die Primärwaldstrukturen erbringt einen Ertrag von $116,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Nach Abschluss der Domestizierungsphase beträgt der mittlere Holzernteertrag pro Ernteeingriff $86,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, entsprechend 11,6 Stämmen pro ha. Umgerechnet entspricht dies einem mittleren jährlichen Ertrag von rund $2,17 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

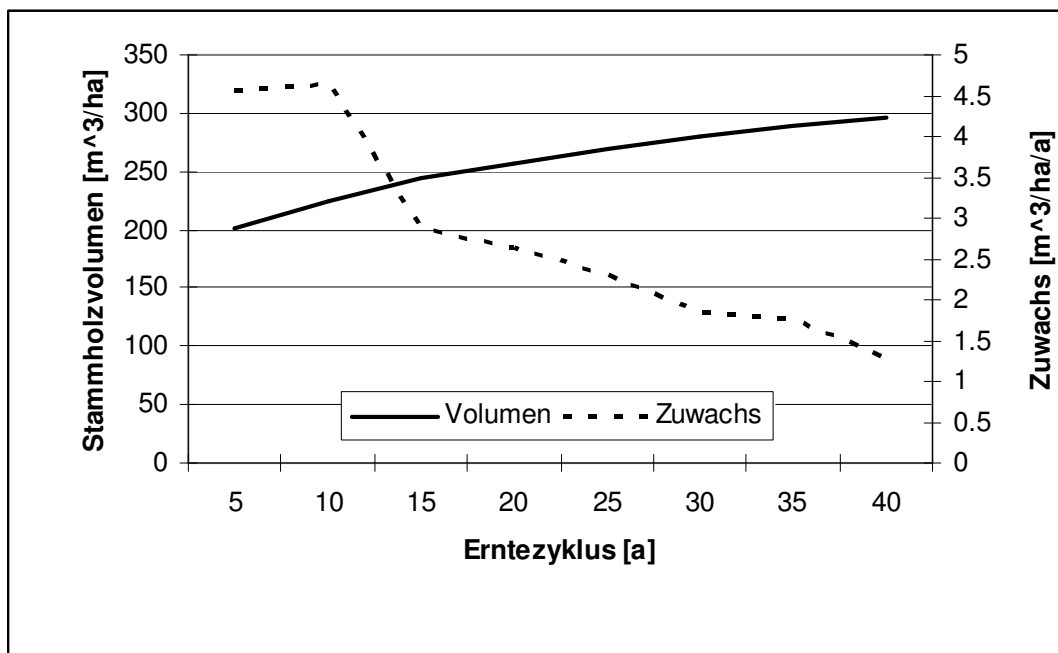


Abb. 56: Simulierte durchschnittliche Entwicklung des Stammholzvolumens und des laufenden jährlichen Zuwachses der als kommerziell eingestufteten Baumarten mit einem BHD $\geq 10 \text{ cm}$ nach einem Holzernteeingriff im **Textbook-Szenarium** in einen ursprünglichen **Primärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve nach Abschluss der Domestizierungsphase.

Abb. 56 zeigt die durchschnittliche Entwicklung des Stammholzvolumens und des laufenden jährlichen Zuwachses der als kommerziell eingestufteten Baumarten mit einem BHD $\geq 10 \text{ cm}$ innerhalb eines 40-jährigen Nutzungszyklus. Für diese Darstellung wurden die Nutzungszyklen der Jahre 200-400 gemittelt. Gut erkennbar ist der durch die Holzernte verursachte Wachstumsschub, der etwa zehn Jahre lang anhält. Diese Entwicklung deckt sich mit den Beobachtungen von WOELL (1988) und WEIDELT (1994 und 1996b) in genutzten Dipterocarpaceenwäldern auf den Philippinen. Im Jahr 10 nach dem Ernteeingriff fällt der Zuwachs innerhalb von fünf Jahren von rund $4,64 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf $2,88 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ steil ab.

Danach verflacht die Zuwachskurve und sinkt kontinuierlich bis zum Ende der Umlaufzeit auf etwa $1,28 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Über den gesamten Zeitabschnitt eines Nutzungszyklus liegt der mittlere jährliche Zuwachs der als kommerziell eingestuften Baumarten mit einem BHD $\geq 10 \text{ cm}$ bei $2,74 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, der mittlere jährliche Netto-Zuwachs (berechnet nach GLAUNER et al., 2003) bei $1,64 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Die hier vorgestellten Ergebnisse decken sich mit den Ergebnissen von DITZER (1999) bei vergleichbaren Simulationen mit FORMIX 3-Q. Die Kalibrierung kann daher für dieses Szenarium als erfolgreich bezeichnet werden.

In den nächsten Abschnitten werden die Ergebnisse der Erntesimulationen im sog. **Borderline-Szenarium** (siehe Tab. 14) vorgestellt (Kodierung des Szenariums: "PWBL"). Ausgangslage der Simulation ist wie zuvor ein Primärwaldbestand in der Deramakot Forstreserve.

In diesem Szenarium gibt es keine Ernteauffälle. Alle Ernten in den zehn Wiederholungen der Simulation können über die gesamte Simulationslaufzeit von 400 Jahren realisiert werden. Im Simulationszeitraum von 200-400 Jahren (nach Abschluss der Domestizierungsphase) sinkt die Bestandesgrundfläche bei einem Ernteeingriff von durchschnittlich $27,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ auf durchschnittlich $18,1 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Dies entspricht einer mittleren Grundflächenabsenkung von 34,2%. Dabei nimmt das Stammholzvolumen aller Bäume $\geq 10 \text{ cm}$ BHD im Schnitt um 40,4% (= $145,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) ab, und zwar von $360,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ auf $215,0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Die simulierte Entwicklung von Grundfläche, Stammholzvolumen und Stammzahl (Abb. 57) zeigen im Borderline-Szenarium wie im Textbook-Szenarium deutliche Veränderungen in Struktur und Artenzusammensetzung während der ersten 200 Jahre. Auch in diesem Szenarium geht der Anteil der Artengruppe 2 in den ersten 200 Jahren leicht zugunsten der Artengruppe 1 zurück. In diesem Szenarium beträgt die Veränderung der Grundfläche jedoch nur etwa 2%.

Während der ersten drei Ernten kann im Schnitt ein Holzernteertrag von $112,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ realisiert werden. Allein der erste Ernteeingriff in die Primärwaldstrukturen erbringt einen Ertrag von $125,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Nach Abschluss der Domestizierungsphase beträgt der mittlere Holzernteertrag im Zeitraum von 200-400 Jahren pro Ernteeingriff $95,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, entsprechend 12,7 Stämmen pro ha bzw. einem mittleren jährlichen Ertrag von $2,38 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

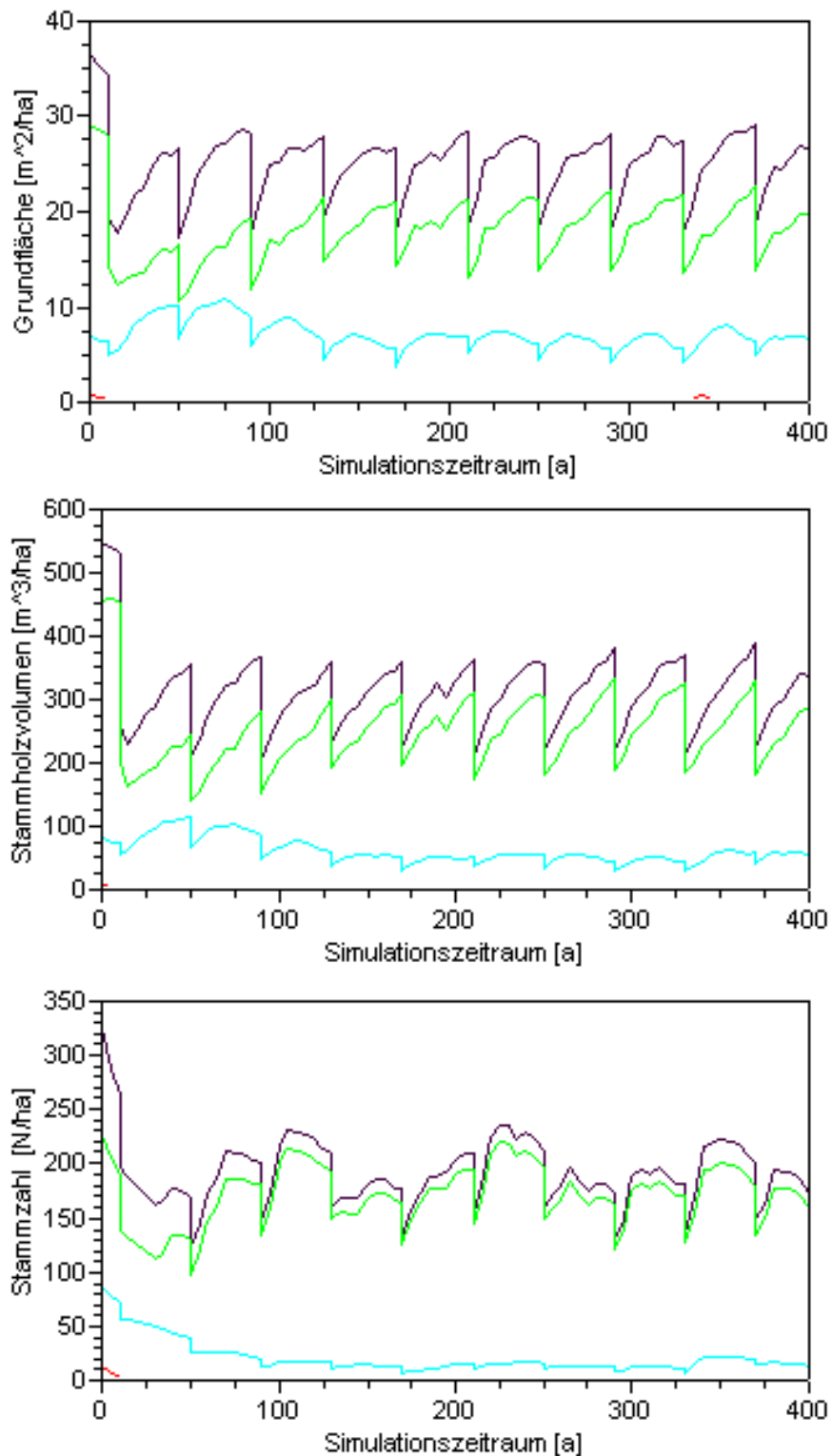


Abb. 57: Simulierte Entwicklung der Bestandesgrundfläche (Oben) und des Stammholzvolumens (Mitte) für alle Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm sowie der Stammzahl (Unten) für alle Bäume mit einem BHD ≥ 15 cm in den verschiedenen Artengruppen nach Holzernteeingriffen in 40-jährigen Nutzungszyklen im **Borderline-Szenarium** in einen ursprünglichen **Primärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve. Farbkodierung: schwarz= Gesamtbestand, grün = Artengruppe 1, blau = Artengruppe 2, rot = Artengruppe 3.

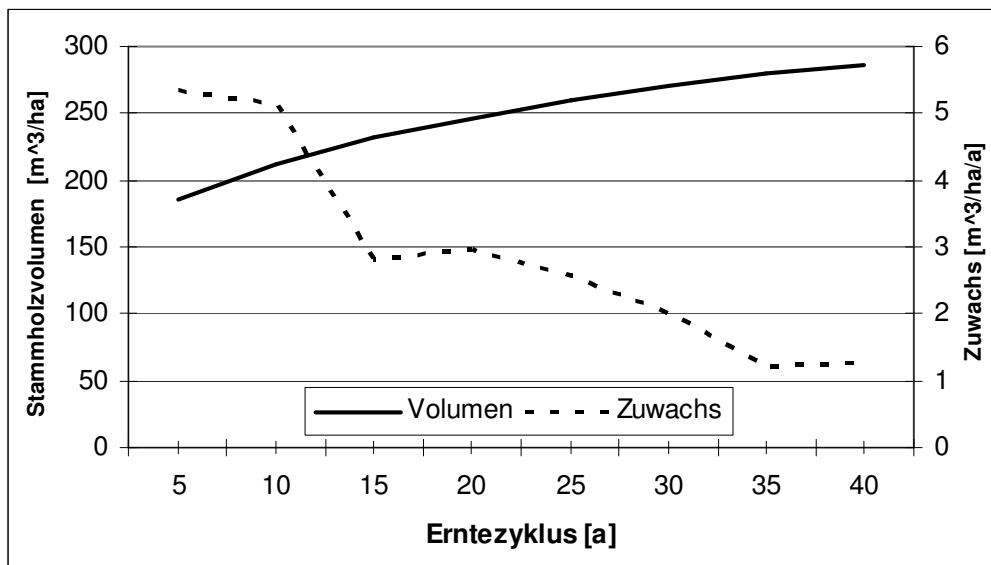


Abb. 58: Simulierte durchschnittliche Entwicklung des Stammholzvolumens und des laufenden jährlichen Zuwachses der als kommerziell eingestufteten Baumarten mit einem BHD ≥ 10 cm nach einem Holzernteeingriff im **Borderline-Szenarium** in einen ursprünglichen **Primärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve nach Abschluss der Domestizierungsphase.

Abb. 58 zeigt die durchschnittliche Entwicklung des Stammholzvolumens und des laufenden jährlichen Zuwachses der als kommerziell eingestufteten Baumarten mit einem BHD ≥ 10 cm innerhalb eines 40-jährigen Nutzungszyklus. Für diese Darstellung wurden die Nutzungszyklen der Jahre 200-400 gemittelt. Der Verlauf der Zuwachskurve ähnelt derjenigen aus dem vorherigen Szenarium. Nachdem der Zuwachsschub rund 10 Jahre angehalten hat, fällt er innerhalb von fünf Jahren recht steil ab, von $5,12 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf $2,80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Danach verflacht die Zuwachskurve und sinkt kontinuierlich bis zum Jahr 35 auf etwa $1,24 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dieses Zuwachsniveau wird dann bis zum Ende der Umlaufzeit gehalten. Über die gesamte Umlaufzeit liegt der mittlere jährliche Zuwachs der als kommerziell eingestufteten Baumarten mit einem BHD ≥ 10 cm bei $2,91 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, der mittlere jährliche Netto-Zuwachs (berechnet nach GLAUNER et al., 2003) bei $1,75 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und damit leicht höher als im vorherigen Textbook-Szenarium.

Ein Vergleich der simulierten Ernteerträge aus den beiden Simulationsszenarien wird in Abb. 59 vorgestellt. Auffällig ist der nahezu parallele Verlauf der beiden Kurven über den Zeitraum der Simulation. In der Summe werden jedoch erwartungsgemäß durchweg höhere Erträge im Borderline-Szenarium realisiert, da hier die waldbaulichen Vorgaben bei ansonsten identischen Bedingungen weniger strikt sind als im Textbook-Szenarium. Dabei fallen die jährlichen Erträge nie unter rund $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, während sie in einzelnen Jahren im Textbook-Szenarium durchaus auf rund $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ sinken oder sogar ganz ausfallen können. Im Borderline-Szenarium ist demnach sowohl eine höhere als auch konstantere Holzernte als im Textbook-Szenarium möglich, ohne die von DITZER (1999) und GLAUNER et al. (2003) in der Simulation zugrunde gelegten Nachhaltigkeitskriterien ("Volumen-Nachhaltigkeit", Artengruppenzusammensetzung, Bestandesstruktur) zu verletzen. Auch über einen Simulationszeitraum von 4.000 Jahren weisen die Ertragskurven in beiden Szenarien eine relativ starke Amplitude auf.

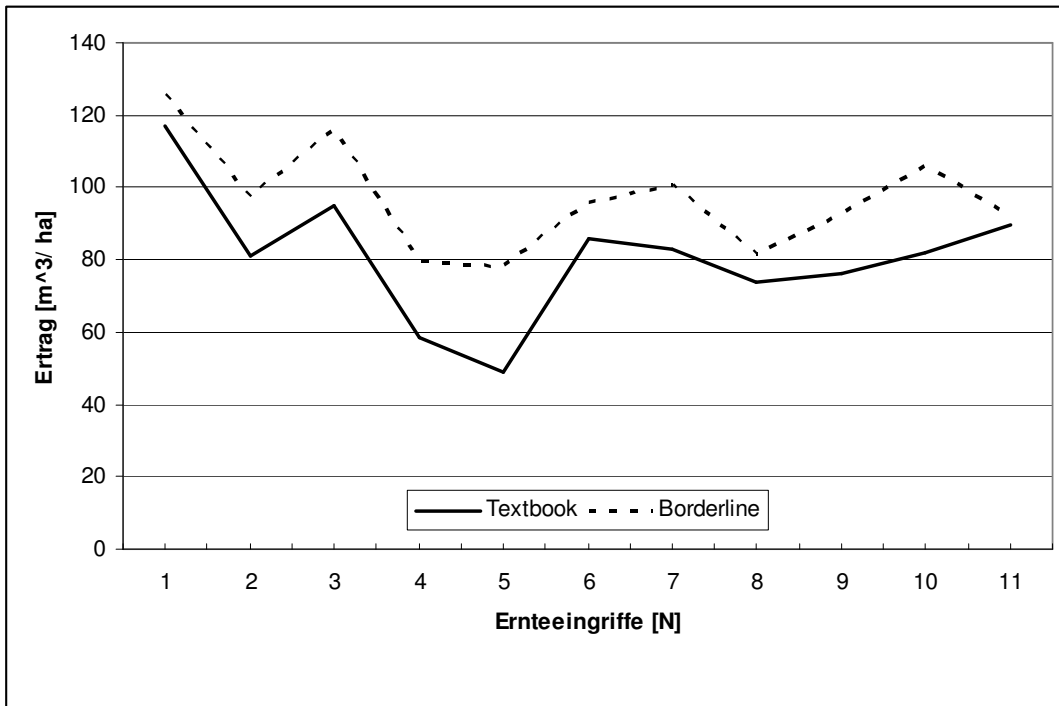


Abb. 59: Simulierte Entwicklung der Ernteerträge in den beiden Simulationsszenarien "Textbook" und "Borderline" ohne Durchforstungsmaßnahmen, über einen Zeitraum von 400 Jahren. Ausgangslage: Primärwaldbestand in der Deramakot Forstreserve.

Entwicklung in einem Sekundärwaldbestand nach der Holzernte

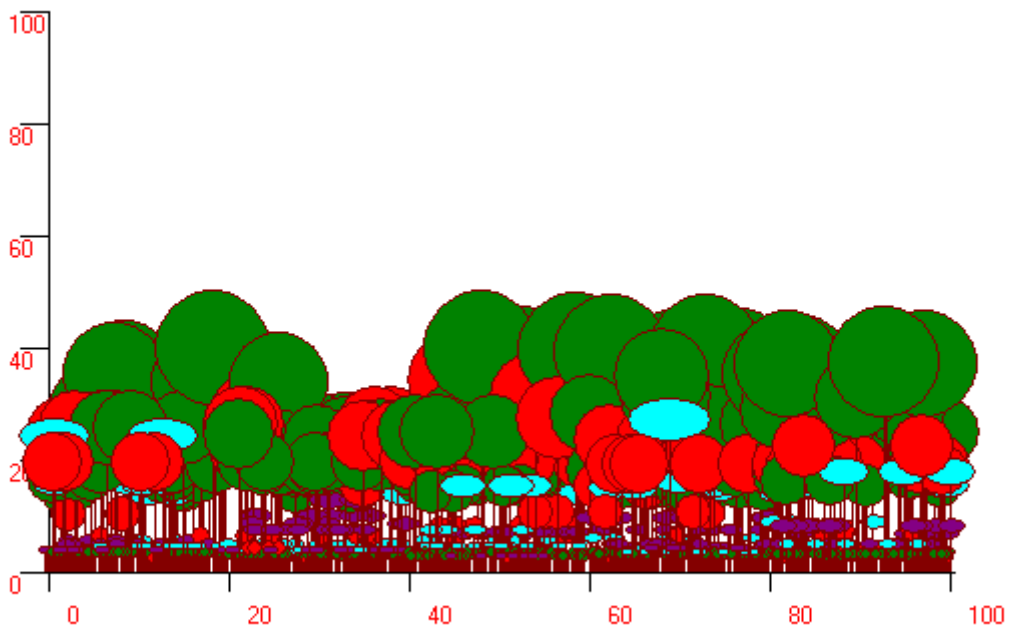


Abb. 60: Der inventarisierte Sekundärwaldbestand in der Seitenansicht der 3D-Darstellung des Modells FORMIX 3-Q zu Beginn der Simulation. Die Artengruppen werden durch unterschiedliche Farben gekennzeichnet: grün = Artengruppe 1, blau = Artengruppe 2, rot = Artengruppe 3, violett: Artengruppe 4.

Die folgenden Erntesimulationen erfolgen nach denselben Vorgaben wie zuvor. Lediglich der Ausgangsbestand und der Zeitpunkt des ersten Ernteeingriffs nach dem Start der Simulation sind unterschiedlich.

Zunächst werden wiederum die Ergebnisse des Textbook-Szenariums vorgestellt. Im Gegensatz zu den vorherigen Simulationsläufen wird in diesem Szenarium keine Ernte im ersten Jahr der Simulation durchgeführt, da dies weder den waldbaulich vorgeschriebenen noch den in der Praxis empfohlenen Nutzungszyklen entsprechen würde. Die untersuchten Sekundärwaldbestände in der Deramakot Forstreserve wurden etwa 20-25 Jahre vor der Inventarisierung durch SCHLENSOG (1997) letztmals kommerziell genutzt. Ein Ernteeingriff im Jahr 20 nach Beginn der Simulation simuliert damit in etwa den in Deramakot angestrebten Nutzungszyklus von 40 Jahren (Kodierung dieses Szenariums: "SWTB20").

In diesem Szenarium wird zusätzlich eine zweite Bewirtschaftungsvariante geprüft, bei der die erste Ernte erst nach 40 Jahren nach Simulationsbeginn durchgeführt wird, um den degradierten Beständen einen längeren Zeitraum zum Aufbau des angestrebten Zielvolumens zu erlauben (vgl. ONG und KLEINE, 1995; GLAUNER et al., 2003). Dies geht konform mit den Vorschlägen von DITZER (1999), nach konventionellen Eingriffen mit Bestandesschäden bis zu 30% einen mindestens 60 Jahre langen Ausgleichszeitraum bis zum nächsten Ernteeingriff zu gewähren (Kodierung dieses Szenariums: "SWTB40").

Zum Zeitpunkt der ersten Ernte nach 20 Jahren hatten die simulierten Bestände im Schnitt ein Volumen von $402,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, zum Zeitpunkt der ersten Ernte nach 40 Jahren ein Volumen von $467,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Durchschnittlich 1,8 von 10 Ernten können bei der Bewirtschaftungsvariante mit einem Ersteingriff im Jahr 20 nicht realisiert werden, da die waldbaulichen und ökonomischen Vorgaben nicht erfüllt sind (siehe Abb. 61). In den zehn stochastischen Wiederholungen der Simulation fällt dabei am häufigsten (5x) die erste Ernte im Jahr 20 der Simulation aus. Jeweils 4x fielen die Ernten in den Jahren 100 und 140 aus. In der zweiten Hälfte des Simulationszeitraumes (200-400 Jahre) fiel bei der Hälfte der Simulationen jeweils eine Ernte aus. Betroffen sind die Jahre 220, 260, 300 (2x) sowie 380. Im Schnitt lag das Bestandesvolumen bei einem Ernteausfall bei $411,0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Bei den Simulationen mit einem Ersteingriff im Jahr 40 fallen im Schnitt 1,2 Ernten von 10 Ernten aus. Am häufigsten (7x) fällt die Ernte im Jahr 120 aus. Dies ist das einzige Jahr mit einem Ernteausfall innerhalb der ersten 200 Jahre der Simulation. Je 2x fielen Ernten in den Jahren 280 und 400 aus, 1x im Jahr 240. Im Schnitt beträgt das Gesamtvolumen des Bestandes auch in dieser Bewirtschaftungsvariante bei einem Ernteausfall rund $414,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Einen Überblick über die Ergebnisse der beiden Bewirtschaftungsvarianten in diesem Szenarium gibt Tab. 66. In beiden Varianten resultieren die waldbauliche Vorgaben in einer Absenkung der Bestandesgrundfläche von rund einem Drittel. Um ebenfalls rund ein Drittel sinkt im Schnitt das Bestandesvolumen im Rahmen eines Ernteeingriffes. Die mittleren Erträge liegen in beiden Bewirtschaftungsvarianten langfristig zwischen 60 und $70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

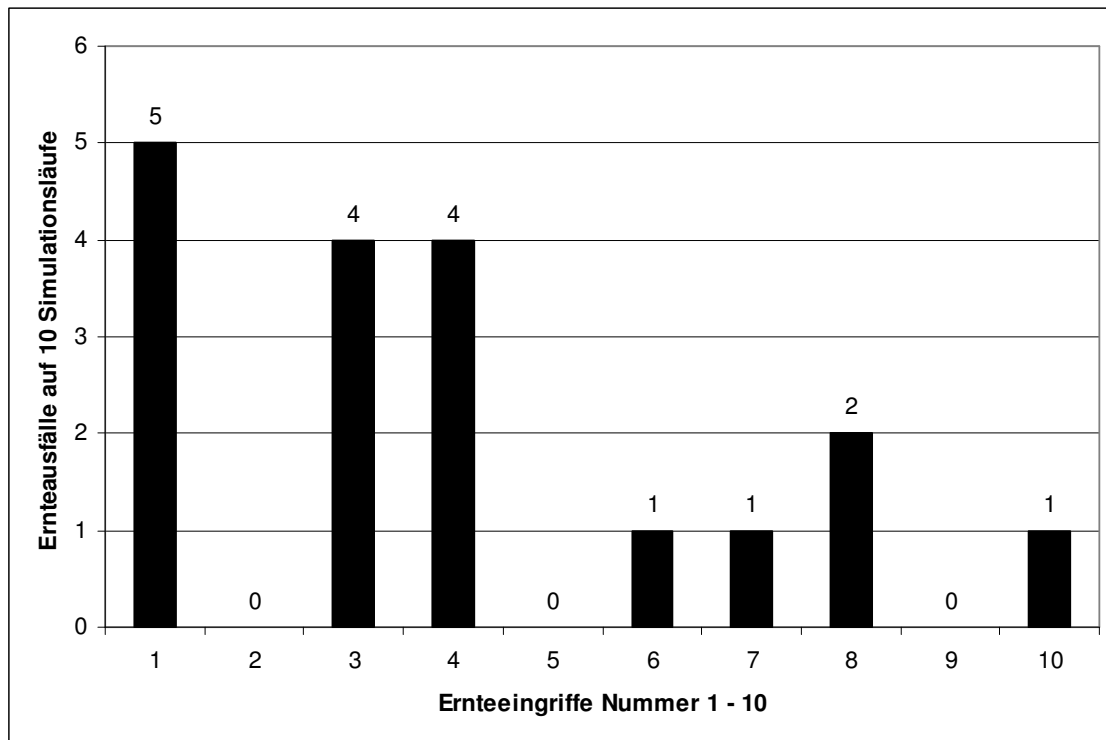


Abb. 61: Anzahl und Zeitpunkte der Ernteaufälle bei 10 stochastisch unabhängigen Wiederholungen der Simulation über einen Gesamtzeitraum von 400 Jahren im Szenarium SWTB20.

Tab. 66: Überblick über ausgewählte Ergebnisse der Simulationen im Textbook-Szenarium in einen Sekundärwaldbestand der Deramakot Forstreserve mit erster Ernte in Jahr 20 nach Simulationsbeginn (Szenarium: SWTB20) und erster Ernte in Jahr 40 nach Simulationsbeginn (Szenarium: SWTB40).

	SWTB20	SWTB40
Grundfläche		
Vor der Ernte	31,6 m ² ha ⁻¹	32,2 m ² ha ⁻¹
Nach der Ernte	22,5 m ² ha ⁻¹ (- 28,8%)	22,9 m ² ha ⁻¹ (- 28,9%)
Kommerzielles Stammholzvolumen		
Vor der Ernte	297,0 m ³ ha ⁻¹	290,5 m ³ ha ⁻¹
Nach der Ernte	196,4 m ³ ha ⁻¹ (- 33,9%)	194,2 m ³ ha ⁻¹ (- 33,1%)
MAI	2,52 m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹	2,41 m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹
Ernteertrag		
pro Ernteeingriff	64,5 m ³ ha ⁻¹	67,4 m ³ ha ⁻¹
geerntete Stämmen	7,7 N ha ⁻¹	8,1 N ha ⁻¹
mittlerer jährlichen Ertrag	1,61 m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹	1,69 m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹
Ausgefallene Ernten pro Nutzungszyklus von 10 möglichen	1,8 N	1,2 N

Aufgrund der längeren Regenerationsphase kann in dem Bestand, der erst im Jahr 40 nach Simulationsbeginn geerntet wird, in den ersten beiden Ernten ein mittlerer Ertrag von $79,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ erwirtschaftet werden. Im Vergleich dazu liegen die mittleren Erträge der ersten beiden Ernten in dem Bestand, der bereits im Jahr 20 nach Simulationsbeginn geerntet wurde, bei nur $47,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, und damit um fast 60% niedriger. Trotzdem sind die Ernten auch in diesem Fall noch ökonomisch tragfähig (vgl. KLEINE und HEUVELDOP, 1993). Bereits die dritte Ernte liegt hier jedoch höher als in der ersten Variante. Langfristig sind zwischen den beiden Varianten nur geringe Unterschiede im Ertrag feststellbar (vgl. Tab. 66).

Die simulierte Entwicklung von Bestandesgrundfläche, Stammholzvolumen und Stammzahlen verläuft in diesem Szenarium in beiden Bewirtschaftungsvarianten sehr ähnlich (dargestellt für "SWTB20" in Abb. 62). Der Anteil der Artengruppe 3 (Pionierbaumarten), die zu Beginn der Simulation in den stark degradierten Beständen noch einem Anteil von 17,0% an der Bestandesgrundfläche hat, wird im Laufe der ersten 20 Jahre auf einen Anteil von 0,7% zurückgedrängt. Im langfristigen Mittel geht der Anteil der Artengruppe 3 sogar noch weiter um den Faktor 10 zurück. Die langfristige mittlere Bestandesgrundfläche ist mit $29,6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ in der ersten Bewirtschaftungsvariante und mit $29,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ in der zweiten Variante nahezu identisch. Das mittlere Stammholzvolumen der kommerziellen Baumarten liegt in der ersten Variante mit $240,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ leicht unter dem mittleren Stammholzvolumen der zweiten Variante mit $251,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Auch die Entwicklung des durchschnittlichen Stammholzvolumens innerhalb eines Nutzungszyklus verläuft bei beiden Varianten nahezu identisch (siehe Abb. 63). Anders verhält es sich bei der dynamischen Entwicklung des laufenden jährlichen Zuwachses. Während der Zuwachs in der ersten Variante ("SWTB20") stufenweise von $4,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf $1,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ abfällt, nimmt er in der zweiten Variante ("SWTB40") nahezu linear von $4,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf $1,0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ab, um dann bis zum Ende der Umlaufzeit wieder leicht auf $1,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ anzusteigen.

Über die gesamte Umlaufzeit liegt der mittlere jährliche Zuwachs der als kommerziell eingestuften Baumarten mit einem BHD $\geq 10 \text{ cm}$ bei $2,52 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in der ersten Variante und bei $2,41 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in der zweiten Variante. Der mittlere jährliche Netto-Zuwachs (berechnet nach GLAUNER et al., 2003) liegt entsprechend bei $1,53 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $1,45 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Auch im Borderline-Szenarium werden die beiden Bewirtschaftungsvarianten simuliert. In beiden Fällen gibt es keine Ernteauffälle. Tab. 67 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der beiden Bewirtschaftungsvarianten in diesem Szenarium. In beiden Varianten resultieren die waldbauliche Vorgaben für die Simulation in einer Absenkung der Bestandesgrundfläche um rund ein Drittel. Das Stammholzvolumen der als kommerziell eingestuften Baumarten reduziert sich infolge der Holzernte im Schnitt um fast 40%. Die mittleren Erträge liegen in der ersten Bewirtschaftungsvariante langfristig bei $79,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, während in der zweiten Bewirtschaftungsvariante (Eingriff nach 40 Jahren) langfristig mit $77,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ leicht darunter liegen. Damit liegen die mittleren Erträge im Sekundärwaldbestand im Borderline-Szenarium um fast 25% höher als die im Textbook-Szenarium.

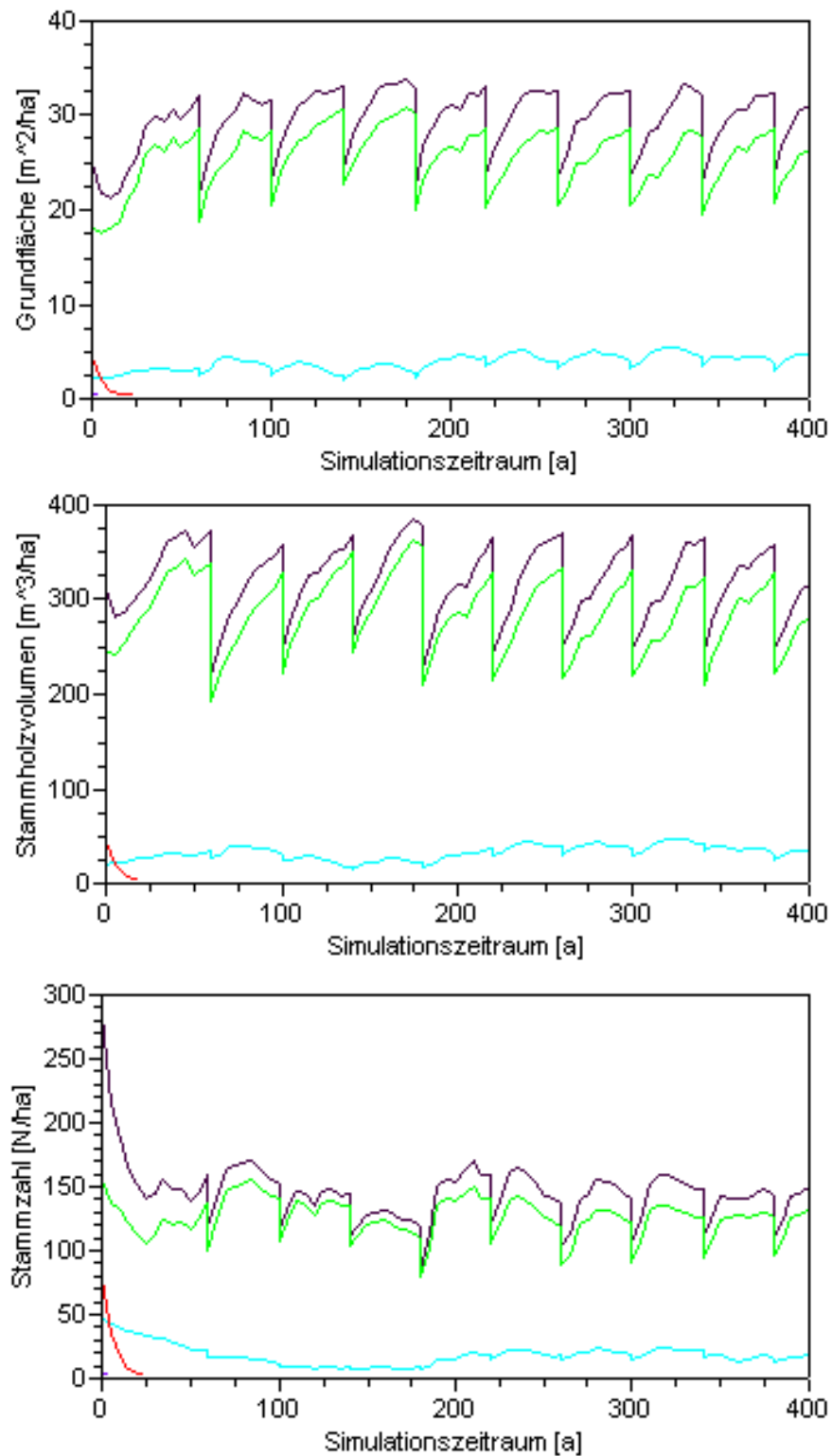


Abb. 62: Simulierte Entwicklung der Bestandesgrundfläche (Oben) und des Stammholzvolumens (Mitte) für alle Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm sowie der Stammzahl (Unten) für alle Bäume mit einem BHD ≥ 15 cm in den verschiedenen Artengruppen nach Holzernteingriffen in 40-jährigen Nutzungszyklen im **Textbook-Szenarium** in einen **Sekundärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve mit dem Ersteingriff im Jahr 20 der Simulation. Farbkodierung: schwarz= Gesamtbestand, grün = Artengruppe 1, blau = Artengruppe 2, rot = Artengruppe 3.

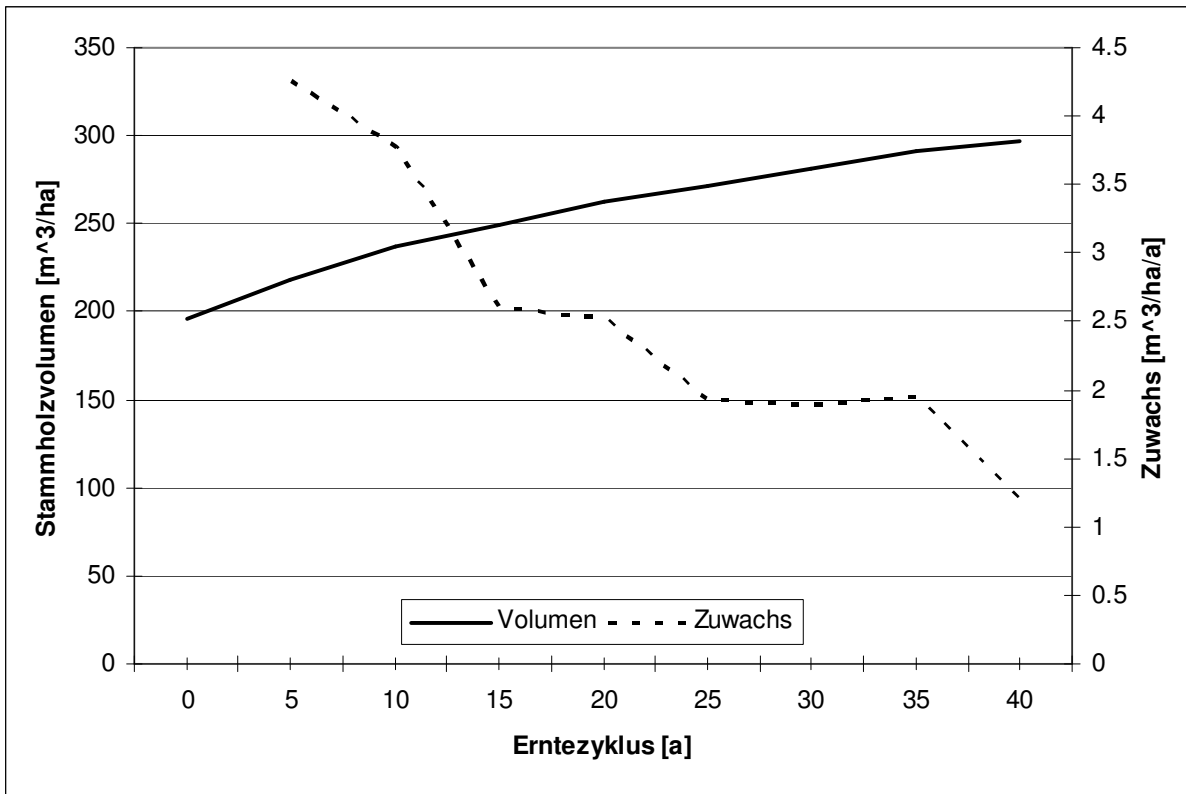


Abb. 63: Simulierte durchschnittliche Entwicklung des Stammholzvolumens und des laufenden jährlichen Zuwachses der als kommerziell eingestufteten Baumarten mit einem BHD ≥ 10 cm nach einem Holzernteingriff im **Textbook-Szenarium** in einen **Sekundärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve. Erste Ernte in Jahr 20 nach Simulationsbeginn (Szenarium: SWTB20, oben); erste Ernte in Jahr 40 nach Simulationsbeginn (Szenarium: SWTB40, unten).

Tab. 67: Überblick über ausgewählte Ergebnisse der Simulationen im Borderline-Szenarium in einen Sekundärwaldbestand der Deramakot Forstreserve mit erster Ernte in Jahr 20 nach Simulationsbeginn (Szenarium: SWBL20) und erster Ernte in Jahr 40 nach Simulationsbeginn (Szenarium: SWBL40).

	SWBL20	SWBL40
Grundfläche		
Vor der Ernte	31,9 m ² ha ⁻¹	32,1 m ² ha ⁻¹
Nach der Ernte	22,1 m ² ha ⁻¹ (- 30,7%)	22,0 m ² ha ⁻¹ (- 31,5%)
Kommerzielles Stammholzvolumen		
Vor der Ernte	283,5 m ³ ha ⁻¹	292,2 m ³ ha ⁻¹
Nach der Ernte	178,3 m ³ ha ⁻¹ (- 37,1%)	181,0 m ³ ha ⁻¹ (- 38,1%)
MAI	2,63 m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹	2,78 m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹
Ernteertrag		
pro Ernteeingriff	79,1 m ³ ha ⁻¹	77,4 m ³ ha ⁻¹
geerntete Stämmen	9,9 N ha ⁻¹	9,6 N ha ⁻¹
mittlerer jährlichen Ertrag	1,98 m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹	1,93 m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹
Ausgefallene Ernten	keine	keine

Die simulierte Entwicklung von Bestandesgrundfläche, Stammholzvolumen und Stammzahlen im Borderline-Szenarium (siehe Abb. 64) unterscheidet sich nicht wesentlich von der simulierten Entwicklung im Textbook-Szenarium (s.o.). Trotz der stärkeren Eingriffe in die Bestandesstrukturen wird der Anteil der Artengruppe 3 an der Bestandesgrundfläche auch im Borderline-Szenarium innerhalb der ersten 20 Jahre nach Simulationsbeginn auf deutlich unter 1% zurückgedrängt. Die mittlere Bestandesgrundfläche über den gesamten Simulationszeitraum ist mit 29,5 m² ha⁻¹ in beiden Varianten identisch und entspricht ebenfalls der Größenordnung des Textbook-Szenariums. Das mittlere Stammholzvolumen der kommerziellen Baumarten liegt in der ersten Variante mit 240,4 m³ ha⁻¹ leicht unter dem mittleren Stammholzvolumen in der zweiten Variante mit 244,2 m³ ha⁻¹. Das mittlere Stammholzvolumen der ersten Bewirtschaftungsvariante entspricht genau demjenigen, welches auch bei der vergleichbaren Variante im Textbook-Szenarium ermittelt wurde.

Die Entwicklung des durchschnittlichen Stammholzvolumens verläuft innerhalb eines Nutzungszyklus in beiden Varianten nahezu identisch (siehe Abb. 65). Unterschiedlich verläuft hingegen die Entwicklung des laufenden jährlichen Zuwachses. Im Borderline-Szenarium ist ein nahezu linearer Abfall des Zuwachses von 4,5 auf 1,2 in der ersten Variante ("SWBL20") zu beobachten, während er in der zweiten Variante ("SWBL40") stufenweise von 4,9 m³ ha⁻¹ a⁻¹ auf 1,4 m³ ha⁻¹ a⁻¹ im Jahr 25 abfällt, um dann bis zum Ende der Umlaufzeit wieder auf 1,8 m³ ha⁻¹ a⁻¹ zu steigen. Der laufende jährliche Zuwachs der als kommerziell eingestuften Baumarten liegt in diesem Szenarium in der ersten Variante bei 2,63 m³ ha⁻¹ a⁻¹ und in der zweiten Variante bei 2,78 m³ ha⁻¹ a⁻¹ in. Nach der Berechnung von GLAUNER et al. (2003) beträgt der mittlere jährliche Netto-Zuwachs in den beiden Bewirtschaftungsvarianten 1,58 m³ ha⁻¹ a⁻¹ bzw. 1,67 m³ ha⁻¹ a⁻¹.

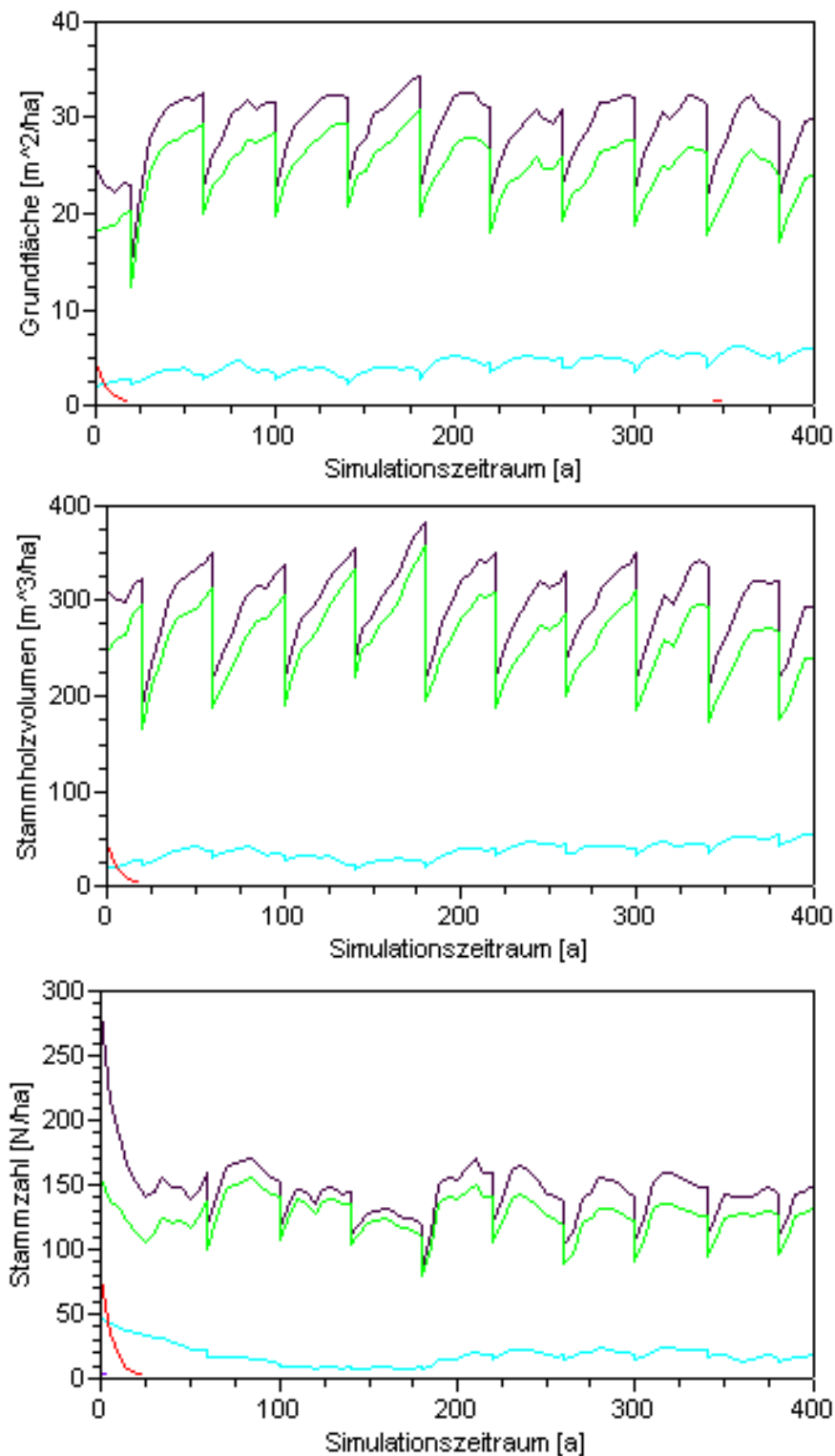


Abb. 64: Simulierte Entwicklung der Bestandesgrundfläche (Oben) und des Stammholzvolumens (Mitte) für alle Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm sowie der Stammzahl (Unten) für alle Bäume mit einem BHD ≥ 15 cm in den verschiedenen Artengruppen nach Holzernteingriffen in 40-jährigen Nutzungszyklen im **Borderline** -Szenarium in einen **Sekundärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve mit dem Ersteingriff im Jahr 20 der Simulation. Farbkodierung: schwarz= Gesamtbestand, grün = Artengruppe 1, blau = Artengruppe 2, rot = Artengruppe 3.

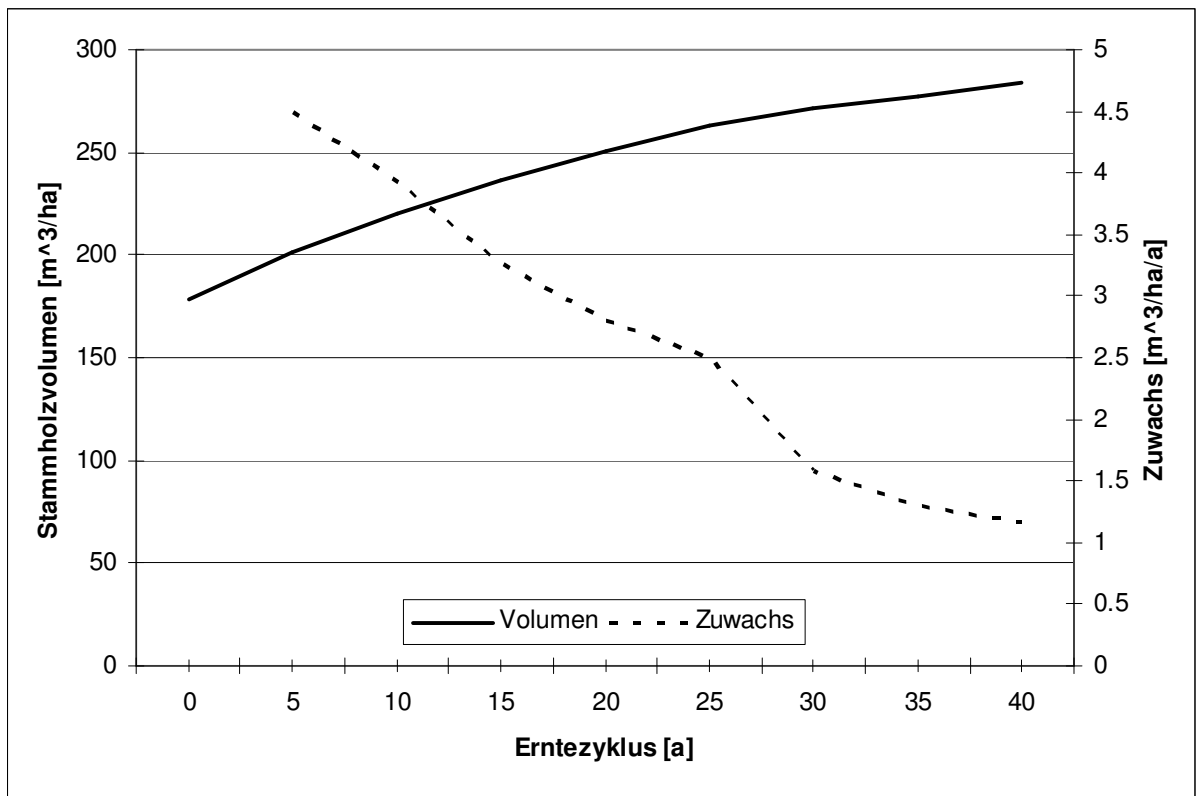


Abb. 65: Simulierte durchschnittliche Entwicklung des Stammholzvolumens und des laufenden jährlichen Zuwachses der als kommerziell eingestufteten Baumarten mit einem BHD ≥ 10 cm nach einem Holzernteeingriff in einem **Borderline-Szenarium** in einen **Sekundärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve. Erste Ernte in Jahr 20 nach Simulationsbeginn (Szenarium: SWBL20, oben); erste Ernte in Jahr 40 nach Simulationsbeginn (Szenarium: SWBL40, unten).

Zusammenfassung der Ertragsergebnisse ohne Durchforstung

Tab. 68: Brutto-Erträge (in $m^3 ha^{-1}$) der verschiedenen Ernte-Szenarien ohne Durchforstung über einen Simulationszeitraum von 400 Jahren.

Primärwald		Sekundärwald		
Textbook	Borderline	Textbook	Borderline	1.Eingriff
86,9	95,2	-	-	Im 1. Jahr
-	-	64,5	79,1	Nach 20 J
-	-	67,4	77,4	Nach 40 J

Tab. 68 fasst die mittleren Erträge der zuvor simulierten Bewirtschaftungsszenarien für die Ausgangslagen "Primärwaldbestand" und "Sekundärwaldbestand" noch einmal zusammen. In beiden Ausgangssituationen liegen die über 400 Jahre durchschnittlich zu erzielenden Erträge im Borderline-Szenarium jeweils höher als im Textbook-Szenarium. Dies liegt vor allem daran, dass sich im Textbook-Szenarium in keiner der Simulationen alle geplanten Ernten entsprechend der waldbaulichen Vorgaben realisieren lassen. Im Gegensatz dazu lassen sich in den waldbaulich weniger strikten Borderline-Szenarien alle geplanten Ernten realisieren.

