

PIK Report

No. 46

WIRKUNG VON KLIMAVERÄNDERUNGEN IN MITTELEUROPÄISCHEN WIRTSCHAFTSWÄLDERN

Marcus Lindner



POTSDAM INSTITUTE
FOR
CLIMATE IMPACT RESEARCH (PIK)

Eingereicht als Dissertationsarbeit
an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Potsdam im Februar 1998

Autor:
Dr. Marcus Lindner
Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V.
PF 60 12 03, D-14412 Potsdam
Tel.: +49-331-288-2677
Fax: +49-331-288-2695
E-mail: Marcus.Lindner@pik-potsdam.de

Herausgeber:
Dr. F.-W. Gerstengarbe

Technische Ausführung:
U. Werner

POTSDAM-INSTITUT
FÜR KLIMAFOLGENFORSCHUNG
Telegrafenberg
Postfach 60 12 03, 14412 Potsdam
GERMANY
Tel.: +49 (331) 288-2500
Fax: +49 (331) 288-2600
E-mail-Adresse:pik@pik-potsdam.de

POTSDAM, JULI 1998

Abstract

The Impact of Climate Change on Managed Forests in Central Europe

The projected change in global climate may have various impacts on forest ecosystems. Changes in the growth of different forest species will also influence the competitive relationships between species, the potential species composition in unmanaged forests and the choice of species in managed forests. While impacts of climate change on physiological processes and the potential natural species composition in forests have been intensively investigated in the last few years, there has been hardly any research on possible consequences in managed forests.

Since the traditional prognostic methods of German forestry, the growth and yield tables, are not suitable for applications under changing environmental conditions, there is a strong need for simulation methods, which are also applicable under changing climatic conditions. For more than 10 years forest gap models have been applied in forest ecology to simulate the impacts of climate change on natural forests. However, the forests of Central Europe have been managed intensively over several hundred years and therefore the results of common forest gap models, which simulate the potential natural species composition (PNV) in unmanaged forests, are of little practical relevance. More realistic analyses of climate change impacts on forests in this region require that forest management activities are included in the simulation experiments. Thus the aim of this thesis was to develop a forest gap model for regional analyses of the impacts of climate change in managed forests of Central Europe.

Application of the forest gap model FORSKA for simulating natural forest dynamics in Central Europe

The forest gap model which was applied in this study, FORSKA2, was originally developed to simulate natural forest dynamics in boreal forests of Scandinavia. Various parameter modifications were necessary to adapt the model to Central Europe and then the model was tested extensively at various spatial scales. The model applications indicated that there were limitations in the approach of the existing model. Especially the lack of representation of interannual climate variability led to problems in simulating realistic species distribution limits for beech in the subcontinental climate of Northeastern Germany. Furthermore, the applicability of the model under variable environmental conditions in different parts of Europe was unsatisfactory. For example, it was not possible to simulate realistic species composition and productivity in boreal and temperate forests with one species parameter set. In large-scale model applications across Central and Eastern Europe, however, the model simulated a plausible distribution of major forest types. In order to simulate regional forest species composition in the state of Brandenburg, a nitrogen response function was implemented and parameterized. The comparison of simulation results with a map of PNV suggested that the model is able to realistically simulate regional patterns of forest distribution as well. In several simulation experiments model comparisons were made with another forest gap model (FORCLIM) and the global biogeography model BIOME to test the plausibility of the model results. The model comparison with FORCLIM indicated specific strengths and weaknesses of alternative model approaches in gap models, but in general both models simulate qualitatively comparable responses of forest ecosystems to climate change.

Extensions and modifications to the FORSKA model

As a precondition for the implementation of forest management routines it was necessary to improve the simulation of stand structure in the model. The introduction of a density-dependent height growth function improved the simulation of individual tree dimensions and stand structure

considerably. To begin with, five alternative height growth functions were tested against measurements from a long-term thinning experiment in a beech stand at Fabrikschleichach (Bavaria). The modified model, FORSKA-HD, was initialized with data from the first stand inventory in 1870 and simulated stand development over 120 years. The function showing the best correspondence with observations uses the relative radiation intensity in the centre of a tree crown as a competition index. Whereas simulated stand structures improved significantly with the modified height growth function, characteristic differences in simulated size distributions remained in comparison with observations. Another model modification, the increase of the growth efficiency of small and intermediate trees, further improved the simulation results.

The modifications of the growth function introduced three new parameters into FORSKA-HD. Long-term forest observation data were used to parameterize spruce, pine and oak. Parameters of other species were estimated depending on the light response and the crown shape in relation to the 4 main forest species.

In the next step initialization and management routines were included into the model. The initialization routines contains numerous algorithms to generate individual tree data from stand level characteristics in forest inventory data. The management module uses a thinning routine which is based on the weibull distribution. Through parameter modifications of the weibull function it is possible to simulate different management strategies. Thinning intervals depend on the height growth of the dominant trees of the stand and thinning intensity follows the development of basal area in the beech and pine yield tables of the former GDR.

Management techniques in the context of global change

Common forest management strategies for stand regeneration, silvicultural treatments and harvesting differ considerably with respect to the response options which they offer in the context of changing environmental conditions. Whereas the conservative thinning from below does not increase the adaptation potential of a forest stand, modern selective thinning strategies enable the development of rich mosaics of forest structure or the early introduction of a new forest species into the stand. In general, forest management may not only respond to climate change at the stand level, but there are also response options in forest planning at the district level, where the diversity of species and forest types can also be increased as a means of regional risk reduction.

Model application in managed forests

The model performance of the extended FORSKA-HD with management routines was analysed in a forestry district in the Dübener Heide, Northeast Germany. This district is characterized by a relatively large variety of forest types and site classes. Besides the usually prevailing pure stands of Scots pine there are numerous stands with deciduous species such as beech, oak, birch, lime or hornbeam. The model application comprised 65 forest stands with a total area of 330 ha. Two management scenarios (conservative and adaptive forest management) were compared with a forest preservation scenario and the PNV-simulation. The comparison of simulated PNV with the actual forest composition in 1993 underlines the strong impact of forest management on the species composition in this area. If management is suspended under current climate, the management history is still visible after 110 years of forest development in the forest preservation scenario because a considerable share of old pine trees remains in many forest stands. In both management scenarios broadleaved species dominate the forests after harvesting of mature pine stands, because in most stands in this district regeneration of broadleaved species was already present under the pine canopy in the year 1993.

Impact of climate change in managed forest stands

All management scenarios were also simulated with a climate change scenario that was developed by the Department of Climate Research at PIK for a nearby meteorological station. In the scenario,

temperature increases by +3K and precipitation remains fairly constant. In all management scenarios climate change led to a shift in simulated species composition accompanied in some cases by fairly strong reductions of stand productivity. There were clear differences between scenarios. While in the conservative management scenario beech still dominated many forest stands, it was of little importance in the adaptive management scenario, in which drought-tolerant species were favoured. Since beech is no longer very productive under this climate scenario, the simulated biomass is strongly reduced with the conservative forest management. In the adaptive management scenario, the selection of climatically better-adapted species was able partially to mitigate the drop in productivity.

With regard to species composition, the smallest changes are simulated for the forest preservation scenario. Only on the poorest site class the dieback of beech caused a distinct shift in species composition. As in the conservative management scenario, productivity is significantly reduced. It is interesting to note that in the study region climate change reduced productivity more strongly in those scenarios where the shift of the species composition was small. Differences in the adaptability between managed and unmanaged forests can be explained by the fact that management frequently changes stand structure and thus enables or speeds up the adaptation of the forest to the changes in environmental conditions.

Evaluation of the extended forest gap model

The validation of forest gap models is rather difficult because suitable data are hardly available. The qualitative performance of the model can be tested with long-term observation data from growth and yield experiments. However, it should not be expected that a general model, which was designed to simulate forest development over several hundred years under very different environmental conditions, may at the same time quantitatively simulate the stand development of an individual forest stand with high precision. Validation of growth dynamics in natural and managed mixed stands is generally difficult because there are very few long-term measurements in mixed stands. While simulated thinning regimes in monocultures can be compared with many growth and yield experiments, suitable data from mixed stands are scarce and thinning strategies are more complex. Besides the size-related thinning probabilities for individual trees, the competition effects between species must also be correctly represented in the thinning routine.

Numerous model comparisons were conducted to test the plausibility of the model. The comparison of regional simulation results with a map of PNV (which is an independent model concept based on the floristic composition of the forest vegetation) showed that the spatial pattern of forest types in the state of Brandenburg can be satisfactorily simulated. Model comparisons of two different forest gap models underlined specific strengths and weaknesses which can be attributed to characteristics of the alternative modelling approaches. In general the model performance for Central Europe is plausible. Moreover, comparisons of different model versions indicate that targeted model modifications may considerably improve model results.

Probably for the first time, empirical data from long-term forest trials were applied in this study to validate and improve a forest gap model. The results suggest that such data are very valuable in this respect. They could be used much more often, for example in the validation of the mortality function or the scaling of growth responses to site conditions and climate.

Development of management strategies

Because of the remaining limitations of available data and methods the interpretation of simulation results must be cautious. Nevertheless, the need for improved decision support in forest management under global change calls for more detailed simulation studies to assess the sensitivity of forest ecosystems to changes in climate. Decision making should incorporate risk assessments and risk reduction strategies which acknowledge the uncertainties of current scientific

understanding. The forest gap model with management routines is a suitable tool to accomplish this task.

The simulation results demonstrate the strong influence of management on forest development within the next 110 years under current climate and under a scenario of climate change. Different simulation results include valuable information which may be used in forest planning. The impact of climate change on simulated PNV indicates which species are well adapted to the new climatic conditions. Moreover it is possible to use indices from the environmental response functions as a direct measure of the adaptability of different species to the prevailing quality and climate of a site. These indices may be used to define environmental conditions under which a species may be favoured by forest management. Finally the comparison of management scenarios shows how species productivity responds to different silvicultural treatments. This information offers a good basis for the development and assessment of adaptive management and mitigation strategies.

The development of strategies can be based both on positive and negative criteria. The “negative choice” selects stressed species to be cut as part of the regular stand treatment or in precautionary harvests. The “positive choice” in contrast selects well adapted species to be favoured by forest management. Another important question is the reference time for the determination of species suitability. Alternatively to the current climate conditions it is also possible to use the projected future climate conditions against which species adaptation is tested.

The comparison of different management strategies indicates how much climate change restricts forest management in the future. Socio-economic consequences can be estimated, for example, by comparing the cost of adaptation strategies with the potential gains in wood production or by analysing the impact of a shift in species composition on different types of nontimber forest value.

Vorwort

In den letzten zweieinhalb Jahrzehnten sind die Auswirkungen menschlichen Handelns auf die natürlichen Ressourcen im „System Erde“ immer stärker in das Bewußtsein von Öffentlichkeit und Wissenschaft vorgedrungen. Durch den anthropogen verstärkten Treibhauseffekt sind in den nächsten Jahrzehnten bis Jahrhunderten ohne massive Gegenmaßnahmen Klimaveränderungen sehr wahrscheinlich geworden, obwohl über deren Umfang und regionale Ausprägungen weiterhin Unsicherheiten bestehen. Zur Erforschung möglicher Konsequenzen von Klimaveränderungen und zur Entwicklung von Handlungsstrategien ist in den letzten Jahren mit der Klimawirkungsforschung ein eigener Forschungszweig entstanden. Gerade in der Forstwirtschaft mit ihren ausgesprochen langfristigen Planungshorizonten werden mögliche Auswirkungen von Klimaveränderungen mit Sorge betrachtet und es besteht ein großer Bedarf nach verbesserten Analyse- und Prognoseinstrumenten, um wissenschaftliche Erkenntnisse schnell und anschaulich für die forstliche Praxis aufbereiten zu können.

Die vorliegende Arbeit versucht Methoden der numerischen Simulation der Waldentwicklungsdynamik, die in der ökologischen Forschung seit mehr als 20 Jahren verbreitet sind, mit forstlich relevanten Aussagen zu verknüpfen und für die forstliche Klimawirkungsforschung in Mitteleuropa nutzbar zu machen.

Die Arbeit entstand ab dem Frühjahr 1992 am Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK) in der Abteilung Globaler Wandel und Natürliche Systeme. Sie wurde im wesentlichen finanziert durch zwei vom BMBF geförderte Projekte: *Wirkung von Klimaveränderungen auf Waldökosysteme* (Förderkennzeichen DLR 01 LK 9109; Laufzeit bis Ende 1994) und *Wirkung von Klimaänderungen auf Vegetation: Entwicklung eines allgemeinen Modells für die Klimafolgenforschung* (Förderkennzeichen DLR 01 LK 9408) und ist eingebettet in einen forstsektoralen Untersuchungsschwerpunkt am PIK (Kernprojekt CHIEF - „Global Change Impacts on European Forests“). Die beschriebenen Analysen und Modellentwicklungen erfolgten teilweise noch vor Beginn, überwiegend aber parallel zu der im Kernprojekt CHIEF erfolgenden Entwicklung eines neuen Simulationsmodells für die auf den Wald bezogene Klimawirkungsforschung und basieren auf einem vorhandenen und international in vielen Arbeitsgruppen verwendeten Modellansatz (FORSKA). Ein wichtiges Ziel der Arbeiten war es, neue Erkenntnisse und Teilmodelle zu liefern, die später auf das neue Modell übertragbar sein sollten.

Zu großem Dank verpflichtet bin ich mehreren Personen, die wesentlich zur Entstehung und dem Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben: dem ersten Leiter der Abteilung Globaler Wandel und Natürliche Systeme, Dr. habil. Klaus Bellmann, gilt mein Dank insbesondere für die Einführung in die modellorientierte Denkweise und die Freiheit, eigene Forschungsansätze und -schwerpunkte entwickeln und umsetzen zu können. Für die fachliche Betreuung der Arbeit, viele konstruktive Diskussionen und Anregungen, und nicht zuletzt auch für die freundschaftliche Atmosphäre in der diese Betreuung erfolgte, danke ich Prof. Dr. Wolfgang Cramer, dem Nachfolger von Dr. Bellmann am PIK, sowie Prof. Dr. Hans Pretzsch vom Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Forstwissenschaftlichen Fakultät in Freising. Letzterem danke ich weiterhin auch dafür, daß er trotz räumlicher und zum Teil auch fachlicher Distanz immer großes Interesse an den Arbeitsfortschritten zeigte und unter anderem durch die Bereitstellung von Beobachtungsdaten aus dem Bayerischen Forstlichen Versuchswesen wichtige Impulse für die Weiterentwicklung der Arbeit gegeben hat. Prof. Dr. Hans-Rudolf Bork von der Abteilung Geoökologie des Instituts für Geographie und Geoökologie der Universität Potsdam danke ich für das große Interesse am Thema und die Bereitschaft, die offizielle Betreuung in einem bereits fortgeschrittenen Stadium der Arbeit zu übernehmen.

Große Teile dieser Arbeit wären ohne die Beiträge der Arbeitsgruppe am PIK in dieser Form nicht möglich gewesen. Insbesondere die in Kapitel 2 beschriebene Modellanpassung und -anwendung erfolgte in enger Zusammenarbeit mit der Leiterin des CHIEF-Projektes, Dipl. Math. Petra Lasch. Während Petra Lasch schwerpunktmäßig Modellentwicklung und -implementation, Sensitivitätsstudien und regionale Modellanwendungen durchführte, war der Autor in erster Linie verantwortlich für die Parametrisierung des Modells, die großräumige Modellanwendung und die forstwissenschaftliche Auswertung der Ergebnisse. Für die regionale Modellanwendung (Kap. 2.3) wurde vom Autor eine Nährstoffwirkungsfunktion angepaßt und eine Klassifikationsroutine entwickelt. Die Modellvergleiche in Kap. 2.2 und 2.3 erfolgten in enger Zusammenarbeit mit Dr. Harald Bugmann, dem auch für anregende Diskussionen und konstruktive Kritik an schriftlichen Ausarbeitungen herzlich gedankt sei. In Kap. 2.3 wurde ein Bodenmodell von Dr. Felicitas Suckow verwendet. Mit der Datenbereitstellung für regionale Modellanwendungen sowie der Ergebnisaufbereitung in einem Geografischen Informationssystem leisteten Dipl. Math. Michael Flechsig, Dipl. Geoökol. Markus Erhard und Dipl. Math. Beatrix Ebert wertvolle Beiträge zu Kap. 2.3 und 4.5. Die in Kapitel 3.2 und 3.4 beschriebenen modifizierten Funktionen wurden von Dr. Risto Sievänen (Finnish Forest Research Institute, Vantaa, Finnland) entwickelt. Alle weiteren Modellmodifikationen und Erweiterungen wurden vom Autor selbständig durchgeführt, basierend auf einer von Petra Lasch auf dem PC bereitgestellten Modellversion. Der gesamten Arbeitsgruppe, insbesondere aber Petra Lasch danke ich für die harmonische und konstruktive Zusammenarbeit in den vergangenen Jahren. Weiterhin gilt mein Dank Frau Bärbel Uffrecht, die sich sehr verdient gemacht hat bei der zuverlässigen und schnellen Beschaffung von Literaturquellen und Frau Ursula Werner, die bei der Grafikformatierung in der Endredaktion der Arbeit assistierte.

Auch außerhalb der Arbeitsgruppe am Institut habe ich von vielen Seiten wertvolle Unterstützung durch die Bereitstellung von Daten, Forschungsergebnissen und Modellfunktionen erfahren und in vielen Diskussionen neue Gedanken aufgreifen können. Stellvertretend genannt seien hier Dr. P. Werner und Dr. F.-W. Gerstengarbe von der Abteilung Klimaforschung des PIK, die wiederholt Klimadaten und Klimaszenarien für Simulationsexperimente zur Verfügung stellten; Prof. Dr. G. Hofmann vom Waldkunde-Institut Eberswalde für mehrere Exkursionen zur Einführung in die Waldvegetation des Nordostdeutschen Tieflandes; das Landesumweltamt Brandenburg und die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe für die Bereitstellung von digitalen Karten der Potentiellen Natürlichen Vegetation und der Böden im Land Brandenburg; die Forstliche Landesanstalt Sachsen-Anhalt für Forstinventurdaten aus dem Datenspeicher Wald; das Landesforstplanungsamt Brandenburg und Herr P. Klimke von der Abteilung Forsten des Brandenburgischen Landwirtschaftsministeriums für die Bereitstellung von Unterlagen und die Diskussion von Waldbaustrategien im Zusammenhang mit dem Waldumbauprogramm des Landes; Frau Dr. D. Gerold und Prof. Dr. G. Wenk vom Lehrstuhl für Waldwachstumskunde in Tharandt für die Bereitstellung und Beratung im Zusammenhang mit verteilungsorientierten Durchforstungsroutinen; Dr. H. Utschig und Dr. M. Kahn vom Lehrstuhl für Waldwachstumskunde in Freising für die Recherche von originalen Aufzeichnungen mit alten Versuchsflächendaten und mehrere Diskussionen über waldwachstumskundliche Modellansätze insbesondere für die Durchforstungsmodellierung; Dr. J. Nagel von der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt in Göttingen für die Bereitstellung von Algorithmen zur Ergänzung fehlender Modellinitialisierungsdaten; Prof. Dr. C. Majunke, Prof. Dr. K. Lockow, Dr. Niefnecker und Dr. Schneck von der Forstlichen Forschungsanstalt Eberswalde für die Überlassung unterschiedlicher Forschungsergebnisse und Versuchsflächenaufzeichnungen.

Prof. I. Colin Prentice und Dr. Martin Sykes von der Abteilung Pflanzenökologie der Universität Lund (Schweden) sei gedankt für die Überlassung des FORSKA2 Modells sowie für vielfältige Ratschläge und Diskussionen bei der Parametrisierung des Modells für mitteleuropäische Verhältnisse. Wichtige Anregungen in mehreren Projektphasen verdanke ich ausgiebigen Diskussionen und gemeinsamen Arbeitswochen mit Risto Sievänen von der Finnischen Forstlichen Versuchsanstalt.

Nicht vergessen möchte ich auch Dr. Annikki Mäkelä von der Abteilung Forstökologie der Universität Helsinki (Finnland), die mir 1992 bei meinem ersten Besuch in Helsinki das Verständnis der mechanistischen Modellierung sehr erleichterte.

Ich danke Claudia und Svenja für die Geduld und das Verständnis in Zeiten größerer Belastung, insbesondere auch für die Unterstützung in der Endphase der Arbeit.

Einige Abschnitte aus dieser Arbeit wurden bereits in ähnlicher Form in den folgenden Forschungsberichten und Publikationen veröffentlicht:

Lasch, P. & Lindner, M. 1995: Wirkung von Klimaveränderungen auf Waldökosysteme. Abschlußbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben DLR 01 LK 9109. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, PIK Report **12**. (Kapitel 1.2 und 2)

Lasch, P. & Lindner, M. 1995: Application of two forest succession models at sites in Northeast Germany. *J. of Biogeography*, **22**, 485-492. (Kapitel 2.1)

Lindner, M., Lasch, P. & Cramer, W. 1996: Application of a forest succession model to a continentality gradient through Central Europe. *Clim. Change*, **34**, 191-199. (Kapitel 2.2.1)

Lindner, M., Bugmann, H., Cramer, W. & Lasch, P. im Druck: Impact of climate change on forests: Application of forest succession models across Central and Eastern Europe. In: Proceedings of the workshop on *Effect of global climatic change on boreal and temperate forests*, 10 - 14 October 1994, Jiloviste/Prague, Forestry and Game Management Research Institute, Czech Republik. (Kapitel 2.2.2)

Bugmann, H., Grote, R., Lasch, P., Lindner, M. & Suckow, F. 1996: Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Wälder in Brandenburg. In: Stock, M. & Toth, F. (eds.), *Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf das Land Brandenburg - Pilotstudie*. Potsdam: Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, pp. 56-79. (Kapitel 2.3)

Lindner, M., Bugmann, H., Lasch, P., Flechsig, M. & Cramer, W. 1997: Regional impacts of climatic change on forests in the state of Brandenburg, Germany. *Agriculture and Forest Meteorology*, **84**, 123-135. (Kapitel 2.3)

Lindner, M., Sievänen, R. & Pretzsch, H. 1997: Improving the simulation of stand structure in a forest gap model. *For. Ecol. Manage.*, **95**, 183-195. (Kapitel 3.2 und 3.3)

Inhaltsübersicht

1 EINLEITUNG	12
1.1 Problemstellung	12
1.2 Stand der Forschung	13
1.2.1 Klimaeinflüsse auf Wachstum, Produktivität und Verbreitung von Waldbäumen	13
1.2.1.1 Der Einfluß von Temperatur und Wasserversorgung auf Photosynthese/Produktivität	14
1.2.1.2 Der Einfluß von Temperatur und Wasserversorgung auf Arealgrenzen	14
1.2.1.3 Frost, Trockenheit und sonstige Klimaextreme	15
1.2.1.4 Ansteigender CO ₂ -Gehalt der Atmosphäre	15
1.2.1.5 Indirekte Wirkungen des Klimas über die Schädlingsvermehrung und den Nährstoffhaushalt	15
1.2.2 Historische Analyse der Zusammenhänge von Klima und Wachstum	16
1.2.3 Simulationsmethoden in der Waldforschung	16
1.2.3.1 Ertragstafeln	17
1.2.3.2 Einzelbaumorientierte Wachstumsmodelle	17
1.2.3.3 Mechanistische Wachstumsmodelle	17
1.2.3.4 Sukzessionsmodelle	18
1.2.4 Mögliche Auswirkungen von Klimaveränderungen auf Wachstum und Baumartenzusammensetzung der Wälder	19
1.2.4.1 Konsequenzen für die Forstwirtschaft	20
1.3 Ableitung des Forschungsansatzes	21
1.3.1 Folgerungen aus der Literaturlauswertung	21
1.3.2 Forschungsansatz	22
2 ANPASSUNG UND ANWENDUNG DES WALDSUKZESSIONSMODELLS FORSKA FÜR DIE SIMULATION NATURNAHER WÄLDER IN MITTELEUROPA	23
2.1 Parametrisierung für Standorte in Nordostdeutschland	23
2.1.1 Lage im Raum und Standortbeschreibung	24
2.1.1.1 Standortparameter	24
2.1.2 Modellanpassung	25
2.1.3 Simulationsexperiment an den Standorten Schwerin und Cottbus	26
2.1.4 Vergleich von FORSKA-G und FORSKA2 an Standorten in Schweden und NO-Deutschland	26
2.2 Großräumige Modellanwendung in Mitteleuropa	28
2.2.1 Modellanwendung entlang eines Ost-West Transekts von Polen bis in die Niederlande	28
2.2.1.1 Methoden	28
2.2.1.2 Resultate und Diskussion	29
2.2.2 Großräumige Modellanwendung im Raster über Mitteleuropa	31
2.2.2.1 Methoden	31
2.2.2.2 Ergebnisse	31
2.2.2.3 Vergleich mit FORCLIM und BIOME	32
2.3 Regionale Modellanwendung im Land Brandenburg	35
2.3.1 Methoden der regionalen Modellanwendung	35
2.3.1.1 Modellerweiterung für die regionale Anwendung im Land Brandenburg	35
2.3.1.2 Standorts- und Klimadaten	38
2.3.1.3 Modellimplementierung und Ergebnisdarstellung	38
2.3.2 Ergebnisse	39
2.3.3 Diskussion	39
2.3.3.1 Simulation der regional vorkommenden Waldgesellschaften	39
2.3.3.2 Robustere Aussagen durch Modellvergleiche	42
2.3.3.3 Sensitivität Brandenburger Wälder gegenüber Klimaveränderungen	42
2.4 Bewertung der Anwendbarkeit von FORSKA-G für die Simulation naturnaher Wälder in Mitteleuropa	43
3 VERBESSERTER SIMULATION VON BESTANDESSTRUKTUREN IM WALDSUKZESSIONSMODELL FORSKA	44
3.1 Die Bedeutung der Bestandesstruktur für die Modellierung von bewirtschafteten Beständen	44
3.2 Die Modellierung des Wachstums in FORSKA	45
3.2.1 Die Höhenwachstumsfunktion in FORSKA und mögliche Alternativen	46