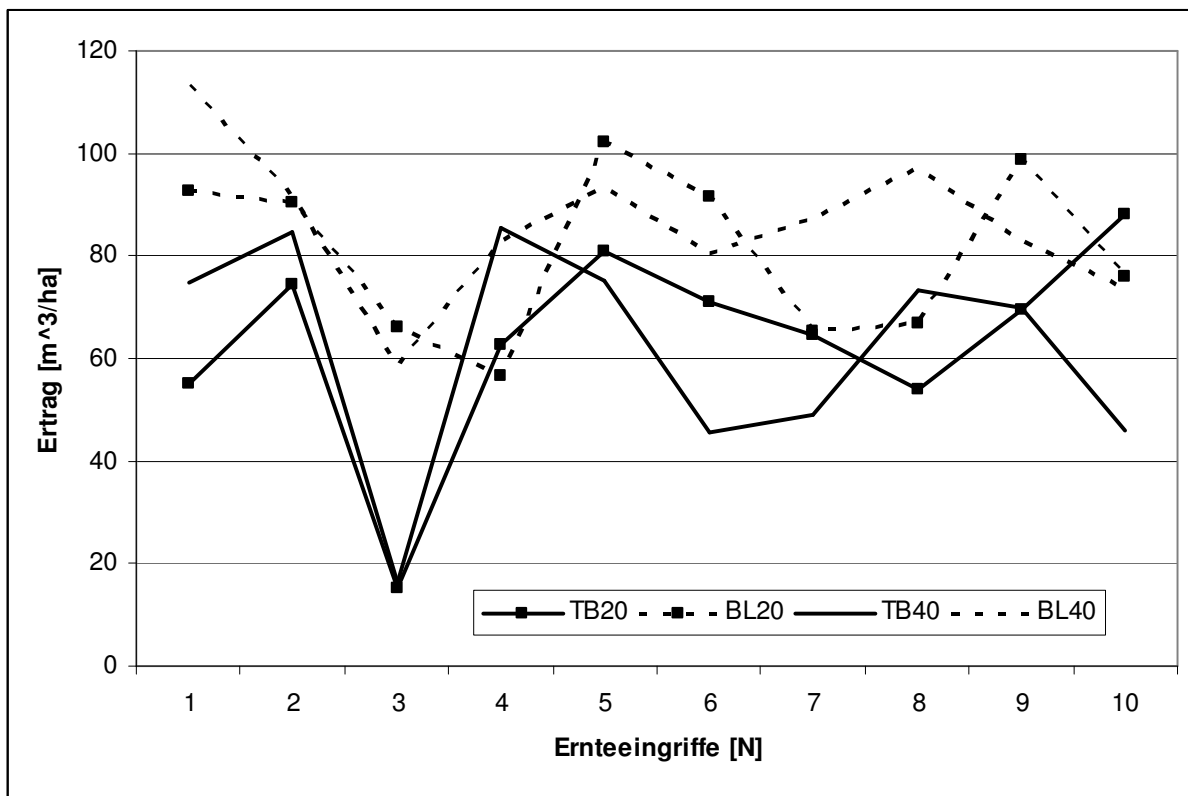


Abb. 66: Simulierte Entwicklung der Ernteerträge in den beiden Simulationsszenarien "Textbook" (TB) und "Borderline" (BL) ohne Durchforstungsmaßnahmen in einem 40-jährigen Nutzungszyklus über einen Zeitraum von 400 Jahren. Ausgangslage: **Sekundärwaldbestand** in der Deramakot Forstreserve.

Vergleicht man die simulierte Entwicklung der Ernteerträge in den vier Bewirtschaftungsszenarien im Sekundärwaldbestand über einen Zeitraum von 400 Jahren, so fällt die Heterogenität der Ertragshöhe in den einzelnen Erntejahren auf (Abb. 66). So schwanken die Erträge in den Textbook-Szenarien zwischen $16,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ und $85,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Durchschnitt $62,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), die in den Borderline-Szenarien zwischen $56,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ und $113,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Durchschnitt $82,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Mit Ausnahme eines Ertragseinbruches im dritten Erntejahr in beiden Varianten des Textbook-Szenariums liegen die jährlichen Erträge in allen Szenarien oberhalb der Grenze der ökonomischen Tragfähigkeit (vgl. KLEINE und HEUVELDOP, 1993).

In beiden Varianten des Textbook-Szenariums beträgt der Unterschied im mittleren langfristigen Ertrag lediglich $1,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (2%). Demgegenüber fällt der Ertragsunterschied zwischen den beiden Varianten im Borderline-Szenarium höher aus. Diese Unterschiede minimieren sich jedoch mit zunehmender Länge des Simulationszeitraumes, wie versuchsweise Simulationen über mehrere tausend Jahre bestätigen. Dieser relativ geringe Zuwachsgewinn dürfte demnach eine Verschiebung des ersten Ernteeingriffes um weiter 20 Jahre, wie von DITZER (1999) vorgeschlagen, nicht rechtfertigen.

Als Grundlage für die nachfolgenden Durchforstungssimulationen wird die dynamische Grundflächenentwicklung eines Bestandes innerhalb einer Umlaufzeit für die verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien und -varianten in Tab. 69 zusammengestellt. Damit lässt sich für jede der experimentell durchgeführten Durchforstungen die Ausgangsgrundfläche eines Bestandes zu definierten Zeitpunkten abgreifen, um daraus die erforderliche Grundflächenabsenkung und Stammzahlreduktion zu berechnen.

Tab. 69: *Simulierte Entwicklung der mittleren Bestandesgrundfläche (alle Bäume mit BHD $\geq 10 \text{ cm}$) innerhalb eines 40-jährigen Nutzungszyklus; dargestellt für alle untersuchten Szenarien ohne Durchforstung. Dargestellt sind die Mittelwerte der Zyklen im Simulationszeitraum von 200 bis 400 Jahren.*

	PWTB	PWBL	SWTB20	SWTB40	SWBL20	SWBL40
	Grundfläche [$\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$]					
N (vE)	27,9	27,5	32,5	32,2	31,9	32,1
N (nE)	19,1	18,1	22,4	22,9	22,1	22,0
	(-31,5%)	(-34,2%)	(-31,1%)	(-28,9%)	(-30,7%)	(-31,5%)
N+1	19,7	18,8	24,2	23,7	22,8	22,7
N+5	22,0	21,6	26,9	26,7	25,7	25,7
N+10	24,8	24,6	29,1	28,9	28,1	28,3
N+15	25,6	25,2	30,5	30,4	29,9	30,0
N+20	26,5	26,3	31,7	31,5	31,2	31,4
N+25	27,3	27,1	32,5	32,1	32,1	32,0
N+30	27,6	27,4	33,1	32,4	32,3	32,1

4.3.3.2 Simulation der Bestandesentwicklung bei selektiver Holzernte mit schematischer Durchforstung

Ausgehend von den Ergebnissen der vorhergehenden Literaturrecherche werden verschiedene Durchforstungsparameter zusammengestellt und systematisch im Modell überprüft. Dabei gilt die Maximierung der Holzerträge als das Hauptziel der Durchforstungsversuche.

Zunächst wird eine schematische Durchforstung mit einmaligen und periodischen Eingriffen in einem Primärwald- und einem Sekundärwaldbestand simuliert. Anschließend erfolgen Simulationen situativer Durchforstungen (vgl. SCHÜTZ, 2001), die jeweils auf einer Analyse der vorhandenen Bestandesstrukturen beruhen und sich an den ertragskundlichen Vorgaben von ONG und KLEINE (1995) sowie GLAUNER et al. (2003) orientieren.

Die in diesem Abschnitt vorgestellten Simulationen schematischer Durchforstungen werden unabhängig von der Struktur und Artenzusammensetzung des Bestandes oder der Anzahl etwaiger Zukunftsbäume zu festgelegten Zeitpunkten in verschiedenen Intensitäten durchgeführt. Der Begriff "schematisch" bezieht sich dabei, analog zu den Durchforstungsvorschriften in der Praxis, mehr auf die schablonenartige Beschreibung der Gesamtmaßnahme, als auf die Durchführung der Einzelmaßnahme.

Durchforstungsstärke und Durchforstungsintensität stellen in diesen Untersuchungen die wesentlichen Versuchsparameter der verschiedenen Simulationen dar. Bezüglich der Durchforstungsstärke wird dabei auf die gesamte Bandbreite der Autorenvorschläge von moderaten Eingriffen (vgl. SYNNOTT, 1980; WEIDELT und BANAAG, 1982; BRUENIG, 1996) bis hin zu sehr starken Eingriffen (vgl. WYATT-SMITH, 1963; FOX und CHAI, 1982) zurückgegriffen. Als Durchforstungszyklen werden 5 und 10-jährige Wiederkehrperioden simuliert. In der ersten Simulationsserie wird nur eine einmalige Durchforstung pro Nutzungszyklus in den Jahren N+1, N+5, N+10, N+15, N+20, N+25 und N+30 durchgeführt (N= Jahr der Holzernte). In der zweiten Simulationsserie werden mehrere Durchforstungen pro Nutzungszyklus durchgeführt.

EINMALIGE DURCHFORSTUNGSEINGRIFFE

Tab. 70 fasst die Ergebnisse aller Simulationen mit einmaligen Durchforstungseingriffen zusammen. Dargestellt ist das eingeschlagene Stammholzvolumen der als kommerziell eingestuften Baumarten, welches über einen Zeitraum von 400 Jahren pro Nutzungszyklus durchschnittlich erzielt wird. Jeder Wert repräsentiert dabei das arithmetische Mittel von 10 stochastisch unabhängigen Simulationsläufen. Insgesamt gibt Tab. 70 damit die Informationen aus über 2.500 Simulationsläufen wider. Durchforstungsklasse "0" stellt jeweils die Erträge der Holzernten ohne zusätzliche Durchforstung dar und dient damit als Kontrollwert. Der Eintrag "n.d." (= nicht durchführbar) zeigt an, dass die Simulation im Rahmen definierter Parameter des Szenariums nicht möglich war. Als Grenzwerte dieser Parameter wurden dazu mindesten 5 ausgefallene Ernten pro 400-Jahreszyklus oder die Unterschreitung der von KLEINE (1997) empfohlenen Mindestbestockung der jeweiligen Durchmesserklassen festgelegt. Diese Situation trat in über 80% der Durchforstungssimulationen mit einer Grundflächenabsenkung von 60% (Klasse 5) sowie bei rund 15% der Durchforstungssimulationen mit einer Grundflächenabsenkung von 50%

(Klasse 4) auf. Die Simulationen mit Durchforstungsstärken der Klassen 1 bis 3 konnten vollständig durchgeführt werden.

Tab. 70: *Simuliertes mittleres Einschlagsvolumen bei unterschiedlichen Durchforstungszeitpunkten (N+X) und -stärken (Klasse 0 bis 5) in den verschiedenen Simulationsszenarien.*

	PWTB	PWBL	SWTB20	SWTB40	SWBL20	SWBL40
	Einschlagsvolumen [m ³ ha ⁻¹]					
N+1						
0	86,9	95,2	64,5	67,4	79,1	77,4
1	57,6	87,3	46,5	57,5	68,1	76,9
2	56,9	82,4	45,4	55,6	57,1	75,3
3	30,9	73,9	42,1	39,7	53,5	58,7
4	15,9	38,2	23,6	31,6	34,7	48,8
5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	25,6	31,1
N+5						
0	86,9	95,2	64,5	67,4	79,1	77,4
1	72,8	92,6	48,4	49,8	79,0*	76,1
2	56,6	82,6	48,6	43,9	63,9	78,6
3	50,8	72,5	47,5	38,3	59,2	69,6
4	38,8	50,3	39,2	30,6	45,2	54,1
5	n.d.	n.d.	21,2	n.d.	n.d.	n.d.
N+10						
0	86,9	95,2	64,5	67,4	79,1	77,4
1	72,4	88,2	61,0	61,9	68,7	80,0
2	65,4	86,1	59,4	61,7	69,1	69,1
3	54,3	72,5	47,6	55,9	64,0	73,3
4	39,3	51,7	26,8	33,8	56,3	67,7
5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
N+15						
0	86,9	95,2	64,5	67,4	79,1	77,4
1	69,5	91,7	53,6	66,2*	71,8	77,6
2	67,2	84,2	54,1	64,2	72,0	84,9*
3	54,4	61,2	49,2	52,5	58,4	81,9
4	n.d.	46,0	46,7	47,7	51,8	62,0
5	n.d.	n.d.	13,4	n.d.	39,7	n.d.
N+20						
0	86,9	95,2	64,5	67,4	79,1	77,4
1	69,9	91,3	50,4	56,2	66,3	81,0
2	65,5	88,2	57,0	62,6	74,1	82,0
3	44,2	65,4	56,0	52,3	68,7	80,7
4	n.d.	n.d.	32,3	37,8	68,5	70,44
5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	41,5	53,7

	PWTB	PWBL	SWTB20	SWTB40	SWBL20	SWBL40
Einschlagsvolumen [m ³ ha ⁻¹]						
N+25						
0	86,9	95,2	64,5	67,4	79,1	77,4
1	72,5	87,8	61,0	54,3	74,0	76,8
2	71,0	95,1*	69,8*	63,6	75,9	76,2
3	47,4	80,1	52,4	54,3	75,5	79,8
4	n.d.	55,1	35,0	43,8	66,6	67,6
5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
N+30						
0	86,9	95,2	64,5	67,4	79,1	77,4
1	86,0*	90,9	57,9	56,7	79,0*	71,0
2	73,5	95,0	61,8	53,8	71,6	77,8
3	47,6	69,0	50,3	48,9	70,8	79,1
4	n.d.	n.d.	42,8	49,5	67,1	66,9
5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

n.d. = nicht durchführbar (= Grenzkriterium der Simulationsparameter erreicht, d.h. Minimumbestockung nach KLEINE (1997) unterschritten oder ≥ 5 ausgefallene Ernten pro 400-Jahreszyklus)
fett = Ertragswert > Ertrag der Kontrollfläche; * = höchster Ertrag des Szenariums

Nur in rund 6% der Durchforstungssimulationen kann eine Steigerung des mittleren Einschlagsvolumens durch eine einmalige Durchforstung gegenüber den Erträgen in den unbehandelten Kontrollflächen (Durchforstungsstärkeklasse "0") erzielt werden (siehe Tab. 70, fett gedruckte Ertragswerte). Bis auf eine Ausnahme (i.e. "SWTB20" bei N+25, Durchforstungsstärkeklasse "2") treten diese Ertragssteigerungen alle in der Simulation mit der Kodierung "SWBL40" auf.

Bei der Ausgangslage "Primärwaldbestand" liegen die Erträge in den Simulationen mit Durchforstung durchgehend unter denen der Kontrollfläche. Deutlich ausgeprägt ist dies vor allem im Bewirtschaftungsszenarium "Textbook" ("PWTB", siehe Abb. 67). Für alle Versuchsreihen innerhalb dieses Szenariums gilt: je stärker der Durchforstungseingriff, desto geringer fallen die mittleren Ernteerträge aus. Dies hängt in erster Linie mit der zunehmenden Anzahl nicht realisierbarer Ernten innerhalb des 400-jährigen Simulationszyklus zusammen. FORMIX 3-Q führt eine einzelne Erntemaßnahme nicht durch, wenn der simulierte Bestand die Voraussetzungen der im Szenarium vorgegebenen waldbaulichen Vorschriften nicht erfüllt, z.B. die erforderliche Mindestanzahl erntefähiger oder zu verbleibender Bäume mit einem BHD ≥ 60 cm nicht vorhanden ist. Eine vergleichbare Entwicklung zeigen auch die Erträge im Borderline-Szenarium, auch wenn die einzelnen Ertragswerte hier aufgrund der größeren Anzahl realisierbarer Ernten (vgl. Tab. 14) insgesamt höher liegen. Bei den schwachen Durchforstungen in den Jahren 25 und 30 nach der Holzernte liegen die Ernteerträge auf dem Ertragsniveau der Kontrollfläche.

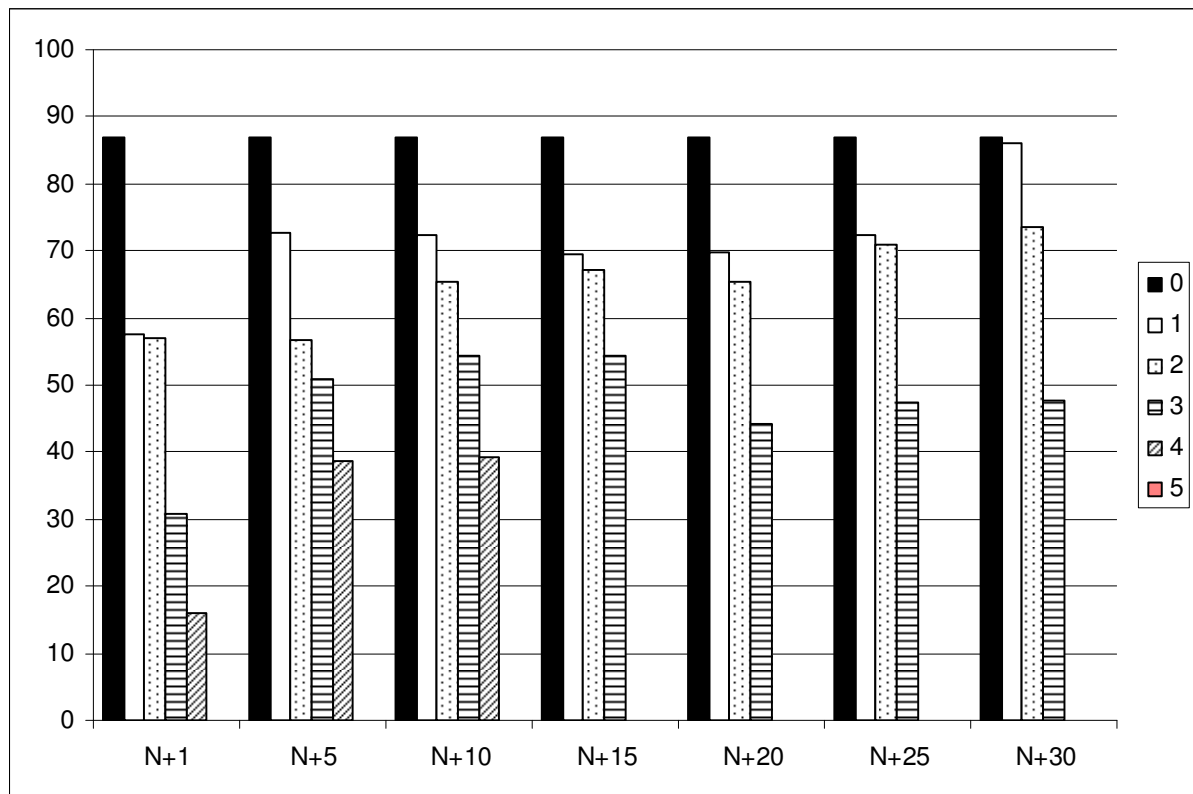


Abb. 67: Simuliertes mittleres Einschlagsvolumen ($m^3 ha^{-1}$) bei unterschiedlichen Durchforstungszeitpunkten ($N+X$) und -stärken (Klasse 0 bis 5) im Szenarium "Textbook" (Kennung: "PWTB") in einem **Primärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve.

Beispielhaft wird der Zusammenhang zwischen Ernteauffällen und Durchforstungsintensität noch einmal in Abb. 68 für die Simulationen im Textbook-Szenarium in einem ursprünglichen Primärwaldbestand mit einer Durchforstung im Jahr 10 nach der Holzernte dargestellt. In der undurchforsteten Kontrollfläche (Durchforstungsstärkeklasse "0") konnten alle elf Ernteeingriffe (= 100%) im Simulationszeitraum von 400 Jahren durchgeführt werden. Mit zunehmender Durchforstungsintensität nimmt die Anzahl der realisierten Ernten nahezu linear ab. Im Fall der starken Durchforstung ist nur noch gut die Hälfte der geplanten Ernten durchführbar. Eine Durchforstung der Stärkeklasse 5 führt bereits zu einem Ausfall von neun der elf Ernten.

Bei der Ausgangslage "Sekundärwaldbestand" wird im Bewirtschaftungsszenarium "Textbook" lediglich in einer Durchforstungssimulation ein höherer Ertrag erzielt, als in der Kontrollfläche. Mit rund 8% fällt dieser Ertragsgewinn zudem recht moderat aus. Bei dieser Simulation handelt es sich um eine "schwache" Durchforstung im Jahr 25 mit der Kodierung "SWTB20". In den restlichen Textbook-Szenarien fallen die Erträge in allen Durchforstungssimulationen geringer aus als in der Kontrollfläche.

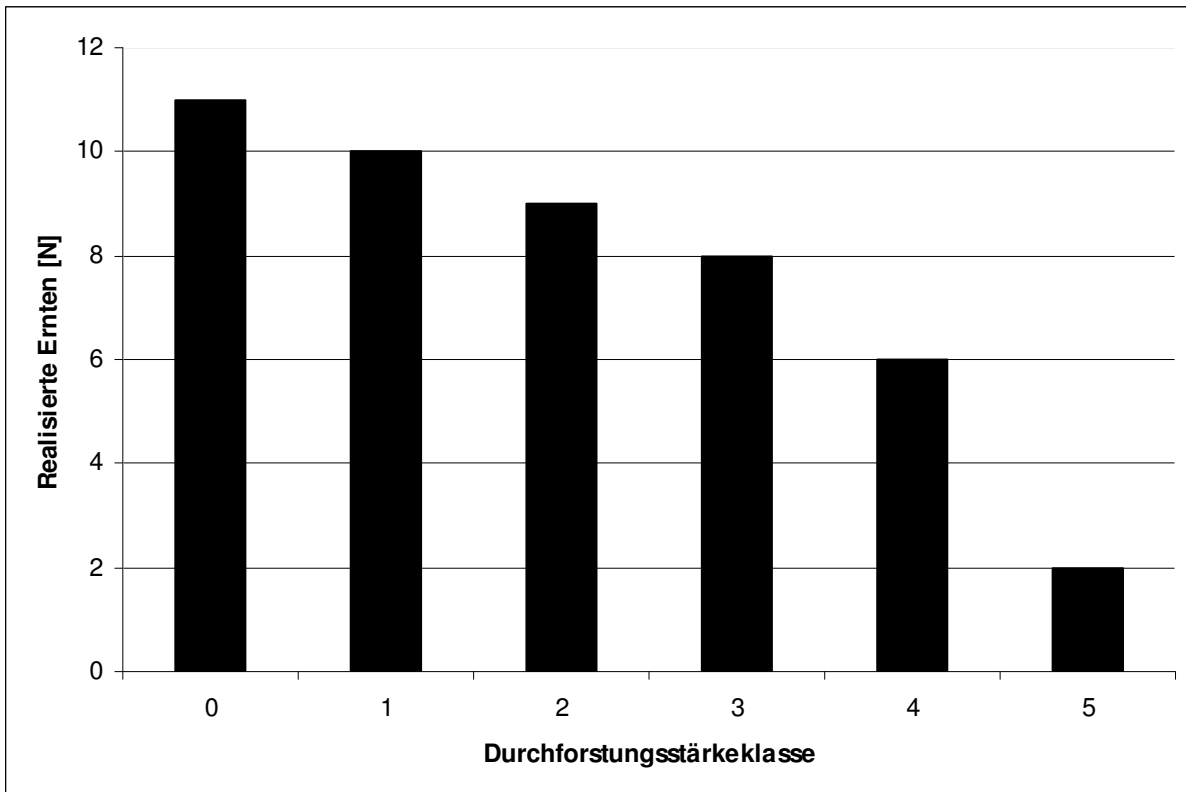


Abb. 68: Anzahl der realisierten Ernten (N) bei unterschiedlichen Durchforstungsstärken (Klasse 0 bis 5) bei einer Durchforstung zum Zeitpunkt $N+10$ innerhalb des 400-jährigen Simulationszyklus im Szenarium "Textbook" (PWTB) in einem ursprünglichen Primärwaldbestand der Deramakot Forstreserve.

Im Bewirtschaftungsszenarium "Borderline" (Variante 40 Jahre) liegen die Erträge in fast allen Durchforstungssimulation höher als die Erträge in der Kontrollfläche. Lediglich die Eingriffe im 1. Jahr nach der Holzernte liegen bei allen Durchforstungsstärken darunter (siehe Abb. 69). Die höchste Ertragssteigerung ist im Szenarium "SWBL40" bei einer schwachen Durchforstung (Klasse 2) im Jahr $N+15$ erreicht worden. Hier liegt der mittlere Ertrag mit $84,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ um rund 9% über dem Ertragswert der Kontrollfläche ($77,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Auffallend ist in diesem Szenarium, dass sowohl moderate, schwache und mittlere Durchforstungen im Alter 15 und 20 nach der Holzernte durchgängig höherer Erträge ermöglichen, als die Kontrollfläche. Der Zuwachsgewinn im Einschlagsvolumen beträgt dabei 0,5-9% im Alter 15 und 4-6% im Alter 20. Unterstellt man für dieses Szenarium, dass der Anteil der kommerziellen Baumarten am Gesamtbestand durch die gezielte Förderung mittels Durchforstung von 80% auf 90% gesteigert werden kann, so ergibt sich nach entsprechender Simulation ein maximales Einschlagsvolumen von $93,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ und damit eine Steigerung von gut 20% gegenüber dem Ertrag in der Kontrollfläche. Dabei bleibt unbewertet, inwieweit eine derartige Verdrängung nicht-kommerzieller Baumarten ökologisch negative Auswirkungen hätte.

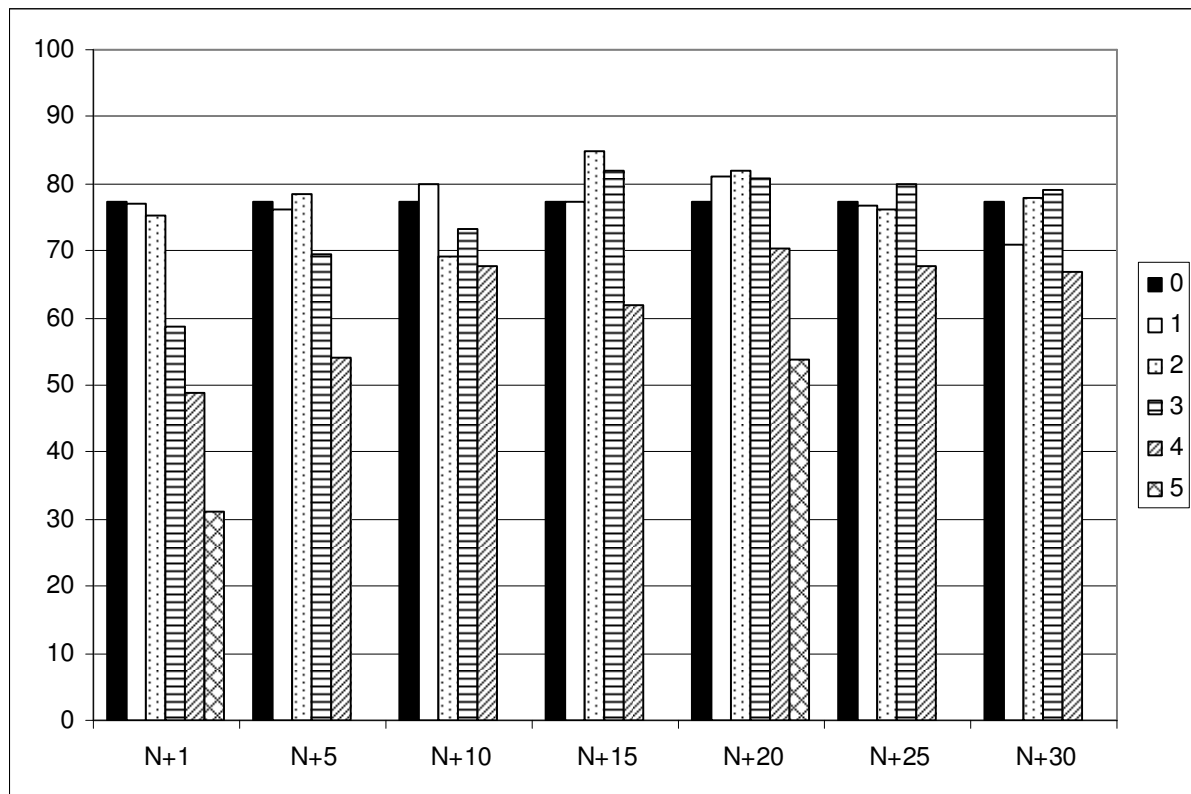


Abb. 69: Simuliertes mittleres Einschlagsvolumen [$m^3 ha^{-1}$] bei unterschiedlichen Durchforstungszeitpunkten ($N+X$) und –stärken (Klasse 0 bis 5) im Szenarium "**Borderline**" (SWBL40) in einem **Sekundärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve.

In den Simulationen, in denen der Ernteertrag in einer durchforsteten Fläche numerisch höher liegt als der Ertrag in der zugehörigen Kontrollfläche, werden die verteilungsfreien Testverfahren nach MANN und WHITNEY (WILCOXON) sowie KOLMOGOROV und SMIRNOV (vgl. SACHS, 2004) zur Überprüfung der Nullhypothese angewandt. Diese Tests wurden bereits von WEIDELT (1986) und WOELL (1988) zur Untersuchung durchforstungsbedingter Wuchsunterschiede im Dipterocarpaceenwald auf den Philippinen verwendet. Demnach ist die Steigerung im Einschlagsvolumen in keiner der Durchforstungssimulationen statistisch signifikant. Dies gilt auch für die Simulation aus dem zuvor genannten Beispiel, in dem durch gezielte Förderung der kommerziellen Baumarten ein Zuwachsgewinn von 20% erreicht wird.

Für die einmaligen Durchforstungseingriffe lässt sich folgendes konstatieren:

- In rund 94% der Simulationen konnte durch eine einmalige Durchforstung keine Steigerung der mittleren Ernteerträge gegenüber den Erträgen in den unbehandelten Kontrollflächen (Durchforstungsstärkeklasse "0") erzielt werden;
- Bis auf eine Ausnahme treten Ertragssteigerungen nur im Borderline-Szenarium im Sekundärwaldbestand mit erstem Ernteeingriff im Jahr 40 nach Simulationsbeginn ("SWBL40") auf;

- Die höchste Ertragssteigerung infolge einer einmaligen Durchforstung beträgt dabei rund 9% im Vergleich zum Kontrollwert der undurchforsteten Fläche. Der Unterschied ist statistisch nicht signifikant;
- Durch eine gezielte waldbauliche Förderung der kommerziell bedeutenden Baumarten im Sinne einer Domestizierung nach LAMPRECHT (1986) könnten die Erträge nach den Modellergebnissen um bis zu 20% gesteigert werden.

PERIODISCHE DURCHFORSTUNGSEINGRIFFE

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse für die Simulationen mit wiederkehrenden Durchforstungseingriffen innerhalb eines Nutzungszyklus vorgestellt. Entsprechend der Vorschläge von WYATT-SMITH (1963), WEIDELT und BANAAG (1982), FOX und CHAI (1982), WOELL (1988) sowie HERNANDEZ und UEBELHÖR (1989) kommen dabei Durchforstungsintervalle von 5 und 10 Jahren zur Anwendung.

5-Jahres Intervalle

Ausgangslagen und Ernteszenarien entsprechen denen aus den Simulationen mit einmaligen Durchforstungseingriffen (s.o.). Aufgrund der bisherigen Ergebnisse wird auf die beiden Szenarien im Sekundärwald verzichtet, in denen der erste Eingriff im Jahr 40 nach Simulationsbeginn erfolgt, da trotz leichter Zuwachsgewinne in einzelnen Simulationsläufen nicht zu erwarten ist, dass diese aufgrund der längeren Rehabilitationsphase praktische Relevanz haben (vgl. GLAUNER et al., 2003).

Diese Versuchsreihe bildet konzeptionell eine kurzfristige Abfolge schwacher Eingriffe ab. Dementsprechend beschränken sich die Simulationsszenarien auf Grundflächenabsenkungen von 5-20%. Zunächst ebenfalls getestete Intervalle mit starken Durchforstungseingriffen führten in der Simulation zu einer raschen Destabilisierung der Bestandesstrukturen und wurden daher aus der Untersuchung ausgeklammert. Für jedes Bewirtschaftungsszenarium und jede Eingriffsstärke werden verschiedene Intervalle getestet. Im ersten Simulationslauf wird nur ein Durchforstungseingriff im 5. Jahr (N+5) nach der Ernte durchgeführt. Im zweiten Simulationslauf folgt dann ein weiterer Durchforstungseingriff im Abstand von wiederum 5 Jahren zum ersten Eingriff (N+5 und N+10). Diese Serie setzt sich fort bis zum Jahr 30. Im letzten Simulationslauf dieser Versuchsreihe finden dann sechs gestaffelte Durchforstungseingriffe im Abstand von 5 Jahren innerhalb einer Umlaufzeit statt (N+5, N+10, N+15, N+20, N+25, N+30).

Die simulierten Ertragsergebnisse der periodischen Durchforstungseingriffe sind in Tab. 71 zusammenfassend dargestellt. In knapp 15% der Simulationen kann durch die Durchforstung eine Steigerung des mittleren Einschlagsvolumens gegenüber den Erträgen in den unbehandelten Kontrollflächen erzielt werden (siehe fett gedruckte Ertragswerte). Der Zuwachsgewinn durch die Durchforstung beträgt dabei maximal rund 5%. Bis auf eine Ausnahme im Szenarium "Sekundärwald Textbook" treten diese Ertragssteigerungen alle in den Borderline-Szenarien auf.

Tab. 71: Vergleich der simulierten mittleren Ernteerträge [$m^3 ha^{-1}$] bei 5-jährigen Durchforstungsintervallen unterschiedlicher Intensität und Anzahl in verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien (Simulationszeitraum 400 Jahre).

	Durchforstungszeitpunkte (N= Erntezeitpunkt)					
	N+5	N+5, 10	N+5, 10, 15	N+5, 10, 15, 20	N+5, 10, 15, 20, 25	N+5, 10, 15, 20, 25, 30
Grundflächen-						
absenkung	Szenarium: Primärwald Textbook (Kontrolle = $86,9 m^3 ha^{-1}$)					
5%	80,0	80,1	82,1	80,3	78,0	79,4
10%	72,8	81,4	83,8*	79,2	79,1	69,9
15%	65,6	78,0	72,5	67,2	60,5	62,9
20%	56,6	81,6	82,2	65,0	56,5	53,8
	Szenarium: Primärwald Borderline (Kontrolle = $95,2 m^3 ha^{-1}$)					
5%	95,1	99,2*	95,7	97,4	97,1	90,6
10%	92,6	98,6	93,7	98,2	95,3	87,2
15%	89,5	94,5	89,8	82,5	92,1	84,2
20%	82,6	93,2	89,9	84,2	77,7	66,5
	Szenarium: Sekundärwald Textbook (Kontrolle = $64,5 m^3 ha^{-1}$)					
5%	60,8	55,7	62,3	64,4	67,5*	62,0
10%	48,4	61,1	54,5	52,5	46,0	36,5
15%	48,5	41,3	59,0	48,9	47,7	40,2
20%	48,6	52,4	40,6	41,8	38,6	31,4
	Szenarium: Sekundärwald Borderline (Kontrolle = $79,1 m^3 ha^{-1}$)					
5%	74,3	73,1	73,9	79,3	80,2	78,9
10%	74,0	75,2	79,9	83,0*	82,1	66,5
15%	74,2	80,2	69,2	73,9	62,1	58,4
20%	63,9	62,0	59,4	48,6	51,5	52,3

fett = Ertragswert \geq Ertrag der Kontrollfläche; * = höchster Ertrag des Szenariums

Bei der Ausgangslage "Primärwaldbestand" liegen die simulierten mittleren Erträge im Textbook-Szenarium durchgehend unter denen der Kontrollfläche. Dies entspricht den bereits bei den Simulationen mit einmaligen Durchforstungseingriffen gemachten Beobachtungen. Anders stellt sich hier jedoch die Situation im Borderline-Szenarium dar. Während bei den Simulationen mit einmaligen Durchforstungseingriffen in keinem der untersuchten Fälle eine Ertragssteigerung zu beobachten ist, finden sich hier gleich sieben Simulationsläufe mit Erträgen, die über denen der Kontrollfläche liegen. Den höchsten Ertrag erbringt dabei mit $99,2 m^3 ha^{-1}$ die im Jahr 5 und 10 durchgeführte schwache Durchforstung (5% Grundflächenreduktion). In dieser Simulation liegt der Ertrag um rund 4% über dem Ertragswert in der Kontrollfläche. Die Ertragssteigerungen finden sich in diesem Szenarium nur bei Durchforstungen mit einer maximalen Grundflächenabsenkung von 10%. Keine Ertragssteigerungen finden sich in den Simulationen mit nur einem Durchforstungseingriff (N+5) oder mit sechs Eingriffen (N+5, +10...+30). Anhand der statistischen Testverfahren von MANN und WHITNEY (WILCOXON) sowie KOLMOGOROV und SMIRNOV (vgl.

SACHS, 2004) zur Überprüfung der Nullhypothese kann bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p \leq 0,05$ in keinem der Simulationsläufe ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den durchforstungsbedingten Ertragssteigerungen und dem Ertrag der jeweiligen Kontrolle festgestellt werden.

Ähnlich verhält es sich bei der Ausgangslage "Sekundärwaldbestand". Nur in einem Fall, der über 25 Jahre gestaffelten Durchforstung in 5-Jahres Perioden mit einer Absenkung der Grundfläche um jeweils 5%, kommt es im Textbook-Szenarium zu einer rund 4%-igen Ertragssteigerung im Vergleich zur Kontrollfläche. In allen anderen Fällen dieses Szenariums liegen die mittleren Erträge unter dem Vergleichswert der Kontrollfläche. Im Borderline-Szenarium liegen die Erträge in fünf Fällen über dem Kontrollwert. Jeweils zwei davon liegen in den 5-jährigen Durchforstungsserien bis zum Jahr 20 bzw. 25 nach der Ernte. Der fünfte Fall findet sich bei der gestaffelten Durchforstung bis zum Jahr 15 mit jeweils 10%-iger Grundflächenabsenkung. Wie bereits bei der Ausgangslage "Primärwaldbestand" finden sich keine der höheren Erträge bei den Durchforstungen mit einer Grundflächenabsenkung $> 10\%$. Der höchste Ertragswert von $83,0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ findet sich bei der gestaffelten Durchforstung bis zum Jahr 20 mit jeweils 10%-iger Grundflächenabsenkung in 5-Jahres Perioden. Er liegt mit $3,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ um knapp 5% höher als der Wert in der Kontrollfläche. Wiederum konnten anhand der statistischen Testverfahren von MANN und WHITNEY (WILCOXON) sowie KOLMOGOROV und SMIRNOV (vgl. SACHS, 2004) zur Überprüfung der Nullhypothese bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p \leq 0,05$ keine statistisch signifikanten Unterschiede in den Ertragswerten festgestellt werden.

In die Untersuchungen der 5-Jahres-Intervalle wurden auch die Vorschläge zur Durchforstung der Dipterocarpaceenbestände in der Segaliud-Lokan Forstreserve (Sabah) von FOX und CHAI (1982) einbezogen. DITZER (1999) und DITZER et al. (2000) haben nachgewiesen, dass das Modell FORMIX 3-Q mit der "Deramakot-Parametrisierung" auch auf vergleichbar strukturierte Dipterocarpaceenwälder in Sabah anwendbar ist. Demnach kann das Wachstum der Bestände in der Segaliud-Lokan Forstreserve mit FORMIX 3-Q ohne weitere Anpassungen der Parametrisierung simuliert werden. FOX und CHAI (1982) schlagen für die Durchforstung ein 5-Jahres-Intervall im Bereich der Jahre 10 bis 20 nach der Holzernte vor. In den Simulationen mit FORMIX 3-Q werden daher Durchforstungen in den Jahren N+10, N+15 und N+20 durchgeführt. In jedem der Eingriffsjahre wird dabei eine "starke" Durchforstung vorgenommen, in der eine Zielgrundfläche von ca. 50% der ursprünglichen Grundfläche angestrebt wird.

Im ersten Schritt wird diese Empfehlung auf die heute weit verbreitete Ausgangssituation des Sekundärwaldes mit einer polyzyklischen Bewirtschaftung mit 40-jährigen Umlaufzeiten übertragen und getestet. Die Grundflächenabsenkung erfolgte durch Entnahme von Bäumen der Artengruppe 1 und 2 aus den BHD-Klassen 10-30 cm. Die Simulation nach dem von GLAUNER et al. (2003) empfohlenen Borderline-Szenarium mit einem ersten Ernteeingriff im Jahr 20 nach Simulationsbeginn resultiert in einem mittleren Brutto-Ernteertrag von $58,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Dieser Wert liegt um knapp 30% unter dem mittleren Ertrag der undurchforsteten Kontrollfläche. Während der simulierten Ernte wurde die Bestandesgrundfläche im Schnitt von $25,0 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ auf $17,8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ gesenkt. Während der

Durchforstungen erfolgte eine weitere Reduktion der Grundfläche auf durchschnittlich $12,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, was 50% der ursprünglichen Grundfläche entspricht.

Die Ergebnisse unterstreichen die Kritik von CHAI und UDARBE (1977), dass eine derartige Grundflächenhaltung zu niedrig ist, da hierbei in zu starkem Maße die Sekundärvegetation begünstigt wird. Dies zeigt sich auch am Verhalten der lichtbedürftigen Pionierbaumarten (Artengruppe 3), welche von den starken Auflichtungen im Bestand profitieren. Die Pioniere erlangen in dieser Simulation einen Anteil von durchschnittlich 12,9% an der Bestandesgrundfläche, zu bestimmten Zeitpunkten in der dynamischen Entwicklung sogar bis zu 40%. Unter gleichen Verhältnissen ohne jegliche Durchforstungseingriffe liegt der Anteil der Pionierbaumarten bei durchschnittlich 0,3% an der Bestandesgrundfläche, mit periodischen Maximalwerten von etwa 0,9%.

Zum Zeitpunkt der Empfehlungen von FOX und CHAI (1982) waren Waldbausysteme mit längeren Umlaufzeiten an der Tagesordnung. Zur Berücksichtigung dieser Umstände wird zusätzlich eine Simulation mit einem 60-jährigen Nutzungszyklus durchgeführt. Als Ausgangslage wird ein Primärwaldbestand gewählt, da diese zu Zeiten von FOX und CHAI (1982) noch großflächig vorhanden waren. Ansonsten bleiben die Simulationsparameter unverändert.

Im Rahmen der simulierten Durchforstungen wird die Grundfläche von $24,3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ auf $12,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ gesenkt. Der mittlere Ernteertrag beträgt in dieser Simulation mit Durchforstung durchschnittlich $130,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ und liegt damit knapp unterhalb der simulierten Erträge der undurchforsteten Kontrollfläche mit $134,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Artengruppe 3 erreicht in dieser Simulation einen Anteil von 5,5% an der Bestandesgrundfläche. Damit sind die Pioniere zwar immer noch deutlich dominanter als in den undurchforsteten Kontrollflächen, gegenüber der Simulation mit 40-jähriger Umlaufzeit beträgt ihr Anteil jedoch nur noch die Hälfte. Eine weitere Simulation mit 60-jähriger Umlaufzeit in einem Sekundärwaldbestand resultiert in einem mittleren Ertrag von $117,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Dieser liegt ebenfalls unterhalb des Ertragswertes der entsprechenden Kontrollfläche. Das von FOX und CHAI (1982) empfohlene Durchforstungskonzept hat demnach in keiner durchgeführten Simulationen zu einer Steigerung der Ernteerträge geführt.

10-Jahres Intervalle

Das Konzept, wenige aber dafür starke Durchforstungseingriffe im Dipterocarpaceenwald durchzuführen, wird in den nachfolgenden Simulationen anhand 10-jähriger Durchforstungsintervalle untersucht. Im Gegensatz zu den Simulationen mit 5-jährigen Durchforstungsintervallen werden hier auch stärkere Grundflächenabsenkungen bis zu 30% geprüft. Stärkere Eingriffe $> 30\%$ werden nicht berücksichtigt, da diese bereits bei den Simulationen mit einem einmaligen Durchforstungseingriff innerhalb eines Nutzungszyklus zu einer starken Destabilisierung der Bestandesstrukturen führten. Im ersten Simulationslauf wird nur ein Durchforstungseingriff im 10. Jahr (N+10) nach der Ernte durchgeführt. Im zweiten Simulationslauf folgt dann ein zusätzlicher Durchforstungseingriff im Abstand von 10 Jahren zum ersten Eingriff (N+10 und N+20). Im dritten Simulationslauf erfolgen dann

drei Durchforstungen innerhalb eines Nutzungszyklus in den Jahren N+10, N+20 und N+30, wobei N für den Zeitpunkt der Holzernte steht.

Tab. 72: Vergleich der simulierten mittleren Ernteerträge [in $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$] bei 10-jährigen Durchforstungsintervallen unterschiedlicher Intensität und Anzahl in verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien.

	Durchforstungszeitpunkte (N= Erntezeitpunkt)		
	N+10	N+10, 20	N+10, 20, 30
Grundflächen-			
absenkung			
	Szenarium: Primärwald Textbook (Kontrolle = $86,9 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$)		
5%	83,1	80,5	84,2
10%	72,4	86,4*	77,6
20%	65,4	72,7	69,4
30%	55,1	72,5	65,7
	Szenarium: Primärwald Borderline (Kontrolle = $95,2 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$)		
5%	95,1	101,2*	98,5
10%	88,2	98,0	92,9
20%	86,1	94,7	88,3
30%	70,3	85,5	76,6
	Szenarium: Sekundärwald Textbook (Kontrolle = $64,5 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$)		
5%	63,4	66,9*	59,2
10%	61,0	58,5	44,5
20%	59,4	50,4	37,1
30%	49,0	nd	nd
	Szenarium: Sekundärwald Borderline (Kontrolle = $79,1 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$)		
5%	67,9	66,6	77,6
10%	68,7	79,5*	74,1
20%	69,1	53,7	42,1
30%	52,3	53,7	42,1

fett = Ertragswert \geq Ertrag der Kontrollfläche; * = höchster Ertrag des jeweiligen Szenariums

Die simulierten Ertragsergebnisse der Durchforstungseingriffe sind in Tab. 72 zusammenfassend dargestellt. Nur in fünf von 48 simulierten Fällen konnte durch eine Durchforstung eine Steigerung des mittleren Einschlagsvolumens gegenüber den Erträgen in den unbehandelten Kontrollflächen (Durchforstungsstärkeklasse "0") erzielt werden (siehe fett gedruckte Ertragswerte). Der Zuwachsgewinn durch die Durchforstung beträgt dabei maximal rund 6%. Drei dieser Fälle treten im Szenarium "Primärwald Borderline" auf, während jeweils ein Fall in den beiden Sekundärwald-Szenarien auftritt.

Bei der Ausgangslage "Primärwaldbestand" liegen die simulierten mittleren Erträge im Textbook-Szenarium wie bereits bei den 5-jährigen Durchforstungsperioden durchgehend unter denen der Kontrollfläche. Im Borderline-Szenarium hingegen weisen die Ergebnisse bei drei von 12 Simulationsläufen gesteigerte Ertragswerte auf, und zwar zweimal bei einer Durchforstung in den Jahren N+10, N+20 sowie einmal bei einer Durchforstung in den Jahren

N+10, N+20, N+30. In der Simulation mit zwei Durchforstungen (N+10, N+20) liegen die Zuwächse zwischen $2,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ und $6,0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ über den Werten der Kontrollfläche. Die maximale Ertragssteigerung liegt im Fall der 5%-igen Grundflächenabsenkung rund 6% über dem Kontrollwert. In der Simulation mit drei Durchforstungen (N+10, N+20, N+30) liegt nur im Fall der 5%-igen Grundflächenabsenkung eine Ertragssteigerung vor, die $3,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ über dem Kontrollwert liegt. Anhand der statistischen Testverfahren von MANN und WHITNEY (WILCOXON) sowie KOLMOGOROV und SMIRNOV (vgl. SACHS, 2004) konnte bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p \leq 0,05$ in keinem der Simulationsläufe statistisch signifikante Unterschiede in den Ertragswerten festgestellt werden.

Bei der Ausgangslage "Sekundärwaldbestand" findet sich in beiden Szenarien jeweils eine Simulation, in dem eine Ertragssteigerung im Vergleich zur Kontrollfläche erzielt wird. Beide finden sich in der Kategorie mit zwei Durchforstungen (N+10, N+20). Im Textbook-Szenarium liegt der Ertragswert bei einer 5%-igen Grundflächenabsenkung mit $2,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ rund 4% über dem Wert der Kontrollfläche. Im Borderline-Szenarium tritt der höhere Ertragswert bei einer 10%-igen Grundflächenabsenkung auf. Der Ertragsgewinn liegt hier jedoch mit $0,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ nur knapp über dem Wert der Kontrollfläche. Statistisch signifikante Unterschiede konnten auch hier nicht bestätigt werden.

Vergleich der 5- und 10-jährigen Durchforstungsintervalle

Bei diesem Vergleich wird untersucht, in wieweit sich die Erträge bei häufigen schwächeren Durchforstungen von denen bei weniger starken Eingriffen innerhalb gleicher Zeiträume voneinander unterscheiden und ob demnach eine der beiden Behandlungsvarianten der anderen im Ertrag überlegen ist. Dazu werden die vorherigen Ertragsergebnisse aus den 5-jährigen Durchforstungsintervallen mit denjenigen der 10-jährigen Intervalle zum Zeitpunkt der jeweiligen Dekaden (N= 10, 20, 30) miteinander verglichen.

Dabei wird hypothetisch davon ausgegangen, dass über einen Zeitraum von 10 Jahren jeweils eine starke Durchforstung der Stärkeklasse X in etwa zwei schwachen Durchforstungen der Stärkeklasse x in ihrer zuwachsfördernden Wirkung entspricht, d.h. $X \approx 2*x$. Beispiel: eine schwache Durchforstung (20% Grundflächenabsenkung) im Alter 10 entspricht in etwa 2 moderaten Durchforstungen (10% Grundflächenabsenkung) im selben Zeitraum. Vorausgesetzt wird, dass die mittlere Grundflächenhaltung jeweils über den Zeitraum von 10 Jahren identisch ist. Dazu werden die Ergebnisse aus den vorherigen Untersuchungen (Tab. 71 und Tab. 72) in Tab. 73 übertragen.

In 13 von 20 Simulationen (65%) liegen die mittleren Erträge im paarweisen Vergleich bei 5-jährigen Durchforstungsintervallen höher als bei 10-jährigen Intervallen. Dabei werden nur die Datenpaare miteinander verglichen, bei denen die mittleren Grundflächen in der Grundflächenhaltung um nicht mehr als $0,3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ voneinander abweichen. Je nach Ausgangssituation, Bewirtschaftungsszenarium, Eingriffsstärke und Eingriffsdauer sind die Ergebnisse jedoch sehr heterogen.

Tab. 73: Vergleich der simulierten mittleren Ernteerträge und Grundflächenhaltung bei 5- und 10-jährigen Durchforstungsintervallen unterschiedlicher Intensität und Dauer in verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien.

Szenarium	10% Grundflächenabsenkung			
	5- Jahres Intervalle		10-Jahres Intervalle	
	Mittlere Grund- flächenhaltung [m ² ha ⁻¹]	Mittlerer Ernte-ertrag [m ³ ha ⁻¹]	Mittlere Grund- flächenhaltung [m ² ha ⁻¹]	Mittlerer Ernte-ertrag [m ³ ha ⁻¹]
PWTB	Szenarium: Primärwald Textbook (Kontrolle = 86,9 m³ ha⁻¹)			
N+10	23,2	80,1	23,4	72,4
N+20	22,7	80,3	22,9	86,4
N+30	21,6	79,4	21,4	77,6
PWBL	Szenarium: Primärwald Borderline (Kontrolle = 95,2 m³ ha⁻¹)			
N+10	23,1	99,2	23,5	88,2
N+20	22,6	97,4	22,5	98,0
N+30	21,7	90,6	21,8	92,9
SWTB	Szenarium: Sekundärwald Textbook (Kontrolle = 64,5 m³ ha⁻¹)			
N+10	28,9	55,7	29,2	61,0
N+20	27,8	64,6	28,2	58,5
N+30	26,4	62,0	26,7	44,5
SWBL	Szenarium: Sekundärwald Borderline (Kontrolle = 79,1 m³ ha⁻¹)			
N+10	27,8	73,1	28,0	68,7
N+20	27,3	79,3	27,1	79,5
N+30	25,9	78,9	25,9	74,1
	20% Grundflächenabsenkung			
	5- Jahres Intervalle		10-Jahres Intervalle	
PWTB	Szenarium: Primärwald Textbook (Kontrolle = 86,9 m³ ha⁻¹)			
N+10	22,5	81,4	22,2	65,4
N+20	21,1	79,2	21,1	72,7
N+30	19,2	69,9	19,4	69,4
PWBL	Szenarium: Primärwald Borderline (Kontrolle = 95,2 m³ ha⁻¹)			
N+10	21,6	98,6	21,8	86,1
N+20	20,4	98,2	20,5	94,7
N+30	19,2	87,2	19,4	88,3
SWTB	Szenarium: Sekundärwald Textbook (Kontrolle = 64,5 m³ ha⁻¹)			
N+10	27,7	61,1	27,9	59,4
N+20	26,0	52,5	23,9	50,4
N+30	22,4	36,5	22,2	37,1
SWBL	Szenarium: Sekundärwald Borderline (Kontrolle = 79,1 m³ ha⁻¹)			
N+10	26,1	75,2	26,2	69,1
N+20	24,5	83,0	23,5	53,7
N+30	20,8	66,5	20,4	42,1

fett = Ertragswert ≥ Ertrag der Kontrollfläche

Während bei einer 10%-igen Grundflächenabsenkung über alle Szenarien keine Unterschiede in der Höhe der Erträge zugunsten eines Durchforstungsintervalls auftreten, liegen die Erträge bei einer 20%-igen Grundflächenabsenkung in 80% der Simulationen bei 5-jährigen Durchforstungsintervallen höher als bei 10-jährigen Intervallen. Vergleicht man die Ertragsergebnisse auf Ebene der Bewirtschaftungsszenarien, so liegen die Erträge im Textbook-Szenarium in 70% der Fälle und im Borderline-Szenarium in 60% der Fälle bei 5-jährigen Durchforstungsintervallen über denjenigen in 10-jährigen Intervallen.