3.3 Test der modifizierten Höhenwachstumsfunktionen am Beispiel der Buchendurchforstungsversuchsfläche Fabriksschleichach	48
3.3.1 Die Versuchsflächendaten und deren Anwendung im Simulationsexperiment	48
3.3.2 Simulation der Bestandesentwicklung mit FORSKA-G	50
3.3.2.1 Kontrolllauf ohne Durchforstung	50
3.3.2.2 Simulierte Bestandesentwicklung mit vorgegebenen Stammzahlen	51
3.3.3 Simulation der Bestandesentwicklung mit FORSKA-HD	52
3.3.3.1 Kalibrierungslauf (Parzelle P1)	52
3.3.3.2 Validierungslauf (Parzelle P3)	54
3.3.3.3 Vergleich der Höhenwachstumsfunktionen	55
3.3.4 Diskussion	55
3.3.4.1 Wirkung alternativer Höhenwachstumsfunktionen auf die Simulation von Bestandesstrukturen in FORSKA-HD	55
3.3.4.2 Bewertung der Version FORSKA-HD	56
3.4 Veränderung der Wachstumseffizienz unterdrückter Bäume	56
3.4.1 Resultate mit modifizierter Wachstumseffizienz unterdrückter Buchen	58
3.5 Parametrisierung von FORSKA-HD für unterschiedliche Baumarten	58
3.5.1 Fichte	60
3.5.2 Kiefer	61
3.5.3 Eiche	62
3.5.4 Sonstige Baumarten	62
4 MODELLANWENDUNG IN BEWIRTSCHAFTETEN WÄLDERN	64
4.1 Mögliche Bewirtschaftungsstrategien als Reaktion auf den Globalen Wandel	64
4.1.1 Betriebszieltypenplanung	64
4.1.2 Verfahren der Waldverjüngung und des Baumartenwechsels	65
4.1.3 Möglichkeiten der Bestandespflege	65
4.1.4 Unterschiedliche Durchforstungsarten	66
4.1.5 Umtriebszeit	66
4.2 Verjüngung und Bestandesentwicklung in Waldsukzessionsmodellen	66
4.2.1 Verjüngung	66
4.2.2 Bestandesentwicklung	67
4.3 Beschreibung und Implementierung ausgewählter Durchforstungsroutinen	67
4.3.1 In anderen Modellen verwendete Ansätze	67
4.3.2 Durchforstungsroutinen in FORSKA-HD	68
4.4 Generierung von Startwerten für Simulationsläufe	71
4.5 Beispielhafte Modellanwendung in einem Forstrevier in der Dübener Heide	73
4.5.1 Beschreibung des Testgebietes	73
4.5.2 Verwendete Daten und Methoden	74
4.5.3 Bewirtschaftungsszenarien	76
4.5.4 Resultate	77
4.5.4.1 Heutiges Klima	77
4.5.4.2 Klimaveränderung (+ 3K)	80
4.5.5 Diskussion	80
4.5.5.1 Die Simulation bewirtschafteter Bestände mit FORSKA-HD	80
4.5.5.2 Auswirkungen einer Klimaänderung in naturnahen und bewirtschafteten Beständen	82
5 SCHLUßFOLGERUNGEN	83
5.1 Allgemeine Bewertung der erzielten Ergebnisse	83
5.2 Entwicklung von Handlungsstrategien für die Waldbewirtschaftung aus Simulationsergebnissen von Waldsukzessionsmodellen unter Berücksichtigung von Klimaveränderungen	86
5.3 Ausblick	87
6 ZUSAMMENFASSUNG	87
7 LITERATURVERZEICHNIS	92
8 ANHANG	103

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Seit mehreren Jahren werden mögliche Konsequenzen der prognostizierten Klimaänderungen (Houghton *et al.* 1990; Schimel *et al.* 1996) für die terrestrischen Ökosysteme intensiv diskutiert (z.B. Bolin *et al.* 1986; Melillo *et al.* 1990; Enquete-Kommission 'Schutz der Erdatmosphäre' des Deutschen Bundestages 1992; Melillo *et al.* 1996). Klimaveränderungen können sich im Wald auf unterschiedliche physiologische Prozesse auswirken, die sowohl direkt das Wachstum der Bäume beeinflussen als auch mittelbar über die Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse zwischen den Baumarten zu Änderungen in der natürlichen Baumartenzusammensetzung und der Anbaueignung in bewirtschafteten Wäldern führen können (vgl. Thomasius 1991; Kräuchi 1993; Ulrich & Puhe 1994). Während das Verständnis über mögliche Wirkungen von Klimaveränderungen auf der Prozeßebene in den letzten Jahren stark verbessert wurde (z.B. Ceulemans & Mousseau 1994; Kirschbaum *et al.* 1996a; Melillo *et al.* 1996; Schulze *et al.* 1996; Mohren *et al.* im Druck), besteht ein deutliches Defizit bei der Wirkungsanalyse und der Bewertung von Konsequenzen der zu erwartenden Veränderungen für den Wirtschaftswald. Die in der deutschen Forstwirtschaft traditionell als Prognoseinstrumente verwendeten Ertragstafeln haben bereits durch die Umweltveränderungen der letzten Jahrzehnte ihre Gültigkeit weitgehend verloren (Pretzsch 1992b) und ermöglichen keine Aussagen über das Wachstumsverhalten von Wirtschaftswäldern unter verändertem Klima.

Aufgrund der langen zu betrachtenden Zeiträume und der komplexen Wechselwirkungen in Waldökosystemen stützt sich die Klimawirkungsforschung besonders auf die Verwendung von Simulationsmodellen. Bereits seit mehr als 10 Jahren werden Waldsukzessionsmodelle angewendet, um die Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Baumartenzusammensetzung der Wälder in unterschiedlichen Weltregionen zu analysieren (z.B. Solomon *et al.* 1981; Solomon 1986; Pastor & Post 1988; Kienast 1991; Prentice *et al.* 1991; Shugart & Smith 1996). Sukzessionsmodelle wurden ursprünglich entwickelt, um die langfristige natürliche Waldentwicklung auf einem Standort zu simulieren (Botkin *et al.* 1972; Shugart 1984). Die nach einer von Standort zu Standort unterschiedlich langen Einschwingphase („Waldsukzession“) simulierte natürliche Baumartenzusammensetzung ist vergleichbar mit der „Potentiellen Natürlichen Vegetation“ (PNV) nach Tüxen (1956). Da die Wälder Mitteleuropas geprägt sind durch jahrhundertelange intensive Bewirtschaftung, sind vergleichbare naturnahe Wälder in der Realität heute sehr selten. Durch die künstliche Einbringung der schneller wachsenden Baumarten Fichte und Kiefer sind die ursprünglich fast überall dominierenden Laubwälder in vielen Regionen verdrängt worden. Obwohl die PNV auch in der Forstwirtschaft eine wichtige Orientierungsgröße für die Anbaueignung darstellt, könnten doch wesentlich praxisnähere Simulationsstudien durchgeführt werden, wenn auch übliche Bewirtschaftungseingriffe abgebildet werden könnten. Verschiedene Modelle haben bereits einfache Durchforstungsroutinen implementiert (Kienast 1987; Kellomäki & Kolström 1993; Kräuchi 1994; Kellomäki & Karjalainen 1996), allerdings zeigten Sensitivitätsuntersuchungen mit dem Modell FORSKA, daß bei reduzierter Bestandesdichte das Einzelbaumwachstum sehr unrealistisch simuliert wird (Lasch & Lindner 1995b), weil im Modell eine konstante Beziehung zwischen Höhe und Durchmesser angenommen wird.

Das Ziel dieser Arbeit ist die Anpassung und Erweiterung eines Waldsukzessionsmodells für regionale Analysen der Auswirkungen von Klimaveränderungen in bewirtschafteten Wäldern Mitteleuropas. Aufbauend auf einer Literaturlauswertung werden vorhandene Modellansätze und Programmelemente mit eigenen Programmbausteinen zur Verbesserung der forstwirtschaftlichen

Aussagekraft ergänzt, um Szenarien¹ der Waldentwicklung unter verändertem Klima mit größerer Realitätsnähe als bislang möglich berechnen zu können. Insbesondere sollen durch die Modellerweiterungen breitere Anwendungsmöglichkeiten für die Simulationsstudien mit Waldsukzessionsmodellen in der forstwirtschaftlichen Planung und Praxis erschlossen werden.

1.2 Stand der Forschung

1.2.1 Klimateinflüsse auf Wachstum, Produktivität und Verbreitung von Waldbäumen

Unzählige alte Bäume und Waldbestände beweisen, daß sie offensichtlich tolerant genug waren, um alle Klimaextreme der vergangenen Jahrzehnte bis Jahrhunderte zu überleben. Manche Baumarten benötigen mehrere Jahrzehnte bis sie Samen bilden, deshalb ist die Toleranz gegenüber kurzzeitig auftretenden Klimaanomalien (z.B. kalte oder warme Jahre) oder Extremereignissen (z.B. Dürre oder Frosteinbrüche) für sie überlebensnotwendig. Allerdings reagieren nicht alle Baumarten gleich auf klimatische Einflüsse, und es gibt Unterschiede beispielsweise in der Frostresistenz und den Wärmeansprüchen während der Vegetationszeit (Woodward 1987) oder in der Toleranz gegenüber Wasserstreß (Stephenson 1990). Während auf Extremstandorten am Rande der kälte- bzw. trockenheitsbedingten Waldgrenze die absolute physiologische Amplitude der Arten für ihre Überlebenschance ausschlaggebend sind, werden die meisten anderen natürlichen Vorkommensgrenzen in der bewaldeten Zone in erster Linie durch Konkurrenzverhältnisse zu anderen Arten bestimmt (Tuhkanen 1980; Woodward 1988). Das bedeutet, daß an solchen Verbreitungsgrenzen die unterlegene Art ohne die Konkurrenten weiterhin gedeihen könnte, aber da die Konkurrenten unter den gegebenen Verhältnissen ein besseres Wachstum zeigen, tritt die unterlegene Art in einem mehr oder weniger breiten klimatischen Raum (in dem sie physiologisch überleben könnte) natürlich nicht mehr in Erscheinung. Diese Erkenntnis ist wichtig, denn die absoluten physiologischen Grenzen der Arten sind in der Regel nicht bekannt, und es besteht die Gefahr, daß Auswirkungen von Temperaturerhöhungen tendenziell überschätzt werden (Loehle & LeBlanc 1996; Schenk 1996). So ist die in Mitteleuropa natürlicherweise auf vielen Standorten dominierende Buche im kontinentalen Klima durch häufigere Dürre- und Spätfrostereignisse nicht mehr konkurrenzfähig und wird von toleranteren Arten wie Linde, Eiche oder Hainbuche verdrängt (Jahn 1991). Es ist aber nicht bekannt, bei welchen absoluten Temperaturgrenzen oder Wasserdefiziten das Wachstum der Buche physiologisch begrenzt wird.

Bereits seit den Anfängen der Forstwissenschaften sind der Einfluß des Klimas auf das Baumwachstum und die Verbreitung der Baumarten in der forstlichen Standortskunde und Waldwachstumskunde bekannt. In Mitteleuropa sind die ökologischen Ansprüche (Ellenberg 1986) und die natürlichen Verbreitungsgrenzen der meisten einheimischen Baumarten (Jahn 1991) relativ gut untersucht. Solange das Klima als Summe einzelner Witterungsverläufe und der Kombination unterschiedlicher Klimafaktoren sich nicht grundlegend geändert hat, reichten der Forstwirtschaft die empirischen Erfahrungen der an einem bestimmten Standort möglichen Produktionsleistungen mit dort bewährten Baumarten aus. In Anbetracht von prognostizierten Klimaänderungen muß aber damit gerechnet werden, daß die Abfolge von Witterungskonstellationen sich verändern und Witterungsextrema häufiger auftreten könnten. Es ist daher wichtiger geworden, die Wirkung einzelner Klimafaktoren abzuschätzen und das Wachstumsverhalten der Bäume unter veränderten Umweltbedingungen prognostizieren zu können. Solche Abschätzungen über das künftig zu erwartende Wachstum der Bäume sind die Voraussetzung für die Entwicklung von Anpassungsstrategien der

¹Hier wird bewußt auf den Begriff „Prognose“ verzichtet, da aufgrund der weiterhin vorhandenen Unsicherheiten in der Klimavorhersage bis auf weiteres keine absicherbaren Prognosen möglich sind (vgl. (Lindner *et al.* 1997b) und Kapitel 5).

Forstwirtschaft, beispielsweise durch eine veränderte Baumartenwahl oder modifizierte Waldbauverfahren.

1.2.1.1 Der Einfluß von Temperatur und Wasserversorgung auf Photosynthese/Produktivität

Die Zusammenhänge zwischen Temperatur und Nettophotosynthese sind für viele Pflanzenarten intensiv untersucht worden (Larcher 1984; Kozłowski *et al.* 1991). Als optimaler Temperaturbereich für die Nettophotosynthese wird der Bereich mit mehr als 90% der Höchstleistung definiert. Sommergrüne Laubbäume der gemäßigten Zone zeigen optimale Nettophotosynthese bei 15-25°C, immergrüne Nadelbäume bei 10-25°C. Schattenpflanzen tolerieren meist geringere Temperaturen als Sonnenpflanzen und Bäume wärmerer Länder. Mit der Temperaturzunahme über das Optimum hinaus steigt die Atmung bei zunächst gleichbleibender Bruttophotosynthese weiter stark an, so daß dies oberhalb einer Temperaturschwelle zu Kohlenstoffverlusten für die Pflanze führt. Für die Produktivität der Pflanzen ist in den gemäßigten Breiten auch der Jahresgang der Temperatur wichtig, insbesondere die Länge der Vegetationszeit, die durch die prognostizierten Klimaveränderungen verlängert werden könnte. Für einen Temperaturanstieg um 1° C berechnete Grace (1988) in nördlichen temperierten Ökosystemen ohne Berücksichtigung der Wachstumsbegrenzung durch andere Faktoren eine 10 %ige Zunahme der Pflanzenproduktion.

Zusammenhänge zwischen Wasserversorgung und Baumwachstum werden von Kozłowski (1979) und Kozłowski *et al.* (1991) ausführlich dargestellt. Physiologische Reaktionen von Bäumen auf Wasserstreß sind gut untersucht und von verschiedenen Arten zumindest qualitativ bekannt. Die Wachstumsreaktion kann bislang aber selten quantifiziert werden, da in der Regel das optimale Wachstum ohne Wasserlimitierung nicht bekannt ist und häufig die Wachstumsrate auch ohne sichtbaren Wasserstreß bereits vermindert ist. Der Zeitpunkt des auftretenden Wasserstress ist wichtig, da unterschiedliche physiologische Reaktionen möglich sind und die Wachstumsphasen bei verschiedenen Baumarten zu unterschiedlichen Zeiten erfolgen. Qualitative Untersuchungen über die Abhängigkeit des Baumwachstums von der Wasserversorgung deuten darauf hin, daß nur die Extreme - Trockenheit und Wassersättigung - zu deutlichen Wachstumsreaktionen der Bäume führen (Zahner 1968). Andererseits zeigten Düngungs-/Bewässerungsexperimente zum Teil deutliche Wachstumsreaktionen bei zusätzlicher Bewässerung (Linder & Flower-Ellis 1992). Besonders in wasserlimitierten Ökosystemen können enorme Produktionszuwächse erzielt werden (Benson *et al.* 1992).

1.2.1.2 Der Einfluß von Temperatur und Wasserversorgung auf Arealgrenzen

Die Verbreitung vieler Pflanzenarten läßt sich nach Woodward (1988) durch eine Minimum-Temperatur und die Temperatursumme der Vegetationsperiode erklären. Verbreitungsgrenzen wurden für vier typische Vertreter unterschiedlicher Vegetationstypen bestimmt, darunter Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Linde (*Tilia cordata* Mill.). Die Kiefer wächst demnach natürlich in Gebieten mit absoluter Minimum-Temperatur unter -22°C und Temperatursummen unter 2800 Tagesgraden (Temperatursumme aller Tage über 0°C). Die Linde verhält sich gegensätzlich und kommt nur in Gebieten vor, die wärmer als -42°C und 2000 Tagesgraden sind.

Stephenson (1990) hält die Wasserbilanz für das wichtigste klimatische Maß, um Vegetationsverbreitung mit Klimafaktoren zu korrelieren (vgl. auch Walter 1964; 1970). Stephenson (1990) benutzt die aktuelle Evapotranspiration (AET) und das Wasserdefizit (Differenz zwischen potentieller Evapotranspiration (PET) und verfügbarem Wasser) um die Verbreitung der wichtigsten Pflanzenformationen in Nord-Amerika zu erklären. Mit der Methode konnte die Verbreitung von borealem Nadelwald, gemäßigttem Laubwald und südlichem Mischwald in Nordamerika sehr gut erklärt werden: Nadelwald wächst in Gebieten mit AET unter 600 mm (und Wasser-Defizit unter 400 mm), Laubwald in Gebieten mit PET, Niederschlag und AET über 600 mm. Demnach scheinen Laubhölzer in Gebieten mit hoher potentieller Netto-Primärproduktion konkurrenzstärker als Nadel-

hölzer zu sein, während letztere in ungünstigeren Umweltbedingungen noch wachsen können und dort zur Dominanz gelangen.

1.2.1.3 Frost, Trockenheit und sonstige Klimaextreme

Eine Reihe weiterer potentieller Witterungsstrefaktoren kann das Baumwachstum stark beeinflussen (eine zusammenfassende Darstellung findet sich bei Kozlowski *et al.* 1991). Frost kann in besonders kalten Wintern das Photosynthesesystem schädigen, so daß im folgenden Jahr die Nettoassimilation um mehr als 30 % reduziert wird (Linder & Flower-Ellis 1992). In starken Trockenjahren ist die Mortalität erhöht, besonders wenn die Blattmasse verhältnismäßig groß ist und nicht rechtzeitig reduziert werden kann (Linder 1987). Über die mögliche Zunahme von Frostschäden durch den Treibhauseffekt gibt es gegensätzliche Erkenntnisse. Während Cannell & Smith (1986), Hänninen *et al.* (1990) und Hänninen (1991) eine zum Teil deutliche Zunahme von Frostschäden durch Klimaveränderungen annahmen, zeigte die Arbeit von Kramer (1994) für die Niederlande und Deutschland eine zu erwartende Reduktion solcher Schäden. Murray *et al.* (1989) kommen zu standörtlich und baumartenbezogen sehr unterschiedlichen Resultaten. Die unterschiedlichen Ergebnisse sind nach Kramer (1994) wahrscheinlich auf Provenienzunterschiede und auf die Anpassung an das jeweils vorherrschende Lokalklima zurückzuführen.

1.2.1.4 Ansteigender CO₂-Gehalt der Atmosphäre

Die Wirkung von steigendem CO₂-Gehalt auf das Wachstum von Bäumen und die Stoffbilanzen in Ökosystemen ist nach 10 Jahren intensiver Forschung immer noch umstritten (Körner 1993; Idso & Idso 1994). Die von vielen Autoren beobachteten Effekte, etwa beschleunigtes Wachstum und geringerer spezifischer Wasser- und Nährstoffbedarf der Pflanzen (Kramer & Sionit 1987; Eamus & Jarvis 1989; Bazzaz 1991; Overdieck & Forstreuter 1991; Ceulemans & Mousseau 1994; Idso & Idso 1994; Wullschleger *et al.* 1995; Eamus 1996) wurden häufig nur bei kurzer Versuchsdauer und bei Einzelindividuen nachgewiesen. Die Ergebnisse sind nicht einheitlich, neben Unterschieden zwischen verschiedenen Pflanzenarten deuten besonders die Arbeiten von Körner (1993; 1996) auf eine Vielzahl von Regulationsmechanismen innerhalb einer Pflanze und im Ökosystem hin, die erst im Verlauf längerfristiger Experimente zum Tragen kommen. Kurzfristige Experimente mit Jungpflanzen in manipulierten Umweltbedingungen lassen daher keine fundierten Aussagen über die langfristige Wirkung in Waldökosystemen zu. Bazzaz (1991) weist darauf hin, daß durch Unterschiede in den Reaktionen verschiedener Baumarten eine Verschiebung in den Konkurrenzverhältnissen zwischen den Arten zu erwarten ist. Wahrscheinlich werden die Reaktionsmuster der Baumarten stark von weiteren Standortfaktoren beeinflusst, denn das mögliche Ausmaß eines CO₂-Düngungseffektes wird durch die Verfügbarkeit von Stickstoff und anderen Nährstoffen limitiert (Ceulemans & Mousseau 1994; Bazzaz *et al.* 1996).

Es bleibt fraglich, ob und wie stark die höheren CO₂-Gehalte der Atmosphäre bereits in den vergangenen Jahrzehnten zu den veränderten Wachstumstrends (Spiecker *et al.* 1996b) und dem heute um 25 % höher als vor 20 Jahren bilanzierten Kohlenstoffvorrat in europäischen Forstökosystemen (Kauppi *et al.* 1992) beigetragen haben. Neue Satellitenbilddauswertungen deuten darauf hin, daß inzwischen auch in abgelegenen borealen Regionen eine erhöhte Vegetationsaktivität in den letzten Jahren nachweisbar ist, obwohl dort der in Mitteleuropa vermutlich dominierende Düngungseffekt durch Stickstoffdepositionen kaum eine Rolle spielt (Myneni *et al.* 1997).

1.2.1.5 Indirekte Wirkungen des Klimas über die Schädlingsvermehrung und den Nährstoffhaushalt

Durch steigende Temperaturen ist eine Erhöhung des Stresses für Waldbäume durch Schädlingsbefall und Krankheiten zu erwarten, da die Entwicklung von Schadinsekten begünstigt und ihre Generationszyklen vermehrt werden könnten (Grace 1991; Cammel & Knight 1992; Fleming &

Volney 1995; Volney 1996). Ein weiterer Faktor, der die Reaktion von Waldökosystemen auf die Veränderung von Klimafaktoren stark beeinflusst, ist die Nährstoffversorgung (Rastetter *et al.* 1992). Ein Beispiel für Rückkopplungen zwischen Klimafaktoren, Nährstoffhaushalt und Baumartenverbreitung beschreiben Davis *et al.* (1992). Die Einwanderung der Hemlocktanne aufgrund gradueller Klimaveränderung führte im Norden des Staates Michigan (USA) zu Änderungen in den Nährstoffkreisläufen, vermindertem Feuerrisiko mit nachfolgender weiterer sekundärer Artenverschiebung, verändertem Mikroklima und Wildhabitat. Artenverschiebungen können außerdem, bedingt durch unterschiedliche Strahlungsreflexion, Transpiration, Interzeption, Wachstumsraten und Assimilatverteilung verschiedener Arten, auch das lokale Klima und Wasserregime (Meuser 1990) sowie den Kohlenstoffhaushalt verändern und somit wiederum das Klima beeinflussen (Melillo *et al.* 1996).

1.2.2 Historische Analyse der Zusammenhänge von Klima und Wachstum

Umfangreiche Arbeiten zur Analyse der Wachstumsbeeinflussung durch Klima und Witterung wurden von Mayer *et al.* (1988) und Mayer & Schmidt (1991) in Bayern durchgeführt, nachdem u.a. von Bosch & Rehfuss (1988) die Beteiligung von Witterungsextremen an den "Neuartigen Waldschäden" vermutet wurde. Ein direkter ursächlicher Zusammenhang konnte aber nicht nachgewiesen werden. Hinzukommende Sekundärschäden oder prädisponierende Streßfaktoren erschweren häufig eine klare Zuordnung von klimainduzierten Schäden zu einem Faktor, insbesondere weil Wachstumsdepressionen noch mehrere Jahre nach einem Extremereignis anhalten können (Spiecker *et al.* 1996a).

Mit der Dendroökologie bzw. -klimatologie beschäftigt sich ein ganzer Forschungszweig schwerpunktmäßig mit den Zusammenhängen von Klima und Baum(-jahring)wachstum (z.B. Jazewitsch 1961; Fritts 1976; Kienast 1985; Merkel 1987; Kublin *et al.* 1988; Cook 1991; Cook & Cole 1991; Fritts *et al.* 1991). Weitere Untersuchungen zur Beeinflussung des Baumwachstums durch Witterungsfaktoren wurden von Heinsdorf (1973), Jones *et al.* (1991), Makowka *et al.* (1991) und Stickan *et al.* (1991) durchgeführt. Bonn & Worbes (1991) konnten durch Jahrringanalysen an Bohrkernen Weiserjahre, mehrjährige Zuwachsreduktionen und -erholungen bei Kiefer und Fichte durch Klimaparameter erklären. Bei beiden Baumarten war der Niederschlag stärker mit Zuwachsschwankungen korreliert als die Temperatur. Besonders trockene Monate zu Beginn der Vegetationszeit gingen mit schwachem Zuwachs einher. Mit steigender Höhenlage nimmt die Bedeutung des Niederschlags ab, während die Beeinflussung durch die Temperatur zunimmt.