Für die periodischen Durchforstungseingriffe lässt sich folgendes konstatieren:

- In 10-15% der Simulationen führt eine periodische Durchforstung zur Steigerung der mittleren Ernteerträge gegenüber den Erträgen in den unbehandelten Kontrollflächen (Durchforstungsstärkeklasse "0");
- Ertragssteigerungen durch periodische Durchforstungen treten nur bei der Ausgangslage "Sekundärwaldbestand" auf;
- Ertragssteigerungen treten fast ausschließlich in Borderline-Szenarien auf;
- Die höchste Ertragssteigerung infolge der periodischen Durchforstung beträgt rund 6% im Vergleich zum Kontrollwert einer undurchforsteten Fläche. Der Unterschied ist statistisch nicht signifikant;
- Durchforstungen in 5-jährigen Intervallen resultieren in höheren Erträgen als vergleichbar intensive Durchforstungen in 10-jährigen Intervallen.

4.3.3.3 Simulation der Bestandesentwicklung bei selektiver Holzernte mit situativer Durchforstung

Zusätzlich zu den Versuchen mit einer streng schematischen Durchforstung werden mit FORMIX 3-Q auch analytische Durchforstungen simuliert, in denen als Zielvorgabe anstelle einer bestimmten Grundflächenhaltung ein für das Wachstum optimales Bestandesvolumen angestrebt wird. Die analytische Vorgehensweise bei der Durchforstung wird von SCHÜTZ (2004) im Kontext der mitteleuropäischen Waldbewirtschaftung auch als "*situative*" Durchforstung bezeichnet.

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der situativen Durchforstungssimulationen für die vier bereits im vorherigen Abschnitt dargestellten Szenarien vorgestellt. Für jedes Szenarium wird dabei eine Serie von Simulationen durchgeführt in denen versucht wird, das Bestandesvolumen durch zwei bis drei Durchforstungseingriffen pro Umlaufzeit oszillierend im Bereich eines definierten Zielvolumens zu halten (vgl. BICK et al., 1998). Die Anzahl der Eingriffe orientiert sich dabei zunächst an den Literaturhinweisen und den bisherigen Ergebnissen der Durchforstungssimulation zur Dauer der wuchsstimulierenden Wirkung eines Eingriffes. Die Entwicklung des Bestandesvolumens wird im Laufe einer Simulation fortlaufend überprüft, um einen Durchforstungseingriff zu dem Zeitpunkt durchzuführen, in dem das anwachsende Bestandesvolumen den vordefinierten Zielbereich überschreitet. Die Durchforstungsstärke wird dabei für jeden Eingriff so gewählt, dass der Bereich des Zielvolumens nicht wesentlich unterschritten wird.

Das Zielvolumen wird dabei in Anlehnung an die Untersuchungen von ONG und KLEINE (1995) sowie GLAUNER et al. (2003) festgelegt. Danach lässt sich im Textbook-Szenarium

ein maximal möglicher Netto-Zuwachs von $1,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einem Zielvolumen des Bestandes in Höhe von etwa $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ realisieren. Im Borderline-Szenarium ist der maximal mögliche Netto-Zuwachs von $1,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei einem Zielvolumen im Bereich von 220 bis $240 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ realisierbar. Alle Angaben beziehen sich dabei auf das Stammholzvolumen der als kommerziell eingestuften Baumarten in der Deramakot Forstreserve.

Als Ausgangslagen der Simulationen werden wiederum ein Primärwald- und ein Sekundärwaldbestand gewählt. Tab. 74 zeigt dazu die simulierte periodische Entwicklung des kommerziellen Stammholzvolumens innerhalb einer 40-jährigen Umlaufzeit (gemittelt aus einem 400-jährigen Simulationszeitraum) für die sechs ausgewählten Bewirtschaftungsszenarien. Dabei fällt auf, dass die nach dem Textbook-Szenarium bewirtschafteten Bestände aufgrund des höheren Bestandesvolumens nach einem Ernteeingriff den Bereich des festgelegten Zielvolumens bereits in der ersten 5-Jahres-Periode nach der Holzernte überschreiten, während die nach dem Borderline-Szenarium intensiver bewirtschafteten Bestände das mittlere Zielvolumen erst im Zeitraum von 10-15 Jahren nach der Holzernte überschreiten. Dementsprechend ist mit den Durchforstungen im Textbook-Szenarium früher zu beginnen als im Borderline-Szenarium.

Tab. 74: *Simulierte periodische Entwicklung des Stammholzvolumens der als kommerziell eingestuften Baumarten mit einem BHD $\geq 10 \text{ cm}$ in den verschiedenen Szenarien innerhalb des 40-jährigen Nutzungszyklus ohne Durchforstung.*

Jahre	Mittleres kommerzielles Stammholzvolumen [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$]					
	Textbook-Szenarien			Borderline-Szenarien		
	PWTB	SWTB 20	SWTB 40	PWBL	SWBL 20	SWBL 40
0 bis 5	201,6	205,3	204,6	185,4	191,0	193,2
5 bis 10	224,6	225,5	224,6	211,6	212,5	216,3
10 bis 15	243,5	242,2	242,0	231,5	230,4	235,3
15 bis 20	257,4	255,7	256,7	246,1	246,1	250,9
20 bis 25	269,8	267,6	267,5	259,9	260,5	262,2
25 bis 30	280,2	277,9	274,7	271,2	271,6	269,7
30 bis 35	289,2	287,3	280,4	279,2	277,9	278,3
35 bis 40	297,0	294,7	286,8	285,4	282,9	287,6
Schnitt	257,9	257,0	254,7	246,3	246,6	249,2

Hinweis: die Kodierung der Szenarien findet sich in Tab. 15

Simulationen im Textbook-Szenarium

In diesen Simulationen wird angestrebt, das mittlere kommerzielle Stammholzvolumen des Bestandes, sowohl bei der Ausgangslage "Primärwaldbestand" als auch bei der Ausgangslage "Sekundärwaldbestand", durch wiederkehrende Durchforstungseingriffe im Bereich der Zielvorgabe von $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ oszillieren zu lassen. Infolge der Analyse der zeitlichen Entwicklung des Stammholzvolumens nach der Holzernte (siehe Tab. 74) wird der erste Durchforstungseingriff im Jahr 10 nach dem Ernteeingriff durchgeführt, da das

Bestandesvolumen zu diesem Zeitpunkt den vorgegebenen Volumenbereich des optimalen Zuwachses überschreitet.

Beim ersten Durchforstungseingriff werden dem Bestand durchschnittlich rund $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ Stammholzvolumen entnommen. Die Bestandesgrundfläche wird dabei um rund 30% gesenkt. Im Anschluss an den Simulationslauf mit zunächst einem Durchforstungseingriff erfolgt wiederum eine Analyse der Entwicklung des Stammholzvolumens, um den optimalen Zeitpunkt für den zweiten Durchforstungseingriff zu bestimmen. Dieser wird für das Jahr 20 festgelegt, da der Volumenbereich des optimalen Zuwachses zu diesem Zeitpunkt wiederum überschritten wird. Beim zweiten Eingriff ist eine Entnahme von rund $45 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ erforderlich, um das Bestandesvolumen entsprechend der Vorgabe zu reduzieren. Die Bestandesgrundfläche nimmt um rund 24% ab. Nach erneuter Simulation mit zwei Durchforstungseingriffen zu den Zeitpunkten N+10 und N+20 Jahre (N = Erntezeitpunkt) erfolgt wiederum eine Analyse der Entwicklung des Stammholzvolumens. Ein dritter Durchforstungseingriff zum Zeitpunkt N+30 Jahre ist erforderlich, um das Stammholzvolumen im Bereich des optimalen Zuwachses zu halten. Dabei werden dem Bestand durchschnittlich $35 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ entnommen und die Bestandesgrundfläche sinkt um rund 30%. Abb. 70 zeigt den daraus resultierenden Verlauf des durchschnittlichen Stammholzvolumens innerhalb der 40-jährigen Umlaufzeit.

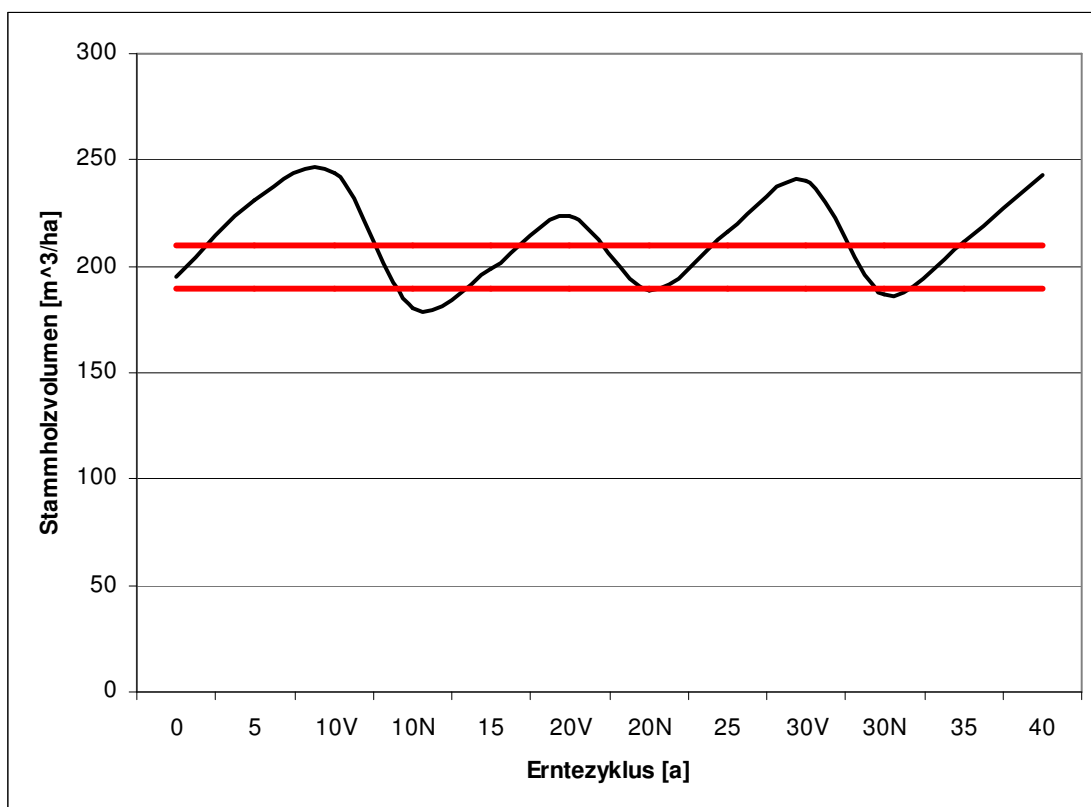


Abb. 70: Simulierte Entwicklung des kommerziellen Stammholzvolumens der Bäume mit einem BHD $\geq 10 \text{ cm}$ in einem 40-jährigen Nutzungszyklus im **Textbook-Szenarium** in einem ursprünglichen **Primärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve, bei einer mittlere Volumenhaltung von $210 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ mit 3 gestaffelten Durchforstungen nach der Holzernte (1x Jahr 10, 1x Jahr 20, 1x Jahr 30; V= vor Eingriff, N= nach Eingriff). Die roten Linien markieren den optimalen Zuwachsbereich nach GLAUNER et al. (2003).

Durch die Interaktionen der verschiedenen Eingriffe und die zwischenzeitlichen Ernteauffälle ist es bei der derzeitigen technischen Umsetzung des Durchforstungsmodells nicht möglich, die Eingriffe hinsichtlich der Eingriffsstärke über den gesamten Simulationszeitraum konstant zu halten. So kann es passieren, dass die Volumen- und Grundflächenänderung in den einzelnen Simulationsläufen durch stochastische Ereignisse von den geplanten Vorgaben abweichen. Daher ist es auch im Fall der Durchforstungssimulationen erforderlich, zehn Wiederholungen pro Szenarium durchzuführen, um die Einflüsse der modellimmanenten Zufallsereignisse zu minimieren.

Die Ergebnisse der simulierten Ernte- und Durchforstungseingriffe im Primär- und Sekundärwaldbestand nach dem Textbook-Szenarium bei verschiedenen Volumenhaltungen sind in Tab. 76 zusammengefasst. Zusätzlich zu den Simulationen im Bereich der vorgeschlagenen Volumenhaltung wurden weitere Simulationsläufe durchgeführt, in denen die Zielvorgabe modifiziert wurde. Dabei wurden Volumenhaltungen angestrebt, die sowohl oberhalb als auch unterhalb der von GLAUNER et al. (2003) vorgeschlagenen Volumenbereiche liegen.

Tab. 75: Zuwachs und Ertrag in einem nach dem *Textbook-Szenarium* genutzten *Dipterocarpaceen-Wald* bei unterschiedlicher mittlerer Volumenhaltung mit drei Durchforstungseingriffen in den Zeitpunkten *N+10 Jahre*, *N+20 Jahre*, *N+30 Jahre* (*N = Erntezeitpunkt*). Farblich hinterlegt ist der von GLAUNER et al. (2003) für dieses Szenarium empfohlene Volumenbereich zur Erzielung des maximalen Zuwachses.

Ausgangslage der Simulation				
Volumenhaltung [m ³ ha ⁻¹]*	Primärwaldbestand		Sekundärwaldbestand	
	Zuwachs [m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	Ertrag [m ³ ha ⁻¹]	Zuwachs [m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	Ertrag [m ³ ha ⁻¹]
160	3,3	64,2	1,8	20,6
170	3,7	65,6	1,9	22,5
180	3,6	66,9	1,9	23,1
190	3,2	65,1	2,2	30,1
200	3,9	72,0	2,9	53,1
210	4,1	78,7	3,3	60,3
220	3,2	76,4	3,2	60,2
230	2,6	73,3	3,0	58,8
Kontrollfläche		Ohne Durchforstung		
255	2,8	86,9	2,5	64,5

* = mittlere "Volumenhaltung" (kommerzielle Baumarten) pro Simulation, jeweils über 400 Jahre ohne Domestizierungsphase; fett= höchster Ertrag

Der optimale Zuwachsbereich im Bewirtschaftungsszenarium "Textbook" mit drei Durchforstungseingriffen liegt entsprechend der Simulationsergebnisse bei beiden Ausgangslagen (Primär- und Sekundärwaldbestand) bei einem kommerziellen Stammholzvolumen von 210 m³ ha⁻¹. Der daraus resultierende mittlere jährliche Zuwachs beträgt im Primärwaldbestand 4,1 m³ ha⁻¹ a⁻¹ und im Sekundärwaldbestand 3,3 m³ ha⁻¹ a⁻¹. Dies entspricht einem Netto-Zuwachs von 2,46 m³ ha⁻¹ a⁻¹ bzw. 1,98 m³ ha⁻¹ a⁻¹ und liegt

damit um rund 120% bzw. 80% über dem von GLAUNER et al. (2003) ermittelten maximalen Zuwachs bei einer vergleichbaren Bewirtschaftung ohne Durchforstung. Auch im Vergleich mit der undurchforsteten Kontrollfläche liegen die Zuwächse bei den Bewirtschaftungsszenarien mit Durchforstungen um knapp 50% (Primärwaldbestand) bzw. rund 30% (Sekundärwaldbestand) über den Vergleichswerten. Dies trifft jedoch nicht auf die Ernteerträge zu. Diese liegen in den undurchforsteten Kontrollflächen deutlich über den Erträgen der Bewirtschaftungsszenarien mit Durchforstungen.

Zudem fällt bei dem Vergleich der Ergebnisse im Primär- und Sekundärwaldbestand auf, dass die Erträge im Sekundärwaldbestand bei einer Volumenhaltung unterhalb von $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ stark abnehmen, während sie bei der Ausgangslage "Primärwaldbestand" relativ konstant bleiben. Die bei abnehmender Volumenhaltung zunehmende Eingriffsstärke in die bereits degradierten Bestandesstrukturen führt im Sekundärwaldbestand schnell zu Ernteausfällen, da die waldbaulichen Vorgaben des Textbook-Szenarium nicht mehr erfüllt sind. So lassen sich unterhalb einer Volumenhaltung von $190 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ lediglich die ersten drei Ernten innerhalb des 400-jährigen Simulationszeitraumes realisieren, während alle weiteren geplanten Ernten ausfallen. Daraus lässt sich schließen, dass Eingriffe in Sekundärwaldstrukturen mit besonderer Sorgfalt geplant und umgesetzt werden müssen, um die Bestände nicht soweit zu destabilisieren dass auf Jahrzehnte oder gar Jahrhunderte keine nachhaltige kommerzielle Nutzung dieser Bestände mehr möglich ist.

Im Folgenden wird dargestellt, wie sich eine Reduktion von drei auf zwei Durchforstungseingriffe pro Umlaufzeit im Textbook-Szenarium auswirkt. Dadurch kann der Bestand nach dem zweiten Eingriff einen höheren erntefähigen Vorrat bis zur nächsten Ernte aufbauen und die Kosten für den dritten Eingriff können eingespart werden. Die waldbauliche und ertragskundliche tropenforstliche Literatur macht zu diesem Thema keine konkreten Angaben. Versuchsweise wird daher das Szenarium mit der Ausgangslage "Primärwaldbestand" zusätzlich mit nur zwei Durchforstungseingriffen (N+10, N+20) innerhalb einer Umlaufzeit simuliert. Die daraus resultierende Entwicklung des kommerziellen Stammholzvolumens ist in Abb. 71 dargestellt. Tab. 76 zeigt dazu die Zuwachs- und Ertragsergebnisse für verschiedene Volumenhaltungen und stellt sie den Ergebnissen der vorherigen Simulation mit drei Durchforstungseingriffen gegenüber.

Der optimale Zuwachsbereich liegt im Fall von zwei Durchforstungseingriffen bei einem kommerziellen Stammholzvolumen von $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ und im Fall von drei Durchforstungseingriffen bei $210 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Der daraus resultierende mittlere jährliche Zuwachs beträgt in beiden Fällen $4,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der insgesamt höchste Ertrag wird dabei mit $82,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ in dem Szenarium mit nur zwei Durchforstungseingriffen erzielt. In keiner der Simulationen wird jedoch der Ertrag der undurchforsteten Kontrollfläche erreicht oder überschritten.

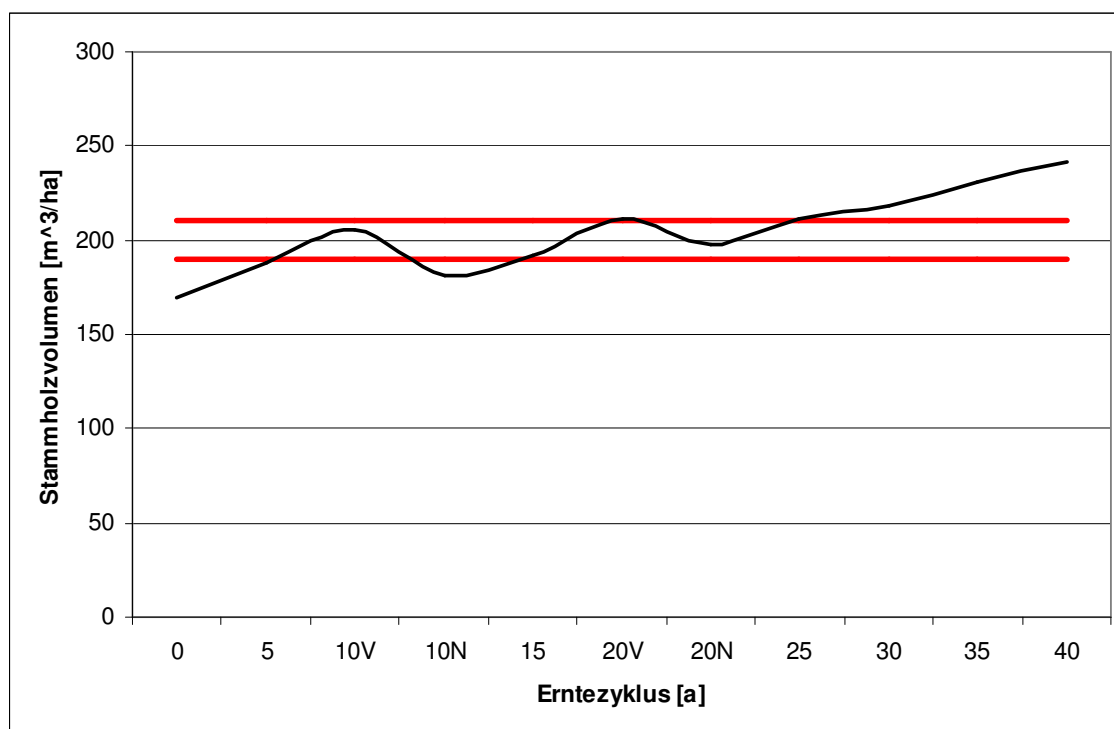


Abb. 71: Simulierte Entwicklung des kommerziellen Stammholzvolumens der Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm in einem 40-jährigen Nutzungszyklus im **Textbook-Szenarium** in einem ursprünglichen **Primärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve, bei einer mittleren Volumenhaltung von $210 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ mit 2 Durchforstungen (1x Jahr 10, 1x Jahr 20; V= vor Eingriff, N= nach Eingriff). Die roten Linien markieren den optimalen Zuwachsbereich nach GLAUNER et al. (2003).

Tab. 76: Zuwachs und Ertrag in einem nach dem **Textbook-Szenarium** periodisch genutzten ursprünglichen **Primärwaldbestand** bei verschiedener mittlerer Volumenhaltung und Durchforstungsoptionen. Farblich hinterlegt ist der von GLAUNER et al. (2003) für dieses Szenarium empfohlene Volumenbereich zur Erzielung des maximalen Zuwachses.

Volumenhaltung [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$]*	2 Durchforstungen		3 Durchforstungen	
	Zuwachs [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	Ertrag [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$]	Zuwachs [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	Ertrag [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$]
160	2,9	45,0	3,3	64,2
170	3,0	52,6	3,7	65,6
180	3,1	54,1	3,6	66,9
190	3,3	60,6	3,2	65,1
200	4,1	82,5	3,9	72,0
210	2,8	76,6	4,1	78,7
220	3,0	75,2	3,2	76,4
230	3,2	69,2	2,6	73,3
Kontrollfläche	Ohne Durchforstung			
255	2,8	86,9	2,8	86,9

* = mittlere "Volumenhaltung" (kommerzielle Baumarten) pro Simulation, jeweils über 400 Jahre ohne Domestizierungsphase; fett= höchster Ertrag

Simulationen im Borderline-Szenarium

Für dieses Szenarium liegt der Bereich des maximalen Zuwachses nach GLAUNER et al. (2003) bei einem kommerziellen Stammholzvolumen von 220-240 m³ ha⁻¹. Die Obergrenze des Zielvolumens liegt dabei schon fast im Bereich des mittleren kommerziellen Stammholzvolumens der undurchforsteten Kontrollfläche. Zur Bestimmung der geeigneten Zeitpunkte für die Durchforstungen wird auch in diesem Szenarium eine laufende Analyse der Bestandesentwicklung nach jedem einzelnen Eingriff vorgenommen. Das kommerzielle Stammholzvolumen liegt bei der Bewirtschaftung im Borderline-Szenarium nach den Ernteeingriffen im Bereich von 185-195 m³ ha⁻¹ (siehe Tab. 74) und damit unterhalb des vergleichbaren Volumens im Textbook-Szenarium. Zudem liegt der Bereich des Zielvolumens für das Borderline-Szenarium über demjenigen des Textbook-Szenariums. Daher ist der erste Durchforstungseingriff in diesem Szenarium erst im Jahr 15 nach der Holzernte erforderlich, um das Volumen im definierten Zielbereich zu halten. Bei diesem Eingriff werden 10 m³ ha⁻¹ (Sekundärwaldbestand) bzw. 15 m³ ha⁻¹ (Primärwaldbestand) entnommen. Nach weiteren 10 Jahren haben die untersuchten Bestände wiederum soviel Vorrat aufgebaut, dass ein zweiter Durchforstungseingriff im Jahr 25 mit einer Entnahme von rund 10 m³ ha⁻¹ (Sekundärwaldbestand) bzw. 30 m³ ha⁻¹ (Primärwaldbestand) erforderlich ist. Von einem dritten Eingriff im Jahr 35 wird abgesehen, da der Zeitraum bis zur nächsten planmäßigen Ernte im Jahr 40 viel zu kurz wäre, um den Wachstumsschub einer dritten Durchforstung effektiv zu nutzen. Ein dritter Eingriff würde in diesem Fall zwangsläufig zu Einbußen im Ernteertrag führen. Abb. 72 veranschaulicht beispielhaft für die Ausgangslage "Primärwaldbestand" die Entwicklung des kommerziellen Stammholzvolumens zwischen zwei Holzernten im Borderline-Szenarium mit zwei Durchforstungseingriffen, die sich am Zielvolumen von durchschnittlich 220 m³ ha⁻¹ orientieren.

Die Ergebnisse der simulierten Ernte- und Durchforstungseingriffe sind in Tab. 77 dargestellt. Der höchste mittlere jährliche Zuwachs beträgt bei der Ausgangslage "Primärwaldbestand" 4,4 m³ ha⁻¹ a⁻¹ und bei der Ausgangslage "Sekundärwaldbestand" 3,3 m³ ha⁻¹ a⁻¹. Diese Werte sind damit nahezu identisch mit den Zuwachswerten im Textbook-Szenarium. Auch im Borderline-Szenarium liegen die höchsten Zuwachswerte infolge der Durchforstungen in dem von GLAUNER et al. (2003) ermittelten Volumenbereich. Im Sekundärwaldbestand ist bei abnehmender Volumenhaltung ein starker Rückgang im Ertrag festzustellen. Eine Bewirtschaftung mit einer Volumenhaltung unterhalb von 180 m³ ha⁻¹ lässt sich im Modell nicht mehr durchführen, da die Bestandesstrukturen zu stark geschädigt werden, um weiterhin Holzernten zu realisieren. Anders stellt sich die Situation bei der Ausgangslage "Primärwaldbestand" dar. Auch hier nehmen zwar die Erträge kontinuierlich mit abnehmender Volumenhaltung ab, jedoch verläuft die Abnahme nicht so steil wie im Sekundärwaldbestand. Ernten nach Borderline-Vorgaben sind selbst bei Volumenhaltungen bis 160 m³ ha⁻¹ realisierbar, da die mittleren Durchmesserklassen stärker besetzt sind als im Sekundärwaldbestand. Die Simulation im Borderline-Szenarium mit der Ausgangslage "Primärwaldbestand" ist von allen Simulationen mit situativer Durchforstung die einzige, bei der ein höherer Ertrag erzielt werden konnte als in der Kontrollfläche. Mit 105 m³ ha⁻¹ liegt dieser um rund 10% über dem Vergleichswert.

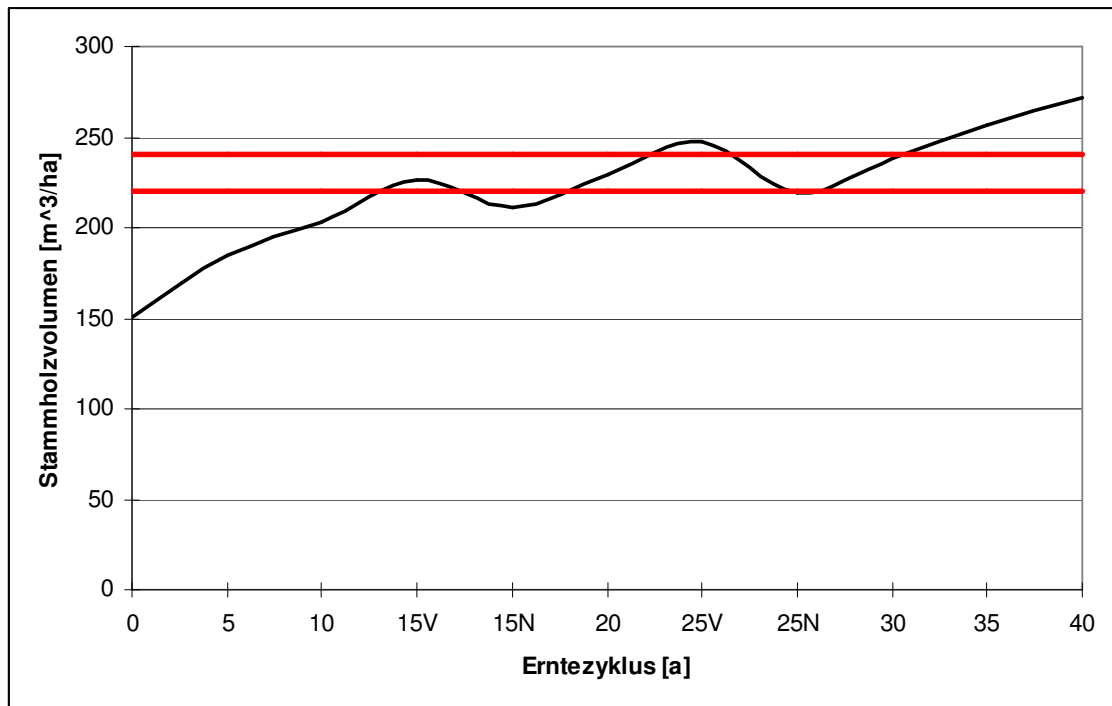


Abb. 72: Simulierte Entwicklung des kommerziellen Stammholzvolumens der Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm in einem 40-jährigen Nutzungszyklus im **Borderline-Szenarium** in einem ursprünglichen **Primärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve, bei einer mittleren Volumenhaltung von $220 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ mit 2 Durchforstungen (1x Jahr 15, 1x Jahr 25; V= vor Eingriff, N= nach Eingriff). Die roten Linien markieren den optimalen Zuwachsbereich nach GLAUNER et al. (2003).

Tab. 77: Zuwachs und Ertrag in einem nach dem **Borderline-Szenarium** periodisch genutzten Bestand bei unterschiedlicher mittlerer Volumenhaltung und 2 Durchforstungen (N+15, N+25). Farblich hinterlegt ist der von GLAUNER et al. (2003) für dieses Szenarium empfohlene Volumenbereich zur Erzielung des maximalen Zuwachses.

Ausgangslage der Simulation				
Volumenhaltung [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$]*	Primärwaldbestand		Sekundärwaldbestand	
	Zuwachs [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	Ertrag [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$]	Zuwachs [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	Ertrag [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$]
160	3,8	74,6	-	-
170	4,0	84,9	-	-
180	4,2	85,8	2,7	45,9
190	4,2	90,1	2,8	53,3
200	4,1	91,3	2,8	58,4
210	4,1	91,6	3,0	70,5
220	4,4	105,0	3,1	73,5
230	3,5	98,5	3,3	77,7
240	3,6	99,6	2,9	72,3
Kontrollfläche		Ohne Durchforstung		
245	2,9	95,2	2,6	79,1

* = mittlere "Volumenhaltung" (kommerzielle Baumarten) pro Simulation, jeweils über 400 Jahre ohne Domestizierungsphase; fett= höchster Ertrag

Auch für das Borderline-Szenarium wird beispielhaft eine zweite Durchforstungsalternative mit drei Eingriffen pro Umlaufzeit getestet. Anhand der Entwicklung des Stammholzvolumens werden diese drei Eingriffe auf die Zeitpunkte N+5 Jahre, N+15 Jahre und N+25 Jahre (N= Jahr der Holzernte) festgelegt. Die Simulation dieser Durchforstungsalternative erfolgt in diesem Fall für die Ausgangslage "Sekundärwaldbestand", da diese den gegenwärtigen forstlichen Realitäten sowohl in der Deramakot Forstreserve als auch in Sabah am nächsten kommt. Je nach Zielvolumen werden dem Bestand pro Eingriff zwischen 10 und 30 m³ ha⁻¹ entnommen. Abb. 73 zeigt den simulierten Verlauf des mittleren Stammholzvolumens innerhalb eines Nutzungszyklus für beide Durchforstungsvarianten bei einer Volumenhaltung von durchschnittlich 230 m³ ha⁻¹.

Tab. 78 fasst die Zuwachs- und Ertragsergebnisse für diese Simulationsserie zusammen. In beiden Durchforstungsvarianten ist der Zuwachs bei einer Volumenhaltung von 230 m³ ha⁻¹ mit 3,3 m³ ha⁻¹ a⁻¹ am höchsten. Der Ertrag liegt jedoch bei zwei Durchforstungseingriffen mit 77,7 m³ ha⁻¹ um fast 30% höher als der Ertrag in der Simulation mit drei Durchforstungseingriffen. Auch bei den anderen simulierten Volumenhaltungen liegt der Ertrag bei zwei Durchforstungseingriffen durchweg höher als bei drei Durchforstungseingriffen, obwohl sich die Zuwachswerte genau umgekehrt verhalten. Diese sind bei drei Durchforstungseingriffen durchweg höher oder identisch als bei zwei Eingriffen. Hier zeigt sich, dass die wiederholte Freistellung dem Wachstum der verbleibenden Bäume zwar zugute kommt, der Verlust der ausgeschiedenen Biomasse jedoch nicht kompensiert werden kann.

Bei beiden Durchforstungsvarianten liegt der Zuwachs zwar um rund 25% über dem Zuwachs der undurchforsteten Kontrollfläche, doch in keinem Fall wird der Ertrag der Kontrollfläche erreicht oder überschritten.

Tab. 78: Zuwachs und Ertrag in einem nach dem *Borderline-Szenarium* periodisch genutzten *Sekundärwaldbestand* bei verschiedener mittlerer Volumenhaltung und Durchforstungsoptionen. Farblich hinterlegt ist der von GLAUNER et al. (2003) für dieses Szenarium empfohlene Volumenbereich zur Erzielung des maximalen Zuwachses.

Volumenhaltung [m ³ ha ⁻¹]*	2 Durchforstungen		3 Durchforstungen	
	Zuwachs [m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	Ertrag [m ³ ha ⁻¹]	Zuwachs [m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	Ertrag [m ³ ha ⁻¹]
200	2,8	58,4	3,2	53,1
210	3,0	70,5	3,3	57,5
220	3,1	73,5	3,2	60,2
230	3,3	77,7	3,3	60,3
240	2,9	72,3	3,0	58,8
Kontrollfläche	Ohne Durchforstung			
245	2,6	79,1	2,6	79,1

* = mittlere "Volumenhaltung" (kommerzielle Baumarten) pro Simulation; fett= höchster Ertrag

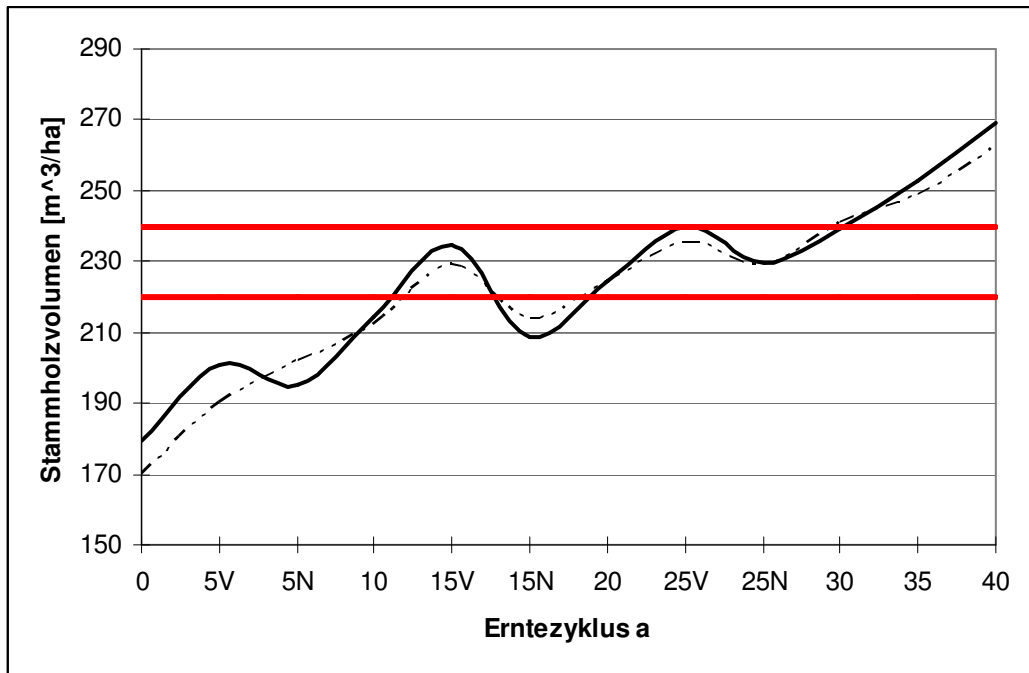


Abb. 73: Simulierte Entwicklung des kommerziellen Stammholzvolumens der Bäume mit einem BHD ≥ 10 cm in einem 40-jährigen Nutzungszyklus im **Borderline-Szenarium** in einen **Sekundärwaldbestand** der Deramakot Forstreserve, bei einer mittleren Volumenhaltung von $230 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ mit 2 Durchforstungen (gestrichelte Linie; N+15, N+25) sowie mit 3 Durchforstungen (fette Linie; N+5, N+15, N+25); V= vor Eingriff, N= nach Eingriff. Die roten Linien markieren den optimalen Zuwachsbereich nach GLAUNER et al. (2003).

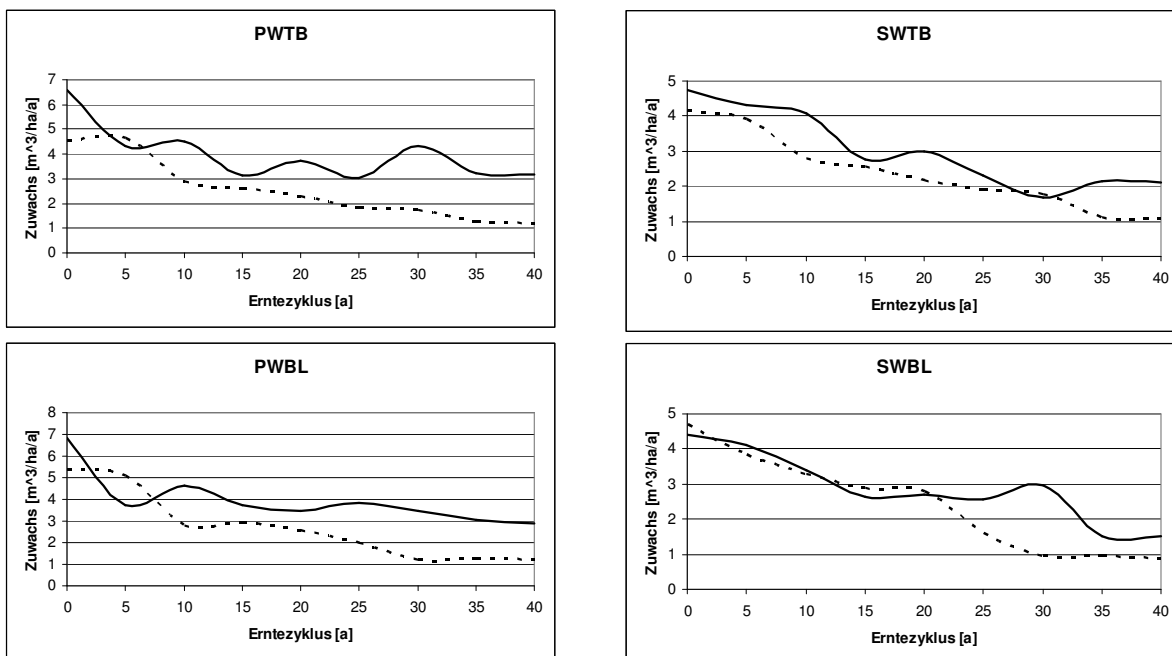


Abb. 74: Simulierte Entwicklung des 'kommerziellen Zuwachses' in verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien mit (fette Linie) und ohne (gestrichelte Linie) situative Durchforstung. Ausgewählt wurden die Szenarien, die bei situativer Durchforstung den höchsten Zuwachs aufweisen (Ausgangslage links: Primärwaldbestand, Ausgangslage rechts: Sekundärwaldbestand; oben: Textbook-Szenarium, unten: Borderline-Szenarium).

Abschließend werden die Zuwachsergebnisse der Simulationen mit situativer Durchforstung mit denen aus den entsprechenden Kontrollflächen verglichen (siehe Abb. 74). Dargestellt sind jeweils die Szenarien mit den höchsten Ertragswerten (vgl. Tab. 75 und Tab. 77). In den Textbook-Szenarien wurden je drei Durchforstungen in den Jahren 10, 20 und 30 nach der Holzernte und in den Borderline-Szenarien je zwei Durchforstungen in den Jahren 15 und 25 nach der Holzernte simuliert. Der Zuwachs kann in den Szenarien im Primärwaldbestand nach anfänglich hohem Zuwachsschub infolge des Ernteeingriffes durch die folgenden Durchforstungen auf einem relativ hohen Niveau von durchschnittlich $4,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ("Textbook") bis $4,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ("Borderline") gehalten werden, welches deutlich über dem mittleren Zuwachs der jeweiligen Kontrollflächen liegt. Im Schnitt liegt der Zuwachs infolge der Durchforstungseingriffe im ursprünglichen Primärwaldbestand rund 50% über dem Zuwachs in der Kontrollfläche. Anders stellt sich die Situation in den Szenarien im Sekundärwaldbestand dar. Hier liegt der durchschnittliche Zuwachsgewinn infolge der Durchforstungseingriffe bei rund 30%. Auch gelingt es in diesem Szenarium nicht, den Zuwachs durch die Durchforstungseingriffe auf einem vergleichsweise hohen Niveau zu halten. Vor allem im Textbook-Szenarium ("SWTB") nimmt der Zuwachs im Laufe einer Umlaufzeit trotz wiederholter Durchforstungseingriffe kontinuierlich ab. Im Borderline-Szenarium ("SWBL") nimmt der Zuwachs bis zur Mitte des Nutzungszyklus sowohl mit als auch ohne Durchforstungen kontinuierlich ab. Erst dann gelingt es, den Zuwachs durch die Durchforstung auf einem konstanten Niveau zu halten, während er in der Kontrollfläche bereits stark rückläufig ist. In beiden Bewirtschaftungsszenarien liegt der mittlere Zuwachs bei $3,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, gegenüber $2,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ("Textbook") bzw. $2,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ("Borderline") in den Kontrollflächen.

Für die situativen Durchforstungseingriffe lässt sich folgendes konstatieren:

- In allen Szenarien kann der jährliche Volumenzuwachs durch eine situative Durchforstung um 30-50% gesteigert werden;
- Nur im Borderline-Szenarium mit Ausgangslage "Primärwaldbestand" resultiert die Zuwachssteigerung auch in einer Ertragssteigerung;
- Diese Ertragssteigerung beträgt rund 10% im Vergleich zum Kontrollwert der undurchforsteten Fläche. Der Unterschied ist statistisch nicht signifikant;
- Zwei Durchforstungseingriffe pro Erntezyklus halten die Bestände insgesamt auf einem höheren Ertragsniveau als drei Durchforstungseingriffe.

4.3.4 Validierung des Durchforstungsmodells

Abschließend erfolgt die Validierung des Durchforstungsmodells, um die Glaubwürdigkeit (Plausibilität und Validität) der Simulationsergebnisse zu bekräftigen (PRETZSCH, 1999). Üblicherweise erfolgt die Validierung durch quantitative Vergleiche der simulierten Prognosen mit unabhängigen Werten aus vergleichbaren Feldversuchen (VANCLAY und SKOVSGAARD, 1997; PRETZSCH und ĎURSKÝ, 2001). Da jedoch kaum Daten aus vergleichbaren Durchforstungsversuchen in Sabah vorliegen, können die zur Validierung forstlicher Modelle vorgeschlagenen statistischen Tests (vgl. HUANG et al., 2003) hier nicht durchgeführt werden.

Daher werden zunächst die Ergebnisse aus den Durchforstungssimulationen mit den Ergebnissen aus verschiedenen waldbaulichen und ertragskundlichen Versuchen in den Dipterocarpaceenwäldern Südostasiens verglichen und auf Plausibilität geprüft. Zusätzlich erfolgt die Validierung über einen Vergleich der Muster, die sich anhand der Durchforstungseingriffe im Modell und in der Realität im Zuwachsverhalten der Bäume ergeben. Dieses Verfahren der Modellvalidierung im Rahmen des "pattern-oriented modeling" ist bei GRIMM und RAILSBACK (2005) näher beschrieben. Dabei gilt es zu bedenken, dass ein Modell immer nur die Abstraktion eines Systems darstellt und es demzufolge auch keinen Test geben kann, mit dem sich die alleinige Gültigkeit des Modells endgültig beweisen lässt. Daher kann die Validität eines Modells nur über eine hinreichende Genauigkeit in der Abbildung der relevanten Aspekte der Wirklichkeit beurteilt werden, die in der Praxis ausreichend ist, um das Modell im Sinne seiner Zielsetzung einzusetzen.

4.3.4.1 Einfluss der Durchforstung auf den Volumenzuwachs

In der Literatur wird darauf hingewiesen, dass sich der Zuwachs im tropischen Feuchtwald mittels Durchforstungen signifikant steigern lässt. Zur Validierung des Durchforstungsmodells hinsichtlich des Zuwachsverhaltens werden die Ergebnisse aus den Simulationen mit einer situativen Durchforstung herangezogen, da mit dieser Durchforstungsart der höchste Zuwachsgewinn in den Durchforstungssimulationen erzielt werden konnte. In Tab. 79 werden die maximalen Zuwächse aus diesen Simulationen den Zuwachswerten der undurchforsteten Kontrollfläche gegenübergestellt.

Tab. 79: Maximalwerte des simulierten mittleren jährlichen Zuwachses in den verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien.

	Zuwachs [$\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]			
	Primärwaldbestand		Sekundärwaldbestand	
	Textbook	Borderline	Textbook	Borderline
Kontrolle	2,8	2,9	2,5	2,6
Durchforstung	4,1	4,4	3,3	3,3
Differenz	+ 46%	+ 52%	+ 32%	+ 27%

Alle Angaben beziehen sich auf die kommerziellen Baumarten mit einem BHD ≥ 10 cm

Im ursprünglichen Primärwaldbestand liegt der mittlere jährliche Zuwachs der kommerziellen Arten in den Simulationen mit Durchforstung um rund 50% über dem Zuwachs der Simulationen ohne Durchforstung. Vergleichbare Simulationen im Sekundärwaldbestand zeigen ein ähnliches Ergebnis, jedoch liegt der Zuwachsgewinn infolge der Durchforstung hier bei nur rund 30%. LEE et al. (1990) berichten von Zuwachssteigerungen von 50-100% in Durchforstungsversuchen im gering gestörten Dipterocarpaceenwald in der Segaliud-Lokan Forstreserve (Sabah). WEIDELT und BANAAG (1982) sowie WEIDELT (1986) berichten über durchforstungsbedingte Zuwachssteigerungen von 10-30% für die Dipterocarpaceenarten in einem degradierten Dipterocarpaceenwald auf den Philippinen. WOELL (1988) berichtet für die gleichen Flächen über eine Zuwachssteigerung von 11-23%. Damit sind die simulierten Zuwachswerte und die in den Durchforstungsversuchen ermittelten Werte für die verschiedenen Bestandestypen in ihrer Größenordnung vergleichbar.

Zusätzlich zum Vergleich der numerischen Unterschiede im Volumenzuwachs werden die aus dem Zuwachsverhalten resultierenden Muster der Simulationen mit situativer Durchforstung mit den Zuwachsmustern aus den Literaturquellen verglichen. Dazu wurden die jeweils simulierten Zuwächse der verschiedenen Volumenhaltungen mittels quadratischer Regression ausgeglichen und als Trendlinie dargestellt. Der Verlauf der Kurve in den oberen und unteren Bereichen des abgebildeten Stammholzvolumens des Gesamtbestandes beruht auf einer Extrapolation und stellt daher nicht zwangsläufig die reale Zuwachsentwicklung für diese Volumenbereiche dar. Ein Vergleich der numerischen Werte hat bereits gezeigt, dass sich die von GLAUNER et al. (2003) ermittelte mittlere Volumenhaltung für den maximalen Zuwachs auch in den Simulationsszenarien mit Durchforstung bestätigt hat. In Abb. 75 werden die aus den Simulationsergebnissen ermittelten Zuwachsmuster mit dem von GLAUNER et al. (2003) hergeleiteten Muster für das Wachstum undurchforsteter Bestände (siehe Abb. 4) verglichen. Der Vergleich zeigt, dass die Grundaussprägung der Muster und der Volumenbereich des maximalen Zuwachses identisch sind. Lediglich die Höhe des Zuwachses ist infolge der Durchforstungen unterschiedlich.

Ersetzt man synonym die "optimale Grundflächenhaltung" mit "optimaler Volumenhaltung" so ähnelt der in Abb. 75 dargestellte Verlauf des simulierten Zuwachses auch dem schematischen Verlauf des Zuwachses nach dem ASSMANN'schen "Prinzip der optimalen Grundflächenhaltung" (siehe Abb. 76), welches bereits von PRETZSCH (1999) zur Validierung von Waldwachstumsmodellen empfohlen wurde. Aus dem Vergleich der Muster kann geschlussfolgert werden, dass FORMIX 3-Q den Wachstumsverlauf mit seinem Durchforstungsmodell plausibel abbildet.