Triebflächenuntersuchungen (Roloff 1992) zeigten eine stärkere negative Reaktion von Buchen und Fichten auf warm-trockene Jahre als bei Kiefer, Esche/Ahorn und Eiche. Roloff schloß daraus auf mögliche Konkurrenz Nachteile für Buche und Fichte bei einer Temperaturerhöhung um 2°C (vgl. auch Thomasius 1991). Andererseits kam Felbermeier (1993) bei einer Analyse der klimatisch bedingten Verbreitung und des Wachstumspotentials der Buche in Bayern zu dem unerwarteten Ergebnis, daß viele Annahmen über klimatisch bedingte Verbreitungsgrenzen der Art unzutreffend sind. Seine Untersuchung kam zu dem Schluß, daß viele dieser Grenzen eigentlich nicht klimatisch, sondern anthropogen bedingt sind. Felbermeier (1993) konnte keinen Produktionsabfall der Buche auf wärmeren und trockeneren Standorten nachweisen, ganz im Gegenteil, diese Standorte waren sogar die produktivsten in seinem Untersuchungsgebiet.

1.2.3 Simulationsmethoden in der Waldforschung

Der folgende Überblick über Modellkonzepte aus Forstwirtschaft und waldökologischer Forschung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. In der Literatur finden sich inzwischen unüberschaubar viele verschiedene Modellansätze, und beinahe ebenso reichhaltig ist das Angebot an veröffentlichten Modellvergleichen oder -klassifikationen (z.B. Shugart 1984; Dale *et al.* 1985; Bassow *et al.*

1990; Doyle 1990; Sharpe 1990; Ågren *et al.* 1991; Bossel 1991; Pretzsch 1992a; Schäfer *et al.* 1992; Dale & Rauscher 1994; Desanker *et al.* 1994; Liu & Ashton 1995; Tiktak & van Grinsven 1995; Bugmann *et al.* 1996b; Kimmins *et al.* 1996; Ryan *et al.* 1996a; Shugart & Smith 1996). Hier soll nur ein kurzer Überblick über verbreitete Modellkonzepte gegeben werden. Die Modelltypen werden vor allem im Hinblick auf ihre mögliche Einsetzbarkeit für die Klimawirkungsforschung im Forstwirtschaftssektor diskutiert.

1.2.3.1 Ertragstafeln

Ertragstafeln sind Modelle auf empirisch statistischer Basis und werden aus Bestandesdaten (Alter, Höhe, Durchmesser, Stammzahl) von realen Versuchsbeständen erstellt (z.B. Lembecke *et al.* 1975; Schober 1987). Sie gelten für die jeweils zugrundegelegten Standorts- und Klimabedingungen sowie das Bewirtschaftungsschema der Versuchsbestände. In der Regel werden unterschiedliche Ertragsklassen (Bonitäten) und teilweise auch Ertragsniveaus (Volumenleistung bei gleicher Bonität) unterschieden (Assmann 1961). Diese Unterschiede beinhalten implizit (statisch) auch Klimaeinflüsse auf das Wachstum. Die Modelle sind nur bei gleichbleibenden Management- und Umweltbedingungen anwendbar. Sie können Wirkungen von Veränderungen dieser Bedingungen nicht abbilden.

1.2.3.2 Einzelbaumorientierte Wachstumsmodelle

Auf der Grundlage von Forstinventurdaten wurden vor allem in den USA empirisch statistische Wachstumsmodelle entwickelt, die von Einzelbaumdaten ausgehen. Neben Modellen für gleichaltrige Reinbestände wurden auch Modelle für ungleichaltrige Rein- und Mischbestände eingeführt (z.B. FOREST (Ek & Monserud 1974), STAND PROGNOSIS (Wykoff *et al.* 1982), STEMS (Belcher *et al.* 1982; Holdaway & Brand 1986) und CACTOS (Wensel & Biging 1988), siehe Übersicht bei Ek *et al.* (1988) und Pretzsch (1992a)). Für diese Modelle gilt wiederum, daß sie nur bei gleichbleibenden Standorts- und Klimabedingungen eingesetzt werden können. Neuere Weiterentwicklungen versuchen nun diesem Mangel entgegenzuwirken durch die Einbeziehung von mechanistischen Teilmodellen für die Wachstumsbeeinflussung durch Klima- und Standortfaktoren (Kahn 1994; Pretzsch & Kahn 1996; Kahn & Pretzsch 1997).

1.2.3.3 Mechanistische Wachstumsmodelle

In mechanistischen Modellen werden physiologische Prozesse des Wachstums kausal abgebildet (Dixon *et al.* 1990; Landsberg *et al.* 1991; Schäfer *et al.* 1992; Ryan *et al.* 1996a). Viele detaillierte Modelle von diesem Typ wurden als Erklärungsmodelle entwickelt. Sie sind besonders hilfreich zur Analyse von Einzelprozessen und deren Auswirkungen auf das Gesamtsystem (Bossel 1986; Kellomäki *et al.* 1993; Bossel 1994). Durch die Komplexität sind allerdings räumlich übertragbare Aussagen sehr begrenzt. Die meisten existierenden Modelle sind - wenn überhaupt - nur für einen Punkt validiert. Für regionale Anwendungen sind die Modelleingangsdaten oft nicht verfügbar.

Mechanistische Modellansätze mit stärkerer Aggregation betrachten die Stoffflüsse im Ökosystem und bilden das Wachstum als möglichst einfaches Modell der Flüsse und Bilanzen von Kohlenstoff, Wasser und Nährstoffen ab (Landsberg 1986; Tiktak & van Grinsven 1995; Landsberg & Waring 1997). Physiologische Prozesse werden in der je nach Fragestellung notwendigen Auflösung und Genauigkeit abgebildet. Beispiele für diesen Modellansatz sind FORGRO (Mohren 1987; Mohren *et al.* 1993), BIOMASS (McMurtrie & Landsberg 1992; McMurtrie *et al.* 1992), FOREST-BGC (Running & Coughlan 1988; Hunt Jr. *et al.* 1991; Running & Gower 1991), TRAGIC (Hauhs *et al.* 1995), verschiedene Kiefernbestandesmodelle aus Finnland (Hari *et al.* 1985; Mäkelä & Hari 1986; Nikinmaa 1992; Sievänen 1993; Mäkelä 1997) und das FORSANA Modell zur Beschreibung von Immissionswirkungen in Kiefern-Waldökosystemen der Dübener Heide (Grote 1995).

Auf physiologischem Prozeßverständnis basierende Modelle sind wichtige Werkzeuge, um Effekte von Umweltveränderungen auf Ökosysteme zu analysieren (Bossel 1986; Aber *et al.* 1995; Eamus 1996; Ryan *et al.* 1996b; Thornley & Cannell 1996; Mohren *et al.* im Druck). Häufig ist allerdings die Datenbeschaffung und Validierung problematisch, da Informationen und Meßwerte benötigt werden, die über die von der Forstpraxis gemessenen Bestandesgrößen hinausgehen. Mechanistische Modelle stützen sich daher auf Messungen der Ökosystemforschung, in der überwiegend sehr hoch aufgelöst Einzelprozesse untersucht wurden. Da entsprechende Experimente aufwendig sind, gibt es Meßwerte nur für eine begrenzte Anzahl von Bestandestypen, und häufig ist auch die Übertragbarkeit auf andere Standorte fraglich. Aggregiertere Modelle benötigen bzw. berechnen Daten in einem Maßstab, in dem bisher selten gemessen wurde, was die Validierung solcher Modelle erschwert. Günstige Ausnahmen bilden Projekte, in denen die Modellierung von Beginn an die experimentellen Arbeiten begleitet, so daß die notwendigen Modellparameter in der Datenerhebung berücksichtigt werden (z.B. Raison & Myers 1992; Bellmann *et al.* 1997b; Bellmann & Grote eingereicht). Eine Alternative könnte in Zukunft auch durch Satellitendaten erschlossen werden (Nemani & Running 1989; Running *et al.* 1989).

1.2.3.4 Sukzessionsmodelle

Seit über 25 Jahren gibt es Simulationsmodelle, die das Baumwachstum mit einfachen Umweltmodellen verknüpfen, um die langfristige Waldentwicklung (Sukzession) und die natürliche Baumartenzusammensetzung ohne menschliche Beeinflussung zu simulieren. Sukzessionsmodelle simulieren auf einer Kleinfläche Verjüngung, Wachstum und Mortalität von Bäumen in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen und den Konkurrenzverhältnissen zu anderen Bäumen des Bestandes. Die Modelle werden nach dem englischen „gap“, der Lücke, die nach dem Tod eines Urwaldriesen entsteht, häufig auch als Gap-Modelle bezeichnet. Die betrachteten Zeitskalen sind üblicherweise Dekaden bis mehrere Jahrhunderte. Ursprünglich in Nordamerika entwickelt (JABOWA (Botkin *et al.* 1972; Botkin 1993), FORET (Shugart & West 1977; Shugart 1984), LINKAGES (Pastor & Post 1985), u.a.), wurden Abkömmlinge dieser Modelle inzwischen in vielen Regionen der Welt angewendet (einen Überblick über diese Anwendungen geben Shugart & Prentice 1992; Shugart & Smith 1996). Auch in Europa wurden in den letzten Jahren von mehreren Arbeitsgruppen Modellrechnungen mit Sukzessionsmodellen durchgeführt (Kienast 1987; Kellomäki *et al.* 1988; Kienast & Kuhn 1989b; Kienast & Kuhn 1989a; Prentice & Leemans 1990; Kienast & Kräuchi 1991; Mohren *et al.* 1991; Kellomäki *et al.* 1992; Kräuchi 1992; Leemans 1992; Prentice *et al.* 1993; Schenk & Botkin 1993; Bugmann 1994; Kräuchi 1994; Fischlin *et al.* 1995).

Das potentielle (optimale) Wachstum von Bäumen in den Sukzessionsmodellen wird durch die Kalkulation von Reduktionsfaktoren für unterschiedliche Umweltfaktoren (z.B. verfügbare PAR, Temperatur und Trockenstress) reduziert. Im Gegensatz zur Ertragstafel ist bei diesem Ansatz eine Veränderung der Umweltfaktoren im Wachstumsverlauf möglich. Die Wachstumsbegrenzung durch suboptimale Umweltbedingungen erfolgt in den meisten Modellen auf einfacher empirischer Basis. Wie sich inzwischen herausgestellt hat, ist die Modellübertragbarkeit an unterschiedliche Standorte und Klimabedingungen allerdings nicht unproblematisch (Bonan & Sirois 1992; Bugmann 1994; Fischlin *et al.* 1995; Lasch & Lindner 1995a; Bugmann *et al.* 1996b; Loehle & LeBlanc 1996; Schenk 1996), und verschiedene Arbeitsgruppen versuchen durch eine mechanistischere Abbildung von Umweltwirkungen und physiologischen Prozessen Modellverbesserungen zu erreichen (King *et al.* 1990; Martin 1992; Friend *et al.* 1993; Nikolov & Fox 1994; Bugmann *et al.* 1996b). Dabei wird auf Erfahrungen mit mechanistischen Bestandesmodellen zurückgegriffen, welche die Wirkungen von Klimaänderungen auf physiologische Prozesse in Pflanzen realistischer

abzubilden vermögen.² Eine weitere Entwicklungsrichtung der Gap-Modelle ist die Verbesserung für räumliche Anwendungen (vgl. Luxmoore *et al.* 1991). Das ZELIG Modell (Urban *et al.* 1991) kann auf einem Gitter oder auf Transekten mehrere Plots räumlich vernetzen, wobei benachbarte Plots beispielsweise die Lichtverhältnisse jedes Einzelbaums modifizieren. In FORMIX, einem Gap-Modell für tropischen Regenwald mit unterschiedlichen Baumklassen, fallen große Bäume entsprechend ihrer Baumlänge in benachbarte Plots (Bossel & Krieger 1991; 1994). Große Bedeutung könnten räumlich vernetzte Modellanwendungen erhalten, um Migrationsbewegungen der Arten realistischer zu simulieren (cf. Shugart & Smith 1996; Solomon 1997).

1.2.4 Mögliche Auswirkungen von Klimaveränderungen auf Wachstum und Baumartenzusammensetzung der Wälder

Statische Ansätze zur Abschätzung der Wirkungen von Klimaveränderungen auf Wälder basieren in der Regel auf der beobachteten (z.B. Ellenberg 1986; Schlenker 1987) oder simulierten (Holdridge 1947; Box 1981; Prentice *et al.* 1992; Neilson 1995) zonalen Gliederung der Vegetation, und es wird angenommen, daß sich in einem künftigen veränderten Klima ein mit den heutigen Verhältnissen vergleichbares Gleichgewicht zwischen Klima und Vegetation einstellen wird (z.B. Emanuel *et al.* 1985; Smith *et al.* 1992; Cramer & Leemans 1993; Cramer 1996). Solche statischen Abschätzungen lassen eine deutliche Erhöhung der Baumgrenze in den Mittelgebirgen und die allgemeine Verschiebung von Arealgrenzen nach Norden erwarten (Grace 1991). Eine Temperaturerhöhung um 2 K entspricht in Österreich einer Verschiebung der Vegetation um eine Höhenzone, und viele Bergwälder mit Fichtenanteil liegen derzeit nur knapp unter der Obergrenze von 9°C Jahresdurchschnittstemperatur, oberhalb derer der Fichtenanbau durch erhöhte Krankheitsanfälligkeit limitiert wird (Ruppert *et al.* 1992). Sensitivitätsstudien mit einem Vegetationsgesellschaftsmodell in der Schweiz zeigten, je nach Klimaszenarium und verwendeter Modellversion, einen Wechsel der simulierten PNV auf 30-89% der untersuchten rund 11000 Forstinventurpunkte (Kienast *et al.* 1996). Während unter heutigem Klima die aktuell vorhandenen Waldbestände an 25-30% der Inventurpunkte als klimatisch schlecht angepaßt eingeschätzt wurden, stieg dieser Anteil mit den Klimaszenarien um bis zu 30%-Punkte an.

Die Verwendung von statischen Ansätzen in der Klimawirkungsforschung kann Hinweise auf mögliche Größenordnungen der Vegetationseffekte geben, und in Ermangelung besserer Alternativen wurden statische Biome-Modelle beispielsweise als Biosphären-Komponente an Globale Zirkulationsmodelle gekoppelt (Claußen 1994; Claußen & Esch 1994) oder in integrierten Klimawirkungsanalysen genutzt (z.B. Leemans & Vandenborn 1994). Für Prognosen über die kurz- bis mittelfristigen Auswirkungen von Klimaveränderungen sind diese Ansätze aber aus mehreren Gründen ungeeignet (eine Diskussion dieser Problematik findet sich z.B. in mehreren Kapiteln des letzten IPCC Berichtes: (Kirschbaum *et al.* 1996b; Melillo *et al.* 1996; Solomon *et al.* 1996)). Einige kritische Vereinfachungen bzw. vernachlässigte Prozesse werden im folgenden aufgelistet:

- Statische Ansätze nehmen an, daß sich Klima und Vegetation im Gleichgewicht miteinander befinden. Sie ermöglichen keine Aussage darüber, wie lange es dauern würde, um aus dem gegenwärtigen Gleichgewicht in ein neues Gleichgewicht unter veränderten Klimabedingungen zu gelangen. Zudem ist nicht zu erwarten, daß die anthropogene Veränderung der Atmosphäre auf absehbare Zeit aufgehalten werden kann, und deshalb ist unter Berücksichtigung von relativ langsamen Rückkopplungseffekten zwischen der Atmosphäre, der terrestrischen Biosphäre und den Ozeanen für längere Zeiträume mit keinem neuen Gleichgewichtsklima zu rechnen (Schimel *et al.* 1996).

²Auch am PIK wird im CHIEF Kernprojekt (Global Change Impacts on European Forests) an einem neuen verbesserten Waldsukzessionsmodell gearbeitet (Bugmann *et al.* in press). Die hier vorgestellten Arbeiten sollen perspektivisch auch in dem neuen Modell 4C (Forest Ecosystems in a Changing Environment) Verwendung finden.

- Es könnten sich neue Kombinationen von Klimaparametern herausbilden, die ohne Analogon in der Gegenwart sind.
- Da Pflanzen nicht nur an Temperatur- und Feuchteverhältnisse angepaßt sind, sondern mit ihrer Phänologie auch auf die Photoperiode reagieren, könnte die Verschiebung der Verbreitung auf andere Breitengrade zu Anpassungsproblemen führen.
- Die unterschiedlich starke Reaktion verschiedener Arten auf erhöhte CO₂-Gehalte in der Atmosphäre führt mit großer Wahrscheinlichkeit zu veränderten Konkurrenzverhältnissen zwischen den Arten, und folglich können neue Baumartenkombinationen, selbst unter gleichen Temperatur- und Feuchtebedingungen, entstehen.
- Die Annahme, daß Pflanzenarten durch Migration jeden Ort mit passendem Klima erreichen können, ist in der heutigen parzellierten und mit Migrationshindernissen versehenen Welt sehr unrealistisch. Außerdem könnte selbst in relativ naturbelassenen Regionen die natürliche Migrationsgeschwindigkeit vieler Arten bei einem sich rasch verändernden Klima nicht ausreichen (Solomon *et al.* 1996).
- Die Bodenverhältnisse sind nördlich der aktuellen Baumgrenze vielerorts ungeeignet für eine schnelle Besiedlung durch Bäume. In den Tropen begrenzt dagegen die Nährstoffverarmung vieler Böden durch vergangene landwirtschaftliche Übernutzung das Pflanzenwachstum.

Dynamische Modellansätze sind im allgemeinen besser geeignet, um Auswirkungen von Umweltveränderungen zu simulieren. Allerdings gibt es derzeit auch kein dynamisches Modell, daß alle durch Klimaveränderungen beeinflussten Prozesse berücksichtigen kann. Es ist daher für die Interpretation von allen Szenarien in der Klimawirkungsforschung wichtig zu prüfen, welche Annahmen in den verwendeten Modellen enthalten sind und wie diese sich auf die Ergebnisse auswirken.

In vielen Untersuchungen wurden mögliche Wirkungen von Klimaänderungen auf die potentielle Verbreitung der Baumarten in unterschiedlichen Regionen der Erde mit Hilfe von Waldsukzessionsmodellen analysiert (z.B. Solomon 1986; Solomon & West 1987; Pastor & Post 1988; Overpeck *et al.* 1990; Kienast 1991; Botkin & Nisbet 1992; Solomon & Bartlein 1992; Lauenroth 1996; Shugart & Smith 1996). Die Wirkung von Klimaveränderungen auf die Artenzusammensetzung in unterschiedlichen Waldgesellschaften der Alpen untersuchte Kienast (1991) an 18 Standorten in der Schweiz. Ähnliche Arbeiten wurden in der borealen Zone in Skandinavien von Kellomäki *et al.* (1988), Kellomäki & Kolström (1993; 1994) und von Prentice *et al.* (1991; 1993) durchgeführt. Diese Untersuchungen sind nur bedingt auf Mitteleuropa zu übertragen, da zum Teil andere Baumarten in den Anwendungsregionen dominieren.

1.2.4.1 Konsequenzen für die Forstwirtschaft

Praktisch alle bislang genannten Untersuchungen über die Auswirkungen von Klimaveränderungen beschränkten sich auf potentielle Auswirkungen in natürlichen Waldökosystemen ohne nennenswerte Bewirtschaftung. Aufgrund der unzureichenden Modellansätze und der starken Unsicherheiten über die kurz- bis mittelfristigen Veränderungen („transient effects“) von Wachstum und Produktivität der Wälder fehlt bisher weitgehend die Grundlage für die Abschätzung von ökonomischen und politischen Folgewirkungen von Klimaveränderungen auf den Forstsektor. Eine Ausnahme bilden die Arbeiten einer Finnischen Arbeitsgruppe, in der die Simulationen des Waldsukzessionsmodells SIMA (Kellomäki *et al.* 1992) als Ausgangspunkt für die Analyse von Managementstrategien verwendet (Kellomäki & Kolström 1993) und darüber hinaus auch die Konsequenzen der simulierten Auswirkungen auf den Forstsektor in Finnland analysiert wurden (Karjalainen *et al.* 1995; Karjalainen 1996a; 1996b; Kellomäki & Karjalainen 1996). Simulationsstudien mit bewirtschafteten Kiefernbeständen zeigten, daß bei einer Temperaturerhöhung die Umtriebszeit etwas verkürzt werden kann. Häufigkeit und Zeitpunkte von Durchforstungen waren in erster Linie abhängig von der Eingriffsstärke pro Durchforstung. Die simulierte Klimaveränderung verkürzte besonders

den Zeitraum bis zur ersten Durchforstung (Kellomäki & Kolström 1993). Allerdings müssen die Simulationsergebnisse von SIMA vorsichtig interpretiert werden, weil das Modell die Produktivität an der südlichen Verbreitungsgrenze einer Baumart unrealistisch simuliert (vgl. Schenk 1996).

Die wirtschaftliche Situation der Forstwirtschaft wird nicht nur von den Produktionsbedingungen (dem Wachstum und Ertrag der Wälder) geprägt, sondern auch durch die Absatzmöglichkeiten auf den nationalen und internationalen Holzmärkten. Es gibt eine Reihe von Abschätzungen über die Entwicklung von Angebot und Nachfrage nach Holz und Holzprodukten in den nächsten Jahrzehnten, die auf Szenarien über die demographische und ökonomische Entwicklung sowie über zu erwartende Landnutzungsänderungen (Waldflächenverluste und Aufforstungen) basieren (z.B. Brooks *et al.* 1996; Nilsson 1996; FAO 1997). Keine dieser Studien berücksichtigt mögliche Effekte von Klimaveränderungen. Solomon *et al.* (1996) verwenden Szenarienrechnungen des statischen globalen Vegetationsmodells BIOME (Prentice *et al.* 1992) und des IMAGE Modells (Alcamo 1994), um mögliche Konsequenzen von Klima- und Landnutzungsveränderungen auf die globale Holzproduktion qualitativ abzuschätzen. Sie betonen aber wiederholt, wie unzureichend diese auf unrealistischen statischen Gleichgewichtsannahmen basierenden Analysen sind, und fordern eindringlich (i) die Verbesserung von Simulationsmethoden zur Analyse von transienten Vegetationseffekten der Klimaveränderung, (ii) Integrationsmodelle, um ökonomische Konsequenzen und Wechselwirkungen zwischen Forstökonomie und Globalen Umweltveränderungen abzubilden und (iii) Abschätzungen über regionale Klimaveränderungen und deren Auswirkungen (Solomon *et al.* 1996).

Handlungsstrategien, die als Reaktion auf den Klimawandel entworfen wurden, bezogen sich bislang schwerpunktmäßig auf die Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung in Waldökosystemen (Burschel *et al.* 1993; King 1993; Winjum *et al.* 1993; Nilsson & Schopfhauser 1995; Trexler & Haugen 1995; Brown *et al.* 1996; Lindner 1997). Die wenigen sozioökonomischen Studien in diesem Zusammenhang beziehen sich ebenfalls auf die Förderung der Kohlenstoffbindung durch Maßnahmen in der Forst- und Holzwirtschaft, insbesondere durch zusätzliche Aufforstungen (Winjum & Lewis 1993; Winnett *et al.* 1993). Derartige Maßnahmen können nur erfolgreich sein, wenn die geplanten Wälder an die sich ändernden Klimabedingungen angepaßt sind. Für Anpassungsstrategien der Forstwirtschaft an die komplexen Klimaänderungen fehlen aber noch die wesentlichen Grundlagen. Die gängigen Empfehlungen für das Forst-Management zielen daher lediglich auf eine Risikominimierung durch Förderung von standortgemäßen Mischbeständen (Dykstra & Kallio 1987; Thomasius 1991; Enquete-Kommission 'Schutz der Erdatmosphäre' des Deutschen Bundestages 1992; Gravenhorst 1993).

1.3 Ableitung des Forschungsansatzes

1.3.1 Folgerungen aus der Literaturlauswertung

Klimaveränderungen wirken in Waldökosystemen auf unterschiedlichsten Prozeßebenen, Raum- und Zeitskalen. Es bestehen weiterhin große Wissenslücken sowohl im Verständnis einzelner Prozesse als auch bei der Modellierung möglicher Reaktionen von Waldökosystemen auf Klimaveränderungen. Gleichzeitig besteht aber ein großer Bedarf in der Forstwirtschaft, kommende Veränderungen bereits in der heutigen waldbaulichen Planung zu berücksichtigen. Aufgrund der komplexen biogeochemischen Wechselwirkungen und der langen zu betrachtenden Zeithorizonte sind Auswirkungen von Klimaveränderungen in Waldökosystemen auf experimentellem Wege nicht ausreichend zu erfassen. Simulationsmodelle bieten die Möglichkeit, Erkenntnisse aus Prozeßforschung und Vegetationsökologie miteinander zu verknüpfen und auf höhere Hierarchieebenen zu übertragen. Eine Grundvoraussetzung ist allerdings, daß Modelle für die Klimawirkungsforschung die Veränderung von Umweltbedingungen abbilden können. Aus diesem Grunde ist die Verwen-

dung von Ertragstabeln und klassischen Wachstumsmodellen der Forstpraxis in der Klimawirkungsforschung nicht möglich.

In letzter Zeit ist ein deutlicher Trend der Annäherung zwischen unterschiedlichen Modellphilosophien zu verzeichnen. Es ist damit zu rechnen, daß in absehbarer Zeit etwa die von Pretzsch und Kahn entwickelten Wachstumssimulatoren (Pretzsch 1992a; Kahn & Pretzsch 1997) flexibler auf unterschiedliche Umweltbedingungen reagieren können und mechanistische Wachstumsmodelle für breitere Anwendungen einsetzbar werden (z.B. Bossel 1994; Grote 1995; Korol *et al.* 1996; Landsberg & Waring 1997; Mäkelä 1997). Die bislang in der Klimawirkungsforschung am häufigsten eingesetzten Waldsukzessionsmodelle können durch die Einbeziehung physiologisch basierter Modellansätze noch flexibler auf Umweltveränderungen reagieren (Friend *et al.* 1997; Bugmann *et al.* im Druck). Die Aussagen beschränken sich aber üblicherweise auf die Waldentwicklung in unbewirtschafteten Naturwäldern. Die einzigen Anwendungen von Waldsukzessionsmodellen für bewirtschaftete Wälder erfolgten für artenarme boreale Wälder in Finnland (Kellomäki & Kolström 1993; Kellomäki & Karjalainen 1996), und diese sind nicht auf mitteleuropäische Bedingungen übertragbar.

Für die Simulation von Wirkungen der Klimaveränderungen auf bewirtschaftete Waldbestände sind für mitteleuropäische Verhältnisse bislang keine Modelle verfügbar. Außerdem ist es sehr unwahrscheinlich, daß sich mit einem einzigen Untersuchungsansatz alle relevanten Fragestellungen auf den verschiedenen Zeit- und Raumskalen, die in Waldökosystemen eine Rolle spielen, beantworten lassen. Es ergibt sich daraus die Herausforderung für die Forschung, Stärken und Schwächen unterschiedlicher Ansätze zu analysieren, intensive Modellvergleiche mit alternativen Konzepten durchzuführen, sich ergänzende Ansätze in integrierten Modellsystemen zu verknüpfen und fehlende Kenntnisse gezielt zu erarbeiten. Die vorliegende Arbeit versucht einen Beitrag hierzu zu leisten, indem vorhandene Ansätze aus der Modellierung der Waldentwicklungsdynamik ergänzt werden mit Programmbausteinen zur Erzeugung forstwirtschaftlich relevanter Aussagen, die dringend benötigt werden als Grundlage für die Entwicklung von Handlungsstrategien im Forstsektor.

1.3.2 Forschungsansatz

Als Grundlage der vorliegenden Arbeit wurde ein Waldsukzessionsmodell gewählt, weil diese die einzigen verfügbaren Simulationsmodelle für gemischte Waldbestände sind, die auf Umweltveränderungen reagieren können. Außerdem liegen mit diesem Modelltyp bereits sehr viele Erfahrungen mit der Simulation unterschiedlichster Waldgesellschaften vor. Aus der Vielzahl publizierter Modellvarianten wurde nach einem Modellvergleich (Lasch & Lindner 1995a; Lasch & Lindner 1995b) das Modell FORSKA2 (Prentice *et al.* 1993) ausgewählt. FORSKA2 hat ein im Vergleich zu älteren Modellansätzen verbessertes Wachstumsmodul und verwendet in mehreren Umweltwirkungsfunktionen mechanistischere Modellansätze als beispielsweise die klassischen Modelle JABOWA (Botkin *et al.* 1972) oder FORET (Shugart & West 1977; vgl. auch Bugmann *et al.* 1996b). FORSKA wurde überwiegend für die Simulation borealer Waldentwicklungsdynamik in Skandinavien (Prentice & Leemans 1990; Prentice *et al.* 1991; Sykes & Prentice 1996) und Kanada (Price & Apps 1996) eingesetzt, es liegen aber auch Erfahrungen mit anderen Waldgesellschaften und Klimabedingungen vor (z.B. Leemans 1992; Desanker & Prentice 1994).

Da die Schwerpunkte der Modellanwendungen von Waldsukzessionsmodellen in Europa bislang in den Alpen und in Skandinavien lagen, muß FORSKA zunächst für die gemäßigten Breiten Mitteleuropas neu parametrisiert und getestet werden (Kapitel 2). Modelle sollten in der Klimawirkungsforschung möglichst weiträumig einsetzbar sein. Um mögliche Modellgrenzen besser einschätzen zu können, wird das adaptierte Modell, FORSKA-G, auf unterschiedlichen räumlichen Skalen angewendet (Kap. 2.2). Während bei der üblichen Modellanwendung an Einzelstandorten oder entlang von Klimagradierten viele Standortfaktoren, wie zum Beispiel Unterschiede in der Nährstoffver-

sorgung, vernachlässigt werden können, müssen solche Faktoren in flächendeckenden regionalen Modellanwendungen explizit abgebildet werden (Kap. 2.3). Zur Plausibilitätskontrolle werden die regionalen Simulationsergebnisse mit den Simulationen eines weiteren Waldsukzessionsmodells und mit einer von Vegetationskundlern aufgestellten Karte der PNV verglichen. Eine zusammenfassende Bewertung des Modells FORSKA-G erfolgt in Kap. 2.4.

Bevor Bewirtschaftungsroutinen in FORSKA implementiert werden können, ist es notwendig zu prüfen, ob zentrale Modellannahmen auch mit der Einbeziehung von Management aufrechterhalten werden können. Während naturnahe Wälder in den gemäßigten Breiten fast immer geschlossen aufwachsen und die meisten natürlichen Störungen (z.B. durch Waldbrand, Schneebruch, Windwurf oder Insektengradationen) die im Modell betrachtete Kleinfläche radikal verändern (vgl. auch Watt 1947; Shugart 1984), wird mit Durchforstungen immer wieder die Bestandesdichte reduziert, um für die verbleibenden Bäume verbesserte Wachstumsbedingungen zu schaffen. Die in allen klassischen Waldsukzessionsmodellen verwendete Annahme einer konstanten Beziehung zwischen dem Durchmesser und der Höhe des Einzelbaumes verliert unter solchen Bedingungen ihre Gültigkeit, weil Bäume relativ stark mit dem Verhältnis von Höhen- zu Durchmesserwachstum auf die mit der Bestandesdichte sich verändernde Konkurrenzsituation reagieren. Durch die Modifikation des Wachstumsmodells wird mit der Modellversion FORSKA-HD die Simulation von Bestandesstrukturen wesentlich verbessert (Kap. 3) und somit eine wichtige Voraussetzung für die Implementierung von Bewirtschaftungsroutinen geschaffen. Vermutlich erstmalig werden hierbei empirische Zeitreihen aus dem forstlichen Versuchswesen für die Weiterentwicklung und Teilvalidierung eines Waldsukzessionsmodells eingesetzt.

In Kapitel 4 werden verschiedene Bewirtschaftungsstrategien bezüglich ihrer Bedeutung im Kontext eines Klimawandels analysiert. Anschließend wird ein auf der Weibullverteilung basierender Durchforstungsalgorithmus von Gerold (1990) im Modell implementiert und verschiedene Schätzfunktionen für die Erzeugung der für jeden simulierten Bestand benötigten Einzelbauminformationen aus der forstlichen Waldwachstumsmodellierung übernommen. Das erweiterte Modell wird beispielhaft in einem Waldgebiet in Nordostdeutschland angewendet. Drei verschiedene Bewirtschaftungsszenarien werden unter heutigem und verändertem Klima miteinander verglichen und der simulierten PNV gegenübergestellt. Abschließend werden die Anwendungsmöglichkeiten des erweiterten Modells für die Ableitung von forstwirtschaftlichen Handlungsstrategien als Bestandteil von Risikoanalysen für den Forstsektor im Globalen Wandel diskutiert.

2 Anpassung und Anwendung des Waldsukzessionsmodells FORSKA für die Simulation naturnaher Wälder in Mitteleuropa

2.1 Parametrisierung für Standorte in Nordostdeutschland³

Das Modell FORSKA wurde ursprünglich für boreale Wälder Skandinaviens entwickelt (Prentice *et al.* 1993). Erste Modelltests für mitteleuropäische Bedingungen erfolgten an Standorten im Nordostdeutschen Tiefland. Diese Standorte weichen bezüglich der Umweltbedingungen deutlich von der ursprünglichen Anwendungsregion ab, die potentiell vorkommenden Baumarten entsprechen jedoch denen, die bereits für Südsandinavien parametrisiert worden waren. Simuliert werden sollte der im Raum Brandenburg zu beobachtende Wechsel in der natürlichen Waldvegetation (Krausch 1993) vom maritim geprägten Nordwesten (Buchenoptimum, nur vereinzelte Eichen beigemischt)

³In diesem Kapitel werden Ergebnisse aus Lasch & Lindner (1995) wiedergegeben

zum kontinental beeinflussten Südosten (Eichen-Linden-Hainbuchenwald auf besseren bzw. Kiefernwald auf ärmeren Standorten)⁴.

2.1.1 Lage im Raum und Standortbeschreibung

Im Nordostdeutschen Tiefland dominieren überwiegend tiefgründige und gut drainierte, meist sandige Standorte der Grund- und Endmoränen. Außerdem gibt es häufig grundwasserbeeinflusste Standorte der Flußtäler und Niederungen. Die Standortverhältnisse sind relativ einheitlich im gesamten Tiefland. Obwohl kleinräumig die Standortqualität mit Schluff- oder Tonschichten im Boden deutlich variiert, bleiben die vorkommenden Standorttypen weiträumig dieselben. Das Klima ist ebenfalls recht einheitlich. Der bereits angedeutete Übergang von maritim zu kontinental beeinflusstem Klima äußert sich nur schwach in den langjährigen Mittelwerten von Temperatur (8.0° - 8.8° C Jahresmittel) und Niederschlag (650 - 550 mm Jahressumme). Deutlicher wird der klimatische Gradient durch die ansteigenden Werte der potentiellen Evapotranspiration abgebildet (Naumann-Tümpfel 1989).

Für die Modellanwendungen wurden ausschließlich nicht vom Grundwasser beeinflusste Standorte in Betracht gezogen, da sonst die Wirkung der klimatischen Faktoren auf die Standortbedingungen vom Grundwassereinfluß überdeckt wird. Da keine direkt an den Waldstandorten gemessenen Klimazeitreihen vorhanden sind, wurden die Stationsdaten des DWD aus der Region miteinander verglichen. Der klimatische Gradient zeichnete sich gut zwischen den Stationen Schwerin, Angermünde und Cottbus ab. Diese wurden daher für erste Modellanwendungen ausgewählt. Deutliche Unterschiede in der Waldzusammensetzung konnten von den Sukzessionsmodellen allerdings nur zwischen den Standorten Schwerin und Cottbus simuliert werden. Der Standort Angermünde wurde daher nicht weiter untersucht.

Am Standort Schwerin ist die PNV nach Krausch (1993) ein (Stieleichen-) Buchenwald, der stark von der Buche dominiert wird. Beigemischt ist in geringen Deckungsgraden im westlichen Bereich die Stieleiche, weiter südöstlich von Schwerin mit abnehmendem maritimen Einfluß die Traubeneiche. Der mittelmäßige bis gute Nährstoffhaushalt wirkt sich kaum auf die Baumartenzusammensetzung aus, er variiert aber die Begleitvegetation und die Produktivität. Der Wasserhaushalt wird als mäßig frisch charakterisiert.

Am Standort Cottbus variiert die PNV je nach Standortqualität von einem Traubeneichen-Winterlinden-Hainbuchenwald auf reichen und kräftigen Standorten (mit weiteren Edellaubhölzern beigemischt) über Traubeneichen-Hainbuchenwald oder Winterlinden-Traubeneichenwald auf mittleren Standorten bis zu Kiefern-Traubeneichenwald und reinen Kiefernwäldern auf armen und ärmsten Standorten (Krausch 1993). Südlich angrenzend finden sich in der Niederlausitzer und Oberlausitzer Heide Birken-Stieleichenwälder und Kiefernwälder. Flächenmäßig überwiegen in der Altmoränenlandschaft nährstoffärmere Standorte, der Wasserhaushalt wird als trocken bis mäßig frisch charakterisiert.

2.1.1.1 Standortparameter

Um die klimabedingten Unterschiede der Baumartenzusammensetzung zu simulieren, wurden für die Standorte in Schwerin und Cottbus vergleichbare Bodenbedingungen mit mittlerer Nährstoffversorgung angenommen (mittlere Bodenverhältnisse der Jungmoräne im Raum Schwerin bzw. ein besserer Boden der Altmoräne bei Cottbus). In Anlehnung an die Weiserflächen der Standortkartierung (Kopp *et al.* 1982) wurden typische Werte für einen mittleren Standort bestimmt (*Bodenart lehmiger Sand, Humusgehalt 1 %, Skelettanteil 15 %, Gründigkeit 2 Meter*). Daraus wurden die nutzbare Bodenwasserkapazität (Wk) von 240 mm als Modelleingangsparameter bestimmt.

⁴Eine Liste der wissenschaftlichen Namen der Baumarten findet sich in Kap. 2.1.2

FORSKA2 bildet Unterschiede in der Standortsqualität kaum ab, lediglich der Wasserhaushalt wird in einfacher Form modelliert. Erste Simulationen zeigten, daß an den Standorten Schwerin und Cottbus trotz klimatischer Unterschiede sehr ähnliche Baumartenzusammensetzungen simuliert wurden. Die nutzbare Bodenwasserkapazität mußte daher niedriger gesetzt werden, als nach den Bodenparametern zu erwarten war. Offensichtlich ist die Annahme einer bis in die Tiefe von 2 Metern vollständigen Ausschöpfung der Wk unrealistisch, denn nicht das ganze Bodenvolumen wird von den vorhandenen Wurzeln erschlossen werden können. Obwohl an beiden Versuchsstandorten Böden mit gleicher maximal verfügbarer Wasserkapazität vorhanden sind, mußte außerdem der Wert für Cottbus etwas kleiner als in Schwerin gewählt werden (Wk = 110 mm für Schwerin und 80 mm für Cottbus), weil die klimatischen Unterschiede des Kontinentalitätsgradienten zwischen Schwerin und Cottbus, der sich z. B. in unterschiedlicher Luftfeuchte und Tagesamplitude äußert, von den im Modell verwendeten langjährigen Monats-Mittelwerten für Temperatur, Niederschlags-summe und relative Sonnenscheindauer (Periode 1951-1980) nicht ausreichend abgebildet werden.

2.1.2 Modellanpassung

Für die folgenden 16 Baumarten wurden Parameterwerte für mitteleuropäische Bedingungen angepaßt:

<i>Acer platanoides</i> L. (Spitzahorn)	<i>Picea abies</i> (L.) Karst. (Fichte)
<i>Acer pseudoplatanus</i> L. (Bergahorn)	<i>Pinus sylvestris</i> L. (Kiefer)
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gärt. (Erle)	<i>Populus tremula</i> L. (Zitterpappel)
<i>Betula pendula</i> Roth (Birke)	<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl. (Traubeneiche)
<i>Carpinus betulus</i> L. (Hainbuche)	<i>Quercus pubescens</i> Willd. (Flaumeiche)
<i>Castanea sativa</i> Mill. (Edelkastanie)	<i>Quercus robur</i> L. (Stieleiche)
<i>Fagus sylvatica</i> L. (Buche)	<i>Tilia cordata</i> Mill. (Linde)
<i>Fraxinus excelsior</i> L. (Esche)	<i>Ulmus glabra</i> Huds. (Ulme)

Im Anhang sind die Parametersätze für unterschiedliche Versionen von FORSKA zusammenfassend dargestellt. Die wichtigsten Änderungen im Vergleich zum skandinavischen Parametersatz betrafen wachstumsbeschreibende Parameter. Neben der maximalen Höhe und dem höchsten erreichbaren Alter betraf dies vor allem die Wachstumsskalierungsgröße Γ , die die Wachstumsdynamik der unterschiedlichen Baumarten differenziert und den Parameter s , der das Verhältnis von Höhen- zu Durchmesserwachstum im Jungbestand beschreibt. Während maximale Höhe, maximal erreichbares Alter und optimales Höhenwachstum (über das Γ bestimmt wird) charakteristische baumartenspezifische Parameter sind, ist das H/D-Verhältnis in erster Linie abhängig von der Bestandesdichte und daher von der Bestandesbehandlung bzw. -geschichte (vgl. Kap. 3). Die zuvor stark zwischen den Baumarten differenzierten Werte für s wurden daher zunächst für fast alle Arten einheitlich auf einen für mittlere Bestandesdichten typischen Wert von 0,8 m/cm gesetzt, lediglich für die schnellwachsenden Pionierbaumarten Zitterpappel, Birke und Erle wurden höhere Werte über 1,0 beibehalten. Weitere Änderungen betrafen die Dürrestreßempfindlichkeit der Buche, die erhöht werden mußte, da sonst ihre klimatische Verbreitungsgrenze im Untersuchungsgebiet nicht simuliert werden konnte. Außerdem wurde die Häufigkeit von Störungen stark reduziert: Während in NO-Deutschland die PNV ohne anthropogene Störungen untersucht werden sollte, wurden in Schweden auch regelmäßige Holznutzungen im Kahlschlag als Störung einbezogen. Für die Modellrechnungen in NO-Deutschland wurde das mittlere Störungsintervall von 100 auf 900 Jahre erhöht.

Zur klareren Unterscheidung unterschiedlicher Modellversionen wird in dieser Arbeit die originale FORSKA Version (Prentice *et al.* 1993) mit FORSKA2, die für mitteleuropäische Bedingungen modifizierte und neu parametrisierte Variante mit FORSKA-G und die Version mit veränderten

Wachstumsfunktionen (Kap. 3) mit FORSKA-HD bezeichnet. Wenn es keinen direkten Bezug auf eine spezifische Version gibt, wird das Modell generell FORSKA genannt.

2.1.3 Simulationsexperiment an den Standorten Schwerin und Cottbus

Die Simulationsläufe beginnen auf einer leeren Kleinfläche und die Ergebnisse stellen Mittelwerte von 50 Wiederholungen dar. FORSKA-G wurde mit den im Anhang aufgelisteten Parameterwerten gerechnet. In Abb. 1 sind die Simulationsergebnisse für die Standorte Schwerin und Cottbus dargestellt. Am Standort Schwerin wird ein der heutigen PNV ähnlicher Buchenwald mit geringem Mischungsanteil von Birke, Eiche und Linde simuliert. Am Standort Cottbus simuliert FORSKA-G einen Mischwald mit Eiche, Linde, Hainbuche etwas Buche und Birke, der bis auf das simulierte Vorkommen von Buche ebenfalls gut mit der PNV übereinstimmt. Weniger realistisch ist die simulierte Biomasseproduktion, die deutlich zu niedrig ausfällt.

2.1.4 Vergleich von FORSKA-G und FORSKA2 an Standorten in Schweden und NO-Deutschland

Ein robustes, flexibles und übertragbares Modell sollte auch an Standorten, an denen es nicht entwickelt bzw. getestet wurde, anwendbar sein. Falls Anpassungen an neuen Standorten notwendig sind, sollte das Modell an den ursprünglichen Standorten weiterhin seine Gültigkeit behalten. Nachdem die Modellanpassung an die Standorte in NO-Deutschland zu deutlich verbesserten Simulationsergebnissen an den Teststandorten geführt hat, wurde das modifizierte Modell mit den für NO-Deutschland angepassten Funktionen und Parametern an den Standorten Pajala, Stockholm und Malmö in Nord-, Mittel- und Süd-Schweden respektive getestet (Lasch & Lindner 1995b). Die Ergebnisse wichen deutlich von den Resultaten von Prentice *et al.* (1991) ab: FORSKA-G simulierte auf allen Standorten wesentlich höhere Biomassen (ca. 300 t/ha gegenüber 50 - 100 t/ha). Während die Baumartenzusammensetzung in Pajala (Fichte stark dominierend bei allen Bodenbedingungen) den Ergebnissen von Prentice *et al.* (1991) nahe kommt, wichen diese für Stockholm (Fichten-Eichen Mischwald mit geringeren Anteilen von Birke und Linde) und Malmö (Stieleichen-Lindenwald mit Buche, Birke und Hainbuche) stark ab. Gegenüber den Ergebnissen von Prentice *et al.* (1991) fehlte die Kiefer an allen Standorten und in Stockholm und Malmö hatten die Stieleiche und die Linde deutlich größere Anteile an der simulierten Biomasse.

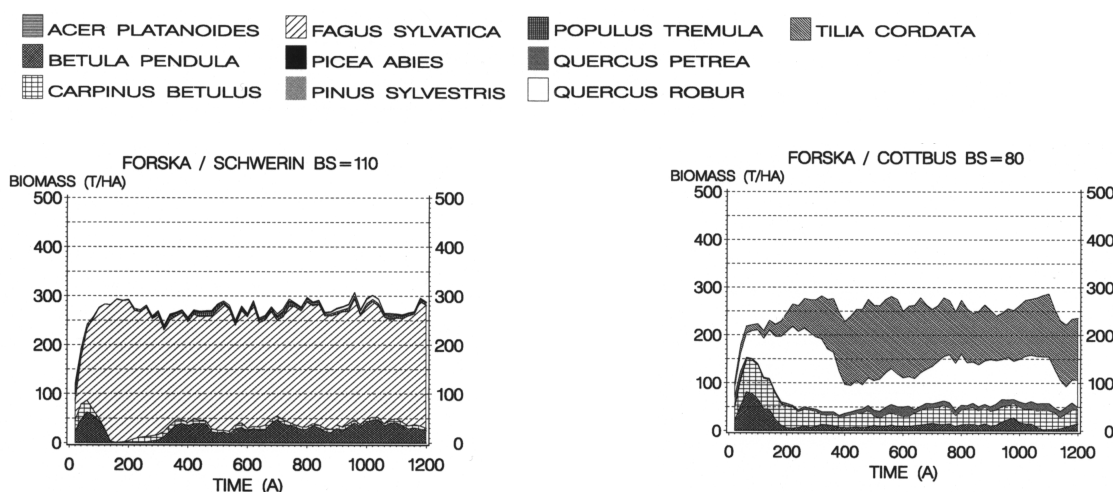


Abb. 1: Simulation der Waldentwicklung an den Standorten Schwerin und Cottbus unter heutigem Klima. Die Simulationen beginnen ohne Baumbestand, dargestellt sind Mittelwerte von 50 Wiederholungen.

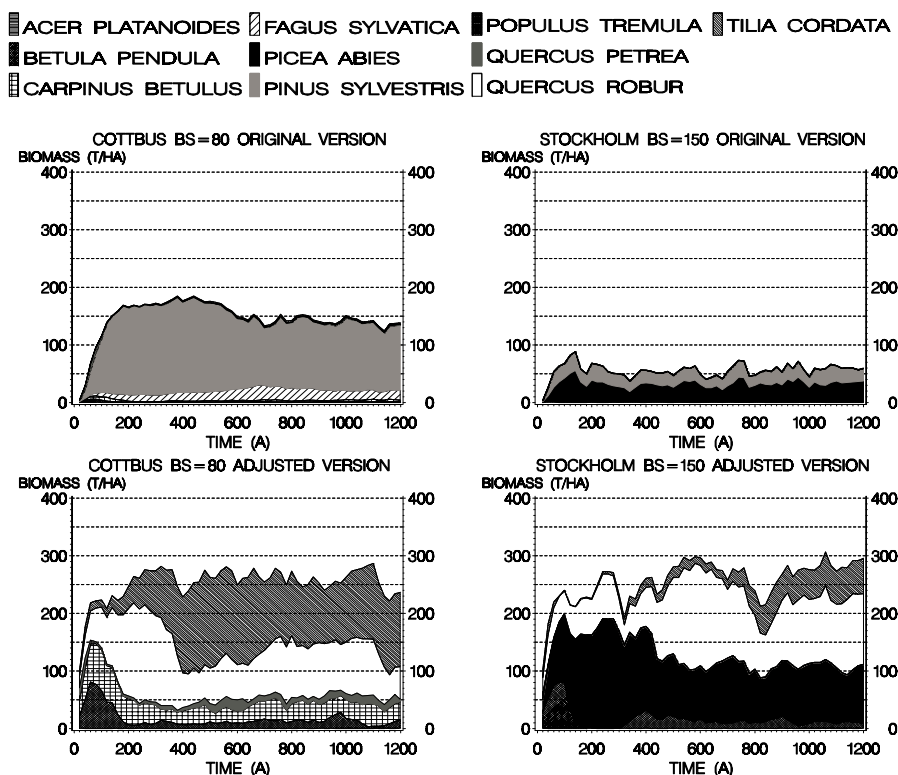


Abb. 2: Vergleich von FORSKA2 (oben) und FORSKA-G (unten) an Standorten in Schweden (Stockholm; Wk = 150) und NO-Deutschland (Cottbus; Wk=80)

Abb. 2 veranschaulicht die starken Abweichungen der Simulationsergebnisse der beiden Modellversionen an den Standorten in Skandinavien und in NO-Deutschland. Die ursprüngliche Version simulierte realistische Biomassen unter borealen Waldbedingungen, aber zu geringe Werte in Mitteleuropa. Die modifizierte Variante überschätzt dagegen die Produktivität im borealen Wald. Offensichtlich werden die Unterschiede in der Standortproduktivität zwischen der borealen Zone und den gemäßigten Breiten in Mitteleuropa nicht gut genug abgebildet. Die Resultate verdeutlichen, daß FORSKA-G nicht in der Lage ist, realistische Baumartenverteilungen und Biomassewerte in unterschiedlichen Klimazonen Europas mit *einem* einheitlichen Parametersatz zu simulieren. Dies ist ein Hinweis dafür, daß einige Annahmen oder Parameterwerte der Umweltwirkungsfunktionen nicht allgemeingültig über weite Umweltgradienten hinweg sind.