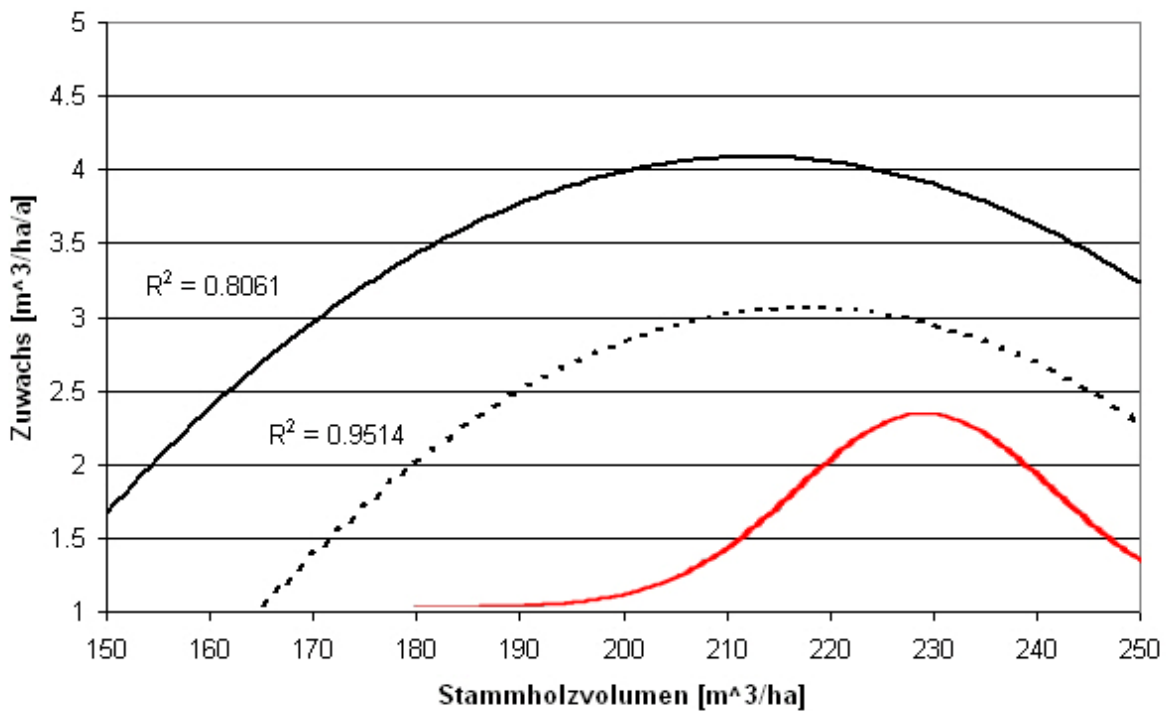
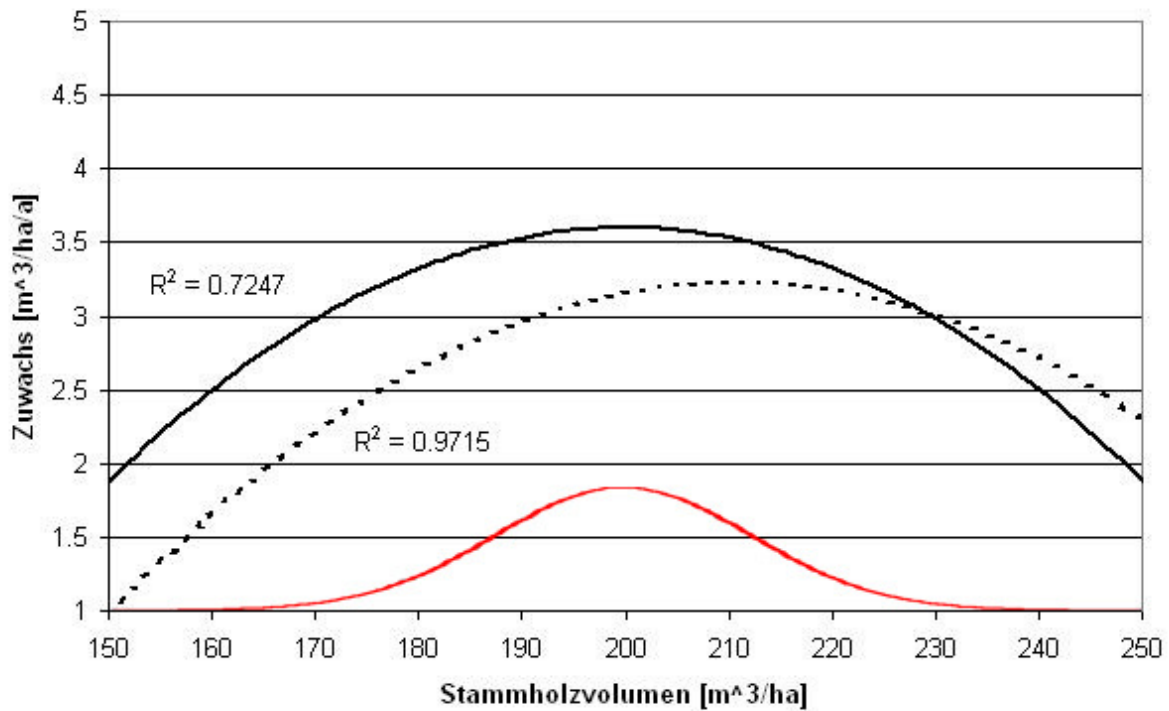


Abb. 75: Trendlinien des simulierten jährlichen Zuwachses in Abhängigkeit vom Stammholzvolumen des Bestandes bei einem 40-jährigen Nutzungszyklus im Textbook-Szenarium (oben) und im Borderline-Szenarium (unten) in der Deramakot Forstreserve. Die Angaben beziehen sich auf den Baumbestand der kommerziellen Arten mit einem BHD ≥ 10 cm (fette Linie= Ausgangslage "Primärwaldbestand"; gestrichelte Linie = Ausgangslage "Sekundärwaldbestand"). Die rote Kurve stellt zum Vergleich den tendenziellen Verlauf des kommerziellen Bruttozuwachses für das jeweilige Szenarium in einer Simulation ohne Durchforstungen nach GLAUNER et al. (2003) dar (vgl. Abb. 4).

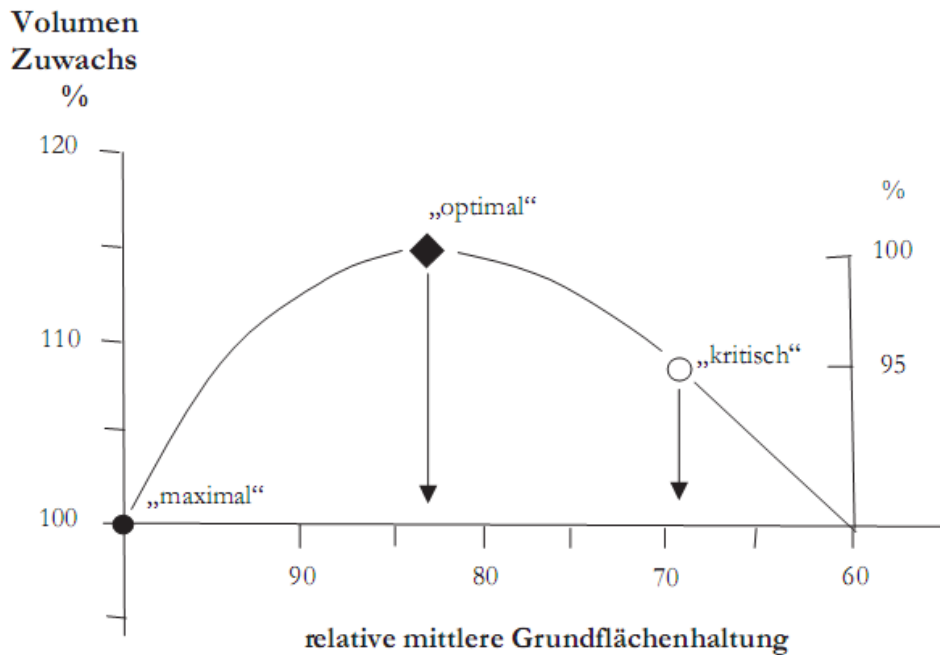


Abb. 76: Schematische Darstellung des Zuwachsmusters nach dem ASSMANN'schen "Prinzip der optimalen Grundflächenhaltung" (GADOW, 2005).

4.3.4.2 Einfluss der Durchforstung auf den Durchmesserzuwachs

Zahlreiche in der Literatur vorgestellte Durchforstungsversuche enthalten umfassende Informationen zu den durchforstungsbedingten Veränderungen der Brusthöhendurchmesser (BHD) der Bäume. Zur Validierung des Durchforstungsmodells wird geprüft, ob das Modell in der Lage ist, die aus den Feldversuchen ermittelten Zuwachsmuster (vgl. Abb. 51) plausibel zu replizieren.

Tab. 80: Durchschnittlicher jährlicher Durchmesserzuwachs (BHD) der verschiedenen Artengruppen in den Durchmesserklassen bis 60 cm, resultierend aus einer Simulation eines nach dem **Borderline-Szenarium** bewirtschafteten **Sekundärwaldbestandes** ohne und mit simulierter Durchforstung im Jahr N+1 (dabei Grundflächenabsenkung von 75%; N=Jahr der Ernte).

BHD-Klasse [cm]	Artengruppe 1		Artengruppe 2		Artengruppe 3	
	oDF	mDF	oDF	mDF	oDF	mDF
	Durchmesserzuwachs [cm a⁻¹]					
< 10	0,1248	0,1542	0,0833	0,1084	0,1808	0,1927
10-20	0,1555	0,2532	0,1637	0,2979	0,6428	0,3718
20-30	0,2762	0,3111	0,4640	0,5344	0	0,1953
30-40	0,2308	0,3294	0,3704	0,3650	0	0
40-50	0,4421	0,3354	0,1182	0,2167	0	0
50-60	0,3977	0,3714	0	0	0	0

oDF=ohne Durchforstung; mDF=Mit Durchforstung; fett= Zuwachswert mDF > Zuwachswert oDF

Nach GADOW (2003) und BACHMANN (2003) wird der Durchmesserzuwachs der verbleibenden Bäume nach einer Durchforstung umso stärker und umso dauerhafter angeregt, je stärker der Eingriff in den Bestand ist. Dementsprechend sollte der gewünschte Zuwachseffekt am deutlichsten in den Simulationen hervortreten, in denen die Bestände besonders stark durchforstet werden. Zur grundsätzlichen Prüfung einer plausiblen Zuwachsreaktion wird daher eine Simulation zum Vergleich herangezogen, in der eine starke Grundflächenabsenkung durch einen einmaligen Durchforstungseingriff simuliert wird. Dazu wurde ein Borderline-Szenarium ausgewählt, bei dem ein bereits degradierter Sekundärwaldbestand im 1. Jahr nach der Holzernte eine weitere Reduktion der Grundfläche um rund 75% erfährt. Die mittlere Grundflächenhaltung in diesem Szenarium beträgt $19,6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

Die Bäume der Artengruppe 1 zeigen in den Durchmesserklassen bis einschließlich 40 cm BHD eine positive Reaktion auf den Durchforstungseingriff (siehe Tab. 80). Der Durchmesser liegt hier um 13-63% höher als in der Kontrollfläche. Am stärksten haben dabei die Bäume in der Durchmesserklasse von 10-20 cm BHD mit 63% Zuwachsgewinn auf die Freistellung reagiert. In der Artengruppe 2 hat sich der Eingriff positiv auf das Durchmesserwachstum der Bäume in den Durchmesserklassen bis 30 cm BHD ausgewirkt. Der Zugewinn im Durchmesserwachstum liegt hier zwischen 15% und 82% gegenüber der Kontrollfläche. Am stärksten reagieren wiederum die Bäume in der Durchmesserklasse von 10-20 cm mit 82% Durchmesserzuwachs auf die Freistellung. Durch die Durchforstungseingriffe in dieser Simulation wurde Artengruppe 3 extrem in ihrer Dominanz gefördert. In den durchforsteten Flächen nimmt sie im Schnitt einen Anteil von knapp 40% an der Bestandesgrundfläche ein. Dadurch finden sich auch Pionierbaumarten in der Durchmesserklasse von 20-30 cm BHD, die in der undurchforsteten Fläche nicht besetzt ist. Ansonsten ist ein Durchmesserzuwachs in dieser Artengruppe nur bei den Bäumen unter 10 cm BHD zu verzeichnen. Dieser liegt knapp 7% über dem Vergleichswert der Kontrollfläche. Das Zuwachsverhalten der Artengruppe 4 wird im Rahmen der Validierung nicht untersucht, da zu den schattentoleranten Baumarten der Unterschicht keine Vergleichswerte aus der Literatur vorliegen.

Die von FOX und CHAI (1982) sowie CHAI (1984) dokumentierten Durchforstungsversuche (s.o.) umfassen Versuchsflächen, die ebenfalls starken Durchforstungseingriffen unterzogen wurden. Die Ergebnisse der Feldversuche weisen dabei ähnliche Zuwachssteigerungen im Durchmesserzuwachs der Bäume auf, wie in der hier vorgestellten Simulation. Dies trifft auch auf den Vergleich mit den Versuchsergebnissen von WEIDELT (1986) und WOELL (1988) zu. Damit bildet das Durchforstungsmodell von FORMIX 3-Q die Reaktion der Bäume im Durchmesserzuwachs infolge einer Freistellung sowohl in der Größenordnung als auch nach der Klassenzugehörigkeit biologisch plausibel ab.

Zur Absicherung der Validierung werden noch weitere Simulationen der verschiedenen Kombinationen von Bewirtschaftungsszenarien und Ausgangslagen untersucht. Dazu werden jeweils die Simulationen ausgewählt, die im Fall eines einmaligen, systematischen Durchforstungseingriffes den höchsten Ertrag geliefert haben (vgl. Tab. 70).

Zunächst wird das Szenarium "SWBL40" mit einer schwachen Durchforstung im Jahr 15 nach der Holzernte simuliert, in dem bei der Untersuchung der systematischen Durchforstung

der höchste absolute Ertrag erzielt wurde. Die Bäume der Artengruppe 1 reagieren in den unteren Durchmesserklassen auf die Durchforstung mit einem um rund 10% gesteigerten Durchmesserwachstum (siehe Tab. 81). In der Durchmesserklasse von 30-40 cm BHD beträgt der Zuwachsgewinn rund 25%. In der Durchmesserklasse von 20-30 cm BHD erfolgt keine Zuwachssteigerung. Die Bäume der Artengruppe 2 weisen in der Durchmesserklasse < 10 cm BHD einen ebenfalls knapp 10%-igen Zuwachsgewinn in der durchforsteten Fläche auf. Auch in der Durchmesserklasse von 10-20 cm BHD ist noch ein leicht höherer Zuwachs von 3% zu verzeichnen. In den weiteren Durchmesserklassen ist kein Zuwachsgewinn mehr zu beobachten. In der Artengruppe 3 reagieren nur die Bäume der Durchmesserklasse < 10 cm BHD mit erhöhtem Wachstum auf die Durchforstung. Hier liegt der Zuwachsgewinn bei knapp 15%.

Tab. 81: *Durchschnittlicher jährlicher Durchmesserzuwachs (BHD) der verschiedenen Artengruppen in den Durchmesserklassen bis 60 cm, resultierend aus einer Simulation eines nach dem **Borderline-Szenarium** bewirtschafteten **Sekundärwaldbestandes** ohne und mit simulierter Durchforstung im Jahr N+15 (dabei Grundflächenabsenkung von 20%; N=Jahr der Ernte).*

BHD-Klasse [cm]	Artengruppe 1		Artengruppe 2		Artengruppe 3	
	oDF	mDF	oDF	mDF	oDF	mDF
Durchmesserzuwachs [cm a ⁻¹]						
< 10	0,1248	0,1349	0,0833	0,0945	0,1808	0,2050
10-20	0,1555	0,1680	0,1637	0,1688	0,6428	0,5251
20-30	0,2762	0,2684	0,4640	0,3839	0	0
30-40	0,2308	0,2920	0,3704	0,3309	0	0
40-50	0,4421	0,3681	0,1220	0,1182	0	0
50-60	0,3977	0,3607	0	0	0	0

oDF=ohne Durchforstung; mDF=mit Durchforstung; fett= Zuwachswert mDF > Zuwachswert oDF

Tab. 82: *Durchschnittlicher jährlicher Durchmesserzuwachs (BHD) der verschiedenen Artengruppen in den Durchmesserklassen bis 60 cm, resultierend aus einer Simulation eines nach dem **Borderline-Szenarium** bewirtschafteten **Sekundärwaldbestandes** ohne und mit simulierter Durchforstung im Jahr N+15 (dabei Grundflächenabsenkung von 35%; N=Jahr der Ernte).*

BHD-Klasse [cm]	Artengruppe 1		Artengruppe 2		Artengruppe 3	
	oDF	mDF	oDF	mDF	oDF	mDF
Durchmesserzuwachs [cm a ⁻¹]						
< 10	0,1248	0,1334	0,0833	0,1425	0,1808	0,2324
10-20	0,1555	0,1816	0,1637	0,1784	0,6428	0,5427
20-30	0,2762	0,3134	0,4640	0,3947	0	0,0215
30-40	0,2308	0,2640	0,3704	0,2638	0	0
40-50	0,4421	0,4122	0,1182	0,0868	0	0
50-60	0,3977	0,3084	0	0	0	0

oDF=ohne Durchforstung; mDF=Mit Durchforstung; fett= Zuwachswert mDF > Zuwachswert oDF

Das Szenarium "SWBL40" dient auch als Ausgangspunkt einer weiteren Simulation mit einem stärkeren Durchforstungseingriff (Grundflächenabsenkung von 35%; mittlere Grundflächenhaltung 25,7 m² ha⁻¹) im Jahr 15 nach der Holzernte (siehe Tab. 82). Bei dieser Eingriffsstärke sind die Zuwachsreaktionen deutlich ausgeprägt. Bis zur Durchmesserklasse von einschließlich 40 cm BHD zeigen die Bäume der Artengruppe 1 eine positive Reaktion auf den Durchforstungseingriff. Der Zuwachsgewinn beträgt 7-17% gegenüber der Kontrollfläche. Den höchsten Zuwachsgewinn zeigen die Bäume in der Durchmesserklasse von 10-20 cm BHD. Die Bäume der Artengruppe 2 in den unteren Durchmesserklassen bis einschließlich 20 cm BHD profitieren am stärksten von der Freistellung. Bis zu einem BHD von 10 cm weisen sie einen Zuwachsgewinn von rund 70% auf. Die Artengruppe 3 profitiert besonders von der Durchforstung und taucht sogar in der Durchmesserklasse von 20-30 cm BHD auf, die sie in der Kontrollfläche nicht besetzt.

Tab. 83: Durchschnittlicher jährlicher Durchmesserzuwachs (BHD) der verschiedenen Artengruppen in den Durchmesserklassen bis 60 cm, resultierend aus einer Simulation eines nach dem **Textbook-Szenarium** bewirtschafteten **Sekundärwaldbestandes** ohne und mit simulierter Durchforstung im Jahr N+25 (dabei Grundflächenabsenkung von 20%; N=Jahr der Ernte).

BHD-Klasse [cm]	Artengruppe 1		Artengruppe 2		Artengruppe 3	
	oDF	mDF	oDF	mDF	oDF	mDF
Durchmesserzuwachs [cm a ⁻¹]						
< 10	0,1167	0,1176	0,0801	0,0898	0,1861	0,1967
10-20	0,1608	0,1622	0,1727	0,1686	0,6998	0,4144
20-30	0,3240	0,2571	0,4266	0,3214	0	0,0431
30-40	0,2561	0,2252	0,4326	0,3188	0	0
40-50	0,4038	0,3351	0,1891	0,1632	0	0
50-60	0,3461	0,308	0	0	0	0

oDF=ohne Durchforstung; mDF=Mit Durchforstung; fett= Zuwachswert mDF > Zuwachswert oDF

Tab. 84: Durchschnittlicher jährlicher Durchmesserzuwachs (BHD) der verschiedenen Artengruppen in den Durchmesserklassen bis 60 cm BHD, resultierend aus einer Simulation eines nach dem **Textbook-Szenarium** bewirtschafteten ursprünglichen **Primärwaldbestandes** ohne und mit simulierter Durchforstung im Jahr N+30 (dabei Grundflächenabsenkung von 10%; N=Jahr der Ernte).

BHD-Klasse [cm]	Artengruppe 1		Artengruppe 2		Artengruppe 3	
	oDF	mDF	oDF	mDF	oDF	mDF
Durchmesserzuwachs [cm a ⁻¹]						
< 10	0,0896	0,0816	0,0701	0,0697	0,4819	0,5110
10-20	0,2266	0,2367	0,1457	0,1580	0,3374	0,3679
20-30	0,2312	0,2428	0,3733	0,1437	0	0
30-40	0,3967	0,3123	0,4304	0,3005	0	0
40-50	0,4514	0,4198	0,4785	0,3035	0	0
50-60	0,3562	0,2808	0,3069	0,2314	0	0

oDF=ohne Durchforstung; mDF=Mit Durchforstung; fett= Zuwachswert mDF > Zuwachswert oDF

In Tab. 83, Tab. 84 und Tab. 85 werden die Ergebnisse von drei weiteren Durchforstungssimulationen dargestellt. Gemeinsames Charakteristikum dieser Simulationen ist die vergleichsweise schwache Eingriffsintensität (10-20% Grundflächenabsenkung). In keiner dieser Simulationen zeigen Bäume mit einem BHD > 30 cm eine positive Reaktion im Durchmesserwachstum auf die Durchforstung. Insgesamt fallen die Zuwachsmuster, obwohl feststellbar, in diesen Simulationen recht schwach aus.

WEIDELT (1986) konnte in seinen Untersuchungen nachweisen, dass die durchforstungsbedingten Unterschiede im Durchmesserwachstum der Dipterocarpaceen in bestimmten Durchmesserklassen statistisch signifikant sind. FORMIX 3-Q gibt die Wuchsdaten summarisch für bestimmte Teilkollektive (z.B. je Artengruppe oder Bestandessschicht) an und verfügt nicht über statistische Subroutinen zur Bewertung etwaiger Unterschiede. Um die Wuchsunterschiede dennoch statistisch bewerten zu können, wird das Gesamtkollektiv aller Bäume als Grundlage weiterer Berechnungen herangezogen. Dazu wird auf das Konzept des Grundflächenmittelstammes zurückgegriffen (vgl. KRAMER und AKÇA, 2008).

Tab. 85: *Durchschnittlicher jährlicher Durchmesserzuwachs (BHD) der verschiedenen Artengruppen in den Durchmesserklassen bis 60 cm BHD, resultierend aus einer Simulation eines nach dem **Borderline-Szenarium** bewirtschafteten ursprünglichen Primärwaldbestandes ohne und mit simulierter Durchforstung im Jahr N+25 (dabei Grundflächenabsenkung von 20%; N=Jahr der Ernte).*

BHD-Klasse [cm]	Artengruppe 1		Artengruppe 2		Artengruppe 3	
	oDF	mDF	oDF	mDF	oDF	mDF
	Durchmesserzuwachs [cm a⁻¹]					
< 10	0,0917	0,0826	0,0685	0,0703	0,5247	0,5523
10-20	0,2233	0,2345	0,1493	0,1662	0,3139	0,3942
20-30	0,2542	0,2396	0,3254	0,1875	0	0
30-40	0,4336	0,3317	0,3279	0,3101	0	0
40-50	0,4420	0,3961	0,5865	0,5182	0	0
50-60	0,4009	0,3379	0,3458	0,2927	0	0

oDF=ohne Durchforstung; mDF=Mit Durchforstung; fett= Zuwachswert mDF > Zuwachswert oDF

Der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes wird für das Szenarium "SWBL40" jeweils pro 10 cm-Durchmesserklasse für durchforstete und undurchforstete Bestände berechnet und verglichen. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sowie die Kennwerte der statistischen Verfahren (KS-Test und U-Test) finden sich in Tab. 86. Zum Vergleich mit dem Zuwachsverhalten der Dipterocarpaceen aus anderen Untersuchungen beschränkt sich die Analyse dabei auf die Artengruppe 1. Zum Zwecke der Validierung stellen die in der Tabelle aufgeführten Durchmesserwerte pro Durchmesserklasse den Mittelwert aus jeweils 100 Erntezyklen mit je 40 Jahren über eine Simulationslaufzeit von 4.000 Jahren dar.

Tab. 86: Vergleich der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (d_g) der Artengruppe 1 in undurchforsteten Flächen und durchforsteten **Sekundärwaldbeständen**, nach einer simulierten Bewirtschaftung im **Borderline-Szenarium**. Die simulierte Durchforstung erfolgt im Jahr $N+15$ (dabei Grundflächenabsenkung von 20%; N =Jahr der Ernte).

BHD [cm]	mittlerer d_g [cm]			p-value	
	Kontrolle	durchforstet	Differenz	KS-Test ¹	U-Test ²
10-20	12,09	12,07	- 0,018910	0,312418	0,776234
20-30	25,13	25,59	+ 0,459099	0,0147674 *	0,00365924*
30-40	33,77	34,19	+ 0,416529	0,00614965*	0,0277283 *
40-50	45,02	45,09	+ 0,067089	0,467768	0,942032
50-60	54,83	54,76	- 0,073545	0,260367	0,970116
> 60	71,34	71,06	- 0,281930	0,610896	0,586289

1: statistischer Test nach KOLMOGOROV und SMIRNOV

2: statistischer Test nach MANN-WHITNEY (WILCOXON)

* statistisch signifikanter Unterschied für $p < 0,05$

Die anhand der Simulation ermittelte Differenz im Durchmesserzuwachs aus Tab. 86 ist in Abb. 77 noch einmal graphisch festgehalten. Der Zuwachsgewinn im Durchmesserzuwachs konzentriert sich im Wesentlichen auf die Durchmesserklassen 20–30 cm BHD sowie 30–40 cm BHD. Für diese beiden Durchmesserklassen weisen auch die angewandten statistischen Verfahren den Wuchsunterschied als signifikant ($p < 0,05$) aus. Im Gegensatz zu diesen Ergebnissen konnte WEIDELT (1986) einen statistisch signifikanten Wuchsunterschiede nur in den Durchmesserbereichen bis BHD=30 cm feststellen. Nahezu identisch ist jedoch das Muster des Durchmesserzuwachses im Vergleich mit dem Muster, welches sich aus den Daten von FOX und CHAI (1982) ergibt (vgl. Abb. 51).

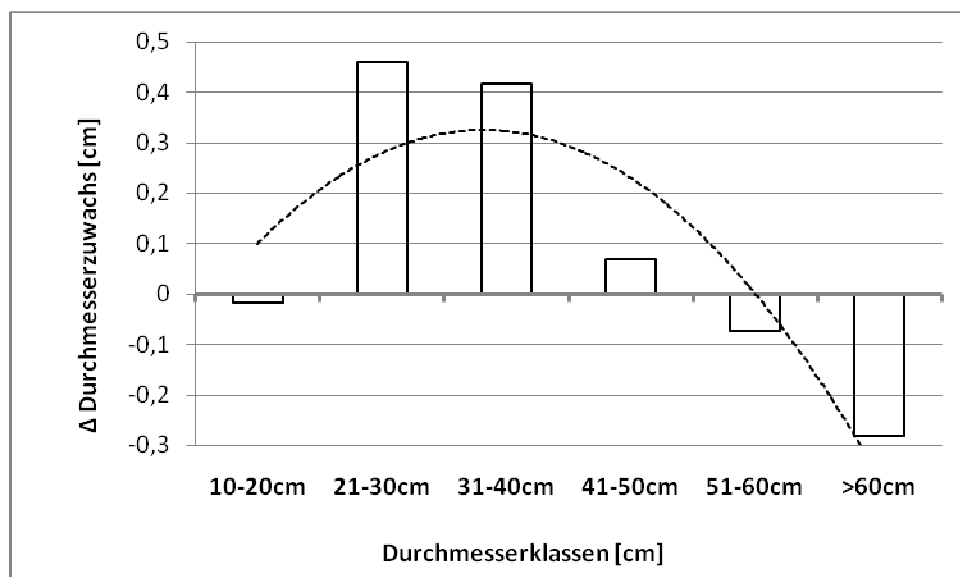


Abb. 77: Differenz des Durchmessers (in cm) des Grundflächenmittelstammes in den verschiedenen Durchmesserklassen in der Simulation einer schwachen Durchforstung im Szenarium "SWBL40" im Vergleich zur undurchforsteten Kontrollfläche (dargestellt für Artengruppe 1). Die gestrichelte Trendlinie dient der Visualisierung des Zuwachsmusters.

4.3.4.3 Einfluss der Durchforstung auf den Ernteertrag

In der Literatur finden sich zwar Hinweise auf die durch Durchforstungen im südostasiatischen tropischen Feuchtwald möglichen Zuwachssteigerungen, jedoch kaum konkrete Hinweise auf mögliche Ertragssteigerungen. Dies kann daran liegen, dass die Zuwachsergebnisse aus den Durchforstungsversuchen nie einer entsprechenden weiteren Analyse unterzogen wurden und kaum praktischen Erfahrungen zu diesem Thema vorliegen. Während BRUENIG (1996) im Zusammenhang mit den Durchforstungen lediglich eine mittlere Ertragssteigerung von maximal 20% erwartet, versprechen sich REDHARARI et al. (2002) von den Durchforstungen in den degradierten Dipterocarpaceenwälder in Ost-Kalimantan eine Ertragssteigerung von rund 200%, um damit die Kosten der Maßnahme rechtfertigen zu können.

In Tab. 87 sind die maximalen Steigerungen des Volumenertrags aller im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Durchforstungssimulationen systematisch zusammengefasst. In den insgesamt 400 verschiedenen Durchforstungsszenarien kann in 32 Fällen (= 8%) eine Steigerung des Ertrags gegenüber der undurchforsteten Kontrolle erzielt werden. Dabei sind unter Beibehaltung der jeweiligen Artengruppenanteile an der Bestandesgrundfläche maximale Ertragsteigerungen bis zu 10% realisierbar. Durch eine gezielte Förderung der kommerziellen Baumarten konnte in entsprechenden Simulationen eine Ertragssteigerung bis zu 20% erzielt werden, was jedoch negative ökologische Auswirkungen haben kann. Damit liegen die Ertragswerte in den Simulationen mit Zuwachsgewinn im Rahmen des von BRUENIG (1996) formulierten Erwartungshorizonts. Eine Aussage zur Veränderung der Wertleistung infolge einer Durchforstungen ist mit FORMIX 3-Q in der derzeitigen Version nicht möglich.

Tab. 87: Maximaler simulierter Ertragsgewinn bei der Holzernte in den verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien und Durchforstungsvarianten.

Durchforstung	$\Delta V [m^3 ha^{-1}]$			
	"Primärwaldbestand"		"Sekundärwaldbestand"	
	Textbook	Borderline	Textbook	Borderline
Einmalig	-	-	5,3 (8,2%)	-
Periodisch 5a	-	4,0 (4,2%)	3,0 (4,7%)	3,9 (4,9%)
Periodisch 10a	-	6,0 (6,3%)	2,4 (3,7%)	0,4 (0,5%)
Situativ	-	9,8 (10,3%)	-	-

Basierend auf den Ertragswerten aus Tab. 70, Tab. 71, Tab. 72 und Tab. 77

- = kein Ertragsgewinn

4.3.4.4 Einfluss der Durchforstung auf den Nutzungszyklus

Die Aussicht, den periodischen Nutzungszyklus infolge des gesteigerten Zuwachses absenken zu können, wird von einigen Autoren (z.B. WEIDELT, 1986; HAHN-SCHILLING et al., 2000) als einer der Vorteile der Durchforstung im polyzyklisch genutzten Dipterocarpaceenwald angeführt. Zur Validierung des Durchforstungsmodells wird diese Aussage anhand entsprechender Simulationen mit FORMIX 3-Q für das Szenarium mit dem

höchsten simulierten Ertragsgewinn von rund 10% (situative Durchforstung im Primärwaldbestand nach dem Borderline-Szenarium, siehe Tab. 87) überprüft.

Der Nutzungszyklus sollte sich bei einer durchforstungsbedingten Ertragssteigerung von rund 10% bei einer 40-jährigen Umlaufzeit um etwa 5 Jahre verringern lassen, ohne dass es dadurch zu Ertragseinbußen kommt. Dazu werden die Erträge aus Durchforstungssimulationen mit sukzessiv verkürzten Umlaufzeiten mit dem Ertrag der undurchforsteten Kontrollfläche mit 40-jähriger Umlaufzeit verglichen. Die Durchforstungszeitpunkte sind so gewählt, dass das kommerzielle Bestandesvolumen im Bereich des potentiellen maximalen Zuwachses von $220 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ oszilliert und dem Bestand nach dem letzten Durchforstungseingriff ein Zeitraum von mindestens 10 Jahren bis zum nächsten Ernteeingriff gewährt wird. Der im vorherigen Abschnitt simulierte maximale Ertrag von $105 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$, der im 40-jährigen Nutzungszyklus über einen Simulationszeitraum von 400 Jahren im Schnitt pro Ernte erzielt wird, stellt dabei den Vergleichswert dar.

Tab. 88: Kommerzieller Zuwachs und Ertrag eines nach dem Borderline-Szenarium periodisch genutzten ursprünglichen Primärwaldbestandes bei identischer mittlerer Volumenhaltung und wechselnden Umlaufzeiten.

Umlaufzeit	Volumenhaltung	Durchf.	Ertrag pro Eingriff	Ernten in 400J	Summe 400J	Zuwachs
[a]	$[\text{m}^3\text{ha}^{-1}]$		$[\text{m}^3\text{ha}^{-1}]$	[N]	$[\text{m}^3\text{ha}^{-1}]$	$[\text{m}^3\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}]$
Simulierte Kontrollfläche						
40	246	keine	95,2	11	1046,8	2,9
Simulierte Versuchsreihe						
40	220	N+15, N+25	105,0	11	1155,1	4,4
35	220	N+10, N+20	96,8	12	1239,1	3,7
30	220	N+10, N+20	84,4	14	1259,8	3,8
25	220	N+15	68,5	17	1201,5	3,8
20	220	keine	59,7	21	1290,5	4,2

Durchf. = Durchforstung

Mit zunehmender Verkürzung der Umlaufzeit sinkt ebenfalls die pro Ernte anfallende Holzmenge (siehe Tab. 88). Bei einer Verkürzung der Umlaufzeit auf 35 Jahre entspricht der mittlere Holzernteertrag in etwa dem Wert der undurchforsteten Kontrollfläche. Dies unterstützt die Aussagen der Autoren (loc.cit.), die eine Reduktion der Umlaufzeit durch die Durchforstung ohne Ertragseinbußen grundsätzlich für möglich halten. Da sich zudem die Gesamtzahl der Ernteeingriffe pro Simulationslauf bei einer Verkürzung der Umlaufzeit erhöht, liegt die Gesamterntemenge über den gesamten Simulationszeitraum von 400 Jahren bei einer 35-jährigen Umlaufzeit mit Durchforstung sogar um knapp 20% höher als im Falle der Nutzung in einem 40-jährigen Zyklus ohne Durchforstung. Selbst bei einer Halbierung der ursprünglichen Umlaufzeit auf 20 Jahre (bei dem keine Durchforstungen mehr durchgeführt werden müssen, um den Bestand im Bereich des Zielvolumen von $220 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ zu halten) liegt

die Gesamternte über 400 Jahre mit $1290,5 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ deutlich über dem Gesamtertrag der Nullfläche mit insgesamt $1046,8 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$. Pro Ernteeingriff fällt der mittlere Ertrag jedoch um rund 40% geringer aus, liegt aber mit $59,7 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ noch immer oberhalb des ökonomisch tragfähigen Mindesteinschlags. Damit lässt sich folgende Tendenz zusammenfassen: bei einer sukzessiven Verkürzung der Umlaufzeit von 40 Jahre auf 20 Jahre nimmt der mittlere Ertrag pro Ernteeingriff linear ab ($r^2=0,99$). Gleichzeitig steigt jedoch der Gesamtertrag über den Simulationszeitraum von 400 Jahren linear an ($r^2=0,49$).

Eine vereinfachte Nachhaltigkeitsbewertung der in dieser Arbeit simulierten Bewirtschaftungsszenarien wurde bereits durch DITZER et al. (2000) sowie GLAUNER et al. (2003) erfolgreich durchgeführt. Allerdings bezog sich diese Überprüfung nur auf Szenarien mit einer 40-jährigen Umlaufzeit. Wird diese verändert, ist entsprechend eine Neubewertung erforderlich. Da eine sozio-ökonomische Bewertung nicht Gegenstand dieser Arbeit ist und dementsprechend keine Daten dazu vorliegen, erfolgt lediglich eine ökologische Einschätzung der Umlaufzeitverkürzung anhand der Dynamik der Artengruppendominanz.

Tab. 89: *Mittlere Grundflächenanteile der verschiedenen Artengruppen am Gesamtbestand eines nach dem Borderline-Szenarium periodisch genutzten ursprünglichen Primärwaldbestandes in der Deramakot Forstreserve bei identischer mittlerer Volumenhaltung und wechselnden Umlaufzeiten über einen Simulationszeitraum von 4.000 Jahren.*

Umlaufzeit [a]	Mittlere Grundfläche [$\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$]			Gesamtbestand
	Artengruppe 1	Artengruppe 2	Artengruppe 3	
40	19,2 (88%)	2,4 (11%)	0,2 (1%)	21,8
35	19,0 (88%)	2,4 (11%)	0,2 (1%)	21,7
30	16,2 (77%)	4,2 (20%)	0,6 (3%)	21,1
25	17,2 (80%)	4,1 (19%)	0,2 (1%)	21,5
20	15,5 (66%)	8,1 (34%)	0,1 (0,4%)	23,7

Hinweis: bei der Ermittlung der Werte wurden die ersten 200 Jahre der Simulation ausgeklammert, um etwaige Domestizierungseffekte auszuschließen.

Die durchschnittliche Dominanz der verschiedenen Artengruppen über einen Simulationszeitraum von 4.000 Jahren ist in den Szenarien mit 40-jähriger und 35-jähriger Umlaufzeit nahezu identisch. Eine Verkürzung der Umlaufzeit um 5 Jahre hat demnach keine großen Auswirkungen auf die langfristige Artengruppenzusammensetzung. Eine Verkürzung auf eine 30-jährige Umlaufzeit offenbart jedoch deutliche Veränderungen in den Grundflächenanteilen der Artengruppen. So nimmt der Anteil der Artengruppe 1 um nahezu 10% ab, während sich der Anteil der Artengruppe 2 nahezu verdoppelt. Der Anteil der Artengruppe 3 ist zwar absolut recht gering, steigt aber um den Faktor 3. Ähnlich verhält sich die Artengruppenzusammensetzung auch bei einer 25-jährigen Umlaufzeit. Bei einer Halbierung der ursprünglichen Umlaufzeit auf 20 Jahre nimmt der Anteil der Artengruppe 1 um fast ein Drittel zugunsten der Artengruppe 2 ab, während die Anteile der Artengruppe 3 nahezu unverändert bleiben. Aufgrund ihrer geringen Dominanz wird Artengruppe 4 aus dieser Betrachtung ausgeklammert.

Auch in der zeitlichen Entwicklung der Artengruppenzusammensetzung treten in den Grundflächenanteilen der drei Artengruppen im Laufe der Simulation recht große Amplituden auf. So schwankt beispielsweise der Grundflächenanteil der Artengruppe 1 bei einer Umlaufzeit von 30 Jahren mit zwei Durchforstungen (N+10, N+20) zwischen 50% und 96%. Ähnlich extrem verhält die Amplitude der Grundflächenanteile der Artengruppe 2, die zwischen 4% und 40% schwankt. Selbst die Grundflächenanteile der Artengruppe 3 unterliegen starken Schwankungen. In einigen Phasen der Simulation ist diese Artengruppe im Baumbestand ($BHD \geq 10$ cm) gar nicht vertreten, in anderen Phasen wiederum steigen ihre Grundflächenanteile auf bis zu 16%.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass es mit abnehmender Umlaufzeit zu verstärkten Veränderungen der ursprünglichen Artengruppenanteile kommt. Die Dominanzwerte der lichtbedürftigen Pionierbaumarten (Artengruppe 3) reichen dabei phasenweise bis an die Werte der schattentoleranten Baumarten der Oberen Kronenschicht (Artengruppe 2) heran, die wiederum phasenweise die Dominanzwerte der Vorherrschenden Baumarten (Artengruppe 1) erreichen. Damit gehen diese Veränderungen über das Maß hinaus, welches im Rahmen einer Domestizierung noch tolerierbar wäre. Während die Schwankungen bei einer Reduktion der Umlaufzeit um lediglich 5 Jahre noch recht gering ausfallen, erfüllen die Simulationen mit einer weiteren Reduktionen der Umlaufzeit schon nicht mehr den vereinfachten Anforderungen an eine ökologisch nachhaltige Waldbewirtschaftung (vgl. DITZER, 1999; GLAUNER et al., 2003). Die Ergebnisse in dieser Arbeit weisen Parallelen zu den Berechnungen von ISMAIL (2007) auf, der für den Dipterocarpaceenwald in West-Malaysia einen optimalen ökologischen Nutzungszyklus von 40 Jahren sowie einen optimalen ökonomischen Nutzungszyklus von 25-30 Jahren ermittelt hat (jeweils ohne Durchforstung).

4.3.4.5 Zusammenfassende Bewertung

Stimmen Realsystem und Modell in den untersuchten Parameter weitgehend überein, kann man daraus schließen, dass das Modell die relevanten Aspekte der Wirklichkeit korrekt wiedergibt. Damit gilt ein Modell als erfolgreich validiert. Im Falle des Durchforstungsmodells von FORMIX 3-Q wurden die vom Modell generierten Zuwachswerte und Muster folgender Parameter als Validitätsmaße verwendet, um sie mit bekannten Daten und Mustern aus Felduntersuchungen zu vergleichen:

- Quantitative Unterschiede im Volumenzuwachs;
- Muster im Volumenzuwachs;
- Quantitative Unterschiede im Durchmesserzuwachs;
- Muster des Durchmesserzuwachs;
- Quantitative Unterschiede im Ernteertrag;
- Änderungen der Artengruppenanteile bei veränderten Nutzungszyklen.

In allen Fällen bewegen sich die vom Durchforstungsmodell in FORMIX 3-Q generierten Ergebnisse bei numerischem Vergleich im Rahmen der Werte, die in der Literatur zitiert werden. Auch die aus den Werten resultierenden räumlichen (z.B. im Durchmesserzuwachs) und zeitlichen Muster (z.B. des laufenden Zuwachses) entsprechen grundsätzlich den aus der

Literatur abgeleiteten Mustern. Lediglich die simulierten Ertragswerte können aufgrund der unzureichenden Informationen aus der Praxis nicht eindeutig bewertet werden.

Auch wenn die zur Validierung herangezogenen Vergleichswerte aus der Literatur für die einzelnen Parameter nur auf einer relativ geringen Anzahl von Untersuchungen basieren, kann aus der Summe der Übereinstimmungen der verschiedenen Parameter darauf geschlossen werden, dass eine besonders gute Übereinstimmung zwischen Modell und Realität erzielt worden ist. Da es insgesamt keine gravierenden Diskrepanzen zwischen den prognostizierten und den tatsächlichen Mustern gibt, kann das vorgeschlagene Durchforstungsmodell als erfolgreich validiert angesehen werden.

4.3.5 Optionen zur Dynamisierung durch ein Durchforstungsmodell

Die Literaturanalyse hat deutlich gemacht, dass ein Durchforstungsmodell in einem Waldwachstumsmodell zum Zwecke der waldbaulichen Entscheidungsfindung und der Ertragsprognose unverzichtbar ist. Aufgrund dieser Erkenntnis haben bereits viele der in der borealen und gemäßigten Zone in der Praxis angewandten Waldwachstumsmodelle ein entsprechendes Teilmodell implementiert (vgl. SÖDERBERGH und LEDERMANN, 2003).

Trotz erfolgreicher Validierung des Durchforstungsmodells in FORMIX 3-Q sollte eine Weiterentwicklung erfolgen, die sowohl die technische Genauigkeit des Modells als auch seine Bedienbarkeit für die Anwendung in der Praxis weiter verbessert.

Optionen zur Verbesserung der Bedienerfreundlichkeit:

- Frei wählbare Durchforstungsparameter (Stammzahl, Grundfläche, Volumen);
- Freie Wahl bei der Festlegung des ausscheidenden oder verbleibenden Bestandes.

Diese Vorschläge sollten möglichst kurzfristig umgesetzt werden, um dem Nutzer die aufwändigen Umrechnungen zwischen den gängigen Bestandesparametern (Stammzahl, Grundfläche, Volumen) zu ersparen.

Optionen zur technischen Verbesserung des Durchforstungsmodells:

- Kriterien zum Aussetzen einer Durchforstung innerhalb eines Nutzungszyklus;
- Flexible Festlegung der Durchforstungsparameter für jeden Eingriff innerhalb eines Nutzungszyklus;
- Einführung eines Bestandesschadensprozentes für Durchforstungen;
- Differenzierung ökonomisch relevanter Baumarten von ökonomisch weniger relevanten Baumarten innerhalb einer Artengruppe zur gezielteren Auswahl des zu entnehmenden Kollektivs.

Die bisher innerhalb eines Simulationslaufes durchgeführte Durchforstung in *jedem* Nutzungszyklus ist nicht immer sinnvoll. Anhand frei definierbarer Grenzkriterien könnte festgelegt werden, unter welchen Bedingungen eine Durchforstung innerhalb eines Nutzungszyklus stattfinden oder ausgesetzt werden sollte. Zudem sollten sich die Durchforstungsparameter innerhalb eines Zyklus verändern lassen, um situative Durchforstungen zielgerichteter durchführen zu können. Auch die derzeit praktizierte

schadensfreie Entnahme der Bäume im Rahmen einer Durchforstung entspricht nur in Ausnahmefällen den realen Gegebenheiten. Ein frei wählbares Schadensprozent (vergleichbar zum Holzerntemodul) könnte auch hier die Simulationsgenauigkeit weiter verbessern.

Mittelfristig sollte dem Nutzer die Möglichkeit gegeben werden, Art und Stärke der Durchforstung in einem qualitativ beschreibenden Menü zur Auswahl anzubieten. Die stratifizierte Form der Parametereingabe sollte aber alternativ für wissenschaftliche Untersuchungen erhalten bleiben. Bei qualitativen Durchforstungsanweisungen könnte die Dichtereduktion im Modell beispielsweise anhand entsprechender Stammzahl-Leitkurven bzw. dem Gesetz von DE LIOCOURT (vgl. VANCLAY, 1994) oder den Vorgaben zur gesetzlich vorgeschriebenen Mindestbestockung erfolgen, welche in der Parametrisierung des Modells hinterlegt werden könnten.

5 DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Den Ausgangspunkt für die Untersuchungen zur Dynamisierung eines prozessorientierten Waldwachstumsmodells bildet das von DITZER (1999) entwickelte Modell FORMIX 3-Q zur Beschreibung des Wachstums tropischer Feuchtwälder.

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse für die drei untersuchten Teilbereiche 'Verjüngungsprozesse', 'standortsensitives Wachstum' und 'Wachstumsprozesse infolge waldbaulicher Interventionen' im tropischen Feuchtwald in Hinblick auf die aufgestellten Arbeitshypothesen zusammenfassend diskutiert, kritisch bewertet und den Ergebnissen aus umfangreichen Literaturstudien gegenübergestellt. Hieraus werden Empfehlungen zu weiterführenden Untersuchungen abgeleitet. Abschließend werden die Vorteile eines Einsatzes dynamisierter prozessorientierter Waldwachstumsmodelle im forstlichen Planungsprozess zur nachhaltigen Bewirtschaftung tropischer Feuchtwälder begründet.

5.1 Modellhafte Abbildung der Verjüngungsprozesse

Die Überprüfung des in FORMIX 3-Q implementierten Verjüngungsmodells geht auf die Empfehlungen von DITZER (1999) zurück, weitergehende Untersuchungen zu den Parametern zeitlicher und räumlicher Muster in den Verjüngungsprozessen des tropischen Feuchtwaldes durchzuführen. Aus der Entwicklungshistorie der FORMIX-Modelle leitet sich zudem die Fragestellung ab, welcher Komplexitätsgrad des Verjüngungsmodells am besten für den Modelleinsatz im Rahmen der forstbetrieblichen Planung im tropischen Feuchtwald geeignet ist, nachdem im Verlauf der Modellentwicklung bereits verschiedene Ansätze getestet wurden. In der vorliegenden Version von FORMIX 3-Q wird die Verjüngung nach der "CONSTANT Methode" (DITZER, 1999; HUTH und KÖHLER, 2003) über eine statische, musterunabhängige Einwuchsrate rekrutiert, die anhand des Baumbestandes kalibriert wird. Dieses Verfahren ermöglicht zwar eine biologisch plausible Abbildung der mittleren Verjüngungsdichten, erlaubt jedoch nicht, den Einfluss zeitlicher und räumlicher Faktoren sowie potentieller Störungen in den Prozessabläufen (z.B. Waldfragmentierung, Kalamitäten oder Klimaveränderungen) zu berücksichtigen (vgl. KAMMESHEIDT et al., 2002; KÖHLER und HUTH, 2007).

Modellierungsansatz

Arbeitshypothese 1 beinhaltet die vorläufige Festlegung auf das Einwuchsmodell als die konzeptionell am besten geeignete Form zur Abbildung der Verjüngungsdynamik in einem Waldwachstumsmodell, dessen Einsatz als Hilfsmittel zur Unterstützung von waldbaulichen und ertragskundlichen Entscheidungsprozessen ("*Decision Support System*") in der forstbetrieblichen Planung im tropischen Feuchtwald vorgesehen ist. Diese Annahme basiert auf Empfehlungen von VANCLAY (1992b), LEDERMANN (2002) und MIINA et al. (2006), die Komplexität eines Verjüngungsmodells an der geplanten Anwendung des Waldwachstumsmodells zu orientieren. Hinter der Festlegung auf das Einwuchsmodell steht zudem die Annahme, dass für den Forstplaner weniger die funktionalen Zusammenhänge der Verjüngungsprozesse relevant sind, als vielmehr deren Ergebnis, welches sich in der Dichte

und Artenzusammensetzung der etablierten Pflanzen ausdrückt (vgl. GADOW, 2005; HERLING, 2005).

Darüber hinaus gibt es jedoch Bestrebungen, die Prozesse der Verjüngungsdynamik in ihrer Komplexität in einem Waldwachstumsmodell in einer höheren Auflösung zu simulieren, um damit die biologische Plausibilität der Modellabbildung weiter zu verbessern. So wurden bereits Algorithmen zur detaillierten Abbildung der Verjüngungsprozesse im Rahmen der Wachstumssimulation relativ artenarmer Wälder der temperierten und borealen Zonen entwickelt (vgl. KOSKELA, 2000; LEVY et al., 2000; SOLOMON und LEAK, 2002; BRUNNER, 2004; HERLING, 2005).

Erste Ansätze, die komplexen Verjüngungsprozesse in einem Waldwachstumsmodell für tropische Feuchtwälder abzubilden (z.B. in FORMIX 2 und SYMFOR), waren bisher nicht erfolgreich und scheiterten in erster Linie am lückenhaften Systemwissen zur Verjüngungsdynamik (vgl. BOSSEL und KRIEGER, 1994; SHEIL, 2001; ULFT, 2004; MIINA et al., 2006). Die genaue Ausprägung der Muster in den verschiedenen Entwicklungsphasen ist dabei genauso wenig geklärt wie die Art und Anzahl der musterprägenden Parameter (vgl. ITHO et al., 1997; NATHAN und CASAGRANDE, 2004; CARSON et al., 2008). Jüngere Untersuchungen kommen zu dem Schluss, dass die musterbildenden Prozesse im tropischen Feuchtwald noch weitaus komplexer sind als bisher vermutet. So entdeckten WIEGAND et al. (2009) vernetzte Muster in der Verjüngung ausgewählter Baumarten in einem tropischen Feuchtwald auf der Insel Barro Colorado (Panama) auf verschiedenen räumlichen Ebenen.

Die Muster in der Sämlingsausbreitung im tropischen Feuchtwald sind Gegenstand zahlreicher populationsökologischer Hypothesen und Theorien (vgl. JANZEN, 1970; CONNELL, 1971; HUBBEL, 1980; McCANNY, 1985). Trotz zahlreicher Untersuchungen konnte bisher keine dieser Theorien endgültig bestätigt oder widerlegt werden (vgl. OKUDA et al. 1997; CONDIT et al., 2005; STOLL und NEWBURY, 2005; MULLER-LANDAU et al., 2008; CARSON et al., 2008; RÜGER et al., 2009). Zur Klärung der musterprägenden Prozesse sind daher weitere Untersuchungen erforderlich, bevor sich diese in einem strukturtreuen mechanistischen Verjüngungsmodell vollständig abbilden lassen (vgl. WEBB und PEART, 2000; NATHAN und CASAGRANDE, 2004; KARIUKI, 2004; HARDESTY, 2007; JONES und MULLER-LANDAU, 2008).

Dies erlaubt die Schlussfolgerung, dass der in FORMIX 3-Q gewählte Ansatz eines Einwuchsmodells vor dem Hintergrund der avisierten Anwendung des Modells als grundsätzlich angemessen und praktikabel angesehen werden kann. Da es zu den bekannten Charakteristiken der Modellentwicklung gehört, Eigenschaften, die nicht unmittelbar der Zielsetzung dienen, bewusst wegzulassen (vgl. KASTENS und BÜNING, 2008), ist zudem anzuzweifeln, dass eine zeit- und kostenaufwändige Weiterentwicklung des Verjüngungsmodells für den geplanten Einsatzzweck zu einer wesentlichen Verbesserung der Prognosegenauigkeit führen würde (vgl. auch VANCLAY, 1992b). Aufgrund der in dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse zur Musterbildung der Verjüngung wird jedoch in Abweichung vom bisherigen Ansatz empfohlen, den Einwuchs in das Modell in dynamischer Weise zu simulieren, um so durch die Einbeziehung funktionaler Beziehungen einen

Kompromiss zwischen biologischer Plausibilität und Praktikabilität in der Abbildung der Prozesse zu erzielen.

Räumliche Muster

Arbeitshypothese 1 geht von einer funktionalen Beziehung zwischen dem Verjüngungsaufkommen und der Struktur des Baumbestandes mit einem BHD ≥ 10 cm aus, welche sich in entsprechenden Mustern manifestiert. Die Analyse der Inventurdaten aus der Deramakot Forstreserve hat die Existenz räumlicher Muster in der Verteilung der Verjüngung der Klimax- und Pionierbaumarten in Abhängigkeit von der Bestandesstruktur im Wesentlichen bestätigt. Dabei hat sich gezeigt, dass die Musterausprägung je nach Artengruppe unterschiedlich ausfallen kann. Zudem kann sich das Verteilungsmuster im Laufe der ontogenetischen Entwicklung der Pflanzen innerhalb einer Artengruppe verändern. Für jede Artengruppe und Einwuchsgrenze in das Modell ist daher das jeweils spezifische Muster zu berücksichtigen.

Die Auswertung der Inventurdaten hat zudem die aus der Literatur bekannten Angaben zu einer im Dipterocarpaceenwald unabhängig von zeitlichen und räumlichen Parametern konstant vorhandenen "Sämlingsbank" der Dipterocarpaceen (vgl. APPANAH und MANAF, 1994; LIU und ASHTON, 1999) bestätigt. Ein jährlich konstanter Einwuchs von Sämlingen kann demnach zur modellhaften Abbildung der Verjüngungsdynamik der Klimaxbaumarten im südostasiatischen Dipterocarpaceenwald als biologisch plausibel bewertet werden. Dies trifft jedoch nicht auf den derzeit in FORMIX 3-Q implementierten konstanten Einwuchs der Verjüngung im Lohdenstadium zu, da dieser entsprechend der Ergebnisse dieser Arbeit eine funktionale Beziehung zur Bestandesgrundfläche im Einklang mit der Arbeitshypothese aufweist. Die Inventurdaten untermauern zudem die Annahme einer ständig verfügbaren Samenbank der Pionierbaumarten (vgl. WHITMORE, 1993; RICHARDS, 1996; TURNER, 2001). Im Gegensatz zu den Klimaxbaumarten ist bei den Pionieren eine zufällige Verteilung der Verjüngung in allen Entwicklungsphasen der Verjüngung erkennbar. Dementsprechend kann die "CONSTANT-Methode" hier auf alle Einwuchsgrenzen angewandt werden.