Um zu klären, welche Modifikationen für die Abweichungen verantwortlich sind, wurden in mehreren Schritten die Parameter wieder auf die ursprünglichen Einstellungen zurückgesetzt. Die Identifizierung von nicht übertragbaren Funktionen und Parametern sollte Grenzen der Anwendungsmöglichkeiten für einheitliche Parametersätze und Modellannahmen aufzeigen und Hinweise auf Verbesserungsmöglichkeiten geben.

1. Einen großen Effekt auf die Baumartenzusammensetzung und in zweiter Linie auch auf die simulierte Biomasse hat die Störungshäufigkeit. Durch die regelmäßig wiederkehrende Freiflächen-Situation werden erwartungsgemäß die Lichtbaumarten gegenüber schattentoleranten Klimaxbaumarten begünstigt. Die unterschiedlichen Intervalle von 100 und 900 Jahren sind im wesentlichen auf die Berücksichtigung von regelmäßigen Holznutzungen durch Prentice et al. (1991) zurückzuführen. Abgesehen davon ist aber flächenbezogen eine wesentlich höhere natürliche Störungshäufigkeit in borealen gegenüber temperierten Waldgesellschaften zu erwarten.
2. Eine hier nicht dargestellte Änderung der Funktion zur Bestimmung eines Reduktionsfaktors zur Limitierung des Standortproduktionspotentials (Lasch & Lindner 1995a; Lasch & Lindner 1995b) hat ebenfalls starke Auswirkung auf die Höhe der simulierten Biomasse.

3. Bei allen Simulationen von FORSKA-G ist unabhängig von der verfügbaren Wasserkapazität die Kiefer kaum konkurrenzfähig. Dies könnte darauf zurückgeführt werden, daß die baumarten-spezifischen Parameter der Kiefer recht deutlich zwischen dem mitteleuropäischen Tiefland und Skandinavien abweichen. Diese Abweichungen beruhen auf großen Unterschieden der Provenienzen bezüglich ihrer ökologischen und phänologischen Eigenschaften.
4. Für die höheren Anteile von Stieleiche, Linde und Hainbuche an der Baumartenzusammensetzung sind neben der bereits genannten Störungshäufigkeit auch Parameterveränderungen verantwortlich. Einerseits wurden die klimatischen Grenzwerte für Temperaturansprüche im Sommer für mehrere Baumarten (u.a. Hainbuche und Linde) etwas verschoben, um ihr Vorkommen in NO-Deutschland realistisch abzubilden, andererseits wurde auch das Höhenzuwachsvermögen der Eichen und Linden erhöht.

2.2 Großräumige Modellanwendung in Mitteleuropa

Die meisten Teilmodelle in FORSKA zur Kalkulation von Klima- und Standortfaktoren wurden aus dem BIOME Modell (Prentice *et al.* 1992) übernommen, das die globale Verteilung der wichtigsten Vegetationsformationen der Erde in Abhängigkeit von Klima und Standort realitätsnah simuliert. Es soll daher in weiteren Untersuchungen getestet werden, ob FORSKA-G großräumige Klimaunterschiede besser abbildet als regionale Klimagradien. Außerdem werden aus den Simulationsergebnissen für Mitteleuropa weitere Hinweise über mögliche Grenzen der Modellgültigkeit erwartet.

2.2.1 Modellanwendung entlang eines Ost-West Transekts von Polen bis in die Niederlande⁵

2.2.1.1 Methoden

Untersucht wurden 11 Standorte von 6° bis 18° östlicher Länge, jeweils mit zwei Bodentypen unterschiedlicher Wasserhaltekapazität (100 mm und 150 mm). Entlang dieses Transekts von maritim zu kontinental geprägtem Klima nimmt die Temperaturamplitude deutlich zu und die Niederschläge nehmen ab (vgl. Tab. 1). Die Klimadaten der Standorte wurden aus dem interpolierten globalen Klimadatensatz von Leemans & Cramer (1990) entnommen, außerdem wurden Simulationsläufe mit zwei in Lauenroth (1996) beschriebenen Klimaszenarien des Geophysikal Fluid Dynamics Laboratory (GFDL - Manabe & Wetherald 1987) und der Oregon State University (OSU - Schlesinger & Zhao 1989) gerechnet.

Tab. 1: Geografische Lage und Klimacharakteristik für 4 ausgewählte Standorte entlang des Ost-West Transektes. Heutiges Klima und Klimaszenarien der Globalen Klimamodelle GFDL und OSU.

	Ann. Ns. (mm)	Ann. Temp. (°C)	Jan. Temp. (°C)	Juli Temp. (°C)	Ann. Ns. (mm)	Ann. Temp. (°C)	Jan. Temp. (°C)	Juli Temp. (°C)	Ann. Ns. (mm)	Ann. Temp. (°C)	Jan. Temp. (°C)	Juli Temp. (°C)
Länge/Breite	CUR				GFDL				OSU			
6°E/53°N	728	8.5	1.4	16.1	885	15.7	9.0	22.5	799	11.7	5.8	19.7
10°E/53°N	630	7.4	-0.3	15.8	767	14.4	6.9	22.1	695	10.6	4.5	19.4
14°E/53°N	538	7.0	-2.3	16.6	655	13.8	4.8	22.7	604	10.4	2.6	20.3
18°E/53°N	522	7.2	-3.0	18.5	648	13.7	3.9	24.4	578	10.7	1.9	22.2

Ann. Ns = Jahressumme des Niederschlags; Ann. Temp. = Jahresmittel der Temperatur; Jan. und Juli Temp. = Monatsmittel der Temperatur im Januar bzw. Juli. CUR = Heutiges Klima, GFDL und OSU = Klimaszenarien

⁵Die hier dargestellten Arbeiten wurden in ähnlicher Form von Lindner, Lasch & Cramer (1996) publiziert.

An jedem Standort wurden mit FORSKA-G auf einer Freifläche beginnend Simulationsläufe über 1200 Jahre durchgeführt. Die angenommenen transienten Klimaveränderungen erfolgten linear zwischen den Simulationsjahren 400 und 500. Ausgewertet wurden die mittleren Gleichgewichts-Artenszusammensetzungen und Biomassen als Mittelwert der Jahre 1000-1200 aus 50 Wiederholungen pro Standort und Bodentyp.

2.2.1.2 Resultate und Diskussion

Die Simulationsergebnisse (dargestellt werden hier in Abb. 3 nur exemplarisch 4 der 11 Standorte) zeigen für das heutige Klima drei unterschiedliche Waldgesellschaften entlang des untersuchten Transekten: Fast reine Buchenbestände auf maritimen Standorten, von Fichten dominierte Wälder bei guter Wasserversorgung und niedrigen Wintertemperaturen sowie Eichenmischwälder aus Stiel- und Traubeneiche, Winterlinde und Hainbuche an Standorten an denen sowohl Buche als auch Fichte aus klimatischen Gründen nicht konkurrenzfähig sind. Die Simulationsergebnisse mit geringerer Bodenwasserhaltekapazität entsprechen etwa der erwarteten PNV für mittlere bis bessere Bodennährstoffversorgung, während die Ergebnisse der besser mit Wasser versorgten Bodentypen die Häufigkeit von Buche und Fichte im subkontinentalen Klima überschätzen.

Die untersuchten Klimaszenarien führen zu einer deutlich reduzierten Produktivität der Waldbestände und auf vielen Standorten ist eine Verschiebung der Baumartenzusammensetzung zu beobachten. Die Buche gewinnt Anteile auf dem besser mit Wasser versorgten Bodentyp, dagegen ist auf dem trockeneren Bodentyp im östlichen Mitteleuropa ein Trend zu Linden-Hainbuchenwäldern festzustellen.

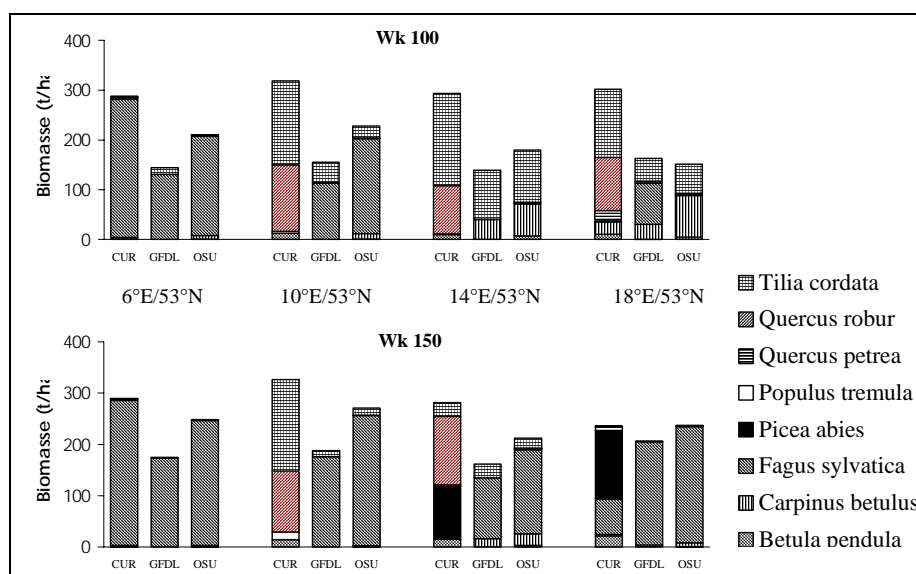


Abb. 3: Simulierte Gleichgewichts-Baumartenzusammensetzung auf unterschiedlichen Bodentypen (Bodenwasserhaltekapazität 100 bzw. 150 mm) an vier Gitterpunkten der Klimadatenbank von Leemans & Cramer (1991). Heutiges Klima (CUR) und zwei Klimaszenarien des Geophysical Fluid Dynamics Laboratory (GFDL (Manabe & Wetherald 1987)) und der Oregon State University (OSU (Schlesinger & Zhao 1989)). Die 4 Gitterpunkte repräsentieren einen Kontinentalitätsgradienten von den Niederlanden bis nach Polen.

Einer der untersuchten Standorte (10°E/53°N) wies für das gegenwärtige Klima im Vergleich zu gemessenen Stationsdaten der Region etwas zu niedrige Temperaturen in den Sommermonaten auf, wahrscheinlich bedingt durch die grobe und ungenaue *räumliche* Auflösung des verwendeten Klimadatensatzes⁶. Diese leichte Temperaturabweichung führt dazu, daß die im Modell angenomme-

⁶Aktuellere Versionen dieses Klimadatensatzes weisen eine verbesserte Übereinstimmung mit gemessenen Stationsdaten auf. Da die hier dargestellten Ergebnisse anlässlich eines GCTE Patch Model Workshops (Apeldoorn, April 1994) mit mehreren beteiligten Modellen erstellt wurden, konnte aus Konsistenzgründen keine aktuellere Datenbasis verwendet werden.

nen minimalen Temperaturansprüche der Buche nicht erfüllt werden und sie von diesem Standort - unrealistischer Weise - ausgeschlossen wird. Sobald unter einem der beiden Klimaszenarien die Temperatur etwas ansteigt, kann die Buche den Standort besiedeln und den simulierten Waldbestand dominieren (Abb. 4). Ähnliche Effekte treten im subkontinentalen Klima am Rande der Fichtenverbreitung auf, wo nach Prentice *et al.* (1993) das natürliche Vorkommen der Fichte durch zu hohe Wintertemperaturen über $-1,5^{\circ}\text{C}$ im kältesten Monat begrenzt wird. An mehreren Standorten wird diese Schwellwerttemperatur leicht unterschritten und folglich kann die Fichte bei ausreichender Bodenfeuchte gedeihen und die Waldzusammensetzung dominieren, obwohl natürliche Fichtenvorkommen in dieser Region sehr selten sind.

Solche Modellartefakte mögen in diesen speziellen Fällen (zumindest teilweise) durch Ungenauigkeiten der Klimadaten erklärbar sein. Generell ist es allerdings problematisch, daß FORSKA so sensitiv auf einzelne Klimawerte reagieren kann. Da viele Grenzwerte der Baumarten nur ungenau bestimmt werden können und zudem häufig nur die realisierte ökologische Nische statt der eigentlich ausschlaggebenden physiologischen Amplitude der Baumarten bekannt ist (Austin & Smith 1989), liegt in diesen Klimaschwellwerten ein schwacher Punkt bei vielen aktuellen Sukzessionsmodellen. Unrealistische Schwellwerteffekte wurden bereits von anderen Autoren festgestellt, etwa an der südlichen Verbreitungsgrenze von Baumarten (Prentice *et al.* 1993) oder bei der Modellanwendung entlang von ökologischen Gradienten (Bugmann 1994).

Ein weiterer Grund für die Überschätzung der Verbreitung von Fichte und Buche im subkontinentalen Klima liegt in der ungenügenden *zeitlichen* Auflösung der Klimadaten in FORSKA. Durch die Verwendung von langjährigen Monatsmitteln für Temperatur und Niederschlag können unregelmäßig auftretende Trockenperioden und Extremereignisse nicht realistisch abgebildet werden. Gerade solche Ereignisse können aber im Kontext mit Klimaveränderungen und deren Auswirkungen von besonderer Bedeutung sein (Katz & Brown 1992). Vergleichsrechnungen für den Standort Potsdam zeigten (Lasch & Lindner 1994), daß der simulierte Trockenstreß im Modell deutlich ansteigt, wenn die interannuelle Variabilität durch die Verwendung von stochastisch erzeugten Monatswerten oder die Verwendung von Zeitreihen mit Monats- oder Tageswerten im Modell berücksichtigt wird. Durch die Einbeziehung der Klimavariabilität wurde die simulierte Baumartenzusammensetzung für den Standort Potsdam wesentlich realistischer, da hier ohne

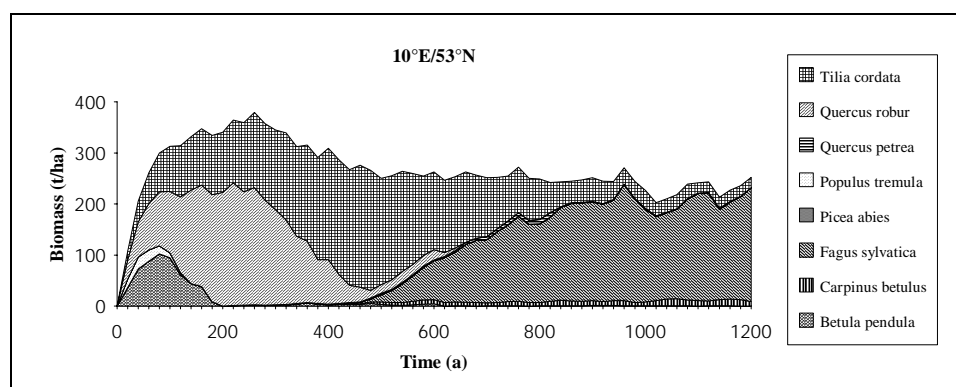


Abb. 4. Simulierte transiente Wirkung des OSU Klimaszenarios an einem Standort im deutschen Mittelgebirgsraum. Die Klimaveränderung erfolgte zwischen den Jahren 400 und 500. Im gegenwärtigen Klima bis zum Jahr 400 fehlt die Buche (unrealistischerweise), weil ihr Wärmebedarf nicht erfüllt ist. Mit einsetzender Klimaerwärmung wird der entscheidende Schwellwert im Modell überschritten und die Buche gelangt zur Dominanz auf dem Standort. Wk 100 mm, mittlere Biomasse von 50 Wiederholungen.

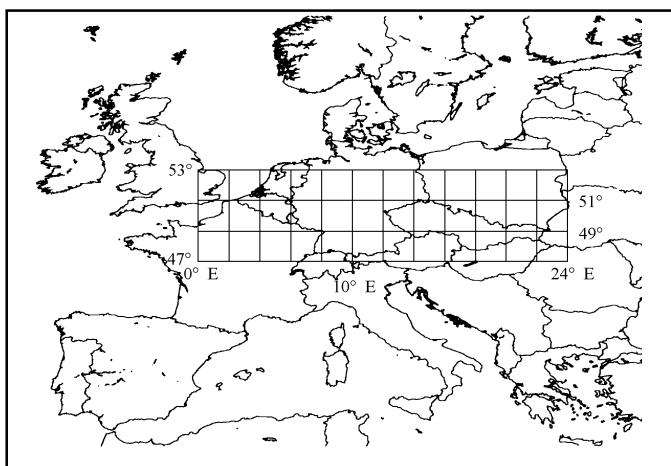


Abb. 5: Übersicht über die Verteilung der 42 simulierten Einzelpunkte der großräumigen Modellanwendung

Klimavariabilität die Konkurrenzkraft der Buche deutlich überschätzt wurde. Allerdings sind diese Ergebnisse noch mit Vorbehalt zu betrachten, da FORSKA-G bisher nur für die Verwendung langjähriger Klimamittelwerte kalibriert wurde.

2.2.2 Großräumige Modellanwendung im Raster über Mitteleuropa⁷

2.2.2.1 Methoden

In dieser Studie wurde FORSKA-G an 42 Einzelpunkten in Mittel- und Osteuropa gerechnet, verteilt über ein Gitternetz zwischen 0° und 24° östlicher Länge bzw. 47° und 53° nördlicher Breite (siehe Abb. 5). Für alle Standorte wurden mittlere Bodenqualitäten mit drei unterschiedlichen Bodenwasserkapazitäten (Wk 90, 120 und 150 mm) angenommen. Die Klimadaten stammen aus einer verbesserten Version der Klimadatenbank von Leemans & Cramer (1991) in Verbindung mit einem digitalen Geländemodell von Europa mit der räumlichen Auflösung von 5' Länge und Breite. Die Ergebnisse stellen wie im vorangegangenen Abschnitt Gleichgewichtsartenzusammensetzungen und -biomasse von jeweils 50 Wiederholungen pro Standort dar.

Neben dem gegenwärtigen Klima wurde ein auf dem Globalen Klimamodell (GCM) ECHAM3 des Hamburger Max-Planck-Institutes basierendes Klimaänderungsszenarium gerechnet. Um zu räumlich differenzierten Werten zu gelangen, wurden die Anomalien zwischen dem 3 x CO₂- und dem Kontrolllauf des GCM zu den räumlich interpolierten Klimastationsdaten addiert (als absolute Werte für die Temperatur) bzw. multipliziert (als prozentuale Werte für den Niederschlag) (Cramer *et al.* in Vorb.).

2.2.2.2 Ergebnisse

In Abb. 6 sind die Gleichgewichtsartenzusammensetzungen an den 42 simulierten Punkten für Standorte mit einer Bodenwasserkapazität von 120 mm dargestellt. Für den größten Teil von Mitteleuropa werden von FORSKA-G buchendominierte Wälder simuliert, einige Punkte im nordöstlichen Mitteleuropa zeigen Eichen-Linden-Hainbuchenwälder und am östlichen Rand des Untersuchungsgebietes sowie in montanen Regionen werden Fichtenwälder simuliert. Bei Vergleichsläufen für feuchtere Bodenverhältnisse (Wk 150) bleibt das generelle Muster über Europa bestehen, die Grenze der Buchenwälder wird allerdings in den kontinentaler geprägten (trockeneren) Bereich nach Osten verschoben (Abb. 7). Die Ergebnisse für den Bodentyp mit Wk 90 mm (hier nicht dargestellt) unterscheiden sich nur unwesentlich von dem mittleren Bodentyp mit Wk 120 mm.

⁷Dieser Abschnitt basiert auf dem Tagungsbeitrag von Lindner, Bugmann, Cramer & Lasch (1994)

Drastische Änderungen werden simuliert für das Klimaszenarium (Abb.8): An fast allen Standorten geht die Produktionsleistung stark zurück. Buchenwälder finden sich nur noch an einigen wenigen Punkten im montanen Bereich, an denen sie zuvor noch nicht vorkamen. Die Fichte wird von FORSKA-G nur noch an einem einzigen Standort auf über 2000 m Höhe in den Alpen simuliert. An einem Punkt im Südosten wird keine Waldbedeckung simuliert, keine der in FORSKA-G parametrisierten Baumarten könnte dort unter dem angenommenen Klimaszenarium wachsen. Der größte Teil Mitteleuropas wird von (Eichen-)Linden-Hainbuchenwäldern geringer Produktivität bedeckt.

2.2.2.3 Vergleich mit FORCLIM und BIOME

Da eine Validierung der Resultate im kontinentalen Maßstab kaum möglich ist, wurden die Ergebnisse als Plausibilitätsprüfung mit Modellresultaten der Modelle FORCLIM (Bugmann 1994; 1996) und BIOME (Prentice *et al.* 1992) verglichen. Beide Modelle wurden mit den gleichen bzw. vergleichbaren (BIOME) Klimaszenarien gerechnet. Während die Ergebnisse von FORCLIM ebenfalls Baumartenzusammensetzungen darstellen, werden von BIOME im Untersuchungsraum nur die Vegetationstypen borealer Nadelwald, temperierter Laubmischwald und Steppe unterschieden.

Die von FORCLIM (mit Wk 150 mm) simulierten Waldtypen waren insgesamt den FORSKA-G Ergebnissen sehr ähnlich (Abb. 9). Einige Übergangszonen wurden etwas in Richtung humideres Klima verschoben. Stärkere Abweichungen waren für die Alpen zu beobachten, der Region, für die FORCLIM entwickelt worden ist. In FORSKA-G sind viele alpine Baumarten nicht parametrisiert, und zudem haben bereits Prentice & Helmisaari (1991) auf Unterschiede in der Parametrisierung von FORECE (aus dem FORCLIM entwickelt wurde) und FORSKA hingewiesen, die auf Abweichungen mancher baumartenspezifischer Klimagrenzwerte zwischen horizontalen und vertikalen Verbreitungsgrenzen in Europa bzw. den Alpen zurückzuführen sind. Die Ergebnisse für das Klimaszenarium waren mit FORCLIM noch wesentlich krasser (hier nicht dargestellt) als mit FORSKA-G: lediglich einige humide montane Standorte zeigten noch Waldbewuchs. Fast im gesamten Mitteleuropa konnte unter diesem Klimaszenarium keine der im Modell enthaltenen Baumarten überleben.

Die Grenzen der von BIOME simulierten Vegetationszonen in Mitteleuropa (Cramer 1997), entsprechen bei Verwendung der gleichen Datenbasis für das gegenwärtige Klima in etwa den entsprechenden Übergängen zwischen den Waldtypen in den beiden Sukzessionsmodellen. Unter dem Klimaszenarium wurde für einige Regionen im östlichen Mitteleuropa Steppenvegetation simuliert, dort war nach BIOME kein Waldwachstum mehr möglich. Demnach sind die Folgen des Klimaszenariums in BIOME deutlich stärker als bei FORSKA-G, aber immer noch weniger drastisch als in FORCLIM.

Dieser Vergleich verdeutlicht den Forschungsbedarf bezüglich einer einheitlichen, übertragbaren Modellparametrisierung. Weitgehend unbekannt sind auch die ausschlaggebenden Faktoren für die südlichen bzw. trockenheitsbedingten Verbreitungsgrenzen der Baumarten. Wünschenswert wären Informationen über die tatsächliche physiologische Amplitude der Arten, denn oft sind statt dieser lediglich die ökologisch realisierten Verbreitungsamplituden bekannt. Für Modellanwendungen über große Teile Mitteleuropas müssen außerdem weitere Baumarten, insbesondere aus den südlich angrenzenden Vegetationsräumen in die Modelle aufgenommen werden.

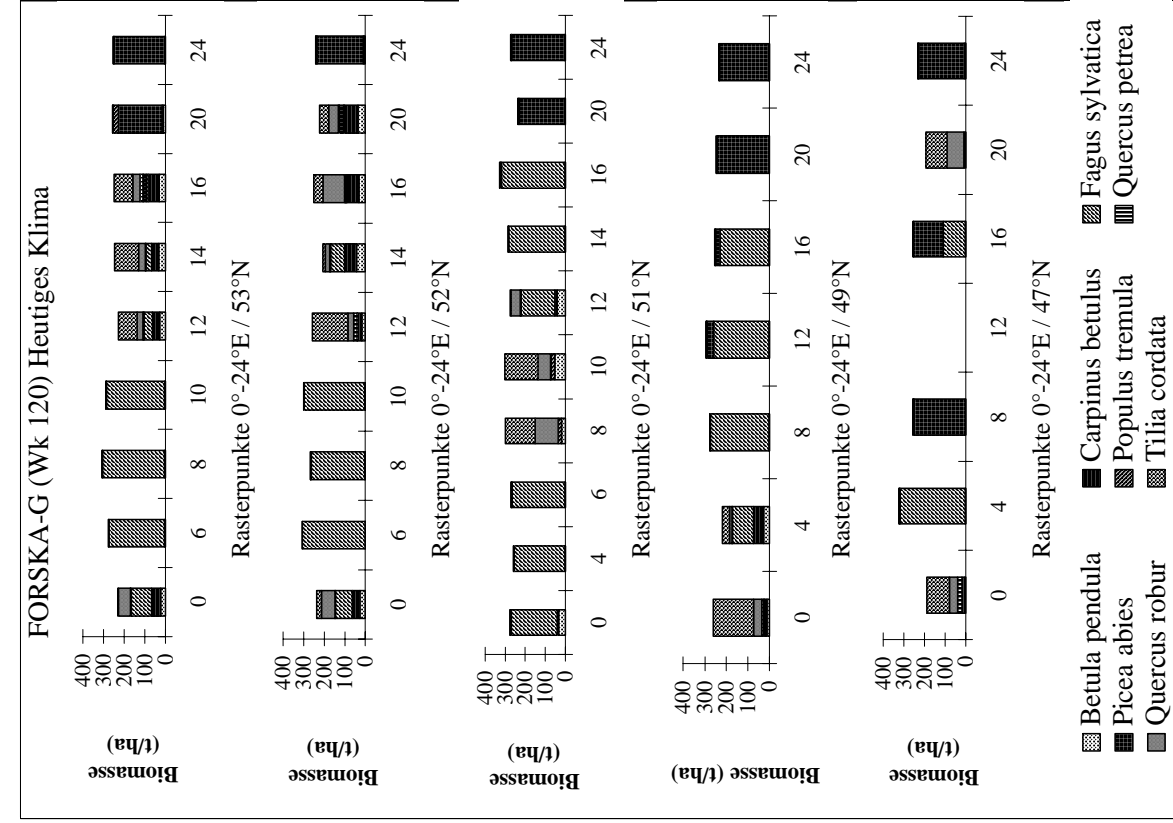


Abb. 6: Simulierte Gleichgewichts-Baumartenzusammensetzungen und Biomassen an 42 Gitterpunkten in Mittel- und Osteuropa unter heutigem Klima. FORSKA-G, Wk 120, Mittelwerte der Simulationsjahre 1000-1200 von 50 Wiederholungen

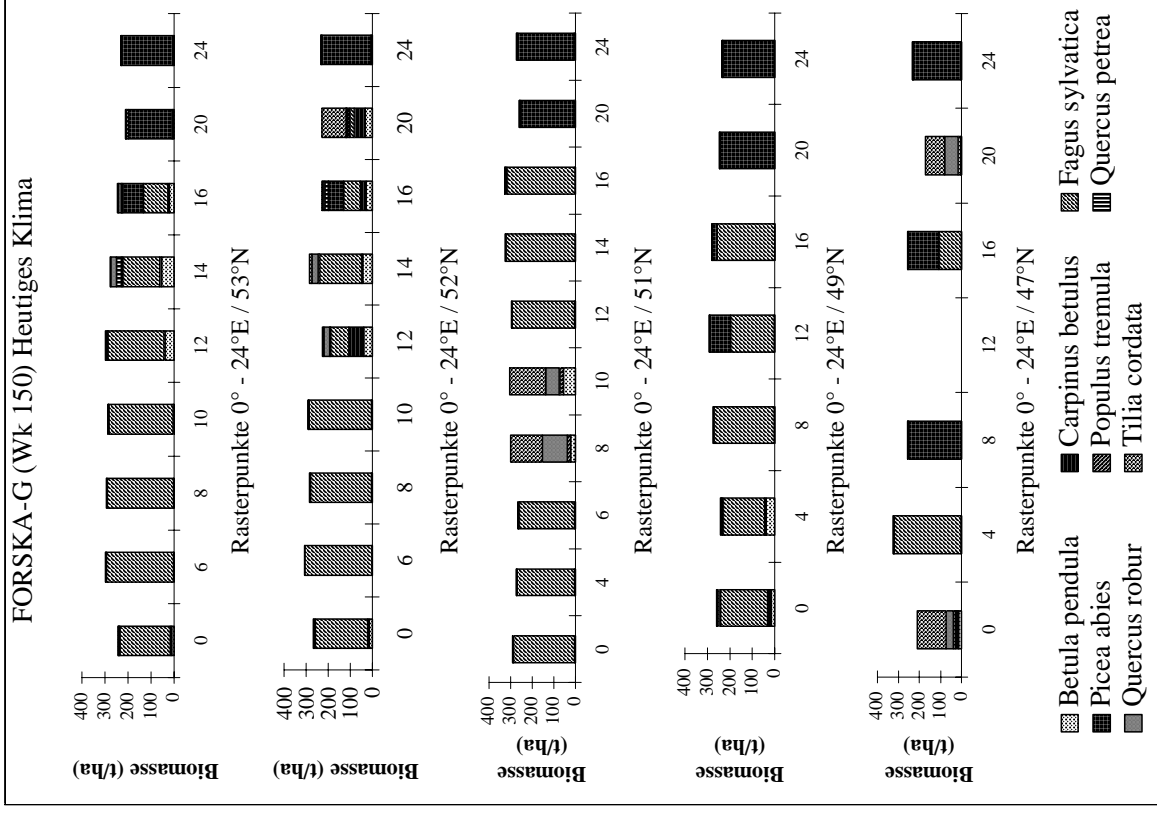


Abb. 7: Simulierte Gleichgewichts-Baumartenzusammensetzungen und Biomassen an 42 Gitterpunkten in Mittel- und Osteuropa unter heutigem Klima. FORSKA-G, Wk 150, Mittelwerte der Simulationsjahre 1000-1200 von 50 Wiederholungen

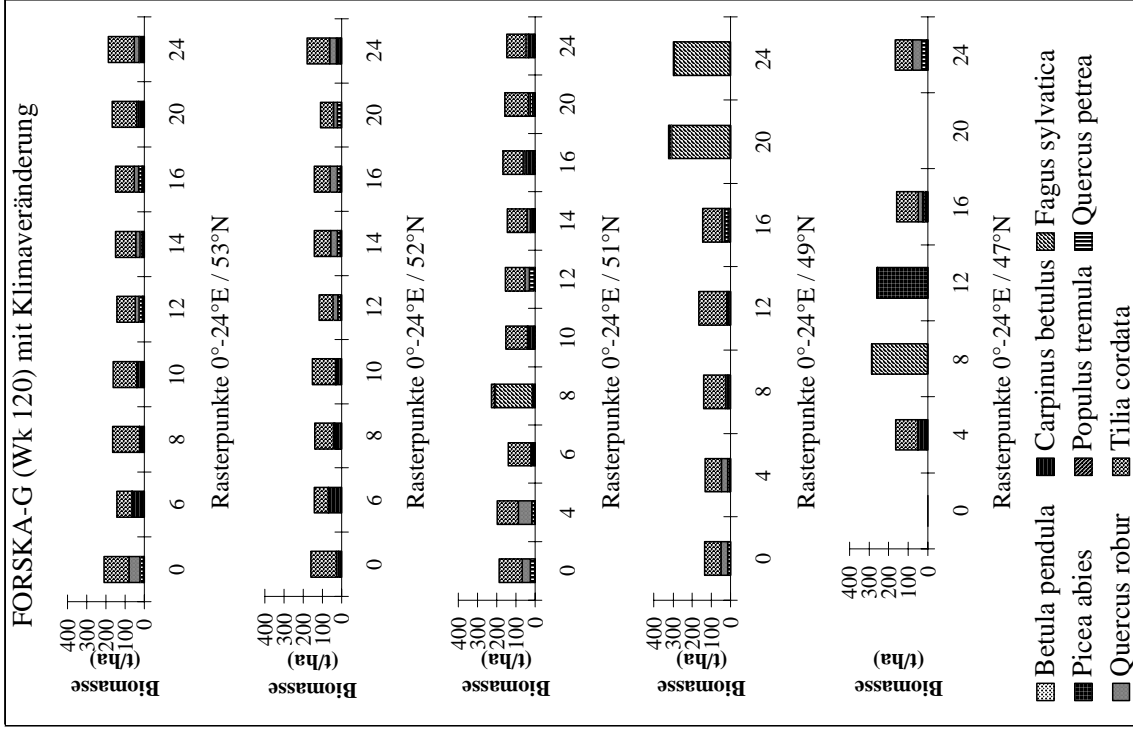


Abb. 8: Simulierte Gleichgewichts-Baumartenzusammensetzungen und Biomassen an 42 Gitterpunkten in Mittel- und Osteuropa unter einem Klimaänderungsszenario (ECHAM3 des Max-Planck-Instituts für Meteorologie, Hamburg). FORSKA-G, Wk 120, Mittelwerte der Simulationsjahre 1000-1200 von 50 Wiederholungen

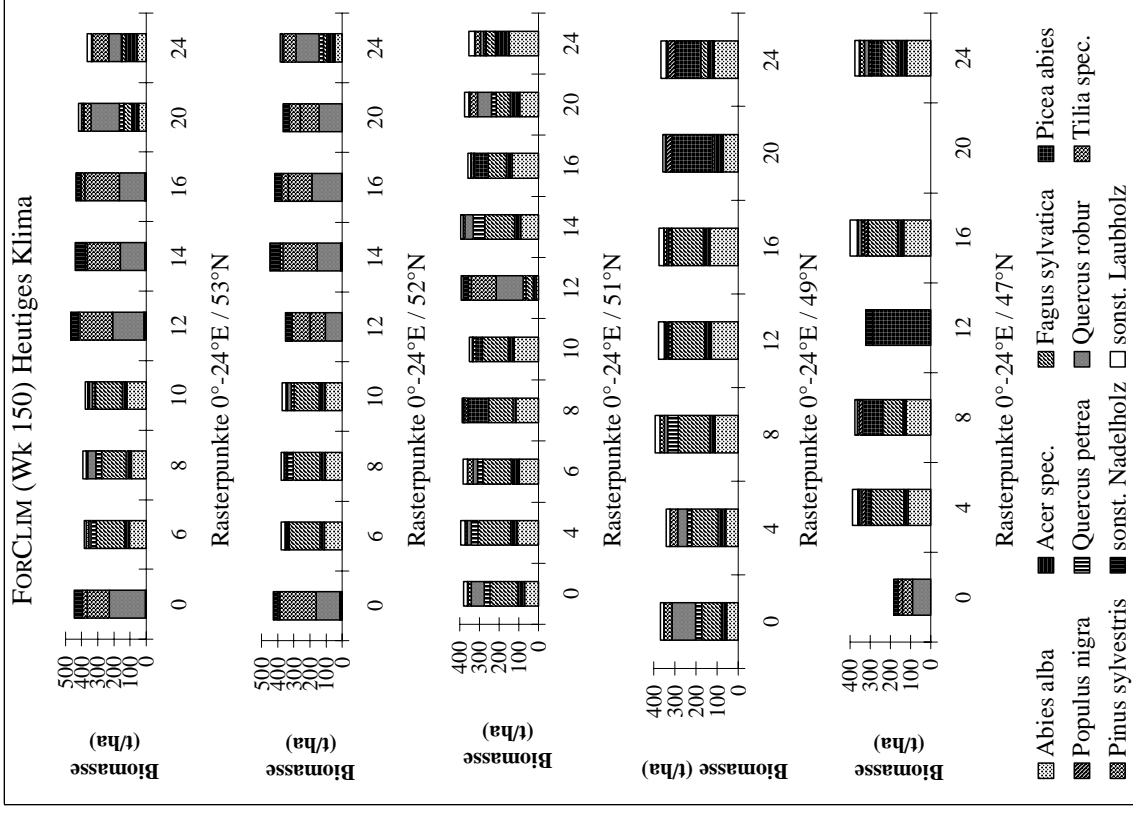


Abb. 9: Vom Modell FORCLIM simulierte Gleichgewichts-Baumartenzusammensetzungen und Biomassen unter gleichen Rahmenbedingungen wie bei der FORSKA-G Simulation in Abb. 7. Heutiges Klima, Wk 150.

2.3 Regionale Modellanwendung im Land Brandenburg⁸

Die weit überwiegende Zahl der bisherigen Anwendungen von Sukzessionsmodellen beschränkte sich entweder auf die Simulation an Einzelstandorten (z.B. Botkin *et al.* 1972; Shugart 1984; Prentice *et al.* 1993) oder an Standorten in unterschiedlichen Waldzonen entlang von Transekten (z.B. Solomon 1986; Kienast & Kuhn 1989b). Neben den großräumigen Veränderungen der Wachstumsbedingungen, die auch im letzten Kapitel im Vordergrund standen, variieren aber regional Standort und Klima ebenfalls so deutlich, daß es zur Ausprägung unterschiedlicher natürlicher Waldgesellschaften und somit auch zu unterschiedlichen Bewirtschaftungsbedingungen in der Forstwirtschaft kommt. Von der regionalen Standortvariabilität wird auch die Sensibilität gegenüber Klimaänderungen beeinflußt, denn Standorte mit guter Wasserversorgung können z.B. eine erhöhte Sommertrockenheit besser ausgleichen als bodenphysikalisch ungünstigere Standorte.

Der Schritt vom Punkt in die Fläche erfordert einige methodische Anpassungen:

- Im Simulationsmodell müssen für die Waldentwicklungsdynamik bedeutsame Einflußgrößen explizit abgebildet werden, wenn sie regional unterschiedlich ausgeprägt sind (vgl. Luxmoore *et al.* 1991).
- Der Datenbedarf ist wesentlich größer und schwieriger bereitzustellen, weil manche Daten (z.B. Klimadaten) nicht flächendeckend gemessen werden und deshalb über Interpolationsverfahren bestimmt werden müssen.
- Die rechentechnische Umsetzung der Simulationsläufe und der Resultatverarbeitung muß mit zunehmender Anzahl von Raumeinheiten effektiver gestaltet werden.
- Auch die Darstellung der Ergebnisse muß aggregiert erfolgen, weil nur eine begrenzte Anzahl von Einzelinformationen interpretiert werden kann.

2.3.1 Methoden der regionalen Modellanwendung

2.3.1.1 Modellerweiterung für die regionale Anwendung im Land Brandenburg

Wasserverfügbarkeit und Nährstoffversorgung sind in Brandenburg wichtige Standortfaktoren, die regional stark variieren und bei realistischen Simulationsexperimenten berücksichtigt werden sollten. Während bei den Modellstudien entlang von regionalen oder kontinentalen klimatischen Gradienten die Bodenparameter nicht variiert wurden, ist bei der flächendeckenden Modellanwendung diese Vereinfachung nicht mehr aufrecht zu halten. Da insbesondere außerhalb des natürlichen Buchenvorkommens in Brandenburg die Baumartenzusammensetzung sehr stark von der Standortqualität beeinflußt wird, wurden Ansätze gesucht, um diese Variabilität auch in FORSKA-G abbilden zu können.

Modellierung der Nährstoffversorgung als Konkurrenzfaktor in Sukzessionsmodellen

Ein in vielen Sukzessionsmodellen (LINKAGES (Pastor & Post 1985), SIMA (Kellomäki *et al.* 1992) und FORCLIM (Bugmann 1994)) verwendeter Ansatz geht auf die Arbeit von Aber *et al.* (1979) zurück, in der basierend auf alten Düngeversuchen von Mitchell & Chandler (1939) für drei Baumklassen mit unterschiedlicher Stickstoffmangeltoleranz Wachstumsfaktoren abgeleitet wurden. Grundlage der neu in FORSKA-G implementierten Stickstoffwirkungsfunktion ist die von Bugmann (1994) verwendete Gleichung zur Berechnung des Wachstumsreduktionsfaktors **snitm_x**:

⁸Dieses Kapitel stellt Ergebnisse vor, die im Rahmen der Brandenburgstudie (Stock & Toth 1996) erarbeitet wurden. Teile hieraus wurden bereits in Bugmann, Grote, Lasch, Lindner & Suckow (1996) und Lindner, Bugmann, Lasch, Flechsig & Cramer (1997) dargestellt.

$$\text{snitm}x(\text{ntc}) = 1 - \exp^{-a(\text{ntc}) * (\text{avln} - b(\text{ntc}))} \quad (1)$$

mit **avln**, Nährstoffverfügbarkeit am Standort (kg mineralisierter Stickstoff pro ha und Jahr), **ntc**, Stickstoffmangeltoleranzklasse, **a** und **b**, Parameter.

Tab. 2: Einteilung der Mitteleuropäischen Baumarten in Stickstoffmangeltoleranzklassen sowie Parameterwerte der Nährstoffwirkungsfunktion (1)

Toleranz- klasse	Charakterisierung der Baumartengruppen	Parameter in Gleichung (1)	
		a	b
Typ 1	sehr weite Standortsamplitude, besiedelt sogar sehr nährstoffarme Extremstandorte und zeigt gutes Wachstum auf nährstoffarmen Standorten (Kiefer, Birke)	0.019	2.5
Typ 2	weite Standortsamplitude, besiedelt (auch) nährstoffarme Standorte bei schlechterer relativer Wuchsleistung (Eichen, Fichte, Buche, Zitterpappel)	0.019	10
Typ 3	mittlere Standortsamplitude, mäßige Nährstoffansprüche (Tanne, Erle, Kastanie)	0.020	20
Typ 4	zwischen 3 und 5 (Bergahorn, Hainbuche, Winterlinde)	0.022	35
Typ 5	enge Standortsamplitude, hohe Nährstoffansprüche, (Spitzahorn, Esche, Ulme, Sommerlinde)	0.024	50

Aufgrund einer Studie der forstlichen Fachliteratur (u.a. Ellenberg 1977; Ellenberg 1986; Röhrig & Bartsch 1992; Anonymus 1993) über den Nährstoffbedarf der mitteleuropäischen Baumarten wurden fünf statt drei Toleranzklassen unterschieden (Tab. 2 und Abb. 10), um die unterschiedlichen Reaktionsmuster der Arten besser zu differenzieren. Die Differenzierung erfolgt nach dem Verhalten auf den schlechteren Standorten der Standortsamplitude, da angenommen werden kann, daß auf guten Standorten alle Baumarten gutes Wachstum zeigen. Der Parameter b entspricht der minimalen Stickstoffverfügbarkeit, die von einer Baumart zum Wachstum benötigt wird, und a wurde so kalibriert, daß alle Baumarten bei einer Stickstoffverfügbarkeit von 200 kg N pro ha und Jahr optimales Wachstum zeigen.

Der Bodennährstoff-Multiplikator beeinflusst sowohl das Wachstum als auch die Verjüngung der Bäume. Die Verknüpfung mit anderen Umweltwirkungsfaktoren erfolgt bei der Verjüngung multiplikativ. Beim Wachstum erschien es dagegen sinnvoller, den Multiplikator mit dem Standortsproduktionspotential-Faktor zu verknüpfen, da dieser u.a. ebenfalls Nährstoffunterschiede reflektieren soll. Um nicht durch Multiplikation eine weitere Reduktion der simulierten Biomasse zu erhalten,

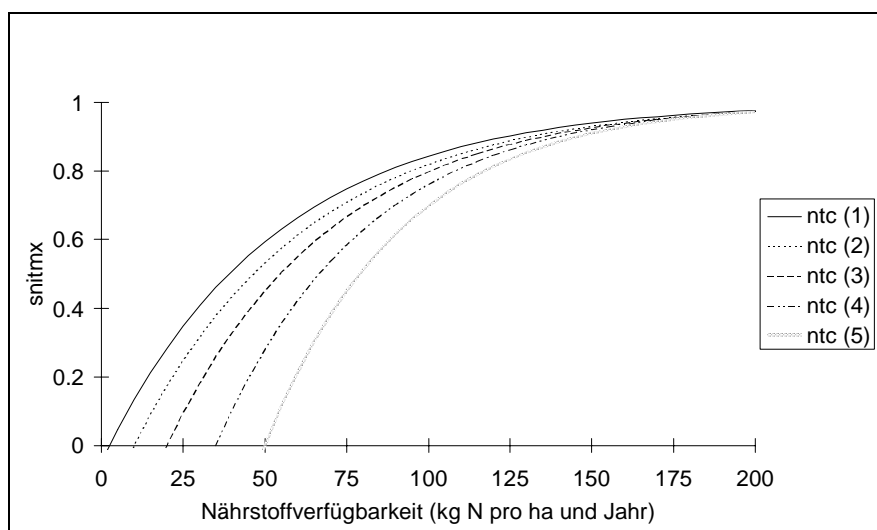


Abb. 10: Die in FORSKA-G implementierte Stickstoffwirkungsfunktion $\text{snitm}x$ mit fünf unterschiedlichen Reaktionsklassen (ntc1 bis ntc5)

wurde eine Minimumverknüpfung dieser beiden Standorts/Nährstofffaktoren gewählt (siehe Botkin 1993 für eine Diskussion unterschiedlicher Verknüpfungen von Umweltwirkungsfunktionen in Waldsukzessionsmodellen).

Zuordnung von Nährstoffwerten zu Bodentypen

In der verwendeten Bodenkarte BÜK 1000 der BGR⁹ stammen die Profilbeschreibungen der Bodentypen aus einer Landwirtschaftlichen Datenbank. Aufgrund der in der Landwirtschaft üblichen Düngung konnten die Angaben über die Stickstoffversorgung der Böden nicht auf

Tab. 3: Geschätzte Werte des verfügbaren Stickstoffs (N_{\min} in kg/ha und Jahr) für unterschiedliche Standortsklassen nach Kopp (1994)

Standorts-Nährkraftstufe	N_{\min} (kg/ha und Jahr)
A	(10... <u>15</u> ...20)
Z	(17.5... <u>25</u> ...32.5)
M	(25... <u>45</u> ...65)
K	(50... <u>75</u> ...100)
R	(80... <u>120</u> ...>200)

Waldstandorte übertragen werden. Statt dessen mußten Transferfunktionen erstellt werden, um die fehlenden Angaben basierend auf Literaturwerten zu berechnen: Nach Kopp (1994) wurden den Bodentypen Standorts-Nährkraftstufen zugeordnet. Anschließend wurden in Abhängigkeit der Standortsnährstoffversorgung die Wuchsleistung und die in Tab. 3 zusammengestellten N_{\min} -Werte abgeschätzt, basierend auf Arbeiten von Ellenberg (1977), Heinsdorf & Tölle (1991) und Zöttl (1960).

Modellierung der Wirkung von Wassersättigung auf grundwassernahen Standorten

Ein weiterer im Land Brandenburg regional wichtiger Standortfaktor ist der Grundwasserflurabstand. Über 20 % der Fläche liegen in Niederungen und Flußtälern mit natürlicherweise hoch anstehendem Grundwasser. Ein großer Teil dieser Standorte wurde zwar in der Vergangenheit anthropogen durch Entwässerung, Melioration und Umwandlung in landwirtschaftliche Nutzflächen stark verändert. Potentiell würden aber auf den meisten Standorten ohne die Entwässerungsmaßnahmen die Grundwasserspiegel wieder ansteigen, was für die potentielle natürliche Waldvegetation von großer Bedeutung wäre. Da nur wenige Baumarten Wassersättigung im Boden durch hoch anstehendes Grundwasser oder Überflutung tolerieren können, dominieren auf solchen Standorten Baumarten, die ansonsten nicht konkurrenzfähig sind gegenüber den Klimaxbaumarten der grundwasserfernen Standorten. In den ersten Simulationsstudien für das Land Brandenburg konnten solche Effekte von den beiden Sukzessionsmodellen FORSKA-G und FORCLIM nicht abgebildet werden (Bugmann *et al.* 1996a). Inzwischen wurde in beiden Modellen eine einfache Wirkungsfunktion implementiert, die in Anlehnung an eine Funktion im Modell JABOWA II (Botkin 1993) das Wachstum der gegenüber Wassersättigung sensitiven Baumarten in Abhängigkeit vom mittleren Grundwasserflurabstand reduziert (Lasch *et al.* in Vorb.).

Modifiziertes Bodenmodell

Für die regionalen Modellanwendungen mit der Stauwasserwirkungsfunktion wurde das Bodenmodell in FORSKA-G durch ein detaillierteres Modell ersetzt, in dem der Wasserhaushalt in mehreren Schichten simuliert wird. Das Modell wurde ursprünglich für das Kiefernökosystemmodell FORSANA entwickelt (Bellmann *et al.* 1997a; Grote & Suckow (eingereicht)) und ermöglicht eine verbesserte Simulation der Wasserverfügbarkeit, insbesondere in Verbindung mit zeitlich höher aufgelösten Klimadaten (Lasch *et al.* im Druck).

⁹Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Außenstelle Berlin

2.3.1.2 Standorts- und Klimadaten

In einem Geographischen Informationssystem (GIS) wurden Standortdaten aus der digitalen Bodenkarte mit einer Karte der Grundwasserflurabstände und Klimadaten verschnitten. Die Klimadaten wurden in einem 10 km x 10 km Gitter zur Verfügung gestellt, basierend auf einer Methode von Cramer *et al.* (in Vorb.), bei der langjährige Mittelwerte von Wetterstationen mittels mehrdimensionaler Splinefunktionen auf die entsprechenden X, Y, und Z- Koordinaten des 10 x 10 km Gitters interpoliert werden. Die Bodenkarte im Maßstab 1: 1 000 000 unterscheidet für das Land Brandenburg (mit Berlin) insgesamt 22 vorkommende Bodentypen. Für jeden Bodentyp wurden aus Profilbeschreibungen Standortparameter wie die maximal verfügbare Bodenwasserkapazität (W_k) bestimmt. Da keine Informationen über die jeweilige Durchwurzelungstiefe vorliegen, wurde W_k für alle Bodentypen einheitlich auf einen Meter Tiefe bezogen. Die einzige Ausnahme bildete der Bodentyp Niedermoor, für den bei dieser Bezugstiefe ein extrem großer Wert über 600 mm entstand. Weil im Niedermoor das hoch anstehende Grundwasser die Durchwurzelung begrenzt, erscheint in diesem Fall die Annahme von 1 Meter Durchwurzelungstiefe recht unwahrscheinlich, und der entsprechende Wert wurde auf die Hälfte reduziert.