Die in Deramakot entdeckten Verteilungsmuster weisen Ähnlichkeiten mit den in anderen tropischen Feuchtwäldern entdeckten Mustern auf (vgl. ROSE, 2000; RÜGER et al., 2009). Trotzdem können sie nur als das Ergebnis einer Momentaufnahme angesehen werden und haben damit zunächst keinen Anspruch auf Allgemeingültigkeit. Zur Bestätigung der Muster sind daher weitere Felduntersuchungen unabdingbar.

Aufgrund der hohen natürlichen Streuung der Daten ist anhand des Bestimmtheitsmaßes keine statistisch gesicherte Bestätigung der untersuchten Regressionsmodelle zur Beschreibung der Verjüngungsverteilungen möglich. FREESE (1980) und VANCLAY (1992) weisen in diesem Zusammenhang darauf hin, dass das Bestimmtheitsmaß in einem biologischen System kein alleiniger verlässlicher Indikator für die Anpassungsgüte einer Funktion an einen Datensatz ist. Der visuellen Bewertung einer Regressionskurve kommt eine mindestens ebenso hohe Bedeutung zu. Eine der Ursachen für die starke Streuung der Inventurdaten kann im Fall von FORMIX 3-Q die Zusammenfassung mehrerer hundert Baumarten zu vier Baumartengruppen sein (vgl. KÖHLER und HUTH, 1998b; PHILLIPS et

al., 2002). So umfasst alleine die Artengruppe 1 in der Deramakot-Parametrisierung des Modells insgesamt 345 verschiedene Arten bzw. Gattungen (je nach Bestimmungsgrad). Jüngere Untersuchungen zur Schattentoleranz der Verjüngung von über 250 Baumarten in einem tropischen Feuchtwald in Panama haben zwar bestätigt, dass sich die Verjüngung anhand ihrer Lichtansprüche in relativ wenige Klassen zusammenfassen lässt (RÜGER et al., 2009), doch ist die "optimale" Anzahl an funktionalen Artengruppen, die im Rahmen eines für Planungszwecke genutzten prozessorientierten Waldwachstumsmodells ein hohes Maß an Praktikabilität bei gleichzeitig hinreichender biologischer Plausibilität erlaubt, nach wie vor nicht bekannt und Gegenstand teils kontroverser Diskussionen (vgl. KÖHLER und HUTH, 1998b; PHILLIPS et al., 2002; GOURLET-FLEURY et al., 2005). RÜGER et al. (2009) weisen in diesem Zusammenhang darauf hin, dass zur Klärung dieser Frage noch weitere Untersuchungen erforderlich sind. Dabei gilt es nicht nur eine bessere Erkenntnis über die Lichtbedürftigkeit einer Pflanze im Laufe ihrer ontogenetischen Entwicklung zu gewinnen, sondern auch weitere Differenzialmerkmale zur Ausweisung funktionaler Artengruppen zu identifizieren.

In dieser Arbeit wurde der in der Forstwirtschaft gebräuchliche Parameter der "Bestandesgrundfläche" als Maß zur Beschreibung der Bestandesdichte gewählt, da sich dieser auch im tropischen Feuchtwald relativ leicht im Bestand ermitteln lässt (vgl. BICK et al., 1998). Kritisch zu hinterfragen ist die Eignung dieses Parameters zur Beschreibung eines funktionalen Zusammenhangs zwischen Bestandesstruktur und Verjüngungsaufkommen. In Untersuchungen mit vergleichbarer Zielsetzung wurde teilweise der Überschirmungsgrad der Baumkronen oder die Kronenprojektionsfläche als beschreibender Parameter gewählt (vgl. DAVIES und ASHTON, 1999; ROSE, 2000; PAULI-GEMMINGEN, 2001; RÜGER et al., 2009). Die Bestandesgrundfläche kann als Indikator der Strahlungsverhältnisse im Bestand einer gewissen Unschärfe unterliegen, da das Lichtklima in unterschiedlichen Beständen trotz gleicher Grundfläche sehr unterschiedlich sein kann, z.B. aufgrund der Hangexposition oder morphologischer und blattanatomischer Merkmale der Bäume (vgl. PAULI-GEMMINGEN, 2001). Weitere Untersuchungen könnten klären, inwieweit zusätzliche oder alternative Parameter eine bessere Beschreibung der funktionalen Beziehungen erlauben würden. Dieser Parameter müsste jedoch aus Gründen der Praktikabilität sowohl im Feld als auch im Modell leicht herzuleiten sein. So gilt beispielsweise die "Kronenprojektionsfläche", die als Maß der Überschirmung grundsätzlich gut geeignet wäre, im tropischen Feuchtwald als nur schwer zu ermitteln (vgl. HEUPEL, 2003).

Aufgrund der Zielsetzung dieser Arbeit wurde der Einfluss weiterer biotischer und abiotischer Faktoren und Vektoren, welche die Muster der Samenausbreitung und des Sämlingsvorkommens beeinflussen könnten, bewusst ausgeklammert. Obwohl die Verbreitungsmechanismen der Bäume allgemein als komplex und vielfältig gelten (vgl. HUBBEL et al., 1999), wird für weiterführende Untersuchungen empfohlen, alle standörtlich relevanten Vektoren in der Ausbreitungsbiologie der Bäume in die Untersuchungen mit einzubeziehen.

Die Verjüngungsinventur fand entsprechend der Zielsetzung dieser Arbeit in Beständen statt, die in eine nachhaltige Bewirtschaftung überführt werden sollen. Stark degradierte Bestände mit einer Grundfläche $< 10 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ wurden daher nicht inventarisiert. Die Musterausprägung

der Verjüngung kann für derart lichte Bestände zwar anhand der Regressionsfunktionen extrapoliert werden, doch ist dies nicht durch empirische Daten abgedeckt. Es wird daher empfohlen, weitere Untersuchungen zur Bestätigung der hier gefundenen Muster in Abhängigkeit von unterschiedlichen Bestandesparametern in einem breiten Spektrum an Bestandesstrukturen durchzuführen. Diese Untersuchungen sollten zudem in verschiedenen Regionen der Tropen stattfinden, um möglichst viele der potentiellen Verbreitungsmechanismen abzudecken (vgl. WIEGAND et al., 2009). Als Hypothese sollte dabei das Auftreten generischer, vektorunabhängiger Verteilungsmuster der Verjüngung für eine optimale Anzahl von Artengruppen geprüft werden. Diese generischen Muster könnten dann anhand der entsprechenden Regressionsfunktionen in das Modell implementiert werden. Dadurch könnte seitens der Wissenschaft ein dynamisches Einwuchsmodell bereitgestellt werden, welches pantropisch ohne weiteren Parametrisierungsaufwand zur Simulation der Verjüngungsprozesse im tropischen Feuchtwald in der Praxis einsetzbar wäre (vgl. TIETJEN und HUTH, 2006).

Ein weiterer wichtiger Faktor, der die Muster in der Verjüngung prägt, sind die Mutterbäume als Samenquelle und Ursprungsort der Samenausbreitung. Der Einfluss des Vorkommens und der Positionen der Mutterbäume auf die Dichte und die Verteilung der Verjüngung im tropischen Feuchtwald ist nach wie vor nicht vollständig geklärt und Gegenstand zahlreicher Hypothesen (vgl. NATHAN und CASAGRANDE, 2004; CARSON et al., 2008). Dabei steht die ökologische und ökonomische Bedeutung von Mutterbäumen als Samenquelle im Rahmen eines auf generative Verjüngung aufbauenden forstlichen Bewirtschaftungssystems grundsätzlich außer Frage (vgl. KLEINE und ONG, 1992; KLEINE, 1997). Ungeklärt ist vor allem der musterbildende Einfluss der Mutterbäume auf Ebene der im Modell abgebildeten Simulationsfläche von 1 ha. Die statistischen Auswertungen der Daten aus der Deramakot Forstreserve anhand eines t-Tests konnten nicht zur Klärung des funktionalen Zusammenhangs zwischen Mutterbäumen und Verjüngung beitragen. Die Ergebnisse der Assoziationsanalysen weisen hingegen auf einen Zusammenhang zwischen dem Vorkommen der Verjüngung und dem Baumbestand für die Artengruppen 1, 2 und 4 auf gleicher Fläche hin. Dieses Verfahren erlaubt jedoch nicht, diesen Zusammenhang zum Zwecke der Verjüngungsmodellierung zu quantifizieren.

Einigen Autoren schlagen vor, das Verjüngungsaufkommen im tropischen Feuchtwald an das Vorhandensein potentieller Mutterbäume auf der simulierten Fläche zu koppeln (z.B. VANCLAY, 1992b; KÖHLER, 1998; KARIUKI et al., 2006). Dies scheint bei einer Simulationsfläche von 1 ha jedoch nicht erforderlich, solange man davon ausgehen kann, dass sich der simulierte Bestand in einer intakten, nicht fragmentierten Landschaft befindet (vgl. KÖHLER et al., 2003; KÖHLER und HUTH, 2004). Sofern sich eine ausreichende Anzahl von Mutterbäumen in den benachbarten Beständen befindet (vgl. KLEINE, 1997), sind Mutterbäume innerhalb eines Bestandes nach LIU und ASHTON (1999) sowie WEINLAND (2007) nicht zwingend zur Sicherung der Verjüngung erforderlich. Anders stellt sich die Situation dar, wenn das Wachstum eines Bestandes innerhalb einer stark fragmentierten Landschaft simuliert wird. Die Simulationsergebnisse von KÖHLER und HUTH (2004) zeigen, dass eine starke Fragmentierung der Wälder in Südostasien zu einer Änderung der Verjüngungsdynamik führt, welche sich in signifikanten Störungen in der

Artenzusammensetzung und einer Instabilität der Waldbestände ausdrückt (siehe auch STOLL und NEWBERY, 2005). Der Einfluss dieser Störungen auf die Dichte und die Verbreitung der Verjüngung der verschiedenen Artengruppen sollte durch weitere Untersuchungen verifiziert und, wenn möglich, auch quantifiziert werden, um den Effekt in einem künftigen Einwuchsmodell durch eine Modifizierung der Eintragsmengen plausibel abbilden zu können. Bisherige Untersuchungen kamen diesbezüglich noch zu keinem einheitlichen Ergebnis (vgl. TURNER und CORLETT, 1996; LAURANCE et al., 1998; KÖHLER et al., 2003; KÖHLER und HUTH, 2007).

Solange die in der Verjüngungsdynamik wirkenden Prozesse und deren Parameter nicht vollständig geklärt sind, sollte die Bewirtschaftung tropischer Feuchtwälder in der Praxis möglichst konservativ erfolgen. Dazu zählen der Überhalt einer ausreichenden Anzahl von Samenbäumen, der Schutz bekannter "*keystone species*" (vgl. BRUENIG, 1996) sowie der weitestgehende Erhalt der natürlichen Arten- und Strukturvielfalt (vgl. WEIDELT, 1991).

Zeitliche Muster

Zusätzlich zu den räumlichen Mustern in den Verjüngungsprozessen wurde anhand der Literaturrecherche zur Reproduktionsbiologie der Baumarten im Dipterocarpaceenwald das Auftreten zeitlicher Muster bestätigt. Dies drückt sich vor allem in der Periodizität der Fruktifikation der Dipterocarpaceen und der nahezu permanenten Fruktifikation der Pionierbaumarten aus. In einem Einwuchsmodell lassen sich zeitliche Ereignisse am einfachsten über einen artengruppenspezifischen Zufallsgenerator steuern, dessen Parameter auf empirischen Beobachtungen beruhen. Ein Verjüngungsereignis träte dann ein, wenn der Zufallsgenerator eine positive binäre Information liefert. Die quantitative Entscheidung über die Anzahl des Einwuchses erfolgt dann in einem zweiten Schritt in Abhängigkeit von ausgewählten Parametern der Bestandesstruktur (s.o.). In der Deramakot-Parametrisierung von FORMIX 3-Q ist die Umsetzung der zeitlichen Muster im Verjüngungsmodell jedoch nicht erforderlich, da sich die Lebensdauer der Verjüngung mit dem zeitlichen Intervall der Fruktifikation derart überschneidet, dass ein ständig verfügbares Sämlingsreservoir im Bestand vorhanden ist (siehe Abb. 39). Anhand der Literaturlauswertung kann zudem gefolgert werden, dass diese Annahme auch in anderen Forstbetrieben im südostasiatischen Dipterocarpaceenwald Gültigkeit besitzt. Von einem Sämlingsreservoir der Klimaxbaumarten wird ebenfalls aus den tropischen Feuchtwäldern Panamas berichtet (COMITA und HUBBEL, 2005). Vor einer Anwendung des Modells auf tropische Feuchtwälder außerhalb Südostasiens sollte daher das Auftreten der zeitlichen Muster in der Reproduktionsbiologie der wichtigsten Baumarten geprüft werden. Sollte sich bestätigen, dass die Sämlinge der Klimaxbaumarten auch in anderen Tropenregionen eine "Wartestellung" im Bestand einnehmen, könnte diese Beobachtung die modellhafte Abbildung der zeitlichen Muster deutlich vereinfachen.

Umsetzung

Ein praxisreifes, bedienerfreundliches Verjüngungsmodell hat das Potential, die Genauigkeit der Ertragsprognosen unter sich verändernden Umweltbedingungen weiter zu verbessern (vgl. LEVY et al., 2000; KÖHLER und HUTH, 2007). Allerdings müssen Aufwand

(Parametrisierung) und Ertrag (Prognosegenauigkeit) aus Sicht des Forstplaners in einem angemessenen Verhältnis stehen, um die Akzeptanz eines derartigen Modells zu gewährleisten (vgl. MÄKELÄ et al., 2000; TEUFFEL et al., 2006). Zur Weiterentwicklung von FORMIX 3-Q sollten zunächst die in dieser Arbeit entwickelten Vorschläge zur Dynamisierung des Einwuchsmodells umgesetzt werden.

Eine wichtige Grundlage für die generelle Weiterentwicklung, Verbesserung und geographische Anpassung der prozessorientierten Waldwachstumsmodelle sind langfristig, systematisch beobachtete Dauerversuchsflächen in den zunehmend schwindenden primären tropischen Feuchtwäldern der Erde. Sie liefern wissenschaftlich unentbehrliche Grundlageninformationen zu den dynamischen und ökophysiologischen Prozessen, die zur Parametrisierung der Wachstumsmodelle benötigt werden. Entscheidend ist dabei auch die Größe der Versuchsflächen, da sich viele der komplexen Prozesse in kleinflächigen Stichprobeneinheiten nicht erfassen lassen (vgl. WIEGAND et al., 2009) oder durch eine Extrapolation der Ergebnisse eine falsche Interpretation erfahren können. Als besonders wertvoll erscheint in diesem Zusammenhang das globale Netzwerk der Dauerbeobachtungsflächen des *Center for Tropical Forest Science* des Arnold Arboreums und des Smithsonian Tropical Research Institutes (vgl. CONDIT, 1995; ASHTON, 2005). Mit dieser Institution wird daher eine enge Zusammenarbeit empfohlen.

5.2 Berücksichtigung kleinflächiger Standort-Leistung-Beziehungen

Die Frage nach dem Einfluss physiographischer Faktoren auf das Höhenwachstum der Bäume im tropischen Feuchtwald ergab sich aus den Untersuchungen von DITZER et al. (2000) und GLAUNER et al. (2003). Zur Nutzungsplanung und Ertragsprognose in der Deramakot Forstreserve haben diese Autoren das Modell FORMIX 3-Q mit einem geographischen Informationssystem (GIS) verknüpft und die gesamte Betriebsfläche zum Zwecke der Ertragssimulation anhand verschiedener Standortfaktoren in ein kleinstandörtliches Mosaik einzelner Standorttypen aufgelöst. Als differenzierende Standortfaktoren wurden dabei die Hangneigung sowie der Wasser- und Nährstoffhaushalt berücksichtigt. Da die Deramakot Forstreserve auf der gesamten Fläche eine hohe Reliefenergie aufweist und verschiedene Autoren über eine Musterbildung im Höhenwachstum der Bäume in Abhängigkeit von der Topographie berichten (z.B. ASHTON und HALL, 1992; RICHARDS, 1996; GOURLET-FLEURY und HOULLIER, 2000), wurde dementsprechend Arbeitshypothese 2 zum Einfluss der Hanglage auf das Höhenwachstum der Bäume formuliert.

Die Höhenkurven der verschiedenen Artengruppen bestätigen, dass das Höhenwachstum der Bäume in Abhängigkeit von der Hanglage unterschiedlich verläuft. Allerdings weisen nur die Höhenkurven der Artengruppe 3 (Pionierbaumarten) einen Wachstumsverlauf auf, wie er in der Hypothese beschrieben wird (siehe Abb. 2 und Abb. 3 sowie Abb. 46). Entgegen der hypothetischen Erwartungen verlaufen die Höhenkurven der Bäume der Artengruppen 2 und 4 (schattentolerante Baumarten der oberen Kronenschicht und der Unterschicht), bei denen die höchsten Bäume jeweils am Oberhang auftreten. Die Bäume der Artengruppe 1 (vorherrschende schattentolerante Baumarten) weisen entsprechend der Hypothese das höchste Wachstum am Unterhang auf. Die Unterschiede im Höhenwachstum zwischen Mittel- und Oberhang sind hingegen weniger deutlich ausgeprägt als erwartet. Auf Empfehlung von

VANCALY (1992a) wurden zusätzlich die Wuchsunterschiede auf der Ebene einzelner Kennbaumarten (-gattungen) untersucht, die anhand ihrer Abundanz ausgewählt wurden. Die Analyse der Höhenkurven zeigt dabei für die Gattung *Shorea* (*S. kunstleri*, *S. multiflora*, *S. parvistipulata*) ein Ergebnis, welches grundsätzlich der Hypothese entspricht, nach der die höchsten Bäume am Unterhang und die niedrigsten Bäume am Oberhang wachsen. Die Höhenkurven dieser Arten zeigen ebenfalls, dass der Unterschied im Höhenwachstum zwischen Unter- und Mittelhang weniger stark ausgeprägt ist als zwischen Mittel- und Oberhang. Dies deckt sich mit den Ergebnissen umfangreicher Untersuchungen von GOURLET-FLEURY und HOULLIER (2000). Da die Ergebnisse dieser Arbeit nicht in allen Fällen der Hypothese entsprechen, sollten weiterführende Untersuchungen klären, ob sie grundsätzlich für alle Artengruppen Gültigkeit besitzt, oder ob eine Differenzierung der Aussage nach Artengruppen erforderlich ist. Des Weiteren deuten die Ergebnisse darauf hin, dass eine Untersuchung der Hypothese anhand von Kennbaumarten gezielter und effektiver durchgeführt werden kann, als auf Ebene der Artengruppen.

In der mitteleuropäischen Forstwirtschaft wird die Leistungsfähigkeit eines Bestandes über dessen Höhenentwicklung und das Alter beschrieben (vgl. KRAMER, 1988). Aufgrund der bekannten Probleme mit der Altersbestimmung der Bäume in den Tropen (vgl. WORBES, 1988) wurden die Höhen von Bäumen identischer Brusthöhendurchmesser in verschiedenen Hanglagen miteinander verglichen. Dieser Vergleich bestätigt im Einklang mit der Hypothese, dass die höchsten Bäume der Artengruppe 1 am Unterhang und die niedrigsten am Oberhang auftreten. Die Unterschiede sind in den oberen Durchmesserklassen am stärksten ausgeprägt, ohne jedoch statistisch signifikant zu sein. Hinsichtlich der Methode ist kritisch zu hinterfragen, ob ein Vergleich von Bäumen mit gleichem Durchmesser innerhalb einer Artengruppe zulässig ist, ohne weitere Faktoren wie z.B. die Art oder die lokalen Konkurrenzverhältnisse zu berücksichtigen. Zur Abklärung des Einflusses der Hanglage auf das Höhenwachstum der Bäume sind daher weitere Untersuchungen erforderlich, die idealerweise unter kontrollierten Bedingungen stattfinden sollten. Ein geeigneter Ort für derartige Untersuchungen wäre das Forest Research Institute of Malaysia (FRIM), auf dessen reliefintensivem Gelände seit den 1930er Jahren gleichaltrige Bestände mit einheimischen Baumarten angelegt wurden (vgl. DROSTE et al., 1995). Aufgrund der gut dokumentierten Altersstrukturen und den einheitlichen Pflanzverbänden kann hier der Einfluss der Hanglage auf das Höhenwachstum entlang der Hangkatena ohne größeren Aufwand untersucht werden. In diese Untersuchungen sollten ebenfalls Bäume der Artengruppen 2, 3 und 4 einbezogen werden, da ein derartiger Vergleich in dieser Arbeit aufgrund der unzureichenden Anzahl an Messdaten nicht möglich war. Das liegt darin begründet, dass ein hangübergreifender Vergleich von Bäumen gleicher Durchmesser bei der Festlegung der Inventurmethode nicht eingeplant war.

Zur Abschätzung der ökonomischen Auswirkungen der hanglagenbedingten Unterschiede im Höhenwachstum wurden diese auf das Bestandesvolumen umgerechnet. Dabei ergeben sich in den degradierten Waldbeständen statistisch signifikante Unterschiede zwischen Ober- und Unterhang, die bis zu 25% des potentiell erntefähigen Bruttovolumens der Bäume mit einem BHD \geq 60 cm ausmachen. Dieser Wert unterstreicht die Relevanz der Hanglage als Standortfaktor für Forstbetriebe mit einer ausgeprägten Reliefenergie. Unter der Annahme

einer durchschnittlichen jährlichen Einschlagsfläche von rund 600 ha (vgl. SCHOPFERER und GLAUNER, 2005) sowie eines durchschnittlichen Holzpreises von rund 225 US Dollar für einen Kubikmeter Meranti-Rundholz (vgl. ITTO, 2009) könnte der Verzicht auf eine hangssensitive Ertragsprognose in der Deramakot Forstreserve zu einer Fehleinschätzung der jährlichen Einnahmen in einer Größenordnung von rund 1 bis 2 Mio. US Dollar kommen.

Inwieweit die Klassifizierung von Standorttypen anhand der Hanglage im Rahmen zukünftiger Ertragsprognosen auf Forstbetriebsebene die kleinstandörtliche Erfassung von Daten zur Nährstoff- und Wasserversorgung substituieren oder ergänzen kann, sollte ebenfalls durch weiterführende Untersuchungen geprüft werden. Die Erstellung eines digitalen Geländemodells mit den Methoden der Fernerkundung (z.B. durch Laser-Altimetrie) könnte sich in diesem Zusammenhang als kostengünstige Alternative zur aufwändigen Erfassung und Analyse der Bodeneigenschaften erweisen.

5.3 Modellhafte Abbildung von Durchforstungseingriffen

Ein Waldwachstumsmodell, welches im Rahmen der forstlichen Planung in der Praxis eingesetzt werden soll, muss in der Lage sein, Durchforstungseingriffe zu simulieren (vgl. VANCLAY, 2002; REDHAHARI et al., 2002; SÖDERBERGH und LEDERMANN, 2003; FABRIKA und ĎURSKÝ, 2005; HASENAUER, 2006). Nur so lassen sich alle dem Forstplaner in der Praxis zur Verfügung stehenden waldbaulichen Optionen zur Ertragssteigerung auch im Modell im Rahmen einer Mehrpfadanalyse überprüfen (vgl. KLEINE, 1997; HUTH et al., 2004). Zudem hat ein validiertes Durchforstungsmodell das Potential, zur Klärung wissenschaftlicher Fragestellungen, z.B. aus den Bereichen der Ertragskunde und des Waldbaus, eingesetzt werden zu können.

Infolge dieses technischen Imperativs wird in dieser Arbeit ein Durchforstungsmodell für FORMIX 3-Q vorgeschlagen, verifiziert und validiert. Die zur Durchforstungssimulation auf Basis von Literaturinformationen und Expertenwissen vorgeschlagenen Algorithmen können dabei in Anlehnung an SÖDERBERGH und LEDERMANN (2003) als "analytisch, distanzunabhängig und deterministisch" klassifiziert werden.

Ein Vergleich der verschiedenen Muster und Gesetzmäßigkeiten, die sich aus den über 10.000 mit FORMIX 3-Q durchgeführten Durchforstungssimulationen ergeben, mit den Ergebnissen aus praktischen Durchforstungsversuchen im tropischen Feuchtwald nach dem Verfahren der muster-orientierten Modellierung ("*pattern-oriented modeling*", vgl. GRIMM und RAILSBACK, 2005) zeigt einen hohen Grad der Übereinstimmung zwischen Realsystem und Modell. Das vorgeschlagene Durchforstungsmodell kann damit als erfolgreich validiert angesehen werden, womit Arbeitshypothese 3A in der Zielsetzung dieser Arbeit bestätigt wird.

Methodisch leidet die Validierung des Durchforstungsmodells an der mangelnden statistischen Überprüfung der Simulationsergebnisse mit Hilfe der üblichen statistischen Verfahren (vgl. HUANG et al., 2003) und an der relativ geringen Anzahl empirischer Informationen, die zum Mustervergleich zur Verfügung stehen. Das liegt darin begründet, dass in der Vergangenheit nur wenig gut dokumentierte Durchforstungsversuche in den tropischen Feuchtwäldern Südostasiens durchgeführt wurden. Daher sollte die Validierung

des Durchforstungsmodells soweit wie möglich durch einen Vergleich mit empirischen Daten aus Forstbetrieben in anderen Tropenwaldregionen unterstützt werden (vgl. z.B. KAMMESHEIDT et al., 2001; RÜGER, 2006).

Die erfolgreiche Validierung des Durchforstungsmodells in FORMIX 3-Q erlaubt die reaktive Anerkennung der Gültigkeit der Simulationsergebnisse aus der Verifizierungsphase. So zeigen die Ergebnisse der Simulationen in Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus den zitierten Feldversuchen, dass der mittlere jährliche Volumenzuwachs der kommerziell bedeutenden Baumarten infolge der Durchforstungen innerhalb einer Umlaufzeit um 30-50% gegenüber den undurchforsteten Vergleichsflächen gesteigert werden kann. Das Durchmesserwachstum in den durchforsteten Beständen steigt sogar um bis zu 80%. In der BHD-Klasse 20-40 cm sind diese Unterschiede bei den Bäumen der Artengruppe 1 statistisch signifikant ($p < 0,05$). Trotz der deutlichen Zuwachsgewinne kann jedoch nur in 8% der insgesamt rund 400 verschiedenen Simulationsszenarien eine Steigerung des Ertrags durch eine Durchforstungsmaßnahme erzielt werden. Diese Ertragssteigerungen betragen unter der langfristigen Beibehaltung der ursprünglichen Artengruppenanteile an der Bestandesgrundfläche bis zu 10% des Ertrages in der Kontrollfläche. Zwar ist der Zuwachsgewinn bei einem situativen Durchforstungseingriff höher als bei einem schematischen, doch fällt dieser Unterschied nur sehr gering aus. Nach den Simulationsergebnissen lässt sich der Ertrag durch eine gezielte Erhöhung der Anteile der Wirtschaftsbaumarten sogar um bis zu 20% steigern. Bereits BRUENIG (1996) hat den durchforstungsbedingten Ertragsgewinn im tropischen Feuchtwald auf nicht mehr als 20% eingeschätzt. Eine Ertragssteigerung in dieser Größenordnung resultiert bereits in einer deutlichen Veränderung der Artenstrukturen im Bestand, deren langfristige ökologische Auswirkungen anhand der Simulationen nicht aufgeklärt werden können.

Vor dem Hintergrund der vergleichsweise geringen Ertragssteigerungen stellt sich die grundsätzliche Frage, ob Durchforstungen im polyzyklisch genutzten tropischen Feuchtwald mit dem Ziel der Ertragssteigerung überhaupt ökonomisch sinnvoll sind (vgl. CHAI und UDARBE, 1977; CHAI und LEE, 1992; WAN RAZALI, 1993; BRUENIG, 1996). In einer Studie in Ost-Kalimantan (Indonesien) berichten REDHARARI et al. (2002) von erforderlichen Ertragssteigerungen von 200%, um die Kosten der Durchforstungsmaßnahmen zu rechtfertigen. Die mit FORMIX 3-Q erzielten Ergebnisse zeigen jedoch, dass Ertragssteigerungen in dieser Größenordnung durch Durchforstungen nicht zu erwarten sind. Ungeklärt ist, inwieweit eine Durchforstung im tropischen Feuchtwald zur Steigerung der Qualität der Werthölzer beiträgt. Diese Fragestellung war nicht Gegenstand der Untersuchungen in dieser Arbeit, sollte aber im Rahmen der generellen Diskussion zum Thema Durchforstungen im tropischen Feuchtwald weiter verfolgt werden. Gleiches gilt auch für Durchforstungen, deren Ziel nicht die unmittelbare Steigerung der Massen- oder Wertleistung eines Bestandes darstellt. Letztendlich wird jeweils im Einzelfall zu entscheiden sein, ob eine Durchforstungsmaßnahme wirtschaftliche Vorteile für den Betrieb bringt. Bei dieser Entscheidung kann das Durchforstungsmodell jedoch wertvolle Dienste leisten, v.a. wenn es gelingen sollte, dass Modell um ein ökonomisches Bewertungsmodul zu erweitern (vgl. KOLLERT und WEINLAND, 2002; SCHOPFERER und GLAUNER, 2005).

Ein weiteres, häufig vorgebrachtes Argument für Durchforstungen im tropischen Feuchtwald ist die dadurch mögliche Verkürzung der Umlaufzeit und die damit raschere Realisierung von Erträgen. Diese Argumentation kann anhand der Simulationsergebnisse zunächst unterstützt werden. Im Fall einer durchforstungsbedingten Ertragssteigerung von 10% lässt sich die Umlaufzeit von 40 auf 35 Jahre verkürzen, ohne dass der Holzertrag gegenüber der undurchforsteten Kontrollfläche dadurch geringer ausfällt. Durch die Verkürzung der Umlaufzeit lässt sich langfristig eine höhere Anzahl von Ernten realisieren. Über einen Zeitraum von 400 Jahren liegt die Gesamterntemenge bei einer 35-jährigen Umlaufzeit mit Durchforstung um knapp 20% höher als bei einer 40-jährigen Umlaufzeit ohne Durchforstung. Die Verkürzung der Umlaufzeit hat in diesem Szenarium keine Störungen in den Artengruppenanteilen zur Folge. Dies ist jedoch ein sehr vereinfachter Indikator zur Prüfung der strukturellen und ökologischen Auswirkungen einer Umlaufzeitreduktion. Die Simulationsergebnisse sollen daher nicht als Aufforderung zu einer unmittelbaren Reduktion der Umlaufzeiten verstanden werden, ohne die Auswirkungen auf die Produkte und Leistungen des Waldes umfänglich zu prüfen. So zeigen sich beispielsweise bei einer simulierten Umlaufzeit von 25 Jahren (wie sie in einigen südostasiatischen Forstbetrieben praktiziert wird), extreme Schwankungen in der Amplitude der Artengruppenanteile, die in der Praxis zu einem Zusammenbruch der nachhaltigen Nutzungspotentiale führen könnten.

Die in dieser Arbeit erzielten Resultate zur Entwicklung, Verifizierung und Validierung eines Durchforstungsmodells lassen sich nur eingeschränkt mit den Ergebnissen aus anderen Untersuchungen vergleichen. Zwar wurden bereits zuvor Durchforstungsmodelle entwickelt und getestet, doch geschah dies fast ausschließlich in empirischen Modellen zur Wachstumssimulation von Rein- und Mischbeständen in der borealen und gemäßigten Zone (vgl. SÖDERBERGH und LEDERMANN, 2003). Auch die methodischen Ansätze zur Simulation der Durchforstungen sind zu heterogen und zu sehr von der jeweiligen Zielsetzung der Modellentwicklung abhängig, als dass ein Vergleich der methodischen Vorgehensweise sinnvoll wäre.

Bisher wurde erst einmal ein Durchforstungsmodell in einem Waldwachstumsmodell für tropische Feuchtwälder (SYMFOR) am Beispiel eines Dipterocarpaceenwaldes in Ost-Kalimantan getestet (vgl. PHILLIPS und VAN GARDINGEN, 2001; REDHAHARI et al., 2002). Die Durchforstungssimulationen führten zu statistisch signifikanten Ertragssteigerungen von 15-80% gegenüber der jeweiligen Kontrollfläche. Damit liegen die Ertragsgewinne deutlich über denen, die sich aus den Durchforstungssimulationen mit FORMIX 3-Q ergeben haben. Diese Unterschiede können verschiedene Ursachen haben, wobei Struktur und Dynamik der Dipterocarpaceenwälder in Sabah und Ost-Kalimantan grundsätzlich vergleichbar sind. Zum einen unterscheiden sich die beiden Modelle in ihrem Grad der Empirie (empirisch versus prozessorientiert) und zum anderen unterscheiden sich die waldbaulichen Vorschriften in den beiden untersuchten Forstbetrieben (v.a. hinsichtlich der Umlaufzeit und des Mindesthaubarkeitsdurchmessers). Bereits ohne eine Durchforstung liegen die langfristigen Ernteerträge (brutto) in Deramakot laut der Simulationsergebnisse von FORMIX 3-Q bei $70-80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, während sie in Ost-Kalimantan nach den Ergebnissen der SYMFOR-Simulation im Durchschnitt nur $35 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ betragen. Dies ist eine Größenordnung, die man üblicherweise eher mit den Holzerntemengen in Südamerika in Verbindung bringt

(vgl. VAN GARDINGEN et al., 2006). Selbst mit einer Durchforstung liegen die Erträge in der SYMFOR-Simulation noch deutlich unterhalb der ohne Durchforstung üblichen Ertragswerte in Deramakot. Das lässt den Schluss zu, dass das Ertragspotential in der Deramakot Forstreserve bereits im Rahmen einer normalen Holzernte recht effektiv ausgeschöpft wird, während es in Ost-Kalimantan scheinbar erst durch eine zusätzliche Durchforstung aktiviert wird. Nach Untersuchungen von SIST et al. (2003) lässt sich grundsätzlich auch ohne Durchforstung ein Holzernteertrag von rund $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ im Dipterocarpaceenwald in Ost-Kalimantan im Rahmen einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung mit 40-jähriger Umlaufzeit erzielen. Zur Überprüfung dieser Aussage zum Ertragspotential in Ost-Kalimantan wurde das SYMFOR-Szenarium mit FORMIX 3-Q in der Deramakot-Parametrisierung unter Anwendung der indonesischen TPTI-Vorschriften ohne Durchforstung nachsimuliert. Die dabei erzielten Erträge liegen sowohl im domestizierten ursprünglichen Primärwald als auch im degradierten Dipterocarpaceenwald im Bereich der Angaben von SIST et al. (2003) und damit deutlich über den Simulationsergebnissen von SYMFOR. Demnach scheint der empirische Ansatz von SYMFOR zu Problemen bei der Simulation von Szenarien zu führen, die nicht über eine ausreichende empirische Datenbasis abgedeckt sind.

Anhand der erzielten Ergebnisse wird deutlich, welches Potential FORMIX 3-Q mit einem validierten Durchforstungsmodell für die Anwendung in der forstlichen Praxis entfalten kann. Damit werden die Voraussetzungen zur Bestätigung von Arbeitshypothese 3B als gegeben angesehen. Zur vollständigen Bestätigung der Hypothese in der Praxis sind jedoch noch weitere Verbesserungen in der Handhabung und Bedienerfreundlichkeit des Durchforstungsmodells erforderlich, auf die bereits hingewiesen wurde. Als langfristige Vision ist ein Durchforstungsmodell in Form eines "*silvicultural advisor*"-Moduls vorstellbar, welches aufgrund hinterlegter Informationen selbstständig und unter Berücksichtigung der ökologischen Auswirkungen die optimale Durchforstungsstrategie zur Maximierung der Erträge und Erlöse entwickelt und diese dem Nutzer zur Umsetzung in der Praxis vorschlägt.

5.4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Prozessorientierte Waldwachstumsmodelle werden als sogenannte "erklärende Modelle" oft dem Anwendungsbereich der Forschung und Lehre zugeordnet, während empirische Waldwachstumsmodelle als geeignete Instrumente für den Einsatz in der forstbetrieblichen Praxis gelten (vgl. MÄKELÄ et al., 2000; JOHNSEN et al., 2001). Dabei sind prozessorientierte Waldwachstumsmodelle aufgrund ihrer Architektur dafür prädestiniert, in der Praxis in Situationen unvollkommener Informationen und mangelndem Erfahrungswissen eingesetzt zu werden, da sie zur Simulation des Waldwachstums nicht auf empirische Daten aus langjährigen Beobachtungsflächen angewiesen sind. Zudem lassen sich die Auswirkungen von Veränderungen in den Rahmenbedingungen des Wachstums, wie Klimaveränderungen oder Fragmentierungen der Landschaft, schnell und effizient durch eine Modifikation der Simulationsparameter untersuchen (vgl. KÖHLER und HUTH, 2007; TANNER und KIRK, 2008; MOSHAMMER et al., 2009). Dieser Stärken der prozessorientierten Waldwachstumsmodelle wird sich die Forstpraxis inzwischen zunehmend bewusst (LANDSERG, 2003; PENG und WEN, 2006).

Mit den Untersuchungen in dieser Arbeit wird am Beispiel von FORMIX 3-Q aufgezeigt, wie einem prozessorientierten Waldwachstumsmodell eine zusätzliche Relevanz für den Einsatz in der forstlichen Praxis verliehen werden kann. Durch die Vorschläge zur Berücksichtigung der Muster in den Verjüngungsprozessen und der Standort-Leistung-Beziehung lässt sich die Prognosegenauigkeit des Modells weiter verbessern. Mit dem vorgeschlagenen und validierten Durchforstungsmodell wird FORMIX 3-Q zu einem praxisgerechten Hilfsmittel der forstbetrieblichen Planung, mit dem sich die verschiedensten Entwicklungspfade ohne zeit- und kostenaufwändige Feldversuche überprüfen lassen (vgl. GADOW, 2006). Auch wenn noch weitere Verbesserungsmöglichkeiten im Detail bestehen, wird mit dieser Arbeit die Voraussetzung geschaffen, die "Simulationspipeline" (BUNGARTZ et al., 2009) des Modells mit dem Schritt der "Einbettung" in die forstliche Praxis erfolgreich abzuschließen und damit die Brücke zwischen Wissenschaft und Praxis zu schlagen.

Die Relevanz der Ergebnisse ist dabei nicht auf die Anwendung mit FORMIX 3-Q beschränkt. In entsprechender Weise lassen sich die Ergebnisse auch in anderen Modellen umsetzen, wie z.B. in dem aus FORMIX 3-Q weiterentwickelten Modell FORMIND 2.3. Dabei richten sich die Empfehlungen zum Verjüngungs- und zum Durchforstungsmodell in erster Linie an die Modellentwickler, während sich die Vorschläge zur Einbeziehung der Hanglage als relevanter Faktor in der Produktionsplanung primär an den Forstplaner richten, der die Simulationsergebnisse auf die Betriebsfläche übertragen muss.

Auch wenn einige Fragen im Rahmen dieser Arbeit nicht erschöpfend beantwortet werden konnten, besteht kein Zweifel, dass prozessorientierte Waldwachstumsmodelle eine wichtige Rolle bei der Beurteilung der ökonomischen und ökologischen Auswirkungen verschiedener Managementstrategien im tropischen Feuchtwald spielen werden. Dies gilt vor allem für Situationen, in denen im Vorfeld einer Maßnahme eine schnelle und praktikable Bewertung erforderlich ist. So lassen sich Fehlentwicklungen und die damit fast zwangsläufig verbundene weitere Degradation der Waldressourcen von vornherein vermeiden. In diesem Zusammenhang geben die Arbeiten von KLEINE und HEUVELDOP (1993) sowie GLAUNER et al. (2003) Anlass zur Zuversicht, dass sich degradierte tropische Feuchtwälder innerhalb weniger Jahrzehnte ohne Nutzungsverzicht in einer Weise rehabilitieren lassen, dass sie ihre wichtigen ökologischen und sozio-ökonomischen Funktionen wieder weitgehend erfüllen können. Es wäre fahrlässig, in der derzeitigen Situation der Tropenwälder auf prozessorientierte Waldwachstumsmodelle zu verzichten, welche den Forstplaner auf der Suche nach der optimalen Bewirtschaftungsoption unterstützen und ihm helfen, die potentielle Inwertsetzung der Waldbestände bereits in der Planungsphase anschaulich zu belegen. Auch im Rahmen der Programme zur Reduktion von Emissionen aus Entwaldung und Walddegradationen (REDD) kann die Rolle nachhaltig bewirtschafteter Wälder als Kohlenstoffspeicher mit Hilfe prozessorientierter Waldwachstumsmodelle anschaulich dokumentiert werden (vgl. PUTZ et al., 2008; KITAYAMA, 2008; PUTZ und ZUIDEMA, 2010).

Auf diese Weise können prozessorientierte Waldwachstumsmodelle als *ein* Mosaikstein dazu beitragen, die drohende Umwandlung der Waldbestände in vermeintlich lukrativere Nutzungsformen zu verhindern und damit einen Beitrag zum Erhalt und zur nachhaltigen Entwicklung der tropischen Feuchtwälder leisten.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Zur Erfüllung der vielfältigen Waldfunktionen in den Tropen gewinnen die genutzten Feuchtwälder zunehmend an Bedeutung. Viele diese Flächen sind durch exploitative Nutzungen degradiert und unterliegen einem starken Umwandlungsdruck in Nutzungsformen, die eine kurzfristige Gewinnmaximierung versprechen. Die zeitnahe Inwertsetzung und dauerhafte Bewirtschaftung der degradierten Waldflächen gilt daher in den Tropen als eine der größten Herausforderungen für die Forstwirtschaft. Die dazu erforderliche Einführung eines Planungs- und Bewirtschaftungssystems bereitet in der forstbetrieblichen Praxis trotz bekannter konzeptioneller Grundlagen erhebliche Schwierigkeiten, da im Bereich der Ertrags- und Produktionsregelung grundlegende Informationen und längerfristige Erfahrungen zu Wachstum, Struktur und Dynamik der Bestände fehlen.

Im Rahmen dieser Arbeit wird für Situationen mangelnder Eingangsdaten in den forstlichen Planungsprozess der Einsatz von prozessorientierten Waldwachstumsmodellen als Instrument zur Unterstützung der waldbaulichen Entscheidungsfindung ("*decision support system*") empfohlen. Prozessorientierte Waldwachstumsmodelle simulieren das Wachstum der Wälder auf Basis ökophysiologischer Prozesse und sind nicht wie viele andere Planungsinstrumente, auf empirische Wachstumsdaten aus Dauerversuchsflächen angewiesen. Aufgrund ihrer Komplexität werden die prozessorientierten Modelle üblicherweise den Anwendungsbereichen der Forschung und Lehre zugeordnet, während ihre Eignung für den Einsatz im forstbetrieblichen Planungsprozess oft in Frage gestellt wird.

Am Beispiel des Regenwaldmodells FORMIX 3-Q werden Optionen aufgezeigt, anhand derer sich ein prozessorientiertes Waldwachstumsmodell für den Einsatz in der tropenforstlichen Betriebsplanung dynamisieren lässt, um so mit dem Modell eine Vielzahl von Waldentwicklungspfaden praxisnah und plausibel simulieren zu können.

Die Erarbeitung der Dynamisierungsoptionen bezieht sich auf drei forstlich relevante Teilprozesse des Waldwachstums:

1. Modellhafte Abbildung der Verjüngungsprozesse,
2. Berücksichtigung physiographischer Faktoren in der Standort-Leistung-Beziehung,
3. Erarbeitung eines Modellansatzes zur Abbildung von Durchforstungseingriffen.

In Anlehnung an das Verfahren des "*pattern-oriented modeling*" werden die einzelnen Teilprozesse anhand von Literatur- und Datenauswertungen auf zeitliche und räumliche Muster untersucht, die musterbildenden Parameter und deterministischen Gesetzmäßigkeiten analysiert und in funktionale Relationen erfasst. Dieser Ansatz ermöglicht es, die forstlich relevanten Teilprozesse des Wachstums auf einer makroskaligen Hierarchieebene zusammenzufassen und für die Modellentwicklung verfügbar zu machen, ohne dass die physiologischen Größen und Mechanismen auf den niedrigeren Systemhierarchieebenen vollständig bekannt und erforscht sein müssen.

Die Analyse der Wachstumsprozesse basiert auf Felddaten, die im Zeitraum von 1989 bis 2000 in der Deramakot Forstreserve in Sabah (Ost-Malaysia) im Rahmen des "*Malaysian-German Sustainable Forest Management Projects*" erhoben wurden. Für diesen Forstbetrieb ist das Modell FORMIX 3-Q bereits umfassend parametrisiert und erfolgreich validiert. In der

Parametrisierung für die Dipterocarpaceenwälder der Deramakot Forstreserve dient das Modell als Ausgangspunkt der Untersuchungen in dieser Arbeit.

In der aktuellen Modellversion bildet FORMIX 3-Q die Verjüngungsprozesse im Dipterocarpaceenwald in der einfachsten Form über ein Einwuchsmodell ab. Dabei wird dem Baumkollektiv jährlich eine konstante Anzahl an Jungpflanzen hinzugefügt. Zeitliche und räumliche Muster in den Verjüngungsprozessen im Dipterocarpaceenwald bleiben dabei unberücksichtigt. Darunter leidet die Qualität der Wachstums- und Ertragsprognosen. Es wird daher empfohlen, den Einwuchs in das Modell empirisch-dynamisch zu simulieren. Dies geschieht durch die Einbeziehung der musterbildenden funktionalen Beziehung von Einwuchsrate und Bestandesstruktur in das Einwuchsmodell. Dabei ist zu beachten, dass sich die funktionalen Beziehungen je nach Artengruppe und ontogenetischer Entwicklungsstufe der Verjüngung voneinander unterscheiden können. Vereinfachte Annahmen können dabei für das Vorkommen der Sämlinge der Klimax- und Pionierbaumarten gemacht werden. Die aus der Literatur bekannten Angaben zum Vorhandensein einer strukturunabhängigen Sämlingsbank der Klimaxbaumarten sowie einer Samenbank der Pionierbaumarten können durch die Ergebnisse der Datenauswertung bestätigt werden. Der musterbildende Einfluss der räumlichen Konstellation der Mutterbäume, der auch Gegenstand bekannter Theorien zur Baumartenvielfalt im Tropenwald ist (z.B. das *Janzen-Connell-Modell*), konnte anhand der Datenauswertung nicht geklärt werden. Offen bleibt, ob die identifizierten Muster pantropisch gültig sind und damit in einem Einwuchsmodell universell eingesetzt werden könnten. Dies sollte in weiterführenden Untersuchungen geprüft werden.

Ein Großteil der Waldflächen Südostasiens, die für eine dauerhafte Bewirtschaftung vorgesehen sind, befindet sich in Gebieten mit hoher Reliefenergie. Die Untersuchungen der Höhenkuren von Bäumen in verschiedenen Hanglagen haben sowohl auf Ebene funktionaler Artengruppen als auch auf Ebene ausgewählter Kennbaumarten Unterschiede im Höhenwachstum aufgedeckt. Die daraus resultierenden Unterschiede im Holzernteertrag weisen anhand von Simulationen mit FORMIX 3-Q einen statistisch signifikanten Unterschied auf. Die Unterschiede betragen bis zu 25% des potentiell erntefähigen Bruttovolumens. Die Empfehlung für die Praxis lautet dementsprechend, die Hanglage als standörtlichen Faktor bei der Nutzungsplanung und Ertragsprognose zu berücksichtigen.

Dem Modell FORMIX 3-Q fehlt in der bisherigen Version ein Teilmodell zur Abbildung von Durchforstungseingriffen. Dadurch ist das Modell als Hilfsmittel der forstbetrieblichen Planung in seinem Potential stark eingeschränkt. Eine Vielzahl an Entwicklungspfaden, die in der Praxis denkbar und möglich sind, lassen sich aufgrund dieser Einschränkung im Modell nicht nachbilden. Darunter leidet auch die Eignung des Modells für Fragestellungen aus der waldbaulichen und ertragskundlichen Forschung. In dieser Arbeit wird ein Durchforstungsmodell für FORMIX 3-Q vorgeschlagen, verifiziert und validiert. Die vorgeschlagenen Algorithmen lassen sich als analytisch, distanzunabhängig und deterministisch klassifizieren. Mit 400 verschiedenen Durchforstungsszenarien konnte das Durchforstungsmodell in über 10.000 Simulationsläufen erfolgreich verifiziert werden. Dabei ließen sich sowohl einmalige und mehrmalige Durchforstungseingriffe als auch schematische und situative Durchforstungseingriffe entsprechend der Vorgaben durchführen. Die Validierung des Durchforstungsmodells erfolgte nach dem Verfahren der *pattern-oriented*

modeling. Das Modell zeigt sich dabei in der Lage, die aus der Literatur bekannten Zuwachsmuster im Wachstum infolge einer Durchforstung plausibel zu replizieren. Bei der Simulation identischer Szenarien kann FORMIX 3-Q im direkten Vergleich mit dem empirischen Regenwaldmodell SYMFOR die Stärken des prozessorientierten Modellansatzes in Situationen unzureichender Informationen unterstreichen.

Die Simulationsergebnisse liefern wichtige Informationen zum kontrovers diskutierten Thema der Durchforstung im polyzyklisch bewirtschafteten tropischen Feuchtwald. So lässt sich zwar das Wachstum der Bäume gemäß der theoretischen Erwartungen durch eine Durchforstung stark anregen, doch nur unter bestimmten Konstellationen führt dieser Wachstumsschub auch zu einem Ertragsgewinn auf Bestandesebene. Nach den Ergebnissen der Durchforstungssimulationen beträgt dieser Zuwachsgewinn bis zu 10% des normalen Holzernteertrages und lässt sich durch eine gezielte Förderung der Wirtschaftsbaumarten potentiell auf bis zu 20% steigern. Zudem zeigen die Ergebnisse, dass sich im Fall einer durchforstungsbedingten Ertragssteigerung von 10% die Umlaufzeit im Gegenzug von 40 auf 35 Jahre verkürzen lässt, ohne dass der Ertrag gegenüber der undurchforsteten Kontrollfläche geringer ausfällt. Eine ökonomische und ökologische Bewertung der Durchforstungsmaßnahmen findet in dieser Arbeit nicht statt, ist aber zur Weiterentwicklung des Durchforstungsmodells und zur Abrundung der Diskussion unbedingt erforderlich.

Die in dieser Arbeit entwickelten Vorschläge zur Dynamisierung von FORMIX 3-Q lassen sich grundsätzlich auch auf andere prozessorientierte Waldwachstumsmodelle übertragen und dienen damit der allgemeinen Verbesserung der Prognosegenauigkeit und der Einsatzmöglichkeiten der Modelle. Unter Berücksichtigung einer bedienerfreundlichen Umsetzung der Vorschläge lässt sich ein prozessorientiertes Waldwachstumsmodell so zu einem praxisgerechten Hilfsmittel der forstbetrieblichen Planung entwickeln, mit dem sich verschiedene Entwicklungspfade zeit- und kostengünstig überprüfen lassen. Dies versetzt den Forstplaner in die Lage, die potentielle Inwertsetzung der Waldbestände und die langfristige ökonomische Konkurrenzfähigkeit der Waldbewirtschaftung gegenüber anderen Nutzungsformen bereits in der Planungsphase zu belegen. Auch im Rahmen der Programme zur Reduktion von Emissionen aus Entwaldung und Walddegradationen (REDD) kann die Höhe der Kohlenstoffbindung bewirtschafteter Wälder mit Hilfe prozessorientierter Waldwachstumsmodelle dokumentiert werden. Damit kann der Einsatz prozessorientierter Waldwachstumsmodelle dazu beigetragen, die degradierten Waldflächen vor der Umwandlung zu bewahren und als wertvollen Lebensraum für Pflanzen, Tiere und Menschen zu erhalten.