Im Rahmen der Brandenburgstudie (Stock & Toth 1996) wurden von der Abteilung Klimaforschung des PIK verschiedene Klimaszenarien bereitgestellt. Hier werden zwei Klimaszenarien verwendet, die nach der Methode von Gerstengarbe und Werner (1996) für die Station Potsdam berechnet wurden und einem mittleren Temperaturanstieg von 1,5 (Szenarium S2C) bzw. 3 Kelvin (Szenarium S3C) entsprechen. Die Methode verwendet ein multivariates statistisches Verfahren, um mit langjährigen Beobachtungsdaten neue, in sich konsistente meteorologische Reihen zu erstellen, die den langfristigen Klimaveränderungstrend aus globalen Klimamodellen widerspiegeln. Da FORSKA-G in der regionalen Modellanwendung keine Zeitreihen verarbeiten kann, wurden langjährige Mittelwerte aus den Zeitreihen berechnet. Unter der Annahme räumlich nicht differenzierter Klimaveränderungen wurden Gleichgewichtsklimaszenarien für das Land Brandenburg erzeugt, indem die Differenzen zwischen den Mittelwerten des heutigen Klimas und der Klimaszenarien für die Station Potsdam als Anomalie zu den räumlich interpolierten Klimadaten des heutigen Klimas addiert wurden.

2.3.1.3 Modellimplementierung und Ergebnisdarstellung

Die Realisierung der Einzelpunktsimulationen erfolgte auf dem IBM-Parallelrechner sp2 am PIK. Zu diesem Zweck wurde FORSKA-G in die am Institut entwickelte Simulationssoftware SPRINT-S (Flechsigg 1995) eingebettet, die automatisch die Rechnungen auf verfügbare Rechnerknoten verteilt und parallel abarbeitet. Mit dieser Methode ist es möglich, sehr viele Einzelsimulationen effizient zu rechnen. Die Simulationsergebnisse können von einem GIS eingelesen und flächenhaft dargestellt werden. An jedem simulierten Einzelpunkt wird im Modell eine Gleichgewichtsartenzusammensetzung als Mittelwert der Simulationsjahre 400-600 (Simulationszeit pro Gitterpunkt 600 Jahre) von 50 Wiederholungen bestimmt. Da eine Interpretation von mehreren Hundert Einzelpunkten nicht mehr individuell möglich ist, wurde die mittlere Artenzusammensetzung nach den Baumarten mit dem größten Anteil an der simulierten Biomasse klassifiziert. Unterschieden werden dabei in einem an das Verfahren in der Bundeswaldinventur (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1992) angelehnten Klassifikationsalgorithmus die 28 in Tab. 4 dargestellten Waldtypen. Die Typen werden jeweils nach der Hauptbaumart benannt. Bei einem Mischungsanteil der Hauptbaumart über 90% wird der Bestand als Reinbestand charakterisiert, darunter wird die zweitwichtigste Baumart zur Charakterisierung des Mischbestandes herangezogen. Außer den Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche werden alle sonstigen Baumarten zu Baumartengruppen zusammengefaßt. Unter 5 m³ Biomasse pro ha wird die Fläche als Freifläche ausgeschieden.

Tab. 4: Übersicht der Waldtypen-Klassifikation bei regionalen Modellanwendungen

ID	Waldtypen	ID	Waldtypen
10	Fichten-Reinbestand	154	Eichen-Sonstige Laubhölzer (mit hoher Lebensdauer)-Mischbestand
20	Fichten-Laubholz-Mischbestand	155	Eichen-Nadelholz-Mischbestand
25	Fichten-Nadelholz-Mischbestand	157	Eichen-Kiefern-Mischbestand
40	Kiefern-Reinbestand	180	Sonstiger Laubholzbestand (niedrige Lebensdauer)
50	Kiefern-Laubholz-Mischbestand	185	Sonstiger Laubholz-Mischbestand (niedrige Lebensdauer)
52	Kiefern-Eichen-Mischbestand	190	Sonstiger Laubholzbestand (hohe Lebensdauer)
55	Kiefern-Nadelholz-Mischbestand	191	Hartlaub-Auenwald (Ulme-Esche)
90	Sonstiger Nadelholz-Bestand	195	Sonstiger Laubholz-Mischbestand (hohe Lebensdauer)
100	Nadelholz-Mischbestand	200	Laubholz Mischwald
110	Buchen-Reinbestand	250	sonst. Mischwald
120	Buchen-Laubholz-Mischbestand	300	Freifläche
122	Buchen-Eichen-Mischbestand		
125	Buchen-Nadelholz-Mischbestand		
140	Eichen-Reinbestand		
150	Eichen-Laubholz-Mischbestand		
151	Eichen-Buchen-Mischbestand		

2.3.2 Ergebnisse

Die in Abb. 11 dargestellten Ergebnisse für das heutige Klima zeigen reine Buchenwälder und von der Buche geprägte Mischwälder als dominierenden Waldtyp in der simulierten PNV von Brandenburg. Auf grundwassernahen Standorten der Niederungen und Flußtäler werden Erlen- und Ulmen-Eschenwälder simuliert, und nur in klimatisch trockenen Regionen in Verbindung mit geringer Bodenwasserkapazität treten Lindenwälder und andere Laubmischwaldtypen in Erscheinung. Verglichen mit der Karte der PNV (Abb. 12) sind diese Ergebnisse wesentlich realistischer als in den ersten Resultaten der Brandenburgstudie (Bugmann *et al.* 1996a). Das Verbreitungsgebiet der Buche wird aber weiterhin deutlich überschätzt, wahrscheinlich weil das FORSKA-G-Bodenmodell für die aus der Bodenkarte der BGR abgeleiteten Bodenwasserkapazitäten in Verbindung mit den langjährigen Klimamittelwerten den Trockenstreß der Buche zu niedrig simuliert (Lasch & Lindner 1995b; Lindner *et al.* 1996).

Die beiden untersuchten Klimaänderungsszenarien zeigen einen Trend in Richtung eines wärmeren und in der Wasserbilanz etwas trockeneren Klimas, obwohl die Niederschläge in der Jahressumme ebenfalls leicht ansteigen. Abb. 13 zeigt einen entsprechenden Trend in der simulierten Baumartenzusammensetzung zu wärmeliebenden Laubmischwäldern auf den besseren und Kiefern-mischwäldern auf den ärmeren Standorten.

2.3.3 Diskussion

2.3.3.1 Simulation der regional vorkommenden Waldgesellschaften

Waldsukzessionsmodelle wurden in der Vergangenheit fast ausschließlich an Einzelstandorten angewendet. Die einzigen raumbezogenen Anwendungen untersuchten Nachbarschaftsbeziehungen zwischen angrenzenden Kleinflächen und ließen Standortunterschiede außer Betracht (Urban *et al.* 1991; Bossel & Krieger 1994). In regionalen Modellanwendungen müssen von den Modellen im Vergleich zu Einzelpunktrechnungen zusätzliche Informationen abgebildet werden, um die Hetero-

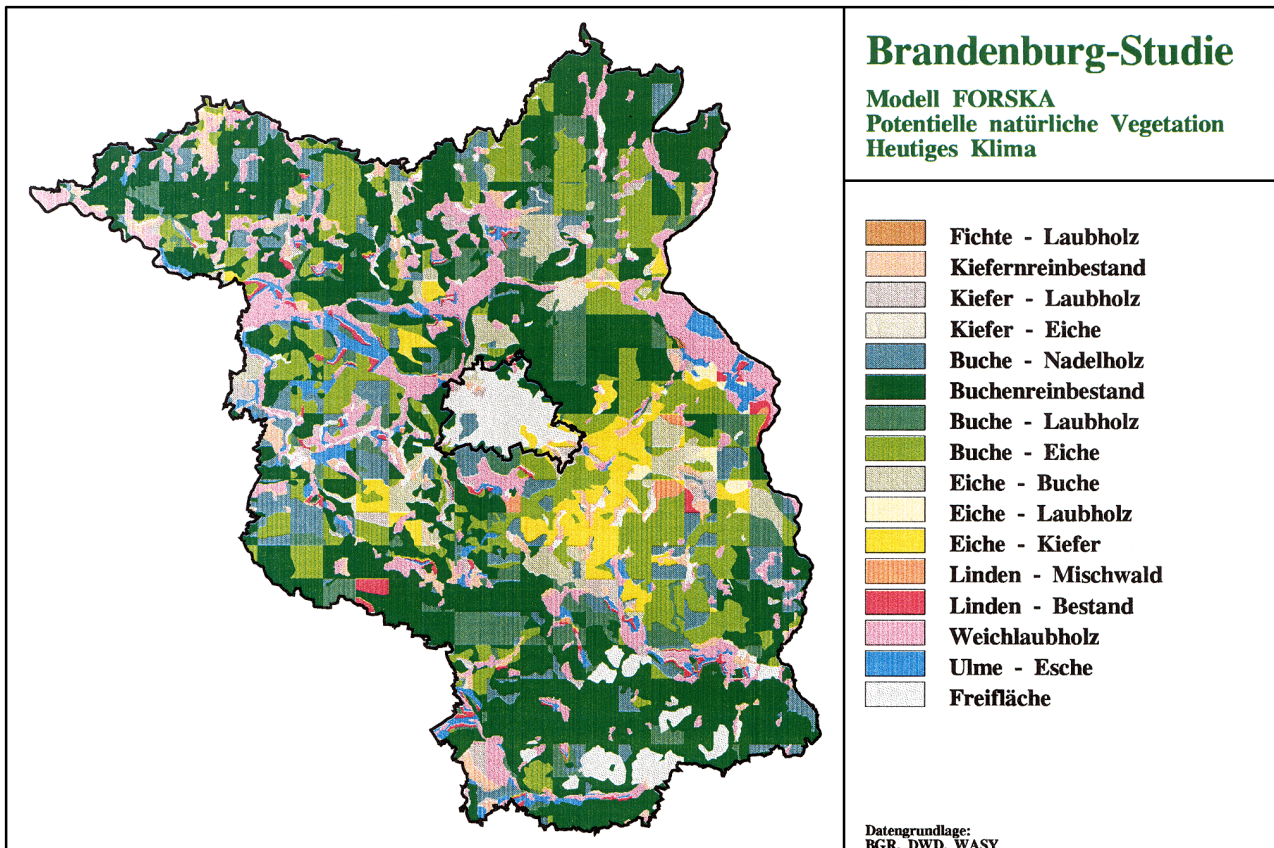


Abb. 11: Simulierte potentielle natürliche Vegetation im Land Brandenburg, FORSKA-G, heutiges Klima.

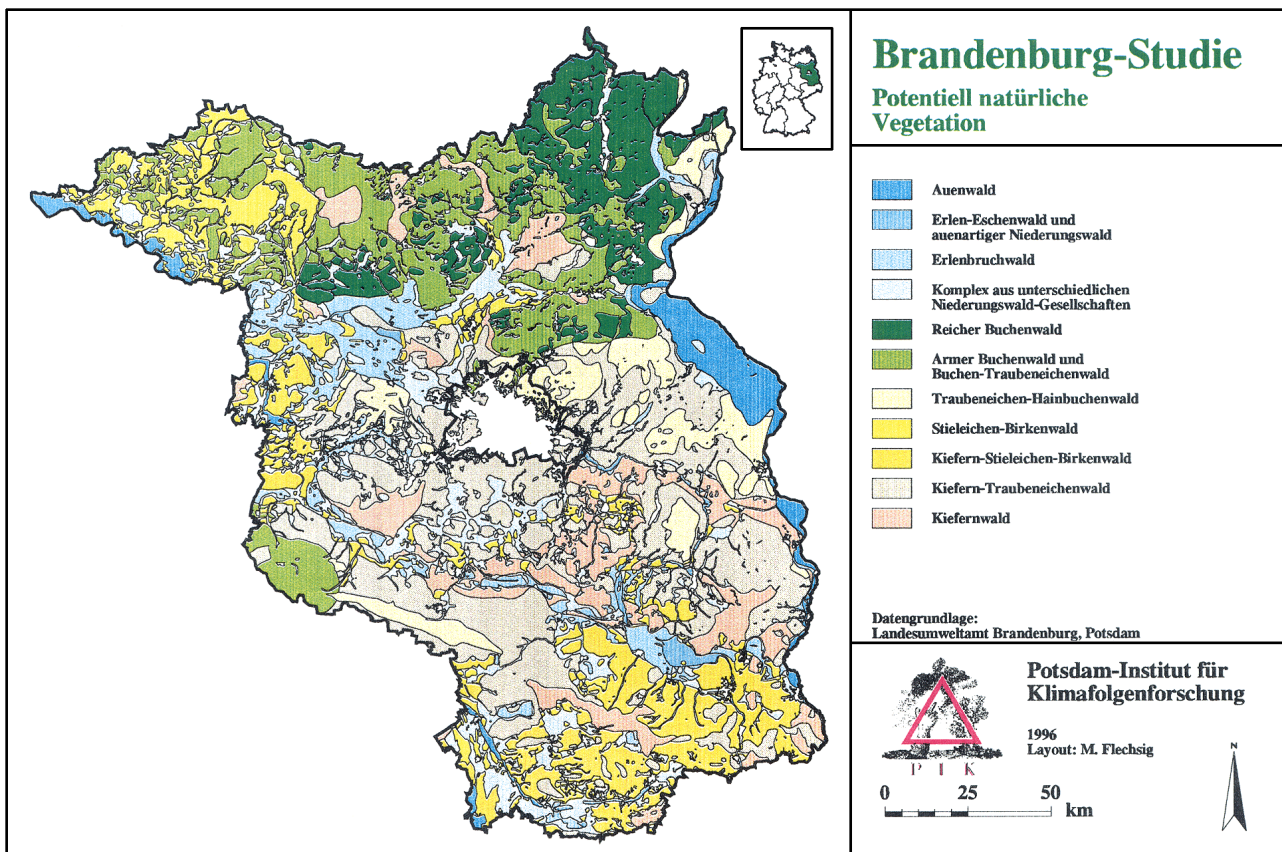


Abb. 12: Karte der potentiellen natürlichen Vegetation im Land Brandenburg nach Krausch (1993)

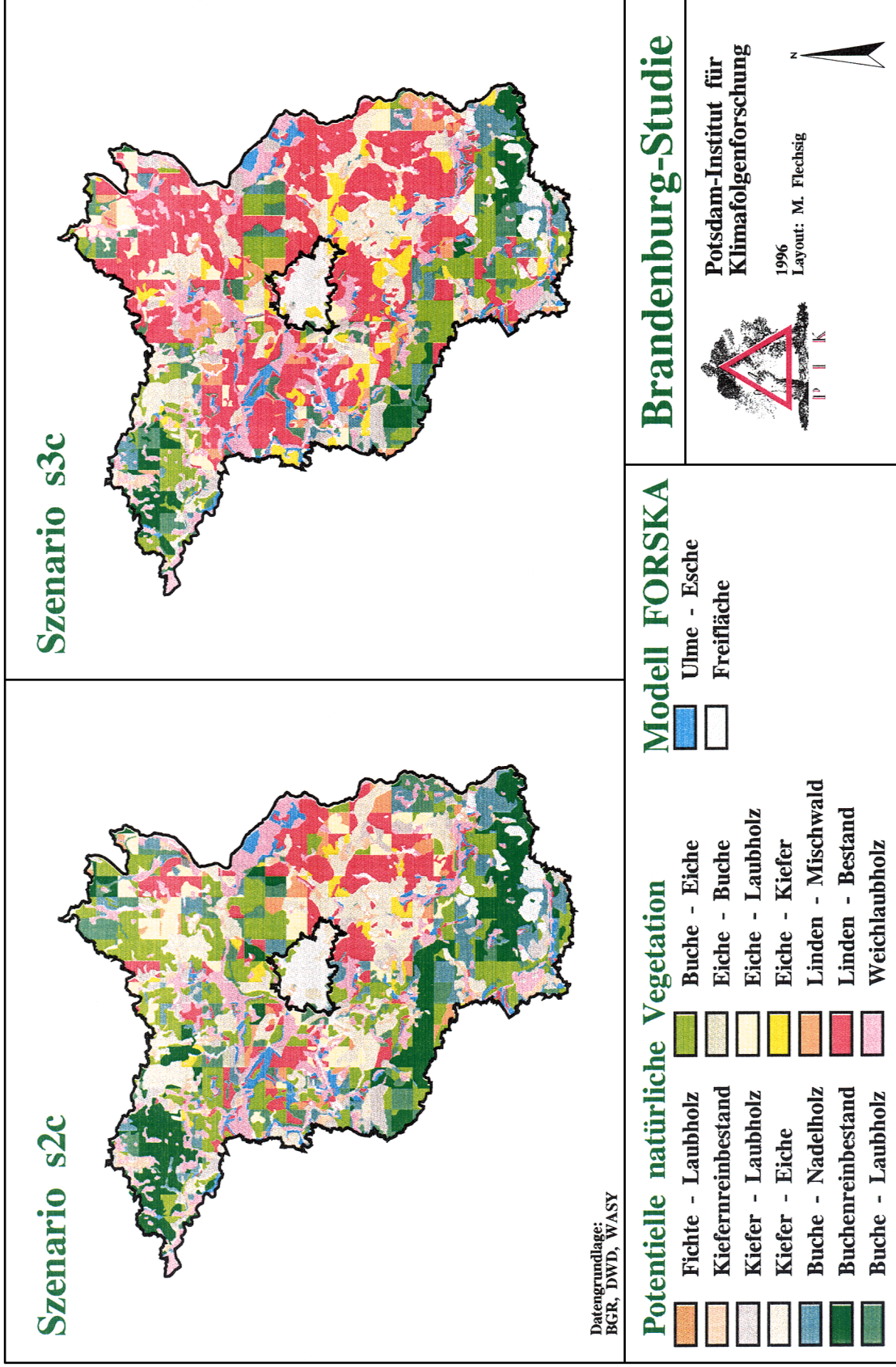


Abb. 13: Simulierte Auswirkungen von 2 Klimaänderungsszenarien auf die potentielle natürliche Vegetation im Land Brandenburg, FORSKA-G, Szenario S2C entspricht einer mittleren Temperaturerhöhung von 1,5 K, Szenario S3C entspricht einer mittleren Temperaturerhöhung von 3,0 K.

genität der Landschaft widerzuspiegeln (Luxmoore *et al.* 1991). Bei der Modellanwendung im Land Brandenburg wurden räumlich differenzierte Klimainformationen, Wasserhaltekapazität und Nährstoffversorgung der Böden sowie der Grundwasserflurabstand berücksichtigt, um die regional vorkommenden Waldgesellschaften zu simulieren. Die simulierten regionalen Muster der natürlichen Waldgesellschaften bilden charakteristische naturräumliche Unterschiede gut ab, und wir schließen daraus, daß grundsätzlich mit Waldsukzessionsmodellen aussagekräftige Resultate bei regionalen Modellanwendungen erzielt werden können.

Im quantitativen Vergleich mit der Karte der PNV sind Abweichungen zwischen Modellresultaten von FORSKA-G und der zu erwartenden PNV offensichtlich. Diese sind nicht allein bedingt durch die bereits mehrfach genannte mangelhafte Abbildung des Klimagradienten im Land Brandenburg. Einige Unterschiede lassen sich auch durch die unterschiedlichen zugrundeliegenden Klassifikationen erklären. Die PNV basiert auf einer vegetationskundlichen Einteilung ohne Berücksichtigung der Baumartenanteile. So können beispielsweise Kiefern-Eichen-Wälder von der Eiche dominiert sein. Außerdem werden aufgrund floristischer Charakteristika reiche Buchenwälder von armen Buchenwaldgesellschaften (zu denen auch Buchen-Eichen-Mischwälder zählen) unterschieden.

2.3.3.2 Robustere Aussagen durch Modellvergleiche

Auch im Rahmen der regionalen Modellanwendung wurden die Ergebnisse von FORSKA-G mit FORCLIM-Resultaten verglichen (Lindner *et al.* 1997a). Beide Modelle basieren auf der seit JABOWA (Botkin *et al.* 1972) in Waldsukzessionsmodellen verwendeten „gap-dynamics“ Theorie von Watt (1947), unterscheiden sich ansonsten aber recht deutlich in sehr vielen Modellansätzen und haben ihre charakteristischen Stärken und Schwächen: Während die verwendete Version von FORSKA-G langjährige Monatsmittelwerte als Klimatriebkraft benutzt, ist in FORCLIM ein Wettergenerator implementiert, um aus langjährigen Mittelwerten und der Standardabweichung für Temperatur und Niederschlag annuell variable Zeitreihen der benötigten Klimagrößen zu erzeugen. Aufgrund der fehlenden Abbildung der Klimavariabilität überschätzt FORSKA-G die Verbreitung der Buche im subkontinentalen Klima. Die mit FORCLIM simulierte Buchenverbreitung erscheint dagegen realistischer, im Vergleich mit der Karte der PNV überschätzt allerdings auch FORCLIM etwas die Verbreitung im Süden Brandenburgs. Ein weiterer charakteristischer Unterschied zwischen den Modellen liegt darin, daß FORCLIM dazu tendiert, auf allen Standorten Mischwälder mit mehreren beteiligten Baumarten zu simulieren, auch auf Standorten, die in der Natur, wie auch in den FORSKA-Simulationsresultaten, von einer Baumart dominiert werden (in Brandenburg z.B. Buche im maritimen Klimabereich oder Kiefer auf nährstoffarmen Sandböden). Trotz solcher modellspezifischer Unterschiede werden von beiden Modellen qualitativ sehr ähnliche Effekte mit den untersuchten Klimaänderungsszenarien simuliert, und es kann daraus geschlossen werden, daß die Richtung und Größenordnung der simulierten Veränderungen weitgehend modellunabhängig und in erster Linie auf die tatsächliche Sensitivität der untersuchten Waldökosysteme zurückzuführen ist.

2.3.3.3 Sensitivität Brandenburger Wälder gegenüber Klimaveränderungen

Sowohl die Unsicherheiten über die regionale Ausprägung der erwarteten Klimaveränderungen als auch die Defizite der aktuell verfügbaren Waldsukzessionsmodelle lassen auf absehbare Zeit keine Prognosen über die wahrscheinliche Waldentwicklung unter verändertem Klima zu. Dennoch ist es nützlich, mit den derzeit verfügbaren Methoden und Klimaszenarien mögliche Entwicklungstrends zu analysieren, um die Sensitivität der Wälder gegenüber Klimaveränderungen abzuschätzen.

Aufgrund der Lage Brandenburgs im klimatischen Übergangsraum mit einem Gradienten abnehmender Wasserverfügbarkeit werden die Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die potentielle natürliche Waldzusammensetzung stark von der Höhe und der Verteilung der Niederschläge im veränderten Klima beeinflusst. Anwendungen von Waldsukzessionsmodellen an solchen Umweltgradienten haben gezeigt, daß die Modelle generell die Reaktion der Pflanzengesellschaften auf

eine abnehmende Wasserverfügbarkeit gut abbilden können (Smith & Huston 1989; Bugmann 1994). Allerdings sind die bereits in Kapitel 2.2.1.2 angesprochenen Schwellwerteffekte zu beachten, die am Rande der ökologischen Nische einer Baumart zu einer überschätzten Sensitivität gegenüber kleinen Änderungen der Wasserverfügbarkeit führen können (Bugmann 1994; Lasch & Lindner 1995a). Diese Schwäche der meisten gegenwärtig verfügbaren Waldsukzessionsmodelle ist bei der Interpretation von Simulationsresultaten unbedingt zu berücksichtigen.

Die Klimaszenarien, die bei den ersten Simulationsstudien im Rahmen der Brandenburgstudie verwendet wurden (Stock & Toth 1996), variierten besonders stark in der Niederschlagshöhe, während die Temperaturveränderungen relativ gering ausfielen. Dies führte zu sehr ausgeprägten Unterschieden in der simulierten potentiellen natürlichen Baumartenzusammensetzung für die verschiedenen Szenarien (Bugmann *et al.* 1996a). Die hier verwendeten neueren Klimaszenarien unterscheiden sich dagegen deutlicher in der Temperaturzunahme, während die Niederschläge nur unwesentlich vom heutigen Klima abweichen. Die simulierten Auswirkungen für die Wälder zeigen einen Trend hin zu wärmeliebenden Baumarten, die Veränderungen fallen aber weniger drastisch aus als in den früheren Szenarien, bei denen die Niederschläge bis zu 20 % reduziert waren. Bemerkenswert erscheint die Tatsache, daß sich die regionalen Muster der Baumartenverbreitung zwischen den Szenarien sehr deutlich unterscheiden können. Während insbesondere in einem warmfeuchten Klima (Szenarium 2 in Bugmann *et al.* 1996a) fast alle Standorte in Brandenburg eine PNV mit Buche und Eiche aufweisen, treten in trockeneren Klimaszenarien die regionalen Unterschiede der Nährstoffverfügbarkeit wesentlich deutlicher in Erscheinung.

2.4 Bewertung der Anwendbarkeit von FORSKA-G für die Simulation naturnaher Wälder in Mitteleuropa

Im Rahmen der in diesem Kapitel beschriebenen Modellanpassungen und -anwendungen wurde das Waldsukzessionsmodell FORSKA für mitteleuropäische Bedingungen neu parametrisiert und auf verschiedenen räumlichen Maßstabsebenen getestet. Die Anwendungsmöglichkeiten wurden insbesondere durch eine verbesserte Abbildung der standörtlichen Variabilität der Nährstoffverfügbarkeit sowie durch die Ausgabe von aggregierten Waldbestandestypen deutlich ausgeweitet. Nach unseren Kenntnissen waren die Modellanwendungen für das Land Brandenburg die ersten regionalen Modellanwendungen dieser Art mit einem Waldsukzessionsmodell. Sie lassen darauf schließen, daß Modelle wie FORSKA und FORCLIM im regionalen Maßstab angewendet werden können und dabei sinnvolle und interessante Ergebnisse erzeugt werden. Die großräumigen Modellanwendungen haben gezeigt, daß die groben Verteilungsmuster der Vegetation in Mitteleuropa von den Sukzessionsmodellen befriedigend abgebildet werden. Der Vergleich verschiedener Modelle in den jeweiligen Randbereichen der bisherigen Anwendungen hat aber verdeutlicht, daß unbedingt zusätzliche Arten aus den südlich angrenzenden Gebieten in die Modelle aufgenommen werden müssen.