7 LITERATURVERZEICHNIS

- ADLARD, P.G., SPILSBURY, M.J. and WHITMORE, T.C. (1989): Current thinking on modelling the tropical moist forest. In: MOHD, W.R.W.; CHAN, H.T.; APPANAH, S. (Eds.): *Proceedings of the seminar on growth and yield in tropical mixed/moist forest, 20-24 June 1989*. Forest Research Institute Malaysia (FRIM), Kuala Lumpur, Malaysia: 6-18.
- AJIK, M., MOHAMMAD, A. and MAJALAP, N. (1993): Effect of slope on Dipterocarp seedling density in a selectively logged forest in Sabah. In: PUTZ, E.F. (Ed.) *Studies in silviculture and forest ecology in Sabah*. Proceedings of a course on research methods for silviculture and ecology, June 17 – July 24, 1993, Sandakan. Sabah Forestry Department, Sandakan, 228-233.
- ALDER, D. (1995): Growth modelling for mixed tropical forestry. *Tropical Forestry Papers* 30. Oxford Forestry Institute, Oxford, UK, 231 p.
- ALDER, D. (1999): Some Issues in the Yield Regulation of Moist Tropical Forests. Paper presented to a workshop on *Humid and semi-humid tropical forest yield regulation with minimal data* held at CATIE, Turrialba, Costa Rica 5th-9th July 1999.
- ALDER, D. (2005): Planning and monitoring tools for natural forest management in Uganda. A technical report submitted to the Uganda National Forest Authority, Denis Alder Consulting 61 p.
- ALDER, D., BAKER, N. and WRIGHT, H.L. (2002): MYRLIN: Methods of yield regulation with limited information. University of Oxford, Oxford Forestry Institute, (www.myrlin.org).
- ANUAR, M. (1993): Seedling density of *Shorea multiflora* and *Parashorea tomentella* in relation to distance from mother trees in Deramakot Forest Reserve, Sabah. In: PUTZ, E.F. (Ed.) *Studies in silviculture and forest ecology in Sabah*. Proceedings of a course on research methods for silviculture and ecology, June 17 – July 24, 1993, Sandakan. Sabah Forestry Department, Sandakan, 259-269.
- APPANAH, S. (1985): General flowering in the climax forests of Southeast Asia. *J. Trop. Ecol.* 1: 225-240.
- APPANAH, S. (1993): Mass flowering of dipterocarp forests in the aseasonal tropics. *J. Biosci.*, Vol 18, Number 4: 457-474.
- APPANAH, S. (1998): Management of Natural Forests. In: APPANAH, S. and TURNBULL, J.M. (Eds) *A review of Dipterocarps. Taxonomy, ecology and silviculture*. CIFOR, Bogor, Indonesia: 133-149.
- APPANAH, S. (1999): Trends and Issues in Tropical Forest Management: Setting the Agenda for Malaysia. Paper presented at the “Conference on Forestry and Forest Products Research (CFFPR) 1999 Series: Tropical Forest Harvesting: New Technologies Examined.” 22-24 November, 1999. Kuala Terengganu, Malaysia, 17 p.
- APPANAH, S. (2009): The quest for sustainable forest management: Sabah is well positioned to achieve it. In: SABAH FORESTRY DEPARTMENT (Ed.) *Nature Conservation in Sabah: the Quest for the Gold Standard*. Proceedings of the International Conference, 26-27 November 2007, Kota Kinabalu., Sandakan, 22-27.
- APPANAH, S. and CHAN, H. T. (1981): Thrips: the pollinators of some dipterocarps. *Malay. For.* 44 234-252.

- APPANAH, S. and MANAF, M.R.A (1994): Fruiting and seedling survival of Dipterocarps in a logged forest. *J. Trop. For. Sci.* 6 (3): 215-222.
- APPANAH, S. and WEINLAND, G. (1991): Will the management system for Hill Dipterocarp Forests, stand up? *J. Trop. For. Sci.* 3(2): 140-158.
- APPEL, M.H. (1997): Post harvesting damage assessment in a logged-over natural forest in Sabah, Malaysia. Diplomarbeit an der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Albert-Ludwigs Universität Freiburg, 50 p.
- ARMITAGE, I. (1998): Guidelines for the management of tropical forests. 1. The production of wood. *FAO Forestry Paper* 135. 293 p.
- ASHTON, P.M.S. (1990): Method for the evaluation of advanced regeneration in forest types of South and Southeast Asia. *Forest Ecology and Management* 36: 163-175.
- ASHTON, P.M.S. (1992): Establishment and early growth of advanced regeneration of canopy trees in moist mixed-species forest. In: KELTY, M.J., LARSON, B.C. and OLIVER, C.D. (Eds.) *The ecology and silviculture of mixed-species forests*. Kluwer Academic Publishers, Forestry Sciences Vol. 40: 101-122.
- ASHTON, P.M.S. (1995): Seedling growth of co-occurring *Shorea* species in the simulated light environments of a rain forest. *Forest Ecology and Management* 72: 1-12.
- ASHTON, P.S. (1978): Vegetation and soil association in tropical forests. *Malay.Nat.J.* 30(2): 225-228.
- ASHTON, P.S. (1989): Dipterocarp reproductive biology. In: LIETH, H. and WERGER, M.J.A: (Eds.): *Ecosystems of the World* 14B. Tropical Rain Forest Ecosystems. Elsevier, Amsterdam: 713 p.
- ASHTON, P.S. (2005): Center for Tropical Forest Science: What next? In: SMITHSONIAN TROPICAL RESEARCH INSTITUTE (Ed) *Forest Dynamics around the Globe*. CTFS Symposium: June 4-5, 2005, Panama City, Republic of Panama.
- ASHTON, P.S. and HALL, P. (1992): Comparisons of structure among mixed Dipterocarp forests of north-west Borneo. *Journal of Ecology* 80: 459-481.
- ASHTON, P.S., GIVNISH, T.J. and APPANAH, S. (1988): Staggered flowering in the Dipterocarpaceae: New insights into floral induction and the evolution of mast fruiting in the aseasonal tropics. *Am. Nat.* 132: 44-66.
- ASSMANN, E. (1961): *Waldetragskunde*. BLV, München Bonn Wien, 490 S.
- AUBRÉVILLE, A. (1938) *La forêt coloniale: Les forêts de l' Afrique occidentale française*. Ann. Ac. sci. colon. Paris 9: 1-245.
- BACHMANN, P. (2003): Skriptum der Waldwachstumslehre. Professur Forsteinrichtung und Waldwachstum ETH Zürich. <http://www.wsl.ch/forest/waldman/vorlesung/>
- BAILLIE, I.C., ASHTON, P.S., CHIN, S.P., DAVIES, S.J., PALMIOTTO, P.A., RUSSO, S.E. and TAN, S. (2006): Spatial associations of humus, nutrients and soils in mixed dipterocarp forest at Lambir, Sarawak, Malaysian Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 22:543-553.
- BAMPFYLDE, C.J. (2004): Mathematical modelling of rain forest regeneration dynamics: A case study in Sabah, Malaysia. Dissertation at the University of Oxford, UK, 197 p.

- BELLINGHAM P. J. and TANNER E. V. J. (2000): The Influence of Topography on Tree Growth, Mortality, and Recruitment in a Tropical Montane Forest. *BIOTROPICA* Vol. 32, No. 3: 378–384.
- BERTAULT, J.G., DUPUY, B. and MAITRE, H.F. (1993): Silvicultural research for sustainable management of rain forest. In: WOOD, P.J., VANCLAY, J.K. and WAN RAZALI, W.M. (Eds.) Proceedings of 'The Tropical Silviculture Workshop at the IUFRO Centennial Conference in Berlin', 1-3 September 1992. FRIM, Kuala Lumpur, 1-14.
- BERTAULT, J.G., DUPUY, B. and MAITRE, H.F. (1995): Silviculture for sustainable management of tropical moist forest. *Unasylva* 181, Vol. 46: 3-9.
- BERTAULT, J.G. and SIST, P. (1997): An experimental comparison of different harvesting intensities with reduced-impact and conventional logging in East Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 94: 209-218.
- BERTAULT, J.G. and KADIR, K. (1998): Silvicultural research in a lowland mixed dipterocarp forest of East Kalimantan : the contribution of STREK project. Montpellier, CIRAD, 250 p.
- BICK, U., DROSTE, H.J., GLAUNER, R. und HEUVELDOP, J. (1998): Assessment and measurement of forestry key parameters for the evaluation of tropical forest management. *Plant Research and Development* (47/48): 38-61.
- BML (1999): Schutz und Bewirtschaftung der Tropenwälder: 6. Tropenwaldbericht der Bundesregierung. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn , Deutschland.
- BOSSEL, H. (1991): Modelling forest dynamics: Moving from description to explanation. *Forest Ecology and Management* 42: 129-142.
- BOSSEL, H. (1994): Modeling and Simulation. Verlag Vieweg, Wiesbaden, 484 p.
- BOSSEL, H. (2004): Systeme, Dynamik, Simulation: Modellbildung, Analyse und Simulation komplexer Systeme. Books on Demand Gmbh, 400 p.
- BOSSEL, H. and KRIEGER, H. (1990): Dynamic simulation of natural tropical forest development for a forest management and planning system. Working Report P.No. 81.2181.6-01.100, GTZ Eschborn, 54 p.
- BOSSEL, H. and KRIEGER, H. (1991): Simulation model of natural tropical forest dynamics. *Ecological Modelling* 59: 37-71.
- BOSSEL, H. and KRIEGER, H. (1994): Simulation of multi-species tropical forest dynamics using a vertically and horizontally structured model. *Forest Ecology and Management* 69: 123-144.
- BOTKIN, D.B. (1975): Functional groups of organism in model eco-systems. In: LEVIN, S.A. (Ed.) *Ecosystem analysis and prediction*. Philadelphia, Soc. Ind. Appl. Math., S. 98-102.
- BOTKIN, D.B. (1993): Forest Dynamics: an ecological model. Oxford University Press, Oxford: 309 p.
- BOTKIN, D.B., JANAK, J.S., and WALLIS, J.R. (1972): Some ecological consequences of a computer model of forest growth. *J. Ecol.* 60: 849-872.
- BOUCUGNANI, D.A. (2004): REGEN agent: a modular and generalized forest regeneration agent. Thesis Submitted to the Graduate Faculty of the University of Georgia in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree Master Of Science Athens, Georgia, 56 p.

- BRANDON, K. and WELLS, M. (2009): Lessons for REDD+ from protected areas and integrated conservation and development projects. In: CIFOR (Ed) *Realising REDD+. National strategy and policy options*. CIFOR, Bogor, Indonesia: 225-235.
- BROWN, N.D. and JENNINGS, S. (1998): Gap-size niche differentiation by tropical rainforest trees: a testable hypothesis or a broken-down bandwagon? In: D.M. NEWBERY, H.H.T. PRINS, and N.D. BROWN (Eds.) *Dynamics of Tropical Communities*. Blackwell Science Ltd., Oxford, 79-94.
- BRUEHL, C.A. (2001): Leaf litter ant communities in tropical lowland rain forests in Sabah, Malaysia: effects of forest disturbance and fragmentation. Dissertation zur Erlangung des naturwissenschaftlichen Doktorgrades der Bayerischen Julius-Maximilians-Universität Würzburg, 168 p.
- BRUENIG, E.F. (1986): Terminologie für Forschung und Lehre in den Fachgebieten und Vorlesungen. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft. No. 152. Hamburg, Germany, 213 p.
- BRUENIG, E.F. (1996): Conservation and management of tropical rainforests. An integrated approach to sustainability. CAB International, Wallingford, 339 p.
- BRUENIG, E.F. (2002): Social forestry, environment and society: the course, state and trend of sustainability in the tropical rain forests; new challenges to education. In: NAGY, L., MARDIASTUTI, A., PROCTOR, J. BRUENIG, E.F. and MILLER, H.G. (Eds.) *Curriculum, sustainable forest management and conservation of biodiversity in Indonesia*. University of Stirling, Scotland: 78-121
- BRUENIG, E.F. and POKER, J. (1989): Management of tropical rainforests - Utopia or chance of survival? Schriftenreihe der Deutschen Stiftung für internationale Entwicklung, Nr. 1573A. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden, 112 p.
- BRUENIG, E.F. and DROSTE, H.J. (1995): Structure, Dynamics and Management of Rainforests on Nutrient-Deficient Soils in Sarawak. In: PRIMACK, R.B. and LOVEJOY, T.E. (Eds.) *Ecology, Conservation, and Management of Southeast Asian Rainforests*. Yale University Press, 300 p.
- BRUENIG, E.F. und HEUVELDOP, J. (1995): Fehlinformationen sind verhängnisvoll für die Wälder. *Unser Wald* 6 (47).
- BRUNNER, A. (2004): Regenerator – a forest regeneration model. Danish Forest and Landscape Research Institute. EU-project Nat-Man „nature-based management of beech in Europe“. Workpackage WP8, Working Report 46, Deliverable 10, 25 und 26. 78 p.
- BUNGARTZ, H.J., ZIMMER, S., BUCHHOLZ, M. und PFLÜGER, D. (2009): Modellbildung und Simulation: Eine anwendungsorientierte Einführung. Springer Verlag, 429 p.
- BURGESS, P.F. (1969): Preliminary observations on the autecology of *Shorea curtisii* Dyer ex King in the Malay Peninsula. *Malaysian Forester* 32 (4): 438.
- BURGESS, P.F. (1972): Studies on the regeneration of hill forests of the Malay Peninsula. *Malaysian Forester* 35: 103-122.
- BURGESS, P.F. (1991): Report on the forest management and silvicultural development programme for Deramakot Forest Reserve, and on silvicultural research at FRC, Sepilok. Malaysian-German Forestry Research Project, Report No. 23, Sandakan, Sabah, 69p.

- BURSCHEL, P. und HUSS, J. (2003): Grundriß des Waldbaus: Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Verlag Eugen Ulmer, 3., unveränderte Auflage, 487 p.
- CARSON, W.P., ANDERSON, J.T., LEIGH, E.G. and SCHNITZER, S.A. (2008): Challenges Associated with Testing and Falsifying the Janzen-Connell Hypothesis: A Review and Critique. In: CARSON, W.P and SCHNITZER, S.A. (Eds.) *Tropical Forest Community Ecology*. Wiley-Blackwell, 210-241.
- CHAI, D.N.P. (1984): The response of *Shorea* species to silvicultural treatments in the mixed hill dipterocarp forest of Sarawak. B.Sc.Thesis, University of Agriculture, Malaysia 120 p.
- CHAI, D.N.P. and UDARBE, M.P. (1977): The effectiveness of current silvicultural practice in Sabah. *Malaysian Forester* 40(1): 27-35.
- CHAI, F.Y.C. and SIA, P.C. (1989): Standtable Projects For A Mixed Swamp Forest In Sarawak Seminar On 'Growth & Yield In Tropical Mixed/Moist Forests' Organised Jointly By FRIM & IUFRO, 20-24 June 1988, Kuala Lumpur, Malaysia.
- CHAI, L. and LEE, H.S. (1992): Rehabilitation of logged-over forests in Sarawak. Paper presented at the International Symposium on Rehabilitation of Tropical Rainforest Ecosystems: Research and Development Priorities. 2-4 September, 1992, Kuching, Sarawak.
- CHAN, H.T. (1980): Reproductive biology of some Malaysian dipterocarps II. Fruiting biology and seedling studies. *The Malaysian Forester* 43: 438-451.
- CHAN, H.T. and APPANAH, S. (1980): Reproductive biology of some Malaysian dipterocarps I. Flowering biology. *The Malaysian Forester* 43: 132-143.
- CHAVE, J. (1999): Study of structural, successional and spatial patterns in tropical rain forests using TROLL, a spatially explicit forest model. *Ecological Modelling* 124: 233–254.
- CHAVE, J. (2008): Spatial variation in tree species composition across tropical forests: pattern and process. In: CARSON, W.P and SCHNITZER, S.A. (Eds.) *Tropical Forest Community Ecology*. Wiley-Blackwell, 11-30.
- CIFOR (2000): Towards sustainable management and development of tropical secondary forests in Asia. Workshop on “Tropical Secondary Forests in Asia: Reality and Perspectives”, Samarinda, Indonesia, April 10-14, 2000, 30 p.
- CLARK, D.A. and CLARK, D.B. (1984): Spacing dynamics of a tropical rainforest tree: Evaluation of the Janzen-Connell model. *American Naturalist* 124: 769-788.
- CLARK, D.A. and CLARK, D.B. (1992): Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Monographs* 62: 315-344.
- CLARK, D.A. and CLARK, D.B. (1999): Assessing the growth of tropical rain forest trees: Issues for forest modelling and management. *Ecological Applications* 9 (3): 981-997.
- CLARK, J., SILMAN, M., KERN, R., MACLIN, E. and HILLERISLAMBERS, J. (1999): Seed dispersal near and far: patterns across temperate and tropical forests. *Ecology*, 80: 1475--1494.
- COATES, K.D., CANHAM, C.D., BEAUDET, M., SACHS, D.L. and MESSIER, C. (2003): Use of a spatially explicit individual-tree model (SORTIE/BC) to explore the implications of patchiness in structurally complex forests. *For. Ecol. Manage.* Vol 186, Issue 1-3: 297-310.
- COMITA L.S. and HUBBELL S.P. (2005): Density-dependent growth of established seedlings in the Barro Colorado Island 50-ha plot. In: SMITHSONIAN TROPICAL RESEARCH

INSTITUTE (Ed) *Forest Dynamics around the Globe*. CTFS Symposium: June 4-5, 2005, Panama City, Republic of Panama.

- CONDIT, R. (1995): Research in large, long-term tropical forest plots. *Trends in Ecology and Evolution* 10:18–22..
- CONDIT, R., ASHTON, P., BALSEV, H., BROKAW, N., BUNYAVEJCHEWIN, S., CHUYONG, G., CO, L., DATTARJA, H. S., DAVIES, S., GUNATILLEKE, S., HERNANDEZ, C., HUBBELL, S. JOHN, R., KENFACK, D., KIRATIPRAYOON, S., HART, P. T., ITOH, A. V., LAFRANKI, J. V., LEINGOLA, I., LAGUNZAD, D., DE LAO, S. L., LOSOS, E., MAGARD, E., MAKANA, J., MANOKARAN, N., NAVARRETE, H., NUR, S. M., OKHUBO, T., PEREZ, R., SAMPER, C., SENG, L. H., SUKUMAR, R. SVENNING, J., TAN, S., THOMAS, D., THOMPSON, J., VALLEJO, M. I., MUNOZ, G. V., VALENCIA, R., YAMAKURA, T. and ZIMMERMAN, J. K. (2005): Tropical α -diversity: Results from a worldwide network of large plots. *Biologiske Skrifter* 55, 565-582.
- CONNELL, J.H. (1971): On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In: DEN BOER, P.J. and GRADWELL, G.R. (Eds.) *Dynamics of populations*. Proceedings of the advanced study. Institute on Dynamics of Numbers in Populations, Oosterbeek. Wageningen: 298-310.
- CURRAN, L.M., CANIAGO, I., PAOLI, G.D., ASTIANTI, D., KUSNETI, M., LEIGHTON, M., NIRARITA, C.E. and HAERUMAN, H. (1999): Impact of El Nino and logging on canopy tree recruitment in Borneo. *Science* 286: 2184-2188.
- D'OLIVEIRA, M.V.N. and BRAZ, E.M. (1995): Reduction of damage to tropical moist forest through planned harvesting. *Commonwealth Forestry Review* 74(3): 208-210.
- DAGANG, A.A. (1999): Growth pattern of Dipterocarps. MSc Thesis, Faculty of Forestry and Ecology, University of Göttingen, 126 p.
- DALLING, J.W., SWAINE, M.D. and GARWOOD, N.C. (1998): Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in Moist Tropical Forest. *Ecology* Vol 79(2): 564-578.
- DAUME, S. and ROBERTSON, D. (2000): A heuristic approach to modelling thinnings. *Silva Fennica* 34(3): 237–249.
- DAVIES, S.J. and ASHTON, P. (1999): Phenology and fecundity in 11 sympatric pioneer species of *Macaranga* in Borneo. *American Journal of Botany* 86: 1786-1795.
- DAWKINS, H.C. (1958): The management of natural tropical high-forest with special reference to Uganda. *Imp. For. Inst. Pap.* No.34.
- DAWKINS, H.C. (1964): Productivity of tropical forests and their ultimate value to man. Proceedings of 9th Technical Meeting of IUCN, Nairobi "*The ecology of man in the tropical environment*".
- DAWKINS, H.C. and PHILIP, M.S. (1998): Tropical moist forest silviculture and management. A history of success and failure. CAB International, 359 p.
- DeGRAAF, N.R. (1986) A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname. PhD thesis, Agricultural University of Wageningen, The Netherlands.
- DELISSIO, L.J., PRIMACK, R.B., HALL, P. and LEE, H.S. (2002): A decade of canopy-tree seedling survival and growth in two Bornean rain forests: persistence and recovery from suppression. *Journal of Tropical Ecology* 18 (5): 645-658.

- DENSLOW, J. S. (1987): Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 431-451.
- DEUTSCHMAN, D.H., LEVIN, S.A., DEVINE, C. and BUTTEL, L.A. (1997): Scaling from trees to forests: analysis of a complex simulation model. *Science* 277:1688.
- DITZER, T. (1999): Struktur und Dynamik natürlicher und bewirtschafteter Dipterocarpaceenwälder: Eine Fallstudie der Modellbildung und Simulation für die Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen unter Unsicherheit. Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen, Nr. 131. Verlag Erich Goltze, Göttingen: 364 p.
- DITZER, T. and HUTH, A. (1995): Simulation of structural dynamics in Dipterocarp rain forest. Report to German Agency for Technical Cooperation (GTZ). Reports of the Environmental Systems Research Center, University of Kassel, 42 p.
- DITZER, T., GLAUNER, R., FÖRSTER, M., KÖHLER, P. and HUTH, A. (2000): The process-based stand growth model FORMIX 3-Q applied in a GIS environment for growth and yield analysis in a tropical rain forest. *Tree Physiology* 20: 367-381.
- DOYLE, T.W. (1981): The role of disturbance in the gap dynamics of a montane rain forest: An application of a tropical forest succession model. In: D.C. WEST, H.H. SHUGART and D.B. BOTKIN (Eds) *Forest Succession: Concepts and applications*. Springer Verlag, New York, 56-73.
- DÖBBELER, H., ALBERT, M., SCHMIDT, M. NAGEL, J., und SCHRÖDER, J. (2007): BWINPRO: Programm zur Bestandesanalyse und Prognose. Handbuch zur gemeinsamen Version von BWINPro und BWINPro-S, Version 6.3. Abteilung Waldwachstum, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen und Lehrstuhl für Waldwachstum und Holzmesskunde, TU Dresden, Tharandt, 126 p.
- DRIGO, R., LASSERRE, B. and MARCHETTI, M. (2009): Patterns and trends in tropical forest cover. *Plant Biosystems*, Vol 143 (2): 311 - 327.
- DROSTE, H.J., HAHN-SCHILLING, B. and HOCH, O. (1995): Growth potential and quality of planted Dipterocarps in Peninsular Malaysia. *Plant Research and Development* Vol. 41/42: 66-85.
- DROSTE, H.J., GLAUNER, R. und HEUVELDOP, J. (1996): Ein Beispiel nachhaltiger Waldwirtschaft in den Tropen: Deramakot Forest Reserve in Sabah (Malaysia). *Holz-Zentralblatt* 122, Nr. 53/54: 893-898.
- DUDA, H.A.A. (2006): Vergleich forstlicher Managementstrategien. Umsetzung verschiedener Waldbaukonzepte in einem Waldwachstumssimulator. Dissertation zur Erlangung eines Doktorgrades an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen, 192 p.
- DURST, P. and ENTERS, T. (2002): Ten reasons why we know less about forestry in Asia than we should. In: T. ENTERS and R.N. LESLIE (Eds) *Forest Policies and Forest Policy Reviews*. Proceedings of the Forest Policy Workshop, Kuala Lumpur, Malaysia, 22-24 January, 2002. EC-FAO Partnership Project GCP/RAS/173/EC.
- EK, A.R. and MONSERUD, R.A. (1974): FOREST: a computer model for simulating the growth and reproduction of mixed species forest stands. Univ. Mis. Madison Coll. Agric. Life Sci. Research Report R2635, 90p.

- ELIAS, APPLGATE, G., KARTAWINATA, K., MACHFUDH and KLASSEN, A. (2001): Reduced impact logging guidelines for Indonesia. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- EMRICH, A., POKORNY, B. and SEPP, C. (2000): The significance of secondary forest management for development policy. *TÖB Series No.: FTWF-18e*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Eschborn, 198 p.
- ESCHENBACH, C.; GLAUNER, R.; KLEINE, M.; KAPPEN, L. (1998): Photosynthesis rates of selected tree species in lowland dipterocarp rainforest of Sabah, Malaysia. *Trees* 12: 356-365.
- FABRIKA, M. und ĎURSKÝ, J. (2005): Algorithms and software solution of thinning models for SIBYLA growth simulator. *Journal of Forest Science* 51 (10): 431–445.
- FAGER, E.W. (1957): Determination and analysis of recurrent groups. *Ecology* 38(4): 586-595.
- FAGER, E.W. and MCGOWAN, J.A. (1963): Zooplankton species groups in the North Pacific. *Science* 140:144-151.
- FALLER, I. (1991): Stand level planning in logged over Dipterocarp forest based on diagnostic sampling. Malaysian-German Forestry Research Project, Report No. 154, Sandakan, Sabah, 43p.
- FAO (1981): Tropical Forest Resources Assessment Project: Forest Resources of Tropical Asia. Technical Report 3. FAO, Rome.
- FAO (1998): Guidelines for the management of tropical forests. 1. The production of wood. FAO Forestry Paper No. 135, FAO, Rome, 293 p.
- FAO (1999): Tropical Forest Management Techniques: A Review of the Sustainability of Forest Management Practices in Tropical Countries. FAO Working Paper FAO/FPIRS/04. FAO Rome, 61 p.
- FAO (2003a): *Bringing back the forests. Policies and practices for degraded lands and forests*. Proceedings of an International Conference 7-10 October 2002, Kuala Lumpur, Malaysia, 337 p.
- FAO (2005a): *In Search of Excellence: Exemplary Forest Management in Asia and the Pacific*. Regional Community Forestry Training Center for Asia and The Pacific, Bangkok, 2005. Asia–Pacific Forestry Commission RAP Publication 2005/02.
- FAO (2005b): Proceedings of the Third Expert Meeting on Harmonizing Forest-Related Definitions for Use by Various Stakeholders. FAO, Rome, 17-19 January 2005.
- FAO (2006): Global Forest Resources Assessment 2005, Main Report. Progress Towards Sustainable Forest Management. FAO Forestry Paper 147. Rome, 348 p.
- FAO (2007): State of the world's forests. FAO, Rome, 157 p.
- FAVRICHON, V. (1998): Modelling the dynamics and species composition of a tropical mixed-species uneven-aged natural forest: Effects of alternative cutting regimes. *Forest Science* 44 (1): 113-124.
- FAVRICHON, V. and HIGUCHI, N. (1996): Dynamics of two Amazonian tropical rain forests before and after silvicultural treatment. *Ann. Sci For.*, 33 p.
- FAVRICHON, V., DAMIO, T., DOUMBIA, F., DUPUY, B., HIGUCHI, N. KOSASI KADIR, MAITRE, H.F., NGUYEN-THE, N., PETRUCCI, , PETRUCCI, Y. and SYST, P. (1997):

- Reaction de peuplements forestiers tropicaux a des interventions sylvicoles. Proceedings of the XIth World Forest Congress, Antalya, Turkey, 7 p.
- FINEGAN, B., CAMACHO, M. and ZAMORA, N. (1999): Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management*, Volume 121, Issue 3, 159-176.
- FÖLSTER, H. und FASSBENDER, H. (1994): Ökopedologische Grundlagen der Bodennutzung in den Tropen und Subtropen. Vorlesungsmanuskript, Universität Göttingen, Institut für Bodenkunde und Waldernährung.
- FOREST STEWARDSHIP COUNCIL (2004): FSC Principles and Criteria for Forest Stewardship. Document FSC-STD-01-001 (April 2004). FSC AC, Oaxaca, Mexico.
- FOX, J.E.D. (1968): Logging damage and the influence of climber cutting in the lowland dipterocarp forests in Sabah. *Malayan Forester* 3: 326-347.
- FOX, J.E.D. (1972): The natural vegetation of Sabah and natural regeneration of the dipterocarp forest (dissertation). Department of Forestry and Wood Science, Univerity College of North Wales, Bangor, 368 p.
- FOX, J.E.D. (1973a): A handbook to Kabili-Sepilok Forest Reserve. Sabah For. Rec. No. 9. Borneo Lit. Bureau, Forest Department Sandakan.
- FOX, J.E.D. (1973b): Dipterocarp seedling behaviour in Sabah. *The Malysian Forester* 36(3): 205-214.
- FOX, J.E.D. (1976): Constraints on the natural regeneration of tropical moist forest. *Forest Ecology and Management*. 1: 37-65.
- FOX, J.E.D. (1992): Diagnostic sampling for Dipterocarp Forest. Paper presented at the International Symposium on Rehabilitation of Tropical Rainforest Ecosystems: Research and Development Priorities. 2-4 September, 1992, Kuching, Sarawak, 17 p.
- FOX, J.E.D. and CHAI, D.N.P. (1982): Refinement of regenerating stand of the *Parashorea tomentella/Eusideroxylon zwageri* type of lowland dipterocarp forests in Sabah – a problem in silvicultural management. *The Malaysian Forester* 45 (2): 133-182.
- FREESE, F. (1980): Elementary statistical methods for foresters. Agricultural Handbook 317. USDA Forest Service, Washington DC, 87 p.
- FULTON, M.R. (1991): A computationally efficient forest succession model. Design and initial tests. *Forest Ecology and Management* 42: 23-34.
- GADOW, K.v. (1987): Untersuchungen zur Konstruktion von Wachstumsmodellen für schnellwüchsige Plantagenbaumarten. Forstl. Forschungsberichte, Universität München Nr. 77: 147 p.S
- GADOW, K.v. (2003): Waldstruktur und Wachstum. Beilage zur Vorlesung im Wintersemester 2003/2004. Universitätsverlag Göttingen, Reihe "Universitätsdrucke". 241 p.
- GADOW, K.v. (2005): Forsteinrichtung - Analyse und Entwurf der Waldentwicklung. Universitätsverlag Göttingen, Reihe "Universitätsdrucke". 342 p.
- GADOW, K.v. (2006): Forsteinrichtung - Adaptive Steuerung und Mehrpfadprinzip. Universitätsverlag Göttingen, Reihe "Universitätsdrucke". 175 p.
- GADOW, K.v. und HUI, G.Y. (1997): Modellierung forstlicher Eingriffe in Plantagenwäldern. *Forstarchiv* 68: 59-63.

- GADOW, K.v. und POSTOLI, A. (1998): Waldwachstum. Modelle der Waldentwicklung. Skriptum der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Tirana, 201 p.
- GADOW, K.v. and HUI, G.Y. (1999): Modelling forest development. Kluwer Academic Publishers. Forstry Sciences Vol. 57, 213 p.
- GARWOOD, N. C. (1989): Tropical soil seed banks: a review. In: M LECK, A. V.; PARKES, T. and SIMPSON, R. L. (Eds.). *Ecology of soil seed banks*. London : Academic Press. pp. 149-209.
- GENTRY, A.H. (1974): Flowering phenology and diversity in tropical Bignoniaceae. *Biotropica* 6: 64-68.
- GILLIS, M. (1988): Malaysia: public policies and the tropical forest. In: R. REPETTO and M. GILLIS (Eds): *Public policies and the misuse of forest resources*. A World Resources Institute Book, 115-164.
- GLAUNER, R. (1997): Das Umdenken hat eingesetzt. *MTC Tropenwald Report*, März 1997, Bonn: 10.
- GLAUNER, R. (1999): Die Bedeutung der Boden- und Standortkunde in der Forsteinrichtung von bewirtschafteten Naturwäldern – Ein Beispiel aus Sabah/Malaysia. *Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen*, Heft 130, Göttingen, 363 p.
- GLAUNER, R., DITZER, T. and HUTH, A. (2003): Growth and yield of tropical moist forest for forest planning – an inquiry through modeling. *Canadian Journal of Forest Resesarch*, Vol 33 (3): 521-535.
- GOURLET-FLEURY, S. and HOULLIER, F. (2000): Modelling diameter increment in a lowland evergreen rain forest in French Guiana. *Forest Ecology and Management* 131: 269-289.
- GOURLET-FLEURY, S., BLANC, S.L., PICARD, N., SIST, P., DICK, J., NASI, R., SWAINE, M.D. and FORNI, E. (2005): Grouping species for predicting mixed tropical forest dynamics: looking for a strategy. *Annals of Forest Science* 62:785–796.
- GRAMELSBERGER, G. (2007): »In-Silico-Virtualitäten.« In: Georg VRACHLIOTIS et al.: *Unfold Architecture – Grundbegriffe zwischen Kunst, Wissenschaft und Technologie*. Basel.
- GRIMM, V. (2008): Deutsche Standardübersetzung des ODD-Protokolls. <http://www.discussion.ufz.de/>.
- GRIMM, V. und RAILSBACK, S.F. (2005): Individual-based Modeling and Ecology. Princeton series in theoretical and computational biology, Princeton University Press, 480 p.
- GRIMM, V., REVILLA, E., BERGER, U., JELTSCH, F., MOOIJ, W., RAILSBACK, S. F., THULKE, H., WEINER, J., WIEGAND, T. and DEANGELIS, D. L. (2005): Pattern-oriented modeling of agent-based complex systems: lessons from ecology. *Science* 310: 987-991.
- GRIMM, V., BERGER, U., BASTIANSEN, F., ELIASSEN, S., GINOT, V., GISKE, GOSS-CUSTARD, J., GRAND, T., HEINZ, S.K., HUSE, G., HUTH, A., JEPSEN, J. U., JØRGENSEN, C., MOOIJH, W.M., MUELLER, B., PE'ER, G., PIOUS, C., RAILSBACK, S.F., ROBBINS, A.M., ROBBINS, M.M., ROSSMANITH, R., RUEGER, N., STRAND, E., SOUSSI, S., STILLMAN, R. A. STILLMAN, VABØG, R., VISSER, U., and DEANGELIS, D.L. (2006) A standard protocol for describing individual and agent-based models. *Ecological Modelling* 198, 115-126.

- GTZ (2007): Best Practices for Sustainable Forest Management in Southeast Asia. Experiences from 25 Years of German Technical Cooperation. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH, Jakarta, Indonesia, 494 p.
- GUNN, E.A. (2007): Models for Strategic Forest Management. In: A. WEINTRAUB et al. (Eds): *Handbook Of Operations Research In Natural Resources*. Springer Science and Business Media, LLC: 317-341.
- GUSTAFSSON, L., NASI, R., DENNIS, R., NGUYEN, H.N., SHEIL, D., MEIJAARD, E., DYKSTRA, D., PRIYADI, H. and THU, P.Q. (2007): Logging for the ark: Improving the conservation value of production forests in South East Asia. *CIFOR Occasional Paper No. 48*, Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia, 74 p.
- HAASE, G. and SCHINDELE, W. (2005): Yield Regulation. Paper 3c in the Series *Forest Management Planning Rules and Guidelines (FMPRG)*. Technical Document No. B 54. Sustainable Forest Management and Conservation Project. Forestry Department, Kuala Lumpur, Malaysia, 23 p.
- HAEFNER, J.W. (1996): *Modelling Biological Systems: Principles and Applications*. Chapman and Hall, New York.
- HAHN-SCHILLING, B. (1994): Struktur, sukzessionale Entwicklung und Bewirtschaftung selektiv genutzter Moorwälder in Malaysia. *Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen 94*. Verlag Erich Goltze, Göttingen, 264 p.
- HAHN-SCHILLING, B., JONATHAN, R. and TAN, S. (2000): Silvicultural treatment of logged-over forest in the FOMISS-Samling Pilot Area (FSPA). Implementation Guideline, Forest Department Sarawak, 22 p.
- HALL, J.B. and SWAINE, M.D. (1976): Classification and ecology of closed canopy forest in Ghana. *J. Ecol.* 64: 913-951.
- HALLÉ, F., OLDEMAN, R.A.A. and TOMLINSON, P.B. (1978): *Tropical tress and forests: An architectural analysis*. Springer Verlag Berlin, 441 p.
- HANN, D.W. (1980): Development and evaluation of an even and uneven-aged ponderosa pine /Arizona fescue stand simulator. USDA Forest Service Research Pamphlet INT-267.
- HARDESTY, B.D. (2007): How far do offspring recruit from parent plants? A molecular approach to understanding effective dispersal. In: DENNIS, A.J. et al. (Eds): *Seed dispersal: theory and its application in a changing world*. CAB International, Reading, UK: 277-299.
- HARRISON, R. D., MOMOSE, K. and INOUE, T. (2005): Pollination of *Dipterocarpus* by *Apis dorsata* during a general flowering. *Malayan Nature Journal* 57: 67-80.
- HARTIG, G.L. (1795): *Anweisung zur Taxation der Forste oder zur Bestimmung des Holzertrags der Wälder*. Nachdruck der Georg-Ludwig-Hartig Stiftung, Wiesbaden, 200 p.
- HARTSHORN, G.S. (1983): Tree falls and tropical forest dynamics. In: SUTTON, S.L., WHITMORE, T.C. and CHADWICK, A.C. (Eds.) *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*. Special Publication Series of the British Ecological Society. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 617-638.
- HASEL, K. (1985): *Forstgeschichte*. Pareys Studentexte 48. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 258 p.

- HASENAUER, H. (1994): Ein Einzelbaumwachstumssimulator für ungleichaltrige Fichten-Kiefern- und Buchen- Fichtenmischbestände. Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur, Wien, Band 8, 152 p.
- HASENAUER, H. (2004): Waldwachstumsmodelle als Grundlage einer nachhaltigen Waldwirtschaft. In: HANEWINKEL, M. und TEUFFEL, K.v. (Eds.) *Waldwachstumsmodelle für Prognosen in der Forsteinrichtung. Stand der Wissenschaft in Mitteleuropa*. Berichte Freiburger Forstliche Forschung No 50. Freiburg im Breisgau, Germany, FVA: 15-31.
- HASENAUER, H. (2006): Concepts within Tree Growth Modeling. In: HASENAUER H., (Ed.) *Sustainable Forest Management: Growth models for Europe*. Springer, Berlin Heidelberg Germany, 3-17.
- HAUPT, W. (1995): Simulationsmodell zur Optimierung von nachhaltigen Nutzungsstrategien- am Beispiel eines logistisch wachsenden Waldes. Diplomarbeit am Wissenschaftlichen Zentrum für Umweltsystemforschung der Universität Gesamthochschule Kassel.
- HAYES, W.B. (1978): Some Sampling Properties of the Fager Index for Recurrent Species Groups. *Ecology*, Vol. 59 (1): 194-196.
- HERLING, H. (2005): Integration von Verjüngung in Waldwachstumssimulatoren. Dissertation an der Technischen Universität München, Fakultät für Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, 294 p.
- HERNANDEZ, A.Z. and UEBELHOER, K. (1989): The future of Dipterocarp forest management in the Philippines. In: HEUVELDOP et al. (Eds.): Proceedings of the GTZ Regional Forestry Seminar, Fiji, October 3-14, 1988. GTZ, Eschborn, 58-82.
- HEUVELDOP, J. (1997): Visit to Sabah Forestry Department. Internal BFH Report. Institute for World Forestry, Hamburg, 10 p.
- HEUVELDOP, J., HAHN-SCHILLING, B., BICK, U. and DROSTE, H.J. (1994): Criteria for an evaluation of sustainable management of tropical forests. In: HEUVELDOP, J. (Ed.) Assessment of sustainable tropical forest management (A contribution to the development of concept and procedure). Hamburg: Max Wiedebusch Kommiss.-Verl., Mitt. Bundesforschungsanst. Forst-Holzwirtsch., Nr. 178: 37-165.
- HEUVELDOP, J., SCHNEIDER, T.W. und HONERLA, S. (1998): Sustainable development of forests - international activities in the field of forestry policy after UNCED and contributions by forestry science towards implementing the agreements reached. *Plant Res. Develop.*, Tübingen (1998) 47/48: 29-37.
- HEUVELDOP, J., KLEINE, M. und KULENKAMPFF, L. (1999): Nachhaltige Waldbewirtschaftung in Sabah, Malaysia, am Beispiel des Modellforstbetriebes Deramakot. *Forst und Holz* Nr. 8, 54. Jhrg.: 237-242.
- HEUVELDOP, J., DITZER, T., DROSTE, H.J. and GLAUNER, R. (2000): A new approach for AAC calculation in tropical moist forest. An example from Sabah, Malaysia. Congress proceedings of oral presentations in Group Sessions and Poster/Panel Sessions at the XXI IUFRO World Congress, 7 - 12 August 2000, Kuala Lumpur, Malaysia, p 98.
- HEUPEL, G.M. (2003): Lore-Lindu Sample. Analysis of forest structure based on random sample inventory. Waldstrukturanalysen auf der Basis von Stichprobeninventuren im Lore-Lindu National Park, Sulawesi, Indonesia. Master Thesis, Institut für Forsteinrichtung und Ertragskunde, Universität Göttingen, 144 p.

- HIGMAN, S., MAYERS, J., BASS, S., JUDD, N. and NUSSBAUM, R. (2005): The sustainable forestry handbook. The Earthscan Forestry Library, London, 332 p.
- HOGANSON, H.M. and BURK, T.E. (1997): Models as tools for forest management planning. *Commonwealth Forestry Review* 76 (1): 11-17.
- HRADETZKY, J. (1978): Das Bestimmtheitsmaß: Kritische Bemerkungen zu seiner Anwendung im forstlichen Versuchswesen. *Forstw. Cbl.* 97: 168-181.
- HUANG, S., YANG, Y. and WANG, Y. (2003): A critical look at procedures for validating growth and yield models. In: AMARO, A., REED, D., SOARES, P. (Eds.) *Modelling Forest Systems*. CAB International, Wallingford, Oxfordshire, UK, 271–293.
- HUBBELL, S.P. (1979): Tree dispersion, abundance and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203: 1299-1309.
- HUBBELL, S.P. (1980) Seed predation and the coexistence of tree species in tropical forests. *Oikos*, 35, 214–229.
- HUBBELL, S.P. and FOSTER, R.B. (1986): Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. In: CRAWLEY, M. (Ed.): *Plant ecology*. Blackwell Scientific, Oxford, UK: 77-96.
- HUBBELL, S. P. and FOSTER, R. B. (1990): The fate of juvenile trees in a Neotropical forest: implications for the natural maintenance of tropical tree diversity. In: BAWA, K. S. and M. HADLEY (Eds.) *Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants*. Man and Biosphere Series, Unesco, Paris; Parthenon Publishing, Carnforth, 317-341.
- HUBBELL, S.P., FOSTER, R.B., O'BRIAN, S.P., HARMS, K.E., CONDIT, R., WECHSLER, B., WRIGHT, S.J. and DeLAO, S.L. (1999): Light-gap distribution, recruitment limitation and tree diversity in a neotropical forest. *Science* 283: 515-527.
- HUTCHINSON, I.D. (1980): Liberation Thinning: a tool in the management of Mixed Dipterocarp Forest in Sarawak. UNDP/ FAO Forestry Development Project Sarawak MAL/76/008, Field Document No. 5, 28p.
- HUTCHINSON, I.D. (1988): Points of departure for silviculture in humid tropical forests. *Commonw. For. Rev.* 67 (3): 223-230.
- HUTH, A. (1999): Modellierung des Wachstums und der Nutzung von tropischem Regenwald. Habilitationsschrift, Universität Gesamthochschule Kassel, 307 p.
- HUTH, A. and DITZER, T. (2000): Simulation of the growth of a lowland Dipterocarp rain forest with FORMIX3. *Ecological Modelling* 134: 1-25.
- HUTH, A. and DITZER, T. (2001): Long-term impacts of logging in a tropical rain forest - a simulation study. *Forest Ecology and Management* 142: 33-51.
- HUTH, A. and KÖHLER, P. (2003): Impacts of logging in tropical rain forests with disturbed recruitment - a simulation study. In Vacik H., Lexer M.J., Rauscher M.H., Reynolds K.M., Brooks R.T., 2003 (eds.). *Decision support for multiple purpose forestry. A transdisciplinary conference on the development and application of decision support tools for forest management*. April 23-25, 2003, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Austria, Conference Proceedings, 1-10.
- HUTH, A., HAHN-SCHILLING, B. und BOSSEL, H. (1994): Untersuchungen der Auswirkungen von verschiedenen Nutzungsstrategien auf das Wachstum von Moorwald - Simulationen mit FORMIX. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 3: 217-225.

- HUTH, A., DITZER, T. and BOSSEL, H. (1997): The rain forest growth model FORMIX3: A Tool for Forest Management Planning Towards Sustainability. TÖB-Report, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Eschborn, 78 p.
- HUTH, A., DITZER, T. and BOSSEL, H. (1998): The rain forest growth model FORMIX3 — Model description and analysis of forest growth and logging scenarios for the Deramakot Forest Reserve (Malaysia). Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen 124. Verlag Erich Goltze, Göttingen, 182 p.
- HUTH, A., DRECHSLER, M. and KÖHLER, P. (2004): Multicriteria evaluation of simulated logging scenarios in a tropical rain forest. *J. Environ. Manage.* 71: 321-333.
- IMAI, N., SAMEJIMA, H., LANGNER, A., ONG, R.C., KITA, S., TITIN, J., CHUNG, A.Y.C., LAGAN, P., LEE, Y.F. and KITAYAMA, K. (2009): Co-Benefits of Sustainable Forest Management in Biodiversity Conservation and Carbon Sequestration. *PLoS ONE* 4(12): e8267. doi:10.1371/journal.pone.0008267.
- IMANUDDIN, R. and WAHJONO, D. (2006): The utilization of growth and yield data to support sustainable forest management in Indonesia In: PRIYADI, H., GUNARSO, P. and KANNINEN, M. (Eds): Permanent Sample Plots: More than just forest data. Proceedings of International Workshop on Promoting Permanent Sample Plots in Asia and the Pacific Region: Bogor, Indonesia, 3-5 August 2005. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 169 p.
- INSTITUTE FOR DEVELOPMENT STUDIES (2006): Review of Sabah's Major Economic Indicators in 2005. Economic Monitoring Programme Area, Institute for Development Studies (Sabah), Kota Kinabalu, Sabah, 27 p.
- ISMAIL, H. (2007): Optimization of Cutting Cycle and Growing Stock for Sustainable Harvest in Timber Production Forests in Peninsular Malaysia. Thesis Submitted to the School of Graduate Studies, Universiti Putra Malaysia, in Fulfilment of the Requirement for the Degree of Doctor of Philosophy, 323 p.
- ISMAIL, H., KASSIM, A.R. and APPANAH, S. (2000): Growth and Yield Modelling in Peninsular Malaysia: A case study, status and problems. In: H.L. WRIGHT and D. ALDER (Eds): *Proceedings of a workshop on humid and semi-humid tropical forest yield regulation with minimal data*. Oxford Forestry Institute, Department Of Plant Sciences, University of Oxford. O.F.I. Occasional Papers No. 52.
- ISMAIL H., HARFENDY, O., WAN MOHD SHUKRI, W.A., NUR HAJAR, Z.S., SALLEH, M. and NORAZIAN, M.Z. (2005): *Manual on Growth and Yield Model for Mixed Tropical Forests in Peninsular Malaysia (GYMMTF)*. Forest Research Institute of Malaysia, Kepong, 50p.
- ITOH, A., YAMAKURA, T., OGINO, K., LEE, H.S. and ASHTON, P.S. (1997): Spatial distribution patterns of two predominant emergent trees in a tropical rainforest in Sarawak, Malaysia. *Plant Ecology* Volume 132, Number 2: 121-136.
- ITTO (1990): The promotion of sustainable forest management: a case study in Sarawak, Malaysia. Report submitted to ITTC (VIII)/7. Yokohama, Japan, 74 p.
- ITTO (2002): ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary forests. ITTO Policy Development Series No 13. Yokohama, Japan, 84 p.

- ITTO (2005): Revised ITTO Criteria and Indicators for sustainable management of natural tropical forests, including reporting format. ITTO Policy Development Series No 15, ITTO, Yokohama, 42p.
- ITTO (2009): Tropical Timber Market Report No. 13 Vol. 14. ITTO, Yokohama, 18p.
- IUCN (2003): Rehabilitation and restoration of degraded forests. LAMB, D. and GILMOUR, D. (Eds). IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland, 110 p.
- IVERSON, D.C. and ALSTON, R.M. (1986): The genesis of FORPLAN: a historical and analytical review of Forest Service planning models. USDA Forest Service, General Technical Report INT-214.
- JANN, B. (2006): Diagnostik von Regressionsschätzungen bei kleinen Stichproben. In DIEKMANN, A. (Ed) Methoden der Sozialforschung. Sonderheft 44 der Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie. VS Verlag für Sozialwissenschaften, Wiesbaden, 421-452.
- JANZEN, D.H. (1970): Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104: 501-528.
- JANZEN, D.H. (1974): Tropical blackwater rivers, animals and mast fruiting by the Dipterocarpaceae. *Biotropica* 4: 69-103.
- JOHNSON, K.N., SAMUELSON, L., TESKEY, R., MCNULTY, S. and FOX, T. (2001): Process Models as Tools in Forestry Research and Management. *Forest Science*, Vol. 47, No. 1: 2-8.
- JONES, F.A. and MULLER-LANDAU, H.C. (2008): Measuring long distance seed dispersal in complex natural environments: a comparison and integration of classical and genetic methods. *Journal of Ecology*, 96, 642-652.
- JONKERS, W.B.J. (1982): Options for silviculture and management of the Mixed Dipterocarp Forest of Sarawak. UNDP/FAO Working Paper No. 11. Forest Department Sarawak, Kuching, Malaysia.
- JONKERS, W.B.J. (1987): Vegetation structure, logging damage and silviculture in tropical rain forest in Suriname. Agricultural University Wageningen, The Netherlands.
- JUIN, E., YANGKAT, Y. and LAUGESEN, C.H. (2000): The State of the Environment in Sabah, 2000. State Environmental Conservation Department, Sabah, Malaysia. A Paper Presented at the Environmental Convention held in Kuching, Sarawak, 29-30 June 2000, 34 p
- JUSTIANTO, A. (2002): Phased AAC Reduction for Natural Production Forests: A Policy Alternative. In: REDHAHARI, S.H. and SUMARYONO, H.M. (Eds): A Discussion of AAC Determination for Logged-Over Natural Production Forests. Samarinda Workshop: Production Forest Management in East Kalimantan (Book I). Organised by the Forest Planning Laboratory, Faculty of Forestry, Mulawarman University in cooperation with DFID-FRP (The University of Edinburgh), 9-12.
- KAHN, M. (1995): Quasikausal Modellierung des Standort-Leistung-Bezuges als Voraussetzung zum Aufbau flexibler Mischbestandsmodelle. *Forstw. Cbl.* 114: 175-187.
- KAHN, M. und PRETZSCH, H. (1998): Parametrisierung und Validierung des Wachstumsmodells SILVA 2.2 für Rein- und Mischbestände aus Fichte, Tanne, Kiefer, Buche, Eiche und Erle. Tagungsbericht der Sektion Ertragskunde des DVFFA, Kevelaer 1998, S. 18-34.

- KAMMESHEIDT, L. (2006): Malaysias Holzwirtschaft in der Krise. Wertholz aus Naturwäldern Malaysias und anderer Länder der Region wird ein knappes Gut. *Holz-Zentralblatt* 132(17), 491-492.
- KAMMESHEIDT, L. (2007): Die Dipterocarpaceen-Wälder Südostasiens. *Naturwissenschaftliche Rundschau* 60 (6): 285-292.
- KAMMESHEIDT, L., KÖHLER, P. and HUTH, A. (2001): Sustainable timber harvesting in Venezuela: a modelling approach. *Journal of Applied Ecology* 38: 756-770.
- KAMMESHEIDT, L., KÖHLER, P. and HUTH, A. (2002): Simulating logging scenarios in secondary forest embedded in a fragmented neotropical landscape. *Forest Ecology and Management*, Volume 170, Issues 1-3: 89-105.
- KAMMESHEIDT, L., DAGANG, A.A., SCHWARZWÄLLER, W. and WEIDELT, H.J. (2003): Growth patterns of Dipterocarps in treated and untreated plots. *Forest Ecology and Management* 174: 437-445.
- KARIUKI, M. (2004): Modelling dynamics including recruitment, growth and mortality for sustainable management in uneven-aged mixed-species rainforests. PhD Thesis, School of Environmental Science and Natural Resources Management, Southern Cross University, Australia, 233p.
- KARIUKI, M., KOOYMAN, R.M., LYNDON BROOKS, L., SMITH, R.G.B. and VANCLAY, J.K. (2006): Modelling growth, recruitments and mortality to describe and simulate dynamics of subtropical rainforests following different levels of disturbance. *FBMIS* Volume 1, 22-47.
- KASPAR, F. (1997): Untersuchungen zur Koexistenz von Baumarten in malaysischen Regenwäldern mit einem Waldwachstumsmodell - Simulation der Bestandslückendynamik mit partiellen Differentialgleichungen. Diploma thesis, Wissenschaftliches Zentrum für Umweltsystemforschung, University of Kassel.
- KASTENS, U. und BÜNING, H.K. (2008): Modellierung: Grundlagen und formale Methoden. Hanser Fachbuch, 2. Aufl., 293 p.
- KENNEDY, D.N. (1991). The role of colonizing species in the regeneration of Dipterocarp Rain Forest. PhD thesis, Department of Plant and Soil, University of Aberdeen.
- KENNEDY, D.N. and SWAINE, M.D. (1992): Germination and growth of colonizing species in artificial gaps of different sizes in Dipterocarp rain forest. In: MARSHALL, A.G. and M.D. SWAINE (Eds.) *Tropical Rain Forest: Disturbance and recovery*. Philosophical Transactions Of The Royal Society Of London B 335, Royal Society, London: 357-367.
- KEONG, G.B. and WEINLAND, G. (1995) Silviculture of logged-over natural forests in Peninsular Malaysia: Suggestions for improvement. Sustainable Forest Management and Conservation Project, Project Document No. B2, 68 p.
- KHURANA, E. and SINGH, J. S. (2001) Ecology of tree seed and seedlings: Implications for tropical forest conservation and restoration *Current Science*, Vol. 80, No. 6: 748-757.
- KIMMINS, J.P. (1993): Scientific foundations for the simulation of ecosystem function and management in FORCYTE-11. For. Can. Nw. Reg., North For. Centre, Edmonton, Alta. Info. Rept. Nor-x-328.
- KIMMINS, J.P. (2000): Decision support systems: respect for nature and the role of modeling in the definition of sustainable forest management. *Compiler* Vol. 16, No. 1: 5-13.

- KIRA, T. (1978): Community architecture and organic matters dynamics in tropical lowland rainforests of Southeast Asia with special reference to Pasoh Forest, West-Malaysia. In: TOMLINSON, P.B. and ZIMMERMAN, M.H. (Eds.) *Tropical tress as living systems*. Cambridge University Press, New York, USA: 26-30.
- KITAYAMA, K. (2008): Risks and Co-benefits of Biodiversity Conservation in REDD: Suggestions based on a Case Study in Bornean Rain Forests. Voluntary paper submitted at the Meeting of the Ad Hoc Technical Expert Group on Biodiversity and Climate Change, First Meeting London, United Kingdom 17–21 November 2008, 17 p.
- KLEINE, M. (1997): A system approach to silvicultural decision making. Forest Research Centre, Sabah Forestry Department. Sandakan, Malaysia, 157 p.
- KLEINE, M. (1998): Technical note on yield regulation for Sustainable Forest Management in Sabah. Unpublished Technical GTZ Report, 5 p.
- KLEINE, M. (1999): DIPSIM Sarawak - Dipterocarp Forest Growth & Simulation Model, Version Sarawak. Consultancy Report, Forest Department of Sarawak. Malaysian-German Technical Cooperation Project. Forest Management Information System Sarawak (FOMISS): Kuching, Sarawak.
- KLEINE, M. and HEUVELDOP, J. (1993): A management planning concept for sustained yield of tropical forests in Sabah, Malaysia. *For. Ecol. Manage.* 61:277-297.
- KLEINE, M. and SETJE-EILERS, U. (1998): DIPSIM. Dipterocarp Forest Growth Simulation Model for Peninsular Malaysia. DIPSIM User's Guide and Database Manual. STC Report No. F14. Sustainable Forest Management and Conservation Project. Malaysian-German Technical Cooperation Project: 47 p.
- KLEINE, M. and HINRICHS, A. (1999): DIPSIM – KALTIM, Dipterocarp Forest Growth and Guide to AAC Determination. SFMP Document No. 3. Promotion of Sustainable Forest Management System (SFMP) in East Kalimantan, Indonesian - German Technical Cooperation.
- KLEINE, M. ONG, R.C. and CHAI, D.N.P. (1993): Interim silvicultural standards for harvesting planning. Internal Report, Sabah Forestry Department, Sandakan.
- KLEMMT, H.J. (2007): Standortabhängige Ableitung der Höhenwuchsleistung aus Forstinventurdaten mit Hilfe von Data-Mining-Methoden. Grundlage für die regionale, standortbezogene Feinjustierung des forstlichen Wachstumsmodelles SILVA. Dissertation am Lehrstuhl der Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement der Technischen Universität München.
- KLINGE, H. (1960): Ergebnisse bodenkundlicher Standortserkundungen in El Salvador, Zentralamerika. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt fuer Forst- und Holzwirtschaft Hamburg Nr. 47. Kommissionsverlag Max Wiedebusch, Hamburg.
- KOBAYASHI, S. (2004): Landscape rehabilitation of degraded tropical forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*. Volume 201, Issue 1, 13-22.
- KOFOD, E.O. (1982): Standtable projections for the mixed Dipterocarp forest of Sarawak. Field Document No. 9. Forest Department, Kuching, 107 p.
- KÖHLER, P. (1996): Ein individuenbasiertes Wachstumsmodell zur Simulation tropischer Regenwälder. Diplomarbeit im Fachbereich Physik der Universität Gesamthochschule Kassel.

- KÖHLER, P. (1998): Parameter research for the tropical rain forest model FORMIX4. Report No. 204. Malaysian-German Sustainable Forest Management Project, Sandakan, Sabah, 94p.
- KÖHLER, P. (2000): Modelling anthropogenic impacts on the growth of tropical rain forests using an individual-oriented forest growth model for analyses of logging and fragmentation in three case studies. Dissertation im Fachbereich Physik der Universität Gesamthochschule Kassel, 216 p.
- KÖHLER, P. and HUTH, A. (1998a): An individual based rain forest model - concepts and simulation results. In: KASTNER-MARESCH, A., KURTH, W., SONNTAG, M. and BRECKLING, B. (Eds) *Individual-based structural and functional models in ecology*. Bayreuther Forum Ökologie, Nummer 52. Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung, Bayreuth, Germany: 35-51.
- KÖHLER, P. and HUTH, A. (1998b): The effects of tree species grouping in tropical rain forest modelling. Simulations with the individual based model FORMIND. *Ecological Modelling* 109(3), 301-321.
- KÖHLER, P. and HUTH, A. (2004): Simulating growth dynamics in a South-East Asian rain forest threatened by recruitment shortage and tree harvesting. *Climatic Change* 67: 95-117.
- KÖHLER, P. and HUTH, A. (2007): Impacts of recruitment limitation and canopy disturbance on tropical tree species richness. *Ecological Modelling* 203, 511-517.
- KÖHLER, P., DITZER, T. and HUTH, A. (2000a): Concepts for the aggregation of tropical tree species into functional types and the application to Sabah lowland rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 16: 591-603.
- KÖHLER, P., DITZER, T. and HUTH, A. (2000b): The effects of logging, fragmentation and recruitment on growth of Dipterocarp forests. In KÖHLER, P. (ed.): *Modelling anthropogenic impacts on the growth of tropical rain forest*. Andere Verlag, Osnabrück, p. 86-109.
- KÖHLER, P., DITZER, T., ONG, R. and HUTH, A. (2001): Comparison of measured and modelled growth on permanent plots in Sabah's rain forests. *Forest Ecology and Management* 144: 101-111.
- KÖHLER, P., CHAVE, J., RIÉRA, B. and HUTH, A. (2003): Simulating the long-term response of tropical wet forests to fragmentation. *Ecosystems* 6: 114-128.
- KÖHLER, P. und HUTH, A. (2007): Impacts of recruitment limitation and canopy disturbance on tropical tree species richness. *Ecological Modelling* 203, 511-517.
- KOLLERT W. and WEINLAND G. (2002): Dipterocarp Forest Management in Peninsular Malaysia. A Silvicultural and Financial Analysis of the Selective Management System. Sustainable Forest Management and Conservation Project, Forestry Department Malaysia, Kuala Lumpur, Malaysia, 18 p.
- KONG, L. (2003): Need to refine admin, CM tells forestry. *Daily Express*, 25. March 2003: 3.
- KORSGAARD, S. (1986): An analysis of the potential for timber production under conservation management in the tropical rainforest of South East Asia. Project Status Report. The Research Council for Development Research, Copenhagen, 83 p.
- KORSGAARD, S. (1988): A manual for the standtable projection simulation model. Danish Land Development Service, Viborg, 75 p.

- KORSGAARD, S. (1989): The standtable projection simulation model. In: WAN RAZALI, W.M., CHAN H.T. and APPANAH, S. (Eds.): *Proceedings of the seminar on: Growth and yield in tropical mixed-moist forest*. Kuala Lumpur, 20-24 June 1988. FRIM, Kepong, Malaysia, 85-95.
- KORSGAARD, S. (1992): An analysis of growth parameters and timber yield prediction based on research plots in the Permanant Forest Estate of Sarawak, Malaysia. The Research Council for Development Research, Copenhagen, Denmark.
- KRAMER, H. (1988): *Waldwachstumslehre*. Paul Parey, Hamburg und Berlin, 374 p.
- KRAMER, H. und AKÇA, A. (2008): *Leitfaden zur Waldmeßlehre*. 5., überarbeitete Auflage. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.: 266 p.
- KRIEBITZSCH, W.U. und GLAUNER, R. (1998): Modellierung des Waldwachstums von tropischen Regenwäldern unter Einwirkung von großflächigen Störungen. Arbeits- und Ergebnisbericht. Institut für Weltforstwirtschaft, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg, 34 p.
- KÜRPICK, P., KÜRPICK, U. and HUTH, A. (1997): The influence of logging on a Malaysian Dipterocarp rain forest: a study using a forest gap model. *J. Theor. Biol.* 185: 47-54.
- KURTH, H. (1994): *Forsteinrichtung. Nachhaltige Regelung des Waldes*. Berlin, Deutscher Landwirtschaftsverlag GmbH, 592 p.
- KURTH, W. und SLOBODA, B. (2003): Endbericht zum DFG Projekt: Entwicklung statistischer und geometrischer Verfahren zur Charakterisierung von Pflanzen- und Bestandesarchitekturen und für Modellvergleiche (KU 847/3-1,2): 18 p.
- LAGAN, P., MANNAN, S. and MATSUBAYASHI, H. (2007): Sustainable use of tropical forests by reduced-impact logging in Deramakot Forest Reserve, Sabah, Malaysia. *Ecol Res* 22: 414-421.
- LAMPRECHT, H. (1986): *Waldbau in den Tropen*. Paul Parey, Hamburg und Berlin, 318 p.
- LANDSBERG, J. (2003): Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions. *Can. J. For. Res* 33(3): 385-397.
- LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., RANKIN-DE MERONA J.M., LAURANCE S.G., HUTCHINGS, R.W. and LOVEJOY, T.E. (1998): Effects of Forest Fragmentation on Recruitment Patterns in Amazonian Tree Communities. *Conservation Biology*, Vol. 12 (2): 460-464.
- LEDERMANN, T. (2002): Ein Einwuchsmodell aus den Daten der Österreichischen Waldinventur 1981-1996. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 119: 40-77.
- LEE, H.S. (1981): *Silvicultural Management Options in the Mixed Dipterocarp Forest of Sarawak*. M.Sc.Thesis, Australian National University.
- LEE, H.S. (1982a): The development of silvicultural systems in the hill forests of Malaysia. *Malaysian Forester* 45: 1-9.
- LEE, H.S. (1982b): Silvicultural management in Sarawak. *Malaysian Forester* Vol. 45 (4): 485-496.
- LEE, Y.F., MATUNJAU, C.A. and HEUVELDOP, J. (1990): Assessment of the cost-effectiveness of two liberation intensities in a regenerating lowland Dipterocarp Forest in Sabah. Paper

presented at the IUFRO World Congress in Montreal, August 5-11, 1990. Forest Research Center, Sandakan, Malaysia, 16 p.

- LEIBUNDGUT, H. (1984): Die Waldpflege. 3. Aufl., Haupt, Bern und Stuttgart, 214 p.
- LENNERTZ, R., SARMIENTO, V. and PADILLA, J. (1991): Prerequisites for, and characteristics of, sustainable management planning in the dipterocarp forests of the Philippines. In: PHILIPPINE-GERMAN DIPTEROCARP FOREST MANAGEMENT PROJECT. Sustainable management of natural forests in the Philippines: Possibility or illusion? Proceedings. Manila, Philippine-German Integrated Rainforest Management Project, 57-73.
- LEVY, P.E., LUCAS, M.E., MCKAY, H.M., ESCOBAR-GUTIERREZ, A.J. and REY, A. (2000): Testing a process-based model of tree seedling growth by manipulating CO₂ and nutrient uptake. *Tree Physiology* 20, 993–1005.
- LIEW, T.C. (1973): Occurrence of seeds in virgin forest top soil with particular reference to secondary species in Sabah. *Malayan Forester* Vol 36: 185-193.
- LIEW, T.C. and WONG, F.O. (1973): Density, recruitment, mortality and growth of Dipterocarp seedlings in virgin and logged-over forests in Sabah. *The Malaysian Forester* 36(1): 3-15.
- LINSENMAIR, K.E. (1995). Biologische Vielfalt und ökologische Stabilität. *Wissenschaft in der globalen Herausforderung*, 267-295.
- LIU, J. and ASHTON, P.S. (1995): Individual-based simulation models for forest succession and management. *Forest Ecology and Management* 73: 157-175.
- LIU, J. and ASHTON, P.S. (1999): Simulating effects of landscape context and timber harvest on tree species diversity. *Ecological Applications*, 9 (1): 186-201.
- LOEB, V.J., SMITH, P.E. and MOSER, H.G. (1983): Recurrent groups of larval fish species in the California current area. CalCOFI Rep. Vol. XXIV: 152-164.
- LOHUJI, P.L. and TAUMAS, R. (1998): Reduced Impact Logging Guidelines for Sabah. Sabah Forestry Department.
- LOHUJI, P.L. and MARTIN, R.A. (2001): RIL in Deramakot. Paper presented at the Seminar on Rehabilitation of Degraded Tropical Forest, 8-10 May, 2001, Ipoh, Perak.
- MÄKELÄ, A., LANDSBERG, J., EK, A.R., BURK, T.E., TER-MIKAELIAN, M., ÅGREN, G.I. OLIVER, C.D and PUTTONEN, P., (2000): Process-based models for forest ecosystem management: current state-of-art and challenges for practical implementation. *Tree. Physiol.* 20: 289-298.
- MANNAN, S. and AWANG, Y. (1997): Sustainable forest management in Sabah. Paper presented at the Seminar on Sustainable Forest Management, 22nd November 1997, Kota Kinabalu, Sabah, Malaysia, 23 p.
- MANNAN, S., YAHYA, A., RADIN, A., ABI, A. and LAGAN, P. (2002): The Sabah Forestry Department experience from Deramakot Forest Reserve: five years of practical experience in certified sustainable forest management. Paper presented at the Seminar on Practising Sustainable Forest Management: Lessons Learned and Future Challenges, 20-22 August, 2002, Kota Kinabalu, Sabah.
- MANOKARAN, N. and SWAINE, M.D. (1994): Population dynamics of trees in Dipterocarp forests of Peninsular Malaysia. *Malayan Forest Records* No. 40. FRIM, Kepong.

- MANOKARAN, N. and KOCHUMEN, K.M. (1994): Tree growth in Primary Lowland and Hill Dipterocarp forests. *J. Trop. For. Sci.* 6(3): 332-345.
- MANSON, D.G., HANAN, J., HUNT, M., BRISTOWD, M., ERSKINE, P.D., LAMB, D. and SCHMIDT, S. (2006): Modelling predicts positive and negative interactions between three Australian tropical tree species in monoculture and binary mixture. *Forest Ecology and Management*, Volume 233 (2-3): 315-323.
- MATTHIES, M. (2002): Einführung in die Systemwissenschaft. Vorlesungsmanuskript, www.usf.uos.de/cgi-bin/archive?~vberding/syswi/skript10.pdf.
- MAYER, H. (1984): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 522 p.
- McCANNY, S.J. (1985): Alternatives in parent-offspring relationships in plants. *Oikos* 45:148–149.
- MEADOWS, D.H., MEADOWS, D.L., RANDERS, J. and BEHRENS, W.W. (1972): Die Grenzen des Wachstums. Erster Bericht an den Club of Rome. Deutsche Verlagsanstalt, Stuttgart.
- MEIJAARD, E., SHEIL, D., NASI, R. and STANLEY, S. (2006): Wildlife Conservation in Bornean Timber Concessions. *Ecology and Society* 11(1), Art. 47.
- MEIJAARD E. and SHEIL, D. (2007): A logged forest in Borneo is better than none at all. *Nature* 446: 974.
- MEIJER, W. (1973): Devastation and regeneration of lowland Dipterocarp forests in Southeast Asia. *BioScience* Vol. 23(9): 528-533.
- MIINA, J., EERIKÄINEN, K., and HASENAUER H. (2006): Modeling Forest Regeneration. In: HASENAUER H. (Ed) *Sustainable Forest Management*. Springer, Berlin Heidelberg Germany, 39-57.
- MILLER, T.B. (1981): Growth and yield of logged-over mixed Dipterocarp Forest in East-Kalimantan. *The Malaysian Forester* Vol. 44, No.2&3, 419-424.
- MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE (1993): Resolution H1. General Guidelines for the Sustainable Management of Forests in Europe. Second Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, 16-17 June 1993, Helsinki/Finland.
- MLADENOFF, D.J. and BAKER, W.L. (1999): Progress and future directions in spatial modelling of forest landscapes. In: MLADENOFF, D.J. and BAKER, W.L. (Eds.) *Spatial modelling of forest landscape change*. Cambridge University Press, UK, 333-349.
- MOAD, A.S. (1992): Dipterocarp juvenile growth and understorey light availability in Malaysian tropical forest. PhD thesis, Department of Organismic and Evolutionary Biology, Harvard University.
- MOMOSE, K., YUMOTO, T., NAGAMITSU, T. KATO, M., NAGAMASU, H., SAKAI, S., HARRISON, R.D., ITIOKA, T., HAMID, A.A. and INOUE, T. (1998): Pollination Biology in a Lowland Dipterocarp Forest in Sarawak, Malaysia. I. Characteristics of the Plant-Pollinator Community in a Lowland Dipterocarp Forest. *American Journal of Botany* 85(10): 1477–1501.
- MONSERUD, R.A. (2003): Evaluating forest models in a sustainable forest management context. *Forest Biometry, Modelling and Information Sciences* Vol 1, 35-47.

- MOOG, U. (2002): Die Reproduktion von *Macaranga* (Euphorbiaceae) in Südostasien: Bestäubung durch Thripse und Kastration durch Pflanzenameisen. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Naturwissenschaften im Fachbereich Biologie und Informatik der Johann Wolfgang Goethe-Universität in Frankfurt am Mai, 161 p.
- MOSHAMMER, R., RÖTZER, T. und PRETZSCH, H. (2009): Analyse der Waldentwicklung unter veränderten Umweltbedingungen. Neue Informationen für die Forstplanung durch Kopplung von Modellen am Beispiel des Forstbetriebes Zittau. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* Heft 8: 63–70.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. UTB für Wissenschaft 595, 3. überarbeitete Auflage, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden. 512 p.
- MULLER-LANDAU, H.C., WRIGHT, S.J., CALDERON, O., CONDIT, R. and HUBBELL, S.P. (2008): Interspecific variation in primary seed dispersal in a tropical forest. *Journal of Ecology* 96: 653-667.
- MÜLLER-EDZARDS, C. und HEUVELDOP, J. (1999): Lessons to be learned from the history of tropical silviculture. Working Report. Institute for World Forestry, Ferderal Research Center for Forestry and Forest Products, Hamburg, 53 p.
- MÜLLER, F. (1999): Ökosystemare Modellvorstellungen und Ökosystemmodelle in der Angewandten Landschaftsökologie. In: SCHNEIDER-SLIWA, R., SCHAUB, D. and GEROLD, G. (Eds) *Angewandte Landschaftsökologie. Grundlagen und Methoden*. Springer, Berlin, 25-46.
- MUZIOL, C., WEINLAND, C. and KREZDORN, R. (2000): Putting Sustainable Forest Management into Practice in Peninsular Malaysia: Minimum Requirements. Paper No. C 20 presented at the XXI IUFRO World Congress, 7 - 12 August 2000, Kuala Lumpur, Malaysia, 19 p.
- NAGEL, J., DUDA, H. und HANSEN, J. (2006): Forest Simulator BWINPro7. *Forst und Holz* 61, Heft 10, S.427-429.
- NAITO, Y., KANZAKI, M., NUMATA, S., OBAYASHI, K., KONUMA, A., NISHIMURA, S., OHTA, S., TSUMURA, Y., OKUDA, T., LEE, SL and MUHAMMAD, N. (2008): Size-related flowering and fecundity in the tropical canopy tree species, *Shorea acuminata* (Dipterocarpaceae) during two consecutive general flowerings. *Journal of Plant Research* Vol 121 (1): 33-42.
- NAKAGAWA, M., TAKEUCHI, Y., KENTA, T. AND NAKASHIZUKA, T. (2005): Predispersal Seed Predation by Insects vs. Vertebrates in Six Dipterocarp Species in Sarawak, Malaysia. *Biotropica* Volume 37 Issue3: 389.
- NATHAN, R. and MULLER-LANDAU, H. C. (2000): Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 278-285.
- NATHAN, R. and CASAGRANDI, R. (2004): A simple mechanistic model of seed dispersal, predation and plant establishment: Janzen-Connell and beyond. *Journal of Ecology* 92, 733–746.
- NATHAN, R., HORN, H.S., CHAVE, J. and LEVIN, S.A. (2001): Mechanistic models for tree seed dispersal by wind in dense forests and open landscapes. In: J. LEVEY, W. R. SILVA and M. GALETTI (Eds.) *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. DCAB International Press, Oxfordshire. UK.

- NG, F.S.P. (1966): Age at first flowering in Dipterocarps. *Malayan Forester* 29: 290-295.
- NG, F.S.P. (1978): Strategies of establishment in Malayan forest trees. In: TOMLINSON, P.B. and ZIMMERMAN, M.H. (Eds.) *Tropical trees as living systems*. Cambridge University Press, New York, USA: 129-162.
- NG, F.S.P. (1981): Vegetative and reproductive phenology of Dipterocarps. *Malaysian Forester*, Vol. 44, No 2&3: 197- 216.
- NG, F.S.P. (1983): Ecological principles of tropical lowland rain forest conservation. In: SUTTON, S.L., WHITMORE, T.C., CHADWICK, A.C. (Eds.) *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*. Special Publication Series of the British Ecological Society. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 359-376.
- NICHOLSON, D.I. (1965): A review of natural regeneration in the Dipterocarp forests of Sabah. *Malayan Forester* 28(4): 4-26.
- NICHOLSON, D.I. (1979): The effects of logging and treatment on the Mixed Dipterocarp Forests of South East Asia. Working Report No. FO:MISC/79/8. FAO, Rome, 65 p.
- NICOL, G., SINGH, J. and KHAN, M.T. (2002): Methods of yield regulation in tropical mixed forests - pilot studies using MYRLIN and SYMFOR 1: Ituni Small Loggers Association, Guyana. Guyana Forestry Commission. Georgetown, Guyana. 40p. www.myrlin.org.
- NIGHTINGALE, J.M., PHINN, S.R. and HELD, A.A. (2005): Ecosystem process models at multiple scales for mapping tropical forest productivity. *Progress in Physical Geography*, Vol. 28, No. 2: 241-281.
- OIKAWA, T. (1985): Simulation of forest carbon dynamics based on a dry-matter production model I. Fundamental model structure of a tropical rainforest ecosystem. *Bot. Mag.* 98: 225-238.
- OKUDA, T., KACHI, N., YAP, S.K. and MANOKARAN, N. (1995): Spatial pattern of adult trees and seedling survivorship in *Pentaspadon motleyi* in a lowland rain forest in Peninsular Malaysia. *J. Trop. For. Sci.* 7(3): 475-489.
- OKUDA, T., KACHI, N., YAP, S. K. and MANOKARAN, N. (1997) Tree Distribution pattern and fate of juveniles in a lowland tropical rain forest – implications for regeneration and maintenance of species diversity. *Plant ecology* 131, 155-171.
- OLDEMAN, R.A.A. (1983): Tropical rain forest, architecture, silvigenesis and diversity. In: SUTTON, S.L., WHITMORE, T.C. and CHADWICK, A.C. (Eds.) *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 139 – 150.
- OLDEMAN, R.A.A. (1990): *Forests: Elements of Silvology*. Springer- Verlag, Berlin.
- O'NEILL, R. V., DE ANGELIS, D. L., WAIDE, J. B. and ALLEN, T. F. H. (1986): *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton University Press, New Jersey.
- ONG, R. and KLEINE, M. (1995): DIPSIM: A Dipterocarp Forest Growth Simulation Model for Sabah. FRC Research Papers 2. Sabah Forestry Department, Sandakan, 94 p.
- ONG, R.C. and KLEINE, M. (1996): DIPSIM: Dipterocarp forest growth simulation model - a tool for forest-level management planning. In: SCHULTE, A. and SCHÖNE, D. (Eds.) *Dipterocarp forest ecosystems - towards sustainable management*. World scientific, Singapore: 228-246.

- PALMER, J. and SYNNOTT, T.J. (1992): The management of natural forests. In: SHARMA, N.P. (Ed.) *Managing the world's forests*. Kendall / Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa: 337-374.
- PALMIOTTO, P.A., DAVIES, S.J., VOGT, K.A., ASHTON, P.M.S., VOGT, D.J., and ASHTON, P.S. (2004): Soil-related habitat specialization in dipterocarp rainforest tree species in Borneo. *Journal of Ecology* 92: 609-623.
- PARTHAMA, P. (2000): Yield Regulation Problems in Indonesia. In: H.L. WRIGHT and D. ALDER (Eds): *Proceedings of a workshop on humid and semi-humid tropical forest yield regulation with minimal data*. Oxford Forestry Institute, Department Of Plant Sciences, University of Oxford. O.F.I. Occasional Papers No. 52.
- PAULI-GEMMINGEN v., M. (2001): Anpassung von Dipterocarpaceen-Verjüngung an veränderte Bestandesstrukturen bzw. Lichtverhältnisse. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn. TÖB TWF-24d, 111p.
- PAYNE, J. (1995): Links between vertebrates and the conservation of Southeast Asian rainforests. In: PRIMACK, R.B. and LOVEJOY, T.E. (Eds.) *Ecology, conservation, and management of Southeast Asian Rainforests*. Yale University Press, 304 p.
- PEARCE, D.W., PUTZ, F. and VANCLAY, J.K. (2005): Sustainable Forestry in the Tropics: panacea or folly? In: SAYER, J.A. (Ed.) *The Earthscan Reader in Forestry and Development*. Earthscan, London: 280-305.
- PENG, C. and WEN, X. (2006): Forest Simulation Models. In: G. SHAO and K. M. REYNOLDS (Eds.) *Computer Applications in Sustainable Forest Management: Including Perspectives on Collaboration and Integration*. Springer Netherlands, 101–125.
- PHILLIPS, P., LEISH, M.M., BRASH, T.E., SUSANTI, F.H., GADAS, S., PURNAMA, B., SARDJONO, E., YASMAN, D.I. and VAN GARDINGEN, P.R. (2000): The SYMFOR Model: A general description. SYMFOR Technical Note Series 3. Centre for the Study of Environmental Change and Sustainability (CECS), The University of Edinburgh, Scotland, 9 p
- PHILLIPS, P. and VAN GARDINGEN, P.R. (2001): The SYMFOR framework for individual-based spatial ecological and silvicultural forest models. SYMFOR Technical Note Series 8. Centre for the Study of Environmental Change and Sustainability (CECS), The University of Edinburgh, Scotland, 19 p.
- PHILLIPS, P., YASMAN, D.I., BRASH, T.E. and VAN GARDINGEN, P.R. (2002): Grouping tree species for analysis of forest data in Kalimantan (Indonesian Borneo). *Forest Ecology and Management* 157:205–216.
- PHILLIPS, P., BRASH, T.E., YASMAN, D.I., SUBAGYO, P. and VAN GARDINGEN, P.R. (2003): An individual-based spatially explicit tree growth model for forests in East Kalimantan (Indonesian Borneo). *Ecol. Model.* 159: 1–26.
- PLUMPTRE, A.J. (1995): The importance of “seed trees” for the natural regeneration of selectively logged tropical forest. *Commonwealth Forestry Review* 74(3): 253-258.
- POIC (2009): The Lahad Datu Palm Oil Industrial Cluster Facts & Figures. (www.poic.com.my/Index.asp?p=facts)
- POKER, J. (1993): Struktur und Dynamik des Bestandesmosaiks tropischer Regenwälder - Entwicklung eines Modellansatzes zur Simulation natürlicher Mischbestände. *Mitteilungen*

- der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg Nr. 174. Kommissionsverlag Max Wiedebusch, Hamburg, 220 p.
- POKER, J. (1995): Vegetation pattern, structure and dynamics in different types of humid tropical evergreen forests in south-east Asia. In: BOX, E.O. et. al. (Eds.) *Vegetation science in forestry*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands: 557-571.
- PORTÉ, A. and BARTELINK, H.H. (2002): Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. *Ecological Modelling* Volume 150, Issues 1-2, 141-188.
- PRETZSCH, H. (1999): Zur Evaluierung von Wachstumsmodellen. Jahrestagung 1999 der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten. Tagungsbericht: 1 – 23.
- PRETZSCH, H. (2001): Modellierung des Waldwachstums. Parey Buchverlag Berlin, 341 p.
- PRETZSCH, H. (2009): Forest Dynamics, Growth and Yield: From Measurement to Model. Springer Berlin, 664 p.
- PRETZSCH, H. und ĎURSKÝ, J. (2001): Evaluierung von Waldwachstumssimulatoren auf Baum- und Bestandesebene. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, 172. Jhrg., 8-9: 146-150.
- PRETZSCH, H.; BIBER, P.; ĎURSKÝ, J.; von GADOW, K.; HASENAUER, H.; KÄNDLER, G.; KENK, G.; KUBLIN, E.; NAGEL, J.; PUKKALA, T.; SKOVSGAARD, J.P.; SODTKE, R. u. STERBA, H. (2002): Recommendations for standardized documentation and further development of forest growth simulators. *Forstw. Cbl.* 121: 138-151.
- PRETZSCH, H., BIBER, P. and ĎURSKÝ, J. (2002): The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* 162: 3-21.
- PRETZSCH, H., UTSCHING, H. and SODTKE, R.M. (2006): Applications of Tree Growth Modeling in Decision Support for Sustainable Forest Management. In: HASENAUER H. (Ed) *Sustainable Forest Management*. Springer/ Berlin, Heidelberg, S. 131-150.
- PRETZSCH, H., GROTE, R., REINEKING, B., RÖTZER, T. and SEIFERT, S. (2007): Models for Forest Ecosystem Management: A European Perspective. *Annals of Botany* 1–23; doi:10.1093/aob/mcm246, available online at www.aob.oxfordjournals.org:
- PRICE, D. T., ZIMMERMANN, N. E., VAN DER MEER, P.J., LEXER, M.J., LEADLEY, P., JORRITSMA, I.T M., SCHAHBER, J., CLARK, D.F., LASCH, .P., McNULTY, S.J., WU, JG. and SMITH B. (2001): Regeneration in gap models: priority issues for studying forest responses to climate change. *Climatic Change*, 51, S. 475-508.
- PRIMACK, R.B., CHAI, E.O.K., TAN, S.S. and LEE, H.S. (1987): The silviculture of dipterocarp tress in Sarawak, Malayisa. *Mal. For.* 50: 29-42.
- PRIMACK, R.B., CHAI, E.O.K., TAN, S.S. and LEE, H.S. (1989): Relative performance of Dipterocarp trees in natural forest, logged forest and plantations throughout Sarawak, East Malaysia. In: WAN RAZALI, W.M., CHAN H.T. and APPANAH, S. (Eds.): Proceedings of the seminar on: *Growth and yield in tropical mixed-moist forest*. Kuala Lumpur, 20-24 June 1988. FRIM, Kepong, Malaysia, 161-175.
- PRIMACK, R.B. and LEE, H.S. (1991): Population dynamics of pioneer (*Macaranga*) trees and understorey (*Mallotus*) trees (Euphorbiaceae) in primary and selectively logged Bornean rain forests. *J. Trop. Ecol.* 7: 439-458.
- PRIYADI, H., GUNARSO, P. and KANNINEN, M. (2006): Permanent Sample Plots: More than just forest data. Proceedings of International Workshop on Promoting Permanent Sample Plots in

Asia and the Pacific Region: Bogor, Indonesia, 3-5 August 2005. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 191 p.

- PROCTOR, J. (1995): Rainforests and their soils. In: PRIMACK, R.B. and LOVEJOY, T.E. (Eds.) Ecology, conservation, and management of Southeast Asian Rainforests. Yale University Press, 304 p.
- PRODAN, M. (1965): Holzmesslehre. Sauerlaender's, Frankfurt/Main, xxx p.
- PRODAN, M. (1993): Nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen – Gedanken über eine globale ethische Herausforderung. *Forst und Holz*, 48. Jhrg., Nr.21: 595-597.
- PUTZ, F.E. (1993): Research methods for silviculture and forest ecology. Malaysian-German Sustainable Forest Management Project, Sabah, Malaysia. Report No. 172, 65 p.
- PUTZ, F.E. and APPANAH, S. (1987): Buried seeds, newly dispersed seeds, and the dynamics of lowland forest in Malaysia. *Biotropica* 19: 326-333.
- PUTZ, F.E. and ZUIDEMA, P.A. (2010): Conserving carbon in tropical forests: pitfalls and possibilities. ISTF NEWS Special Report, January 2010. International Society of Tropical Foresters, Bethesda, Maryland 20814, USA.
- PUTZ, F.E., ZUIDEMA, P.A., PINARD, M.A., BOOT, R.G., SAYER, J.A., SHEIL, D., SIST, P., ELIAS and VANCLAY, J.K. (2008): Improved Tropical Forest Management for Carbon Retention. *PLoS Biol* 6(7): 1368–1369.
- REDHAHARI, S.H. and SUMARYONO, H.M. (2002): A Discussion of AAC Determination for Logged-Over Natural Production Forests. Samarinda Workshop: Production Forest Management in East Kalimantan (Book I). Organised by the Forest Planning Laboratory, Faculty of Forestry, Mulawarman University in cooperation with DFID-FRP (The University of Edinburgh), 23 p.
- REDHAHARI, I., LEWIS, D.M. PHILLIPS, P. and VAN GARDINGEN, P.R. (2002): A preliminary investigation into the effects of the thinning components of TPTI using the SYMFOR simulation model. SYMFOR Technical Notes Series No. 14. Center for the Study of Environmental Change and Sustainability (CECS), The University of Edinburgh, 13 p.
- REDHAHARI, I., RIDWAN, I. LEWIS, D.M. and PHILLIPS, P. (2003): MYRLIN: Methods of Yield Regulation with Minimal information. Timber yield regulation for PT Intracawood Concession, East Kalimantan, Indonesia. Universitas Mulawarman, Samarinda, Indonesia, 26 p.
- RENNOLLS, K., TOMÉ, M., MCROBERTS, R.E., VANCLAY, J.K, LEMAY, V., GUAN, B.T. and GERTNER, G. (2007): Potential contributions of statistics and modelling to sustainable forest management: review and synthesis. In K REYNOLDS, A THOMSON, M SHANNON, M KOHL, D RAY and K RENNOLLS (Eds) *Sustainable forestry: from monitoring and modelling to knowledge management and policy science*. CAB International, Wallingford, UK.
- RIBBENS, E., SILANDER, J.A.J. and PACALA, S.W. (1994): Seedling recruitment in forests: calibrating models to predict patterns of tree seedling dispersion. *Ecology* 75, 1794-1806.
- RICHARDS, P.W. (1996): The tropical rain forest - an ecological study (Second Edition). Cambridge University Press, Cambridge, 575 p.

- RICHTER, F. (2000): Review of the Silvicultural Treatment System (STS). Consultancy report, Forest Department of Sarawak. Malaysian-German Technical Cooperation Project. Forest Management Information System Sarawak (FOMISS): Kuching, Sarawak.
- RÖHRIG, E., BARTSCH, N. und VON LÜPKE, B. (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage. 7. Auflage, Uni-Taschenbücher GmbH Stuttgart, 479 p.
- ROMBOUTS, J. (1998): Growth model components and integrated yield simulation system for the Berau Forest Management Project area (East Kalimantan). Berau Forest Management Project, Jakarta, 53 p.
- ROSE, S. (2000): Seeds, seedlings and gaps – size matters: a study in the tropical rain forest of Guyana. Tropenbos-Guyana Series 9. Tropenbos-Guyana Programme, Georgetown, Guyana, 175 p.
- RÜGER, N. (2006): Dynamics and sustainable use of species-rich moist forests. A process-based modelling approach. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Naturwissenschaften am Fachbereich Mathematik/ Informatik der Universität Osnabrück, 164 p.
- RÜGER, N., ARMESTO, J.J., GUTIÉRREZ, A.G., WILLIAMS-LINERA, G. and HUTH, A. (2007): Process-based modelling of regeneration dynamics and sustainable use in species-rich rain forests. In: A.C. NEWTON (ed). Biodiversity loss and conservation in fragmented forest landscapes - The Forests of Montane Mexico and Temperate South America. Oxford University Press: 244-275.
- RÜGER, N., HUTH, A., HUBBELL, S.P. and CONDIT, R. (2009): Response of recruitment to light availability across a tropical lowland rain forest community. *Journal of Ecology* 97: 1360-1368.
- SABAH FORESTRY DEPARTMENT (1991): Sabah – Forest Resource Record Update. Sandakan, 13 p.
- SABAH FORESTRY DEPARTMENT (1994): Forest Management Plan. Forest Management Unit No. 19, Sandakan, 79 p.
- SABAH FORESTRY DEPARTMENT (2005): Forest Management Plan 2. Forest Management Unit No. 19, Sandakan, 91 p.
- SABAH FORESTRY DEPARTMENT (2009): Annual Report 2008. Sandakan, 265 p.
- SACHS, L. (2004): Angewandte Statistik. Springer, Berlin, 11., überarb. u. aktualisierte Aufl., 890 p.
- SAKAI, S. (2002): General flowering in lowland mixed dipterocarp forests of South-east Asia. *Biological Journal of the Linnean Society* Vol. 75 (2): 233-247.
- SAKAI, S., MOMOSE, K., YUMOTO, T., NAGAMITSU, NAGAMASU, H., HAMID, A.A. and NAKASHIZUKA, T. (1999): Plant Reproductive Phenology over four Years including an Episode of General Flowering in a Lowland Dipterocarp Forest, Sarawak, Malaysia. *American Journal of Botany* 86 (10): 1414–1436.
- SAKAI, S., HARRISON R.D., MOMOSE, K., KURAJI K., NAGAMASU, H., YASUNARI, T., CHONG, L. and NAKASHIZUKA, T. (2006): Irregular droughts trigger mass flowering in aseasonal tropical forests in Asia. *American Journal of Botany* 93: 1134-1139.
- SALLEH, M.N. and BAHARUDIN, J. (1985): Silvicultural practices in Peninsular Malaysia. *The Environmentalist* Vol. 5: 85-80.

- SCHANZ, H. (1996): Forstliche Nachhaltigkeit. Dissertation an der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. Schriften aus dem Institut für Forstökonomie, Band 4, 131 p.
- SCHERF, H.E. (2007): Modellbildung und Simulation dynamischer Systeme. Oldenbourg Verlag, 3. verbesserte und erweiterte Auflage, 196 p.
- SCHLENSOG, M. (1997). Experimentelle Untersuchungen des Lichtklimas in Urwaldparzellen Nordborneos. In: SEIFFERT, H.S.H., VLEK, P.L.G., WEIDELT, H.-J. (Eds.), Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen. Vol. 117. Erich Goltze, Göttingen, 151 p.
- SCHNEIDER, T.W: (1993): Nach UNCED: Internationale Aktivitäten zur Umsetzung der Ergebnisse von Rio. *Allgem. Forstz.*, München 48 (15): 788-790.
- SCHNITZER, S.A., DALLING, J.W. and CARSON, W.P. (2000): The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: Evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology* 88 (4): 655 - 666.
- SCHOBER, R. (1975): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M., 154 p.
- SCHOPFERER, S. and GLAUNER, R. (2005): Financial analysis of a tropical forestry enterprise: Realized in the Deramakot Reserve, Malaysia, by application of the Forest Growth Model FORMIX 3-Q. Peter Lang Europ. Verl. d. Wissensch. Frankfurt a.M., Sozialwissenschaftliche Schriften zur Forst- und Holzwirtschaft, Bd. 7, 207 p.
- SCHÜTZ, J.P. (2003): Die Prinzipien der Waldnutzung und der Waldbehandlung. Skript zur Vorlesung Waldbau I. Professur Waldbau, ETH Zentrum, Zürich.
- SCHÜTZ, J.P. (2004): Die situative Durchforstung: ein an der Extensivierung der Kosten orientiertes Durchforstungskonzept. In: BRANG, P. (Hrsg.). *Biologische Rationalisierung im Waldbau*. Jahrestagung der Sektion Waldbau im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL, 4-13.
- SEIDLER, T.G. and PLOTKIN, J.B. (2006): Seed dispersal and spatial pattern in tropical trees. *PLoS Biol* 4(11): e344.DOI:10.1371/journal.pbio.0040344.
- SEKTION ERTRAGSKUNDE IM DEUTSCHEN VERBAND FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALTEN (2000): Empfehlungen zur Einführung und Weiterentwicklung von Waldwachstumssimulatoren. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, 171. Jg., 3: 52-57.
- SETIADI, Y., PEART, D.R., WEBB, C.O. and LEIGHTON, M. (1996): Abundance and Spatial Distribution of Seedling Recruitment around Adult Trees of five Shorea Species, in the Gunung Palung National Park, Indonesia. *Tropical Biodiversity* 3:169-179.
- SEYDACK, A.H.W. (2000): Theory and practice of yield regulation systems for sustainable management of tropical and subtropical moist natural forests. In: GADOW, K.v., PUKKALA, T. and TOME, M. (Eds) *Sustainable Forest Management*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands: 257-317.
- SHEIL, D. (2001): Long-term observation of rainforest succession, tree diversity and response to disturbance. *Plant Ecology* 155:183-199.
- SHEIL, D. (2003): Growth assessment in tropical trees: large daily diameter fluctuations and their concealment by dendrometer bands. *Can. J. For. Res.* 33(10): 2027–2035.

- SHUGART, H.H. (1984): A Theory of Forest Dynamics. The Ecological Implications of Forest Succession Models. Springer, New York, 297 p.
- SHUGART, H.H. and WEST, D.C. (1977): Development of an Appalachian Deciduous Forest Succession Model and its application to assessment of the impact of the chestnut blight. *J. Environ. Manage.* 5: 161-179.
- SHUGART, H.H., HOPKINS, M.S., BURGESS, I.P. and MORTLOCK, A.T. (1980): The development of a succession model for subtropical rainforest and its application to assess the effects of timber harvest at Wiangaree State Forest, New South Wales. *J. Environ. Manage.* 11:243-265.
- SIANTURI, P. and KANNINEN, M. (2006): Indonesian natural tropical forests would not be sustainable under the current silvicultural guidelines – TPTI. In: PRIYADI, H., GUNARSO, P. and KANNINEN, M. (Eds): *Permanent Sample Plots: More than just forest data*. Proceedings of International Workshop on Promoting Permanent Sample Plots in Asia and the Pacific Region: Bogor, Indonesia, 3-5 August 2005. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 32-46.
- SILVA, J.N.M., DeCARVALHO, J.O.P., LOPEZ, J.D.C.A., DeALMEIDA, B.F., COSTA, D.H.M., DeOLIVEIRA, L.C., VANCLAY, J.K. and SKOVSGAARD, J.P. (1995): Growth and yield of a tropical rainforest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management* 71: 267-274.
- SIRAN, S.A. (2006): The importance of STREK plots in contributing sustainable forest management in Indonesia. In: PRIYADI, H., GUNARSO, P. and KANNINEN, M. (Eds): *Permanent Sample Plots: More than just forest data*. Proceedings of International Workshop on Promoting Permanent Sample Plots in Asia and the Pacific Region: Bogor, Indonesia, 3-5 August 2005. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 99-107.
- SIST, P. and SARIDAN, A. (1999): Stand structure and floristic composition of a primary Lowland Dipterocarp Forest in East Kalimantan. *J. Trop. For. Sci.* 11 (4): 704-722.
- SIST, P., BERTAULT, J.G. and PICARD, N. (2002): Why minimum diameter cutting alone cannot fit with RIL objectives. In: T. ENTERS, P.B. DURST, G.B. APPLGATE, P.C.S. KHO and G. MAN (Eds) *Applying Reduced Impact Logging to Advance Sustainable Forest Management*. Asia-Pacific Forestry Commission International Conference Proceedings 26 February to 01 March 2001, Kuching, Malaysia, FAO Bangkok, Thailand.
- SIST, P., PICARD, N. and GOURLET-FLEURY, S. (2003): Sustainable cutting cycle and yields in a lowland mixed dipterocarp forest of Borneo. *Ann. For. Sci.* Vol 60 (8): 803-814.
- SLIK, J.W.F. (2004): El Niño droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. *Oecologia* 141: 114-120.
- SLIK, J.W.F., VERBURG, R.W. and KEßLER, P.J.A. (2002): Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. *Biodiversity and Conservation* 11: 85–98.
- SÖDERBERGH, I. and LEDERMANN, T. (2003): Algorithms for simulating thinning and harvesting in five European individual-tree growth simulators: a review. *Computers and Electronics in Agriculture*, Volume 39, Issue 2, 115-140.
- SOLLINS, P. (1998): Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: does soil matter? *Ecology* 79(1): 23-30.

- SOLOMON, D.S. and LEAK, W.B. (2002): Modeling the Regeneration of Northern Hardwoods with FOREGEN. USDA Forest Service, Northeastern Research Station, Newtown Square, Research Paper NE 719, 9 p.
- SPEIDEL, G. (1972): Planung im Forstbetrieb: Grundlagen und Methoden der Forsteinrichtung. Paul Parey, Hamburg und Berlin, 268 p.
- STEEGE, H. (1998). Sustainable forest management. Is it possible? In: TROPENBOS (Ed). *Research in tropical rain forest. Its challenges for the future*. Seminar Proceedings. Stichting Tropenbos, Wageningen, The Netherlands, 163-167.
- STEINEBACH, S. (1997): Regeneration of commercial species in Hill Mixed Dipterocarp Forest – Abundance and spatial distribution. Report No. 7, Forest Department of Sarawak, FOMISS, 18 p.
- STEINLIN, H. (1992): Nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen. Rissener Rundbrief 2. Haus Rissen, Hamburg: 253-262.
- STERBA, H., MOSER, M.; HASENAUER, H. und MONSERUD, R. A. (1995): „PROGNAUS – ein abstandsunabhängiger Wachstumssimulator für ungleichaltrige Mischbestände“, Tagungsbericht der Sektion Ertragskunde DVFFA (Eberswalde), Berlin, S. 173-183.
- STERBA, H., VOSPERNIK, S., SÖDERBERGH, I. and LEDERMANN, T. (2006): Harvesting Rules and Modules for Predicting Commercial Timber Assortments. In: HASENAUER, H. (Ed) Sustainable Forest Management, Growth Models for Europe. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 111-130.
- STOLL, P. and NEWBERY, D.M. (2005) Evidence of species-specific neighbourhood effects in the Dipterocarpaceae of a Bornean rain forest. *Ecology* 86, 3048-3062.
- SUMARYONO, H.M. and REDHAHARI, S.H. (2002): Yield Regulation for Production Forests in the Decentralisation Era in East Kalimantan. Samarinda Workshop: Production Forest Management in East Kalimantan (Book I). Organised by the Forest Planning Laboratory, Faculty of Forestry, Mulawarman University in cooperation with DFID-FRP (The University of Edinburgh), 23 p.
- SUTISNA, M. (1990): Ansätze für die Bewirtschaftung exploitierter Dipterocarpaceen-Wälder in Ostkalimantan, Indonesien. Inaugural-Dissertation, Universität Freiburg, 190 p.
- SWAINE, M.D. (1989) Population dynamics of tree species in tropical forests. In: HOLM-NIELSEN, L.B., NIELSEN, I.B., BALSLEV, H. (Eds.) Tropical Forests: Botanical Dynamics, Speciation and Diversity. Academic Press, London, p. 101-110.
- SWAINE, M.D. and WHITMORE, T.C. (1988): On the definition of ecological species groups in tropical forests. *Vegetatio* 75: 81-86.
- SYNNOTT, T.J. (1980): Tropical rainforest silviculture: a research project report. C.F.I Occasional Papers No. 10. Department of Forestry, Commonwealth Forestry Institute, University of Oxford, England, 45 p.
- SYNNOTT, T.J. (1990): World Bank Forest Policy. Washington D.C., USA.
- TANG, Y., CAO, M. and FU, X. (2006): Soil Seedbank in a Dipterocarp Rain Forest in Xishuangbanna, Southwest China. *Biotropica* Volume 38 Issue 3, 328 - 333.
- TANGE, T., YAGI, H., SASAKI, S., NIIYAMA, K. and KASSIM, A.R. (1998): Relationship between topography and soil properties in a Hill Dipterocarp Forest dominated by *Shorea*

- curtisii* at Semangkok Forest Reserve, Peninsular Malaysia. *J. Trop. For. Scie.* 10(3): 398-409.
- TANNER, D. and KIRK, R. (2008): Matrix to mosaic: habitat fragmentation from 1982-1999 in Sabah, Malaysian Borneo. *Borneo Research Bulletin*. <http://www.thefreelibrary.com>.
- TAY, J. and CHONG, K.Y. (2005): Deramakot Forest Reserve: the future is now. In: DURST, BROWN, TACIO and ISHIKAWA (Eds): *In Search of Excellence: Exemplary Forest Management in Asia and the Pacific*. Regional Community Forestry Training Center for Asia and The Pacific, Bangkok, 2005. Asia-Pacific Forestry Commission RAP Publication 2005/02: 283-294.
- TEUFFEL, K.V., HEIN, S., KOTAR, M., PINTO PREUHLER, E., PUUMALAINEN, J., and WEINFURTER, P. (2006): End User Needs and Requirements. In: HASENAUER, H. (Ed.): *Sustainable Forest Management. Growth Models for Europe*. Springer-Verlag: 19-38.
- TERBORGH, J., PITMAN, N., SILMAN, M., SCHICHTER, H. and NÚÑEZ P.V. (2000): Maintenance Of Tree Diversity In Tropical Forests. Paper presented at the Symposium Frugivory and Seed Dispersal, Sao Pedro (Sao Paulo), Brazil.
- THOMAS, S.C. and APPANAH, S. (1995): On the statistical analysis of reproductive size thresholds in Dipterocarp forests. *J. Trop. For. Scie.* (7) 3: 412-418.
- TIETJEN, B. and HUTH, A. (2006): Modelling dynamics of managed tropical forests - an aggregated approach. *Ecological Modelling* 199: 421-432.
- TOH, S.M. and GRACE, K.T. (2006): Case study from Malaysia: Sabah forest ownership. In: FAO (Ed.) *Understanding forest tenure in South and Southeast Asia*. Forestry Policy and Institutions Working Paper 14. FAO, Rome: 253-279.
- TOMBOC, C.C. and MENDOZA, G.A. (1993): A simulation model for the Philippine selective logging system: case study of a timber company. *Journal of Environmental Management*, Vol. 39.
- TURLAND, J. (2007): An Overview of North American Forest Modelling Approaches and Technology and their Potential Application to Australian Native Forest Management Project PG06-5046: Growth and Yield Modelling and Harvest Scheduling in Uneven-aged Mixed Species Forests. World Forest Institute, Portland, USA, 146 p.
- TURNER, I.M. (2001): The ecology of trees in the tropical rain forest. Cambridge University Press, 316 p.
- TURNER, I.M. and CORLETT, R.T. (1996): The conservation value of small isolated fragments of lowland tropical rainforest. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 330-333.
- UDARBE, M.P. and CHAI, D.N.P. (1992): The Deramakot Model – An approach to a sustainable forest management system. Paper presented at the 11th Malaysian Forestry Conference, 27 July – 2 Aug, 1992, Kota Kinabalu, Sabah, 31 p.
- UDARBE, M.P., UEBELHOER, K., KLEMP, C.D., KLEINE, M., V.D. HEYDE, B., GLAUNER, R. and BENNECKENDORF, W. (1993): Preliminary standards for sustainable management of natural forests in Sabah. Malaysian-German Sustainable Forest Management Project. Report no. 180.
- UEBELHOER, K. and HERNANDEZ, A.Z. (1988): Timber stand improvement: a chance for the Philippine dipterocarp forest. RP-German TSI program. FMB. Diliman, Quezon City. 24p.

- UEBELHOER, K., LAGUNDINO, B. and ABALUS, R. (1990): Appraisal of the Philippine Selective Logging System. Philippine-German Dipterocarp Forest Management Project PN 88.2047.4.
- ULFT, L.H. van (2004): Regeneration in Natural and Logged Tropical Rain Forest. Modelling seed dispersal and regeneration of tropical trees in Guyana. Tropenbos-Guyana Series 12. Tropenbos-Guyana Programme, Georgetown, Guyana, 176 p.
- ULRICH, B. (1994): Process hierarchy in forest ecosystems - an integrating ecosystem theory. - In: D. GODBOLD and A. HÜTTERMANN (Eds.): *Effects of Acid Rain on Forest Processes*. - Wiley-Liss, New York: 353-397.
- UNDP (2008): Malaysia - Sustainable community forest management in Sabah. United Nations Development Programme, Kuala Lumpur, Malaysia, 46 p.
- VALLE, D., PHILLIPS, P.D, VIDAL, E., SCHULZE, M., GROGAN, J., SALES, M. and VAN GARDINGEN, P.R. (2007): Adaptation of a spatially explicit individual tree-based growth and yield model and long-term comparison between reduced-impact and conventional logging in eastern Amazonia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 243 (2-3): 187–198.
- VAN GARDINGEN, P.R., CLEARWATER, M.J., NIFINLURI, T., EFFENDI, R., RUSMANTORO, W., NOOR, M, MASON, A., INGLEBY, K. and MUNRO, R.C. (1998): Impacts of logging on the regeneration of Lowland Dipterocarp Forest in Indonesia. *Commonwealth Forestry Review* 77(2): 71-82.
- VAN GARDINGEN, P.R., PHILLIPS, P.D., MCLEISH, M.J., BRASH, T.E., FARIDA HERRY SUSANTY, SLAMET GADAS, BOEN PURNAMA, EDY SARDJONO and IRYSAL YASMAN (2002) SYMFOR: a silvicultural and yield management tool for tropical forests. In: SABOGAL, C., SILVA, J.N.M. (Eds.) Manejo integrado de Florestas U ´ midas Neotropicais por Indu ´ strias e Comunidades. Aplicando resultados de pesquisa, envolvendo atores e definindo poli ´ ticas pu ´ blicas. Embrapa, Belem, Brazil.
- VAN GARDINGEN, P.R., MCLEISH, M.J., PHILLIPS, P.D., FADILAH, D., TYRIE, G. and IRYSAL YASMAN (2003): Financial and ecological analysis of management options for logged-over Dipterocarp forests in Indonesian Borneo. *Forest Ecology and Management* 183: 1–29.
- VAN GARDINGEN, P.R., VALLE, D. and THOMPSON, I. (2006): Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajo´s National Forest, Brazil. *Forest Ecology and Management* 231: 184–195.
- VANCLAY, J.K. (1989): A Stand Growth Model for Yield Prediction in Rainforests: Design, Implementation and Enhancements. In: WAN RAZALI Mohd., H.T. CHAN and S. APPANAH (Eds) Proceedings of the Seminar on Growth and Yield in Tropical Mixed/Moist Forests, 20-24 June 1988, Kuala Lumpur. Forest Research Institute Malaysia. Pages 21-34.
- VANCLAY, J.K. (1992a): Assessing site productivity in tropical moist forest: a review. *Forest Ecology and Management* 54: 257-287.
- VANCLAY, J.K. (1992b): Modelling regeneration and recruitment in a tropical rain forest. *Can. J. For. Res.* 22: 1235-1248.
- VANCLAY, J.K. (1994): Modelling forest growth and yield. Applications to mixed tropical forests. CAB International, 312 p.

- VANCLAY, J.K. (1996): Assessing the sustainability of timber harvests from natural forests: Limitations of indices based on successive harvests. *Journal of Sustainable Forestry* 3: 47-58.
- VANCLAY, J.K. (2002): Growth modelling and yield prediction for sustainable forest management. In: SHAHARUDDIN bin M.I., T.S. KAIM, Y.Y. Hwai, OTHMAN bin D. and S. KORSGAARD (Eds) *Proceedings of the Malaysia-ITTO International Workshop on Growth and Yield of Managed Tropical Forests*. Forest Department of Peninular Malaysia, Kuala Lumpur: 11-21.
- VANCLAY, J.K. (2003): Realizing opportunities in forest growth modelling. *Canadian Journal of Forest Research* 33(3): 536-541.
- VANCLAY, J.K. and SKOVSGAARD, J.P. (1997): Evaluating forest growth models. *Ecological Modelling* 98: 1-12.
- VANCLAY, J.K., GILLISON, A.N. and KEENAN, R.J. (1997): Using plant functional attributes to quantify site productivity and growth patterns in mixed forests. *Forest Ecology and Management* 94: 149-163.
- WADSWORTH, F.H. (1969): *Posibilidades futuras de los bosques del Paraguay*. Working document 2. FAO: SF/PAR 66/515, 36p..
- WADSWORTH, F.H. (1981): Hill forest silviculture for Sarawak. Consultancy Report. FAO Field Document No. 13. Forest Department, Sarawak.
- WADSWORTH, F.H. (1987): Tree growth as a guide to the management of secondary tropical forests. In: LUGO, A.E., EWEL, J.J., HECHT, S.B., MURPHY, P.G., PADOCH, C., SCHMINCK, M.C. and STONE, D. (Eds.) *People and the Tropical Forest*. A Research Report from the United States Man and the Biosphere Program. United States Department of State: 57-60.
- WADSWORTH, F.H. (1992): Temperate zone roots of silviculture in the tropics. In: KELTY, M.J., LARSON, B.C. and OLIVER, C.D. (Eds.) *The ecology and silviculture of mixed-species forests*. Kluwer Academic Publishers, Forestry Sciences Vol. 40: 245-255.
- WADSWORTH, F.H. and ZWEEDE, J.C. (2006): Liberation: Acceptable production of tropical forest timber. *Forest Ecology and Management* Volume 233, Issue 1: 45-51.
- WAN RAZALI, W.M. (1989): Summary of Growth and Yield Studies in Tropical Mixed Forests. Paper Submitted to The Food and Agriculture Organization, United Nations as Author's Contract, Project UNDP/FAO/RAS/86/049. FRIM Report No. 51, Forest Research Institute Malaysia, Kuala Lumpur. Pp. 16-38.
- WAN RAZALI, W.M. (1993): Silicultural management issues limiting the quest for sustainability of natural tropical forests. In: WOOD, P.J., VANCLAY, J.K. and WAN RAZALI, W.M. (Eds.) *Proceedings of 'The Tropical Silviculture Workshop at the IUFRO Centennial Conference in Berlin'*, 1-3 September 1992. FRIM, Kuala Lumpur, 15-24.
- WAN RAZALI, W.M. (1994): Sustainable forest management in ASEAN with special reference to sustainable timber production in Malaysia. FRIM Reports No. 61. FRIM, Kepong, Malaysia, 50 p.
- WEBB, C.O. and PEART, D.R. (2000): Habitat associations of trees and seedlings in a Bornean rainforest. *J. Ecology* 88: 464-478.

- WEIDELT, H.J. (1976): Improvement of overlogged forest by enrichment planting. In: WEIDELT, H.J. (Ed.) Manual of reforestation and erosion control for the Philippines. GTZ, Eschborn: 130-135.
- WEIDELT, H.J. (1984): Die waldbaulichen Möglichkeiten im tropischen Feuchtwald. *Holz-Zentralblatt* Nr. 108: 1567-1569.
- WEIDELT, H.J. (1986): Die Auswirkungen waldbaulicher Pflegemaßnahmen auf die Entwicklung exploitierter Dipterocarpaceen-Wälder. Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft der Tropen und Subtropen, 19, Göttingen, 166 p.
- WEIDELT, H.J. (1989): Die nachhaltige Bewirtschaftung des tropischen Feuchtwaldes – Möglichkeiten und Grenzen. *Forstarchiv* 60. Jhrg.: 100-108.
- WEIDELT, H.J. (1990): Die nachhaltige Bewirtschaftung der Dipterocarpaceen-Wälder Südostasiens – eine Illusion? *Holz-Zentralblatt* Nr. 9: 110-112.
- WEIDELT, H.J. (1991): Grundsätze einer nachhaltigen Bewirtschaftung tropischer Feuchtwälder. *Holz Aktuell* 8: 34-51.
- WEIDELT, H.J. (1996a): The response of dipterocarps to silvicultural treatment. In: APPANAH, S. and KHOO, K.C. (Eds.) Proceedings of the 5th round table conference on Dipterocarps, Chiang Mai, Thailand, November 7-10, 1994. Forest Research Institute Malaysia, Kuala Lumpur: 335-343.
- WEIDELT, H.J. (1996b): Sustainable management of Dipterocarp Forests – opportunities and constraints. In: SCHULTE, A. & SCHÖNE, D. (Eds.) *Dipterocarp forest ecosystems*. World Scientific, London, U.K.: 249-273.
- WEIDELT, H.J. and BANAAG, V.S. (1982): Aspects of management and silviculture of Philippine Dipterocarp Forests. GTZ SR Vol. 132, Eschborn.
- WEINLAND, G. (2003): Guideline for Reduced-Impact Logging (RIL) in Peninsular Malaysia. Sustainable Forest Management and Conservation Project, Forestry Department Malaysia, Kuala Lumpur, Malaysia.
- WEINLAND, G. (2007): Harvesting and Natural Forest Silviculture: Disturbances to the Forest Ecosystem (Edited Version). In: GTZ (2007): *Best Practices for Sustainable Forest Management in Southeast Asia. Experiences from 25 Years of German Technical Cooperation*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH, Jakarta, Indonesia, Annex 06.
- WEINLAND, G., SCHINDELE, W. and YONG, T.K. (1999) Yield Regulation: From area control to volume and increment control. Sustainable Forest Management and Conservation Project, Project Document No. C14. Paper presented at the Phase II Workshop Malaysian-German Sustainable Forest Management and Conservation Project in Peninsular Malaysia held at the Ming Court Hotel Kuala Lumpur, November 1999, 28 p.
- WEBB, C.O. and PEART, D.R. (1999): Habitat associations of trees and seedlings in a Bornean rain forest. *Journal of Ecology* 88, 464-478.
- WHITMORE, T.C. (1978): Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, P.B. and ZIMMERMANN, M.H. (Eds.) *Tropical Trees as Living Systems*, Cambridge University Press, Cambridge: 639-655.

- WHITMORE, T.C. (1982): On pattern and process in forests. In: NEWMAN, E.N (Ed.), *The plant community as a working mechanism*, British Ecological Society: 45-59.
- WHITMORE, T.C. (1984): *Tropical Rain Forests of the Far East*. 2nd Edition. Oxford Science Publications, Oxford, 352 p.
- WHITMORE, T.C. (1988): The influence of tree population dynamics on forest species composition. In: DAVIS, A.J., M.J. HUTCHINGS and A.R. WATKINSON (Eds.) *Population Biology of Plants*, Blackwell, Oxford: 271-291.
- WHITMORE, T.C. (1993): *Tropische Regenwälder*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, New York, 275 p.
- WHITMORE, T.C. (1995): Perspectives in tropical rain forest research. In: LUGO, A.E. and C. LOWE (Eds.) *Tropical Forests: Management and Ecology*, Springer, New York: 397-407.
- WIEGAND, T., JELTSCH, F., HANSKI, I. and GRIMM, V. (2003): Using pattern-oriented modelling for revealing hidden information: a key for reconciling ecological theory and application. *Oikos* 100: 209–222.
- WIEGAND, T., MARTINEZ, I. and HUTH, A. (2009): Recruitment in tropical tree species: revealing complex spatial patterns. *The American Naturalist* 174(4): 106–140.
- WILLIAMS, M. (1996): A three-dimensional model of forest development and competition. *Ecol.Model.* 89(1): 73–98.
- WOELL, H. (1988): Struktur und Wachstum von kommerziell genutzten Dipterocarpaceenmischwäldern und die Auswirkungen von waldbaulicher Behandlung auf deren Entwicklung. Dargestellt am Beispiel von Dauerversuchsflächen auf den Philippinen. Dissertation am Fachbereich Biologie der Universität Hamburg, 264 p.
- WOELL, H., SEEBER, G. and MANILA, A.D. (1984): *A manual on Timber Stand Improvement (TSI) for young growth Dipterocarp Forest of the Philippines*.
- WORBES, M. (1988): Dendrochronologische Untersuchungen an Tropenbäumen. *Forstarchiv* 59. Jg: 231-235.
- WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (1987): *Our common future*. Oxford University Press, Oxford, UK, 400 p.
- WRIGHT, H.L. (2000): Yield Determination In Tropical Moist Forest. In: H.L. WRIGHT and D. ALDER (Eds): *Proceedings of a workshop on humid and semi-humid tropical forest yield regulation with minimal data*. Oxford Forestry Institute, Department Of Plant Sciences, University of Oxford. O.F.I. Occasional Papers No. 52.
- WRIGHT, H.L. and ALDER, D. (2000): *Proceedings of a workshop on humid and semi-humid tropical forest yield regulation with minimal data*. Oxford Forestry Institute, Department Of Plant Sciences, University of Oxford. O.F.I. Occasional Papers No. 52.
- WRIGHT, S.J. (2002) Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia*, 130: 1–14.
- WWF (2007): *Regenwald für Biodiesel? Ökologische Auswirkungen der energetischen Nutzung von Palmöl*. WWF Deutschland, Frankfurt am Main, 56 p.
- WYATT-SMITH, J. (1962): *Effects of various treatments in regenerated Kempas-Kedondong forest, Malaysia*. Mal. For. Res. Pamphlet No. 41. Forest Department Peninsular Malaysia.

- WYATT-SMITH, J. (1963): Manual of Malayan silviculture for inland forest. Malayan Forest Records No. 23. FRIM, Kepong.
- WYATT-SMITH, J. (1987): Manual of Malayan silviculture for inland forest, Part III, Chapter 8, Red Meranti-Keruing Forest. Research Pamphlet No. 101. FRIM, Kepong, 89 p.
- WYATT-SMITH, J. and FOENANDER, E.C. (1962): Damage to regeneration as a result of logging. *Malaysian Forester* 25 (1): 40-44.
- YAMAMOTO, S.I. (2000): Forest gap dynamics and tree regeneration. *J.For.Res.* 5: 223-229.
- YAP, S.W. (1993): A preliminary study of seedling damage by crawler tractors in a selectively logged forest in Central Sabah. In: PUTZ, E.F. (Ed.) *Studies in silviculture and forest ecology in Sabah*. Proceedings of a course on research methods for silviculture and ecology, June 17 – July 24, 1993, Sandakan. Sabah Forestry Department, Sandakan, 30-36.
- YAP, S.W. and MAJUAKIM, L. (1993): Dipterocarp seedling density in relation to canopy cover in Deramakot Forest Reserve, Sabah. In: PUTZ, E.F. (Ed.) *Studies in silviculture and forest ecology in Sabah*. Proceedings of a course on research methods for silviculture and ecology, June 17 – July 24, 1993, Sandakan. Sabah Forestry Department, Sandakan, 220-228.
- YUAN, C.T., KEONG, G.B. and WEINLAND, G. (1995) The silviculture of logged-over forests in Peninsular Malaysia: Current practice and future challenges . Sustainable Forest Management and Conservation Project, Project Document No. C1. Paper presented at the 12th Pan-Malaysian Forestry Conference in Miri, Sarawak, November 20 – 26, 1995, 21 p.
- ZUKRIGL, K. (1996): Tropenwaldnutzung am Beispiel Malaysias. *Österreichische Forstzeitung* 11: 15-17.

8 ANHANG

Anhang A

Liste der im Untersuchungsgebiet auftretenden Baumarten und ihre Zugehörigkeit zu den in FORMIX 3-Q ausgewiesenen funktionalen Artengruppen.

FORMIX-Artengruppe	Botanischer Name	Lokalname
1	<i>Acronychia sp.</i>	Limau hutan
1	<i>Actinodaphne glomerata</i>	Medang serai
1	<i>Adenanthera pavonia</i>	Saga
1	<i>Adina trichotoma</i>	Mengkeniab
1	<i>Azelia borneensis</i>	Ipil darat
1	<i>Agathis dammara</i>	Mengilan
1	<i>Aglaia argentea</i>	Koping-koping
1	<i>Aglaia cordata</i>	Kalambio
1	<i>Aglaia elliptica</i>	Lantupak jambu
1	<i>Aglaia sp.</i>	Langsat-langsat
1	<i>Ailanthus integrifolia</i>	Tree of heaven
1	<i>Alangium sp.</i>	Kondolon
1	<i>Albizzia sp.</i>	Batai
1	<i>Aleurites moluccana</i>	Kamiri
1	<i>Alphitonia incana</i>	Pakudita
1	<i>Amoora rubiginosa</i>	Lantupak paya
1	<i>Anacardiaceae family</i>	Rengas
1	<i>Angelesia splendens</i>	Tampaluan
1	<i>Anisophyllea disticha</i>	Payung-payung
1	<i>Anisoptera costata</i>	Pengiran kesat
1	<i>Anisoptera grossivenia</i>	Pengiran kunyit
1	<i>Anisoptera laevis</i>	Pengiran durian
1	<i>Anisoptera marginata</i>	Pengiran kerangas
1	<i>Anisoptera reticulata</i>	Pengiran gajah
1	<i>Anisoptera sp.</i>	Pengiran
1	<i>Anonaceae family</i>	Karai
1	<i>Anonaceae family</i>	Karai
1	<i>Anthoshorea group of Shor</i>	Melapi
1	<i>Antidesma ghasemblica</i>	Tandoropis
1	<i>Antidesma sp.</i>	Gerusih
1	<i>Apocynaneae family</i>	Jelutong
1	<i>Aporusa grandistipulata</i>	Galang-galang
1	<i>Aporusa nitida</i>	Bagil
1	<i>Aporusa sp.</i>	Penatan
1	<i>Archidendron</i>	Patai keryong
1	<i>Ardisia sp.</i>	Serusop
1	<i>Aromadendron sp.</i>	Kepayang ambok
1	<i>Artocarpus anisophyllus</i>	Terap ikal
1	<i>Artocarpus elasticus</i>	Terap togop
1	<i>Artocarpus sp.</i>	Terap
1	<i>Artocarpus sp.</i>	Terap
1	<i>Artocarpus tamaran</i>	Timbangan

FORMIX- Artengruppe	Botanischer Name	Lokalname
1	<i>Azadirachta excelsa</i>	Limpaga
1	<i>Baccaurea angulata</i>	Belimbing hutan
1	<i>Baccaurea lanceolata</i>	Limpaung
1	<i>Baccaurea sp.</i>	Kunau-kunau
1	<i>Baccaurea sp.</i>	Kunau-kunau
1	<i>Barringtonia sp.</i>	Tampalang
1	<i>Berrya cordifolia</i>	Mengkapang darat
1	<i>Bischofia javanica</i>	Tungou
1	<i>Blumeodendron tokbrai</i>	Gangulang
1	<i>Borneodendron enigmaticum</i>	Bangkau-bangkau
1	<i>Breynia patens</i>	Kubamban-kubamban
1	<i>Bridelia glauca</i>	Manik-manik/kutang
1	<i>Bridelia stipularis</i>	Balatotan
1	<i>Brownlowia peltata</i>	Pingau-pingau
1	<i>Bruinsmia stracoides</i>	Tingo-tingo
1	<i>Buchanania sp.</i>	Kepala tundang
1	<i>Camptosperma auricula</i>	Terentang
1	<i>Cananga odorata</i>	Bunga gadong
1	<i>Canarium decumanum</i>	Pomotodon
1	<i>Carallia sp.</i>	Meransi
1	<i>Cassia nodosa</i>	Busuk-busuk
1	<i>Castanopsis</i>	Berangan
1	<i>Casuarina equisetifolia</i>	Aru
1	<i>Celastraceae family</i>	Perupok
1	<i>Cerbera odollom</i>	Burung gagak
1	<i>Chaetocarpus castanocarpus</i>	Kayu dusun
1	<i>Chisocheton beccarianus</i>	Lisi-lisi
1	<i>Chisocheton glomeratus</i>	Berindu
1	<i>Cleistanthus paxii</i>	Garu-garu
1	<i>Cleistanthus sp.</i>	Baubo
1	<i>Cordia dichotoma</i>	Guma
1	<i>Cordia subcordata</i>	Agutud
1	<i>Crateva religiosa</i>	Pangos
1	<i>Croton caudatus</i>	Angguk-angguk
1	<i>Croton heterocarpus</i>	Bendak
1	<i>Croton oblongus</i>	Lokon
1	<i>Croton sp.</i>	Croton
1	<i>Crudia reticulata</i>	Anggar-anggar
1	<i>Crypteronia griffithii</i>	Rambai-rambai
1	<i>Crypteronia griffithii</i>	Rambai-rambai
1	<i>Ctenolophon parvifolius</i>	Besi-besi
1	<i>Cynometra sp.</i>	Katong-katong
1	<i>Dactylocladus stenostachy</i>	Jongkong
1	<i>Dialium sp.</i>	KerANJI
1	<i>Dillenia borneensis</i>	Simpur gajah
1	<i>Dillenia sp.</i>	Simpur
1	<i>Dimocarpus longan</i>	Mata kucing
1	<i>Dimorphocalyx muriana</i>	Obah putih
1	<i>Diospyros durionoides</i>	Sabah ebony
1	<i>Diospyros sp.</i>	Kayu malam

FORMIX- Artengruppe	Botanischer Name	Lokalname
1	<i>Dipterocarpus applanatus</i>	Keruing daun besar
1	<i>Dipterocarpus caudatus</i>	Keruing gasing
1	<i>Dipterocarpus confertus</i>	Keruing kobis
1	<i>Dipterocarpus conformis</i>	Keruing beludu kuni
1	<i>Dipterocarpus costulatus</i>	Keruing kipas
1	<i>Dipterocarpus coudiferus</i>	Keruing putih
1	<i>Dipterocarpus crinitus</i>	Keruing mempelas
1	<i>Dipterocarpus exalatus</i>	Keruing rapak
1	<i>Dipterocarpus geniculatus</i>	Keruing tangkai pan
1	<i>Dipterocarpus globosus</i>	Keruing buah bulat
1	<i>Dipterocarpus gracilis</i>	Keruing kesat
1	<i>Dipterocarpus grandifloru</i>	Keruing belimbing
1	<i>Dipterocarpus hasseltii</i>	Keruing kerukap kec
1	<i>Dipterocarpus humeratus</i>	Keruing kerukup
1	<i>Dipterocarpus kerri</i>	Keruing gondol
1	<i>Dipterocarpus lamellatus</i>	Keruing jarang
1	<i>Dipterocarpus lowii</i>	Keruing shol
1	<i>Dipterocarpus oblongifoli</i>	Keruing neram
1	<i>Dipterocarpus ochranceus</i>	Keruing ranau
1	<i>Dipterocarpus palembanicu</i>	Keruing Palembang
1	<i>Dipterocarpus sp</i>	Keruing
1	<i>Dipterocarpus stellatus</i>	Keruing bulu
1	<i>Dipterocarpus tempehes</i>	Keruing asam
1	<i>Dipterocarpus verrucosus</i>	Keruing merah
1	<i>Dipterocarpus warburgii</i>	Keruing kasugoi
1	<i>Dolichandrone spathacea</i>	Tui
1	<i>Dracrontomelon sp.</i>	Sengkuang/soronsob
1	<i>Dryobalaonops beccarii</i>	Kapur merah (minyak)
1	<i>Dryobalaonops keithii</i>	Kapur gumpait
1	<i>Dryobalaonops lanceolata</i>	Kapur paji
1	<i>Dryobalaonops rapa</i>	Kapur paya
1	<i>Drypetes microphylla</i>	Odopan putih
1	<i>Durio graveolens</i>	Durian merah
1	<i>Durio sp.</i>	Durian
1	<i>Dyera costulata</i>	Jelutong bukit
1	<i>Dyera polyphylla</i>	Jelutong paya
1	<i>Elaeocarpus sp.</i>	Tonop
1	<i>Elateriospermum tapos</i>	Perah ikan
1	<i>Ervatamia sp.</i>	Burut-burut
1	<i>Erythrina variegata</i>	Dadap
1	<i>Erythroxylum cuneatum</i>	Perepat burung
1	<i>Euodia sp.</i>	Pau-pau
1	<i>Eurycoma longifolia</i>	Pahit-pahit (tongka)
1	<i>Fagraea racemosa</i>	Tadapon puak
1	<i>Fagraea sp.</i>	Tadapon putih
1	<i>Fagraea sp.</i>	Tadapon putih
1	<i>Ficus fulva</i>	Togung korop
1	<i>Ficus sp.</i>	Jiwit
1	<i>Ficus sp.</i>	Jiwit
1	<i>Flacourtia rukam</i>	Rukam

FORMIX- Artengruppe	Botanischer Name	Lokalname
1	<i>Ganua motleyana</i>	Nyatoh katiau
1	<i>Garcinia forbesii</i>	Bebata
1	<i>Garcinia mangostana</i>	Manggis
1	<i>Garcinia nervosa</i>	Kandis daun besar
1	<i>Garcinia parvifolia</i>	Kandis
1	<i>Geunsia pentandra</i>	Tambung
1	<i>Gironniera sp.</i>	Ampas tebu
1	<i>Glochidion litorale</i>	Saka-saka
1	<i>Glochidion sp.</i>	Oba nasi
1	<i>Glochidion superbum</i>	Gerumong jantan
1	<i>Gordonia sp.</i>	Melulok
1	<i>Guioa sp.</i>	Tanggir manuk
1	<i>Gymnacranthera contracta</i>	Lunau
1	<i>Helicia sp.</i>	Kurunggu
1	<i>Heritiera littoralis</i>	Dungun
1	<i>Heritiera simplicifolia</i>	Kembang/ mengkulang
1	<i>Hibiscus tiliceus</i>	Baru
1	<i>Homalium caryophyllaceum</i>	Takaliu
1	<i>Homalium sp.</i>	Takaliu
1	<i>Ilex cissoidea.</i>	Morogis
1	<i>Ilex cymosa</i>	Bangkulatan
1	<i>Intsia bijuga</i>	Ipil laut
1	<i>Irvingia malayana</i>	Pauh kijang
1	<i>Itea macrophylla</i>	Marapid/kaintuhan
1	<i>Ixonanthes reticulata</i>	Inggir burung
1	<i>Jackia ornata</i>	Selumar
1	<i>Kleinhovia hospita</i>	Timahar
1	<i>Koilodepus sp.</i>	Kilas
1	<i>Koompassia excelsa</i>	Mengaris
1	<i>Koompassia malaccensis</i>	Kempas
1	<i>Lagerstroemia speciosa</i>	Bungor
1	<i>Lansium domesticum</i>	Langsat
1	<i>Lapisanthes sp.</i>	Lapisanthes
1	<i>Lasianthus sp.</i>	Kopi-kopi
1	<i>Lauraceae family</i>	Medang
1	<i>Leea sp.</i>	Mali-mali
1	<i>Leptospermum sp.</i>	Gelam bukit
1	<i>Linociera sp.</i>	Bangkulat
1	<i>Lithocarpus sp.</i>	Mempening
1	<i>Litsea cubeba</i>	Lindos/railos
1	<i>Litsea graciea</i>	Pengulobon
1	<i>Litsea odorifera</i>	Medang pawas
1	<i>Litsea odorifera</i>	Medang pawas
1	<i>Magnoliaceae family</i>	Cempaka
1	<i>Mallotus mollissimus</i>	Dahu
1	<i>Mallotus muticus</i>	Mallotus paya
1	<i>Mallotus philipinensis</i>	Mallotus philipine
1	<i>Mallotus sp.</i>	Melutos
1	<i>Mangifera pajang</i>	Bambangan
1	<i>Mangifera sp.</i>	Bachang

FORMIX- Artengruppe	Botanischer Name	Lokalname
1	<i>Mangifera sp.</i>	Bachang
1	<i>Mangifera sp.</i>	Bachang
1	<i>Mangifera sp.</i>	Assam
1	<i>Mangostana sp.</i>	Manggis
1	<i>Meliaceae family</i>	Lantupak
1	<i>Meliosma sumatrana</i>	Gapas-gapas
1	<i>Memecylon sp.</i>	Nipis kulit
1	<i>Mesua macrantha</i>	Bintangor batu
1	<i>Microcos sp.</i>	Korodong
1	<i>Microcos sp.</i>	Korodong
1	<i>Millettia sp.</i>	Taroi-taroi
1	<i>Myristicaceae family</i>	Darah-darah
1	<i>Neesia sp.</i>	Durian monyet
1	<i>Nephelium glabrum</i>	Satu inchi
1	<i>Nephelium maingayi</i>	Kelamondoi
1	<i>Nephelium mutabile</i>	Maritam
1	<i>Nephelium sp.</i>	Meritam
1	<i>Nephelium sp.</i>	Meritam
1	<i>Notaphoebe obovata</i>	Lamau-lamau
1	<i>Ostodes sp.</i>	Pait-pait
1	<i>Otophora fruticosa</i>	Balingasan
1	<i>Pangium edule</i>	Pangi
1	<i>Paranephelium sp.</i>	Membuakat
1	<i>Parashorea malaanonan</i>	Urat mata daun lici
1	<i>Parashorea parvifolia</i>	Urat mata daun keci
1	<i>Parashorea smythiesii</i>	Urat mata batu
1	<i>Parashorea sp.</i>	Urat mata
1	<i>Parashorea tomentella</i>	Urat mata beludu
1	<i>Parastemon urophyllum</i>	Mandailas
1	<i>Parishia sp.</i>	Layang-layang
1	<i>Parkia javanica</i>	Kupang
1	<i>Parkia sp.</i>	Petai
1	<i>Peltophorum racemosum</i>	Timbarayong
1	<i>Pentace adenophora</i>	Takalis daun bulat
1	<i>Pentace laxiflora</i>	Takalis daun halus
1	<i>Pentaspodon motleyii</i>	Pelajau
1	<i>Pericopsis mooniana</i>	Ipil air
1	<i>Phaleria perrottetiana</i>	Alig pagi
1	<i>Phyllanthus emblica</i>	Laka
1	<i>Pithecellobium sp.</i>	Jering
1	<i>Planchonia valida</i>	Putat paya
1	<i>Pleiocarpidia sandakanens</i>	Buloh-buloh
1	<i>Podocarpus blumeii</i>	Lampias
1	<i>Podocarpus imbricatus</i>	Lompoyou
1	<i>Podocarpus rumphii</i>	Kayu china
1	<i>Polyosma integrifolia</i>	Bedaru
1	<i>Pometia pinnata</i>	Kasai
1	<i>Pongomia pinnata</i>	Marabahai
1	<i>Pternandra coerulescens</i>	Sirih-sirih
1	<i>Pterocarpus indicus</i>	Angsana

FORMIX- Artengruppe	Botanischer Name	Lokalname
1	<i>Pterocymbium tinctorium</i>	Teluto
1	<i>Pterospermum sp.</i>	Bayor
1	<i>Quassia borneensis</i>	Manunggal
1	<i>Randia anisophylla</i>	Bembalor
1	<i>Ryparosa sp.</i>	Giwie
1	<i>Sandoricum maingayi</i>	Sentul hutan
1	<i>Sandoricum mangyi</i>	Sentol hutan
1	<i>Sapium indicum</i>	Apid-apid
1	<i>Sapotaceae family</i>	Nyatoh
1	<i>Sarcotheca diversifolia</i>	Tabarus
1	<i>Saurauia sp.</i>	Sokong-sokong
1	<i>Scaphium affine</i>	Kembang semangkok
1	<i>Schima wallichii</i>	Gatal-gatal
1	<i>Scorodocarpus borneensis</i>	Bawang hutan
1	<i>Serialbizzia splendens</i>	Kungkur
1	<i>Serianthes dilmyi</i>	Batai laut
1	<i>Shorea acuminatissima</i>	Seraya kuning runci
1	<i>Shorea almon</i>	Seraya kerukup
1	<i>Shorea andulensis</i>	Seraya daun merah
1	<i>Shorea argentifolia</i>	Seraya daun mas
1	<i>Shorea angustifolia</i>	Seraya kuning bukit
1	<i>Shorea beccariana</i>	Seraya langgai
1	<i>Shorea biawak</i>	Selangan batu biawa
1	<i>Shorea bracteolata</i>	Malapi pang
1	<i>Shorea coriacea</i>	Seraya tangkai panj
1	<i>Shorea curtissii</i>	Seraya betul
1	<i>Shorea dasyphylla</i>	Seraya batu
1	<i>Shorea domatiosa</i>	Selangan batu mata-
1	<i>Shorea exeliptica</i>	Selangan batu temba
1	<i>Shorea faguetiana</i>	Seraya kuning siput
1	<i>Shorea fallax</i>	Seraya daun kasar
1	<i>Shorea ferruginea</i>	Seraya melantai kec
1	<i>Shorea flaviflora</i>	Seraya daun besar
1	<i>Shorea foxworthyii</i>	Selangan batu bersi
1	<i>Shorea gibbosa</i>	Seraya kuning gajah
1	<i>Shorea glaucescens</i>	Selangan batu laut
1	<i>Shorea havilandii</i>	Selangan batu pinan
1	<i>Shorea hopeifolia</i>	Seraya kuning janta
1	<i>Shorea hypoleuca</i>	Selangan batu kelab
1	<i>Shorea kudatensis</i>	Seraya kuning kudat
1	<i>Shorea kunstleri</i>	Seraya sirap
1	<i>Shorea laxa</i>	Seraya kuning kelad
1	<i>Shorea leprosula</i>	Seraya tembaga
1	<i>Shorea macrophylla</i>	Kawang jantung
1	<i>Shorea macroptera</i>	Seraya melantai
1	<i>Shorea mecistopteryx</i>	Kawang burung
1	<i>Shorea multiflora</i>	Banjutan
1	<i>Shorea myrionerva</i>	Seraya urat banyak
1	<i>Shorea obscura</i>	Selangan batu tandu
1	<i>Shorea ochracea</i>	Melapi daun besar

FORMIX- Artengruppe	Botanischer Name	Lokalname
1	<i>Shorea oleosa</i>	Seraya minyak
1	<i>Shorea ovalis</i>	Seraya kepong
1	<i>Shorea ovata</i>	Seraya punai bukit
1	<i>Shorea parvistipulata</i>	Seraya lupah
1	<i>Shorea patoiensis</i>	Seraya kuning pinan
1	<i>Shorea pilosa</i>	Kawang bulu
1	<i>Shorea pinanga</i>	Kawang pinang
1	<i>Shorea platycarpa</i>	Seraya paya
1	<i>Shorea polyandra</i>	Seraya kuning quion
1	<i>Shorea quiso</i>	Selangan batu merah
1	<i>Shorea retusa</i>	Seraya daun tumpul
1	<i>Shorea revoluta</i>	Seraya daun tajam
1	<i>Shorea rugosa</i>	Seraya buaya hantu
1	<i>Shorea scabrada</i>	Seraya lop
1	<i>Shorea scrobiculata</i>	Selangan batu kurap
1	<i>Shorea seminis</i>	Selangan batu teran
1	<i>Shorea slootenii</i>	Seraya kepong kasar
1	<i>Shorea smithiana</i>	Seraya timbau
1	<i>Shorea sp.</i>	Kawang
1	<i>Shorea sp. (Eushorea grou</i>	Selangan batu
1	<i>Shorea sp. (Richetia grou</i>	Seraya kuning s.d.
1	<i>Shorea superba</i>	Selangan b. daun ha
1	<i>Shorea symingtonii</i>	Melapi kuning (bung
1	<i>Shorea teysmanniana</i>	Seraya bunga
1	<i>Shorea virescens</i>	Melapi sulang salig
1	<i>Shorea waltonii</i>	Seraya kelabu
1	<i>Shorea xanthophylla</i>	Seraya kuning barun
1	<i>Stemonurus corniculata</i>	Samala
1	<i>Stemonurus scorpioides</i>	Katok
1	<i>Sterculia macrophylla</i>	Kelumpang
1	<i>Symplocos fasciculata</i>	Jiak
1	<i>Symplocos lateviridis</i>	Poroi untu
1	<i>Symplocos polyandra</i>	Mogkulat
1	<i>Symplocos sp.</i>	Kemenyan
1	<i>Symplocos sp.</i>	Kemenyan
1	<i>Tectona grandis</i>	Jati
1	<i>Terminalia sp.</i>	Talisai
1	<i>Timonius flavescens</i>	Tapai-tapai
1	<i>Toona sp.</i>	Surian
1	<i>Trigonopleura malayana</i>	Gambir hutan
1	<i>Tristania clementis</i>	Pelawan-pelawan
1	<i>Unknown</i>	Unknown
1	<i>Upuna borneensis</i>	Upun
1	<i>Vatica albiramis</i>	Resak putih
1	<i>Vitex pubescens</i>	Kulimpapa
1	<i>Weinmannia blumei</i>	Sumu-silan
1	<i>Wendlandia dasythyrsa</i>	Malitap bukit
1	<i>Wetria macrophylla</i>	Rambai hutan
1	<i>Wikstroemia tenuiramis</i>	Tindot
1	<i>Xanthophyllum sp.</i>	Minyak beruk

FORMIX- Artengruppe	Botanischer Name	Lokalname
1	<i>Xanthophyllum sp.</i>	Minyak beruk
1	<i>Xerospermum sp.</i>	Gurulau
1	<i>Xylosma sumatrana</i>	Linau
1	<i>Zizyphus angustifolius</i>	Monsit
2	<i>Adinandra dumosa</i>	Bawing
2	<i>Buchanania sp.</i>	Kepala tundang
2	<i>Burseraceae family</i>	Kedondong
2	<i>Cotylelobium melanoxyton</i>	Resak temporong
2	<i>Elaeocarpus sp.</i>	Tonop
2	<i>Elaeocarpus sp.</i>	Tonop
2	<i>Endospermum sp.</i>	Sendok-sendok
2	<i>Hopea aequalis</i>	Selangan sama
2	<i>Hopea argentea</i>	Selangan urat
2	<i>Hopea beccariana</i>	Selangan penak
2	<i>Hopea dryobalanoides</i>	Selangan daun kapur
2	<i>Hopea dyeri</i>	Selangan daun halus
2	<i>Hopea ferruginea</i>	Selangan mata kucin
2	<i>Hopea latifolia</i>	Selangan jongkong
2	<i>Hopea mengerawan</i>	Selangan hitam
2	<i>Hopea micrantha</i>	Selangan lunas
2	<i>Hopea montana</i>	Selangan bukit
2	<i>Hopea myrtifolia</i>	Selangan beludu
2	<i>Hopea nervosa</i>	Selangan jangkang
2	<i>Hopea nutans</i>	Giam
2	<i>Hopea pentanervia</i>	Selangan lima urat
2	<i>Hopea sangal</i>	Gagil
2	<i>Hopea semicuneata</i>	Giam kulit merah
2	<i>Hopea sp.</i>	Selangan
2	<i>Hopea tenuinervula</i>	Selangan daun seron
2	<i>Hopea vacciniifolia</i>	Selangan ribu
2	<i>Hopea wyatt-smithii</i>	Selangan daun bulat
2	<i>Nauclea sp.</i>	Bangkal
2	<i>Osbornia octodonta</i>	Gelam laut
2	<i>Pentace sp.</i>	Takalis
2	<i>Saracca sp.</i>	Gapis
2	<i>Shorea agami</i>	Melapi agama
2	<i>Shorea atrinervosa</i>	Selangan batu hitam
2	<i>Shorea cristata</i>	Kawang daun merah
2	<i>Shorea falciferoides</i>	Selangan batu laut
2	<i>Shorea gratissima</i>	Melapi laut
2	<i>Shorea johorensis</i>	Seraya majau
2	<i>Shorea lamentella</i>	Melapi lapis
2	<i>Shorea leptoderma</i>	Selangan batu biaba
2	<i>Shorea nebulosa</i>	Seraya kabut
2	<i>Shorea parvifolia</i>	Seraya punai
2	<i>Shorea pauciflora</i>	Oba suluk
2	<i>Shorea platyclados</i>	Seraya bukit
2	<i>Shorea quandrineris</i>	Seraya sudu
2	<i>Shorea rubra</i>	Seraya bingkai
2	<i>Shorea scaberrima</i>	Seraya mempelas

FORMIX- Artengruppe	Botanischer Name	Lokalname
2	<i>Shorea sp. (Rubroshorea g</i>	Seraya
2	<i>Shorea venulosa</i>	Seraya kerangas
2	<i>Sindora irpicina</i>	Sepetir
2	<i>Sympetalandra borneensis</i>	Merbau lalat
2	<i>Teijsmanniodendron sp.</i>	Buak-buak
2	<i>Terminalia copelandii</i>	Talisai paya
2	<i>Thespesia populnea</i>	Baru laut
2	<i>Vatica bancana</i>	Resak banka
2	<i>Vatica dulitensis</i>	Resak bukit
2	<i>Vatica maritima</i>	Resak laut
2	<i>Vatica oblongifolia</i>	Resak daun panjang
2	<i>Vatica odorata</i>	Resak biabas
2	<i>Vatica sarawakensis</i>	Resak sarawak
2	<i>Vatica sp.</i>	Resak degong
2	<i>Vatica/cotylelobium sp.</i>	Resak
2	<i>Viburnum amplificatum</i>	Ranuk
3	<i>Alstonia macrophylla</i>	Pulai daun besar
3	<i>Alstonia sp.</i>	Pulai
3	<i>Anthocephalus chinensis</i>	Laran
3	<i>Octomeles sumatrana</i>	Binuang
3	<i>Calophyllum sp.</i>	Bintangor
3	<i>Cratoxylon arborescens</i>	Serungan
3	<i>Duabanga moluccana</i>	Magas
3	<i>Macaranga conifera</i>	Ludai
3	<i>Macaranga hosei</i>	Lopokon
3	<i>Macaranga sp.</i>	Kubin
3	<i>Macaranga sp.</i>	Kubin
3	<i>Macaranga sp.</i>	Kubin
3	<i>Macaranga tanarius</i>	Lingkabong
3	<i>Omalanthus sp.</i>	Ludai
4	<i>Aquilaria malaccensis</i>	Gaharu
4	<i>Calophyllum inophyllum</i>	Penaga laut
4	<i>Canarium odontophyllum</i>	Kembayu
4	<i>Combretocarpus rotundatus</i>	Perapat paya
4	<i>Cratoxylon sp.</i>	Geronggang
4	<i>Dacrydium elatum</i>	Sempilor
4	<i>Dehassia incrassata</i>	Medang sisek
4	<i>Eugenia sp.</i>	Obah
4	<i>Eusideroxylon zwageri</i>	Belian
4	<i>Eusideroxylon malangangai</i>	Malangangai
4	<i>Gonystylus bancanus</i>	Ramin
4	<i>Hydnocarpus sp.</i>	Karpus
4	<i>Intsia palembanica</i>	Merbau
4	<i>Koordersiodendron pinnatu</i>	Runggu
4	<i>Ochanostachys amentacea</i>	Petaling
4	<i>Parinari</i>	Bangkawang
4	<i>Parinari oblongifolia</i>	Merbatu
4	<i>Parishia insignis</i>	Layang-layang
4	<i>Plectronia confertum</i>	Grubai
4	<i>Prunus javanica</i>	Kelanus

FORMIX- Artengruppe	Botanischer Name	Lokalname
4	<i>Teijsmanniodendron sp.</i>	Buak-buak
4	<i>Tetramerista glabra</i>	Tuyut
4	<i>Trema orientalis</i>	Randagong

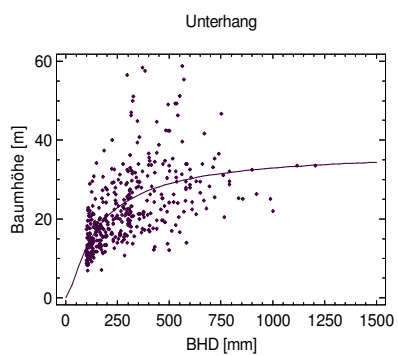
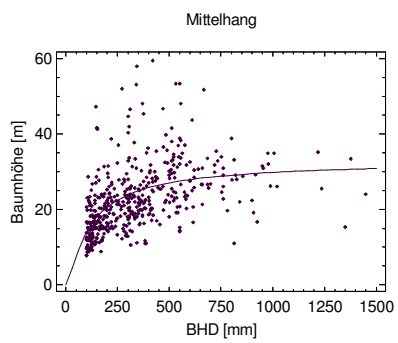
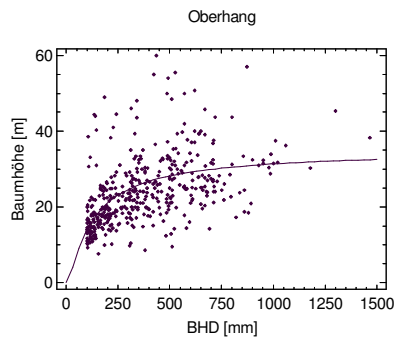
Gesamtzahl der inventarisierten Baumarten und Gattungen nach Artengruppe

Funktionale Artengruppe	Anzahl der inventarisierten Arten/ Gattungen [N]
Artengruppe 1	345
Artengruppe 2	62
Artengruppe 3	13
Artengruppe 4	23

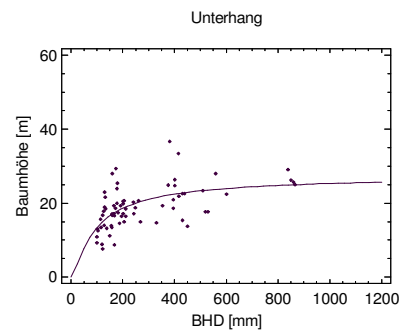
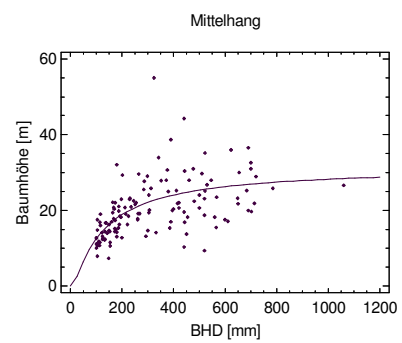
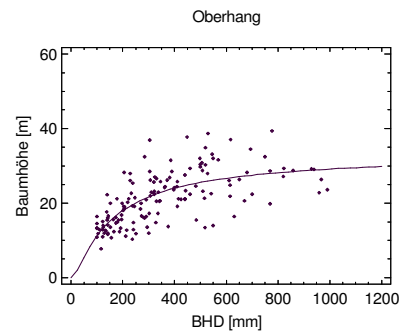
Anhang B

Streudiagramme und Regressionskurven (nach *NÄSLUND*) an verschiedenen Hangstandorten in der Deramakot Forstreserve (Die zugehörigen Regressionsfunktionen finden sich in Kap. 4.2).

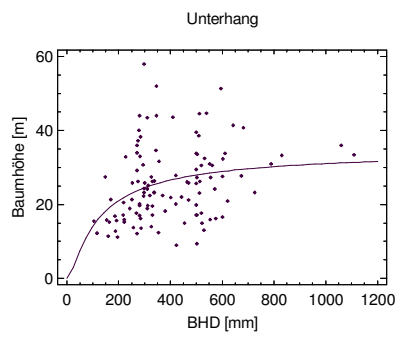
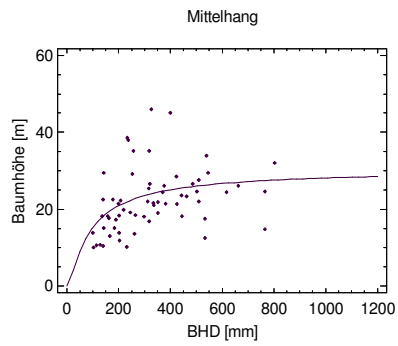
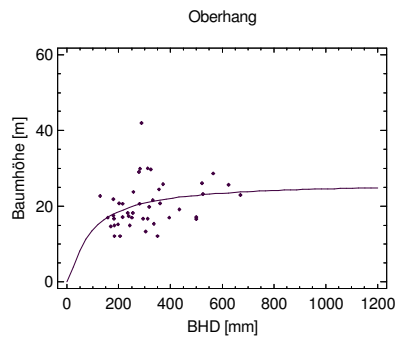
Artengruppe 1



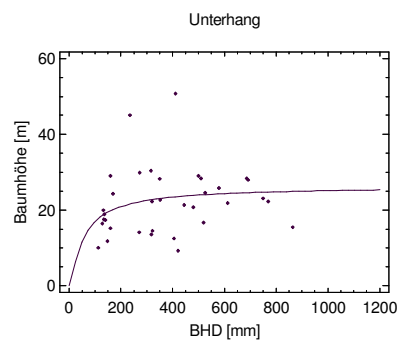
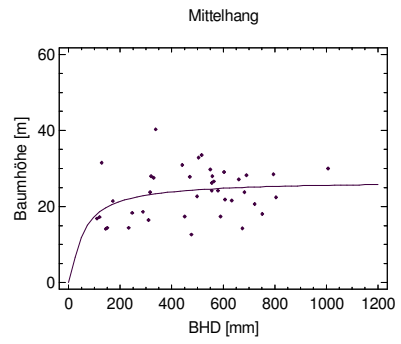
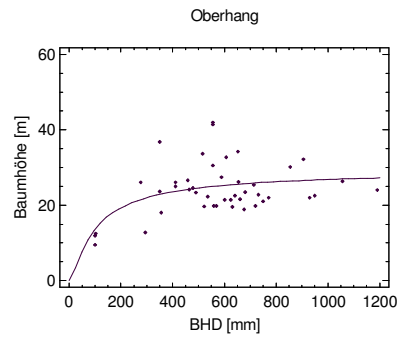
Artengruppe 2



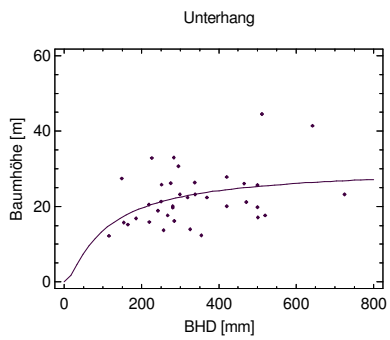
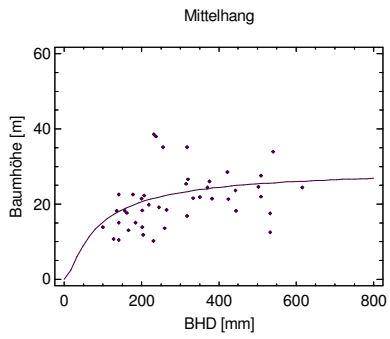
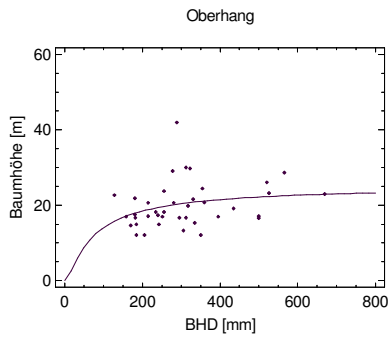
Artengruppe 3



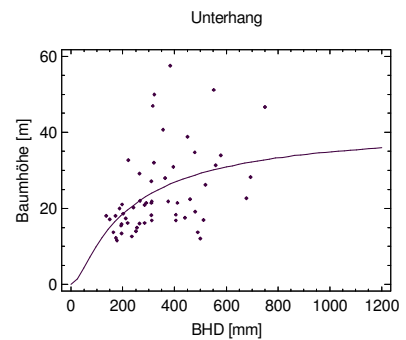
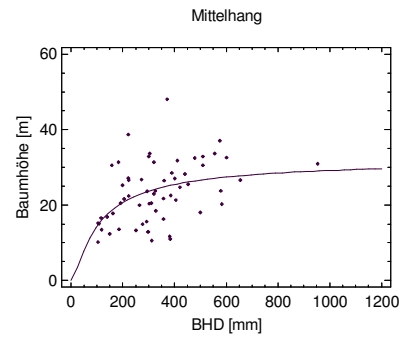
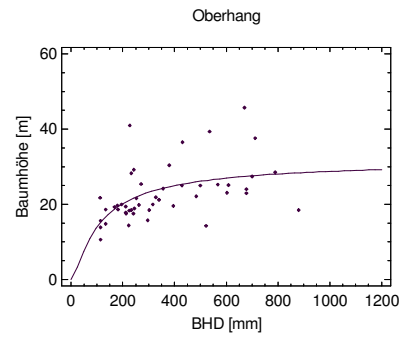
Artengruppe 4



Gattung *Macaranga* sp

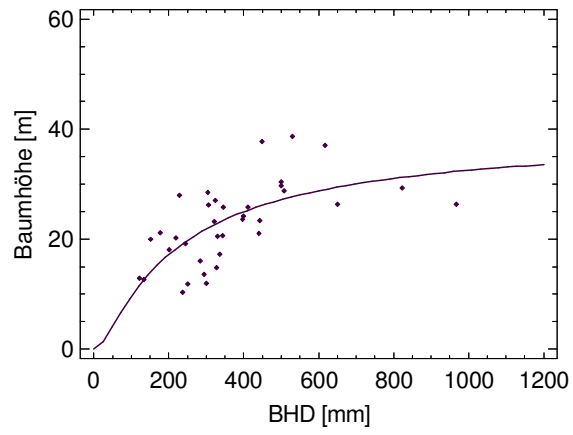


Gattung *Shorea* sp.

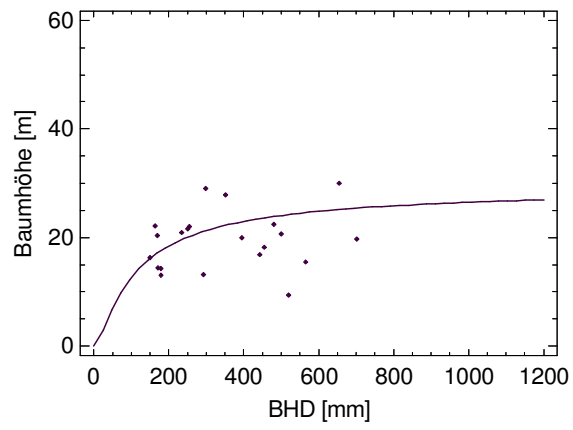


Familie der Burseraceae

Oberhang



Mittelhang



Unterhang