In der Klimawirkungsforschung werden Modelle benötigt, die flexibel und allgemeingültig genug sind, eine realistische Waldentwicklungsdynamik mit den unterschiedlichsten Umweltverhältnissen zu simulieren. Das heutige Klima im warm-trockenen Bereich des östlichen Mitteleuropas könnte beispielsweise ein mögliches Klimaszenarium für heute humide Standorte in den deutschen Mittelgebirgen oder in Südschweden sein. Daher sollten die Modelle diese Umweltvariabilität ohne zusätzliche lokale Modellanpassung abbilden können. Es ist allerdings mit den bislang durchgeführten Studien nicht gelungen, einen einheitlichen FORSKA-Parametersatz für realistische Simulationen an den Standorten in NO-Deutschland und in Skandinavien zu finden. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die Wirkung der Umweltfaktoren auf das Wachstum der Baumarten in FORSKA noch nicht befriedigend abgebildet wird. Insbesondere die abnehmende Konkurrenzkraft der Buche entlang des Trockenheitsgradienten konnte zunächst nicht realistisch simuliert werden. Auch die unterschiedlichen Produktionsbedingungen in unterschiedlichen Klimazonen Europas werden nicht aus-

reichend abgebildet. Bei realistischen Werten in der borealen Zone sind die mit den selben Parametern simulierten Biomassen in Mitteleuropa zu gering, umgekehrt werden bei realistischen Werten in den gemäßigten Breiten im Norden zu hohe Werte simuliert.

Bei der Suche nach weiträumig anwendbaren Parametersätzen stellt sich die Frage, für welche Region ein einheitlicher Parametersatz verwendet werden kann. Grenzen müssen gesetzt werden, sobald das Modell den Gültigkeitsbereich der Zusammenhänge von Standort und Wachstum verläßt. Dieser Fall tritt ein, wenn ökologisch relevante Umwelt- und Standortfaktoren die vom Modell abbildbare Bandbreite verlassen. Aus den beschriebenen Untersuchungen kann gefolgert werden, daß die Modellierung der Wirkung bzw. Wechselwirkung der relevanten Umweltprozesse auf die Walddynamik weiter verbessert werden sollte, um das Modell flexibler und übertragbarer zu machen. Eine zweite Einschränkung erfolgt durch die Variabilität der genetischen Eigenschaften einer Art. Informationen über die Variabilität der baumartenspezifischen Parameter zwischen Populationen und Provenienzen und deren räumliche Verteilung wären notwendig, um den Parametersätzen der Arten „genetische Gültigkeitsbereiche“ zuweisen zu können.

Es wurde in der Einleitung bereits herausgestellt, daß die Forstwirtschaft nicht darauf warten kann, bis irgendwann in mehr oder weniger ferner Zukunft ein zuverlässigeres Prognoseinstrument für die Simulation der künftigen Waldentwicklung unter Klimaveränderungen verfügbar ist. Schon heute werden laufend Entscheidungen getroffen, die sich stark auf die Baumartenzusammensetzung der Wirtschaftswälder bis in das 22. Jahrhundert hinein auswirken werden. Ungeachtet der angesprochenen Grenzen und Schwächen der aktuellen Modellgeneration sind diese Modelle sehr nützlich, um die Sensitivität unserer Wälder gegenüber Klimaveränderungen abzuschätzen. Die qualitativen Simulationsergebnisse erscheinen sehr plausibel. Vorsicht ist in erster Linie geboten bei der Bewertung der quantitativen Veränderungen, insbesondere bezüglich der simulierten Produktivität der Bestände bei unterschiedlichem Klima. Bei ausreichender Berücksichtigung der Unsicherheiten der Modellresultate können die Ergebnisse eine wichtige Stütze bei der Entscheidungsfindung in der waldbaulichen Planung im Forstbetrieb bilden. Das größte Defizit für den verstärkten Einsatz von Modellen wie FORSKA-G in praxisnahen Anwendungen ist in der Beschränkung auf die Simulation von naturnahen Wäldern ohne Bewirtschaftung zu sehen. Deshalb wird in den nächsten Kapiteln versucht, durch die Abbildung von Bewirtschaftungsmaßnahmen in FORSKA diese Einschränkung der Modellanwendbarkeit aufzuheben.

3 Verbesserte Simulation von Bestandesstrukturen im Waldsukzessionsmodell FORSKA^{10,11}

3.1 Die Bedeutung der Bestandesstruktur für die Modellierung von bewirtschafteten Beständen

Durchforstungen und Einzelbaumverluste durch natürliche Störungen beeinflussen die Bestandesstruktur und die Wachstumsbedingungen für die verbleibenden Bäume in Waldbeständen. In den bisherigen Sukzessionsmodellen wirken sich solche Strukturänderungen lediglich über eine Änderung der Ressourcenverfügbarkeit (insbesondere von Licht) auf das Produktionspotential der verbliebenen Bäume aus. Das Wachstum der Bäume erfolgt nach dem gleichen Allokationsschema wie zuvor, unabhängig von der Änderung der Bestandesstruktur. Es ist in der Waldwachstumskunde

¹⁰Mehrere Abschnitte aus diesem Kapitel wurden bereits in ähnlicher Form in Lindner, Sievänen & Pretzsch (1997) publiziert.

¹¹Als Grundlage für die in diesem und den folgenden Kapiteln beschriebenen Modellweiterentwicklungen diente eine von Petra Lasch aus dem auf dem Parallelrechner implementierten Regionalmodell FORSKA-G abgeleitete PC-Version von FORSKA-G.

aber bekannt, daß Einzelbäume ihr Höhen- und Dickenwachstum in Abhängigkeit von der Bestandesdichte relativ stark modifizieren können. Bei großer Dichte wird das Höhenwachstum stärker gefördert, um im Konkurrenzkampf eine bestmögliche Position zu erhalten (möglichst nahe am Licht). Auf eine Freistellung (z. B. nach Durchforstung) reagieren Einzelbäume mit einer Förderung des Dickenwachstums, um die Einzelbaumstabilität zu erhöhen und einen möglichst großen Wachstumsraum im Bestand mit der Krone auszufüllen (Kramer 1988; Oliver & Larson 1990). Sensitivitätsuntersuchungen mit dem Modell FORSKA-G hatten dagegen gezeigt, daß durch die Annahme einer konstanten Höhen-Durchmesser-Beziehung bei geringer Bestandesdichte und nach der Entnahme von Einzelbäumen (durch Durchforstungen oder selektive Störungen - z.B. Sturmbruch) sehr unrealistische Wachstumsreaktionen der verbleibenden Individuen simuliert werden: Die Bäume wachsen ohne Konkurrenz schnell in die Höhe, bis sie maximale Dimensionen erreichen. Problematisch ist dies, weil der Höhenzuwachs verschiedener Baumarten ein ganz wesentliches Konkurrenzmerkmal ist. Werden durch Klimaveränderungen Verschiebungen der Konkurrenzverhältnisse zwischen den Arten induziert, so können diese ohne realistische Höhenwachstumssimulation nicht richtig abgebildet werden. Die Abbildung von Dichteeffekten auf den Wachstumsverlauf im Bestand ist außerdem eine wichtige Voraussetzung für die Simulation von Bewirtschaftungsmaßnahmen. Da es in Mitteleuropa fast ausschließlich mehr oder weniger stark vom Menschen beeinflusste Wälder gibt, können durch die Berücksichtigung von Bewirtschaftungsmaßnahmen die Modellaussagen für die Forstwirtschaft deutlich an Wert gewinnen, z.B. durch praxisnahe Aussagen über die Anbaufähigkeit unterschiedlicher Baumarten und -Mischungen.

3.2 Die Modellierung des Wachstums in FORSKA

Das komplette Wachstumsmodell von FORSKA ist in verschiedenen Publikationen ausführlich dokumentiert (Leemans & Prentice 1989; Prentice & Leemans 1990; Prentice *et al.* 1993). Im folgenden werden nur die wichtigsten Gleichungen kurz dargestellt, die für die Abbildung des Höhenwachstums relevant sind.

Der Nettozuwachs eines Baumes wird im Modell als Volumenindex D^2H (direkt proportional zum Stammholzvolumen) berechnet. Die Berechnung erfolgt als Bilanz zwischen der Nettoassimilation der Blätter einer Kronenschicht und der Erhaltungskosten des Splintholzes bis zu dieser Schicht, integriert über den gesamten Kronenraum:

$$d(D^2 H) / dt = bf \int_H^B S_L [m_G \Gamma P(z) - m_R r z / C] dz \quad (2)$$

D	- Durchmesser in Brusthöhe
H	- Baumhöhe
B	- Kronenansatzhöhe
S_L	- Blattfläche pro Schicht
P(z)	- potentieller Anteil der maximalen Nettoassimilationsrate in der Kronenschicht mit der Tiefe z
Γ	- Wachstumsskalierungskonstante, proportional zur maximalen Nettoassimilationsrate
m_G, m_R	- Umweltmultiplikatoren
C	- Anfangsverhältnis zwischen Blattfläche und D^2
r	- Splintholzerhaltungskosten

bf ist eine Funktion zur Begrenzung des Standortproduktionspotentials (Lasch & Lindner 1995a):

$$bf = 1 - e^{-0.01(W - W_{\max})} \quad (3)$$

W	- Gesamtholzmasse der Kleinfläche
W_{max}	- maximal mögliche Biomasse am Standort

Die Gesamtholzmasse des Bestandes, W , ist die Summe der Stammholztrockenmassen, w , die aus dem Volumenindex D^2H berechnet werden:

$$w = q D^2 H \quad (4)$$

mit dem Parameter q zur Berücksichtigung von Rohholzdichte und Stammholzform.

3.2.1 Die Höhenwachstumsfunktion in FORSKA und mögliche Alternativen

Die Zuwachsberechnung in FORSKA erfolgt zunächst als Holzmassenveränderung, die dann über vorgegebene Allometriebeziehungen in Durchmesser- und Höhenwachstum umgerechnet wird. Das Differential des Volumenindex D^2H aus Gleichung (2) entspricht:

$$\Delta(D^2 H) = 2DH\Delta D + D^2 \Delta H \quad (5)$$

Angenommen, die Zuwächse von D und H haben die Beziehung $\Delta H = f_h \Delta D$, wobei f_h eine Funktion in Abhängigkeit u.a. von Baumgröße und Standortbedingungen ist, dann kann Gleichung (5) umgeformt werden nach ΔD

$$\Delta D = \frac{\Delta(D^2 H)}{2HD + f_h D^2} \quad (6)$$

oder nach ΔH

$$\Delta H = \frac{f_h \Delta(D^2 H)}{2HD + f_h D^2} \quad (7)$$

Durch die Einführung der Abhängigkeit von Höhen- und Durchmesserwachstum kann auf diese Weise der Holzmassenzuwachs auf die Dimensionsgrößen Durchmesser und Höhe verteilt werden.

FORSKA wurde ursprünglich für unbewirtschaftete Naturwälder entwickelt, in denen die Baumhöhe als Funktion des Durchmessers geschätzt werden kann

$$H = 1.3 + (H_{\max} - 1.3)(1 - \exp[-sD / (H_{\max} - 1.3)]) \quad (8)$$

mit der maximalen Baumhöhe H_{\max} und dem Parameter s , der die Steigung der Funktion bei $D = 0$ angibt. In diesem Fall ist die Funktion f_h einfach definiert als $f_h = dH/dD$ und

$$\frac{dH}{dD} = s \exp[-sD / (H_{\max} - 1.3)] \quad (9)$$

Die meisten Waldsukzessionsmodelle nutzen ähnliche Beziehungen zwischen Höhe und Durchmesser, und folglich ist der Höhenzuwachs in diesen Modellen nur vom gegenwärtigen Durchmesser abhängig.

Um dichteabhängige Wachstumseffekte in FORSKA zu berücksichtigen, ist es notwendig, das Höhenwachstum im Modell zu modifizieren. Dabei ist es wünschenswert, daß die modifizierte Funktion auf der oben dargestellten dH/dD Gleichung aufbaut, um starke Modellveränderungen zu vermeiden. Die rechte Seite von Gleichung (9) kann auch in Abhängigkeit von H formuliert werden und lautet dann

$$\frac{dH}{dD} \Big|_{D=D(H)} = s \cdot \left(1 - \frac{H - 1.3}{H_{\max} - 1.3}\right) \quad (10)$$

$D(H)$ ist hier D als Funktion von H nach Gleichung (8). Gleichung (10) hat die zwei Parameter H_{\max} und s , wobei die maximale Baumhöhe ein artspezifischer Parameter ist, der nicht durch die Wachs-

tumskonstellation verändert werden sollte. Deshalb ersetzen wir den Parameter s durch eine Funktion $s(\mathbf{K})$, in der \mathbf{K} ein dichteabhängiger Konkurrenzindex ist:

$$f_h = s(\mathbf{K}) \left(1 - \frac{H - 1.3}{H_{\max} - 1.3}\right) \quad (11)$$

Was wäre nun ein passendes Konkurrenzmaß? Die Funktion $s(\mathbf{K})$ sollte Effekte der Bestandesdichte und der relativen Größe des Baumes im Bestand abbilden. Im folgenden werden fünf mögliche Funktionen vorgestellt, die anschließend im FORSKA-G Modell getestet werden (das modifizierte Modell wird im folgenden FORSKA-HD genannt). In allen Funktionen ist s_{\min} der minimale Wert der Funktion bei geringem Konkurrenzdruck, während e_1 und e_2 Parameter sind, die von Funktion zu Funktion unterschiedlich definiert sind.

- 1) Sievänen (1993) verwendet eine Funktion, in der f_h vom Verhältnis der Kronenansatzhöhe zur Baumhöhe abhängig ist:

$$s = s_{\min} + e_1 \frac{B}{H} \quad (12)$$

Das B/H-Verhältnis reflektiert die Bestandesdichte, denn es ist allgemein größer in dichten Beständen, und es bildet die relative Baumgröße ab, da unterdrückte Bäume größere B/H-Werte aufweisen als dominierende. Dies ist meistens der Fall in gleichaltrigen Reinbeständen, weil die Kronenansatzhöhe weniger differenziert ist als die Baumhöhe. Diese Bedingung gilt auch für gleichaltrige Reinbestände in FORSKA. Sobald auch ungleichaltrige Bestände simuliert werden sollen, müßte die Funktion modifiziert werden.

- 2) Während das B/H-Verhältnis nur langsam auf abrupte Veränderungen der Bestandesdichte nach Durchforstungen reagiert, können sich Reaktionen des Baumes in der relativen Veränderung der Kronenansatzhöhe schneller zeigen. Die entsprechende Gleichung lautet:

$$s = s_{\min} + e_1 \frac{\Delta B}{H} \quad (13)$$

Die dahinterstehende Logik bleibt unverändert: in einem dichten Bestand steigt die Kronenansatzhöhe schneller, und für kleine Bäume ist die relative Geschwindigkeit größer als für große Bäume. Wenn sich die Kronenansatzhöhe nicht verändert, dann ist der Bestand offensichtlich relativ licht, der Konkurrenzdruck niedrig und es besteht kein Anlaß für verstärktes Höhenwachstum.

- 3) Nikinmaa (1992) verwendet eine Höhenzuwachsfunction, die von der Veränderung des Strahlungsregimes im Kronenraum eines Baumes abhängig ist. Dabei wird angenommen, daß ein Baum, der Gefahr läuft unterdrückt zu werden, einen steilen Abfall der Strahlungsintensität innerhalb seiner Krone aufweist. Eine Erhöhung des Höhenwachstums ist dabei eine Strategie, der Unterdrückung durch höhere Konkurrenten entgegenzuwirken. Diese Überlegung ergibt die folgende Funktion

$$s = s_{\min} + e_1 \frac{I_o - I_u}{H_o - H_u} \quad (14)$$

wobei I_o und I_u die relative Strahlungsintensität (lokale Intensität geteilt durch die Intensität über dem Bestand) im Zentrum des obersten bzw. untersten Kronendrittels sind und H_o and H_u die dazugehörigen Höhen. Die relative Strahlungsintensität wird nach dem in FORSKA implementierten Lambert-Beer Licht-Extinktionsmodell berechnet (mit der Annahme gleichverteilter Blattmassen zwischen Bestandesoberkante und Kronenansatzhöhe).

- 4) Anstelle des Steigungsgrades der Veränderung der Strahlungsbedingungen kann auch die relative Strahlungsintensität direkt als Konkurrenzmaß verwendet werden. Korol *et al.* (1995) verwendeten eine Treppenfunktion mit der Annahme, daß ein Baum sein Höhenwachstum gegenüber dem Durchmesserwachstum begünstigt, sobald die für den Baum verfügbare photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) geringer als 50 % der oberhalb des Bestandes verfügbaren PAR ist. Wir verwenden eine flexiblere Funktion, basierend auf der relativen Strahlungsintensität im Zentrum der Baumkrone I_c :

$$s = s_{\min} + e_1 \left(\frac{1}{I_c} - 1 \right) \quad (15)$$

- 5) Die fünfte Funktion verwendet nur solche Größen, die von der klassischen Waldwachstumslehre gemessen werden,

$$s = s_{\min} + e_1 G + e_2 (\max[1, H_{100} / H] - 1) \quad (16)$$

mit der Grundfläche G als direktem Maß für die Bestandesdichte und der relativen Baumhöhe in Relation zur Bestandesoberhöhe H_{100} zur Abbildung der Baumgröße.

3.3 Test der modifizierten Höhenwachstumsfunktionen am Beispiel der Buchendurchforstungsversuchsfläche Fabrikschleichach

3.3.1 Die Versuchsflächendaten und deren Anwendung im Simulationsexperiment

Vom Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Universität München wurden langjährige Beobachtungsdaten des Buchen-Durchforstungsversuchs in Fabrikschleichach/Bayern (Franz *et al.* 1993) für die Untersuchung zur Verfügung gestellt. Die Versuchsflächen wurden 1870 im Bestandesalter von 48 Jahren eingerichtet und bis 1990 in Abständen von 5 bis maximal 15 Jahren waldwachstumskundlich untersucht. Die Versuchsflächendaten sind in Tab. 5 zusammenfassend dargestellt.

Tab. 5: Bestandesdaten der Buchen-Durchforstungsversuchsfläche Fabrikschleichach (Bayern)

Parzelle	Versuchsflächendaten 1870				Versuchsflächendaten 1990			
	Stammz. N/ha	Dg (cm)	H ₁₀₀ (m)	G (m ² /ha)	Stammz. N/ha	Dg (cm)	H ₁₀₀ (m)	G (m ² /ha)
P1	6220	7.6	15.9	28.2	407	41.1	36.5	53.9
P2	3831	9.4	14.9	26.3	302	46.7	37.4	51.9
P3	2440	10.5	14.8	21.3	206	52.9	38.1	45.3

Parzelle P1, P2, P3: schwache, mäßige und starke Niederdurchforstung. Dg: Durchmesser des Grundflächenmittelstamms; H₁₀₀: Oberhöhe; G: Stammholzgrundfläche.

Zunächst wurden Daten der nur schwach durchforsteten Versuchsparzelle (P1) zur Initialisierung des Modells mit den alternativen Höhenwachstumsfunktionen verwendet: Durchmesserwerte (2 cm Klassenbreite) lagen für alle Einzelbäume der Erstaufnahme 1870 vor. Höhenwerte wurden aus einer Bestandeshöhenkurve (Peterson-Funktion mit Exponent 3) abgeleitet, die vom Lehrstuhl für Waldwachstumskunde mit wenigen vorliegenden Höhenmeßwerten regressionsanalytisch bestimmt wurde. Die Kronenansatzhöhe wurde so geschätzt, daß die unteren Blattschichten der Buche nach der in FORSKA implementierten Funktion für die Strahlungsextinktion (nach Beer-Lambert) noch lebensfähig ist. Für die Parameterbestimmung wurden jeweils 10 Wiederholungen mit einer Flächengröße von 0,1 ha gerechnet. Klimadaten (langjährige Mittelwerte) wurden für die Koordinaten der Versuchsfläche Fabrikschleichach nach der Methode von Cramer *et al.* (in Vorb.) interpoliert.

Tab. 6: Parameterwerte der alternativen Höhenwachstumsfunktionen

Funktion	s_{min}	e_1	e_2
(12)	0.4	3.0	-
(13)	0.4	250.0	-
(14)	0.4	40.0	-
(15)	0.4	0.4	-
(16)	0.3	0.005	7.5

Die Parameter der Höhenwachstumsfunktionen (Tab. 6) wurden in einer Reihe von Simulationen iterativ über den visuellen Vergleich von simulierten und beobachteten Bestandesstrukturen bestimmt. In den Simulationsläufen wurde lediglich streßinduzierte Mortalität berücksichtigt (siehe Prentice & Leemans 1990 bezüglich der unterschiedlichen Mortalitätsfunktionen in FORSKA), weil auf den Versuchsflächen keine größeren störungsbedingungen

Ausfälle beobachtet wurden. Trotzdem fielen die simulierten Stammzahlen schneller ab als in Realität beobachtet, weil offensichtlich die Mortalität der unterdrückten Bäume überschätzt wurde (Abb. 14). Da die Bestandesdichte einen großen Einfluß auf die Einzelbaumdimensionen und die Bestandesstruktur ausübt, war es schwierig, die alternativen Höhenwachstumsfunktionen zu vergleichen, solange die Mortalität nicht den Beobachtungen entsprach. Es wurde daher entschieden, die Simulationsläufe zur Parameterbestimmung mit vorgegebener Mortalität zu wiederholen. Anstelle der in FORSKA enthaltenen Mortalitätsfunktionen wurde eine Durchforstungsroutine angewendet, die mit der Beobachtungsreihe vergleichbare Stammzahlen garantiert. Nach der Kalibrierung der Parameter anhand der Fläche P1 wurde ein Validierungslauf mit Daten der stark durchforsteten Versuchsparzelle P3 durchgeführt. Auch in diesem Fall wurde FORSKA-HD ohne Mortalitätsfunktionen mit vorgegebenen Stammzahlen gerechnet.

Grafisch dargestellte Durchmesser- und Höhenverteilungen wurden herangezogen, um die simulierte mit der beobachteten Bestandesstruktur zu vergleichen. Der Effekt der Bestandesstruktur auf die Einzelbaumdimensionen wurde anhand der in den Bestandeshöhenkurven dokumentierten Höhen/Durchmesserbeziehungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Bestandesentwicklung analysiert.

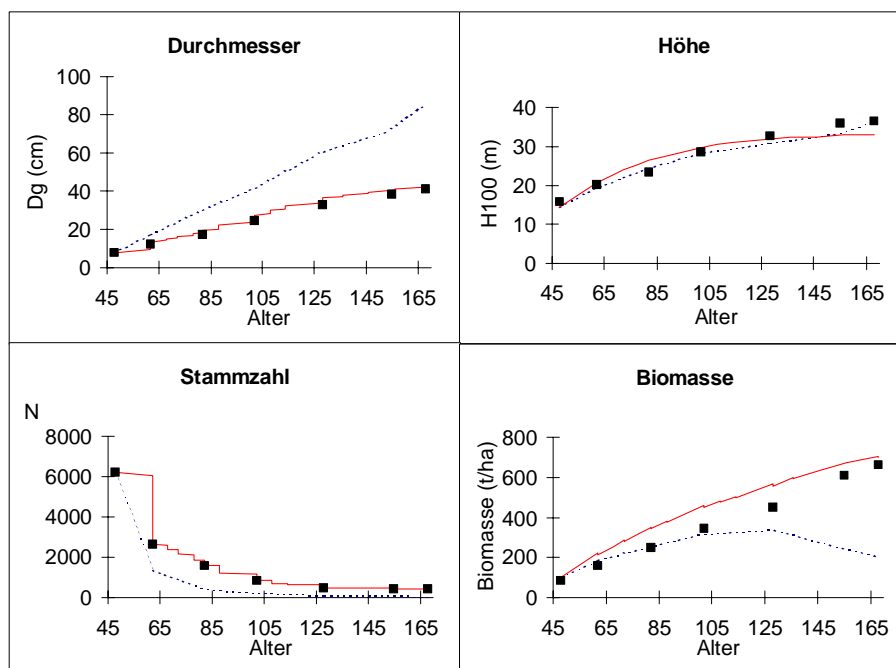


Abb. 14: Vergleich der simulierten (Linien) und beobachteten (Quadrate) Bestandesdaten am Standort Fabrikschleibach, Parzelle P1 (schwache Niederdurchforstung): Mittlerer Durchmesser (D_g), Oberhöhe (H_{100}), Stammzahl (N) und Biomasse (Biom). FORSKA-G mit simulierter Mortalität (gestrichelte Linie) und mit vorgegebenen Stammzahlen (durchgezogene Linie).

3.3.2 Simulation der Bestandesentwicklung mit FORSKA-G

3.3.2.1 Kontrolllauf ohne Durchforstung

Das FORSKA Modell wurde ursprünglich kalibriert, um insbesondere Biomassen- und Grundflächenwerte in natürlichen Mischwäldern realistisch wiederzugeben (Prentice & Leemans 1990). Durch die überschätzte Mortalität weichen die simulierten Bestandeswerte für den gleichaltrigen Buchen-Reinbestand in Fabrikschleichach von den Beobachtungswerten mit zunehmendem Bestandesalter immer stärker ab. Die simulierten Stammzahlen sind wesentlich zu niedrig, und ohne Ver-

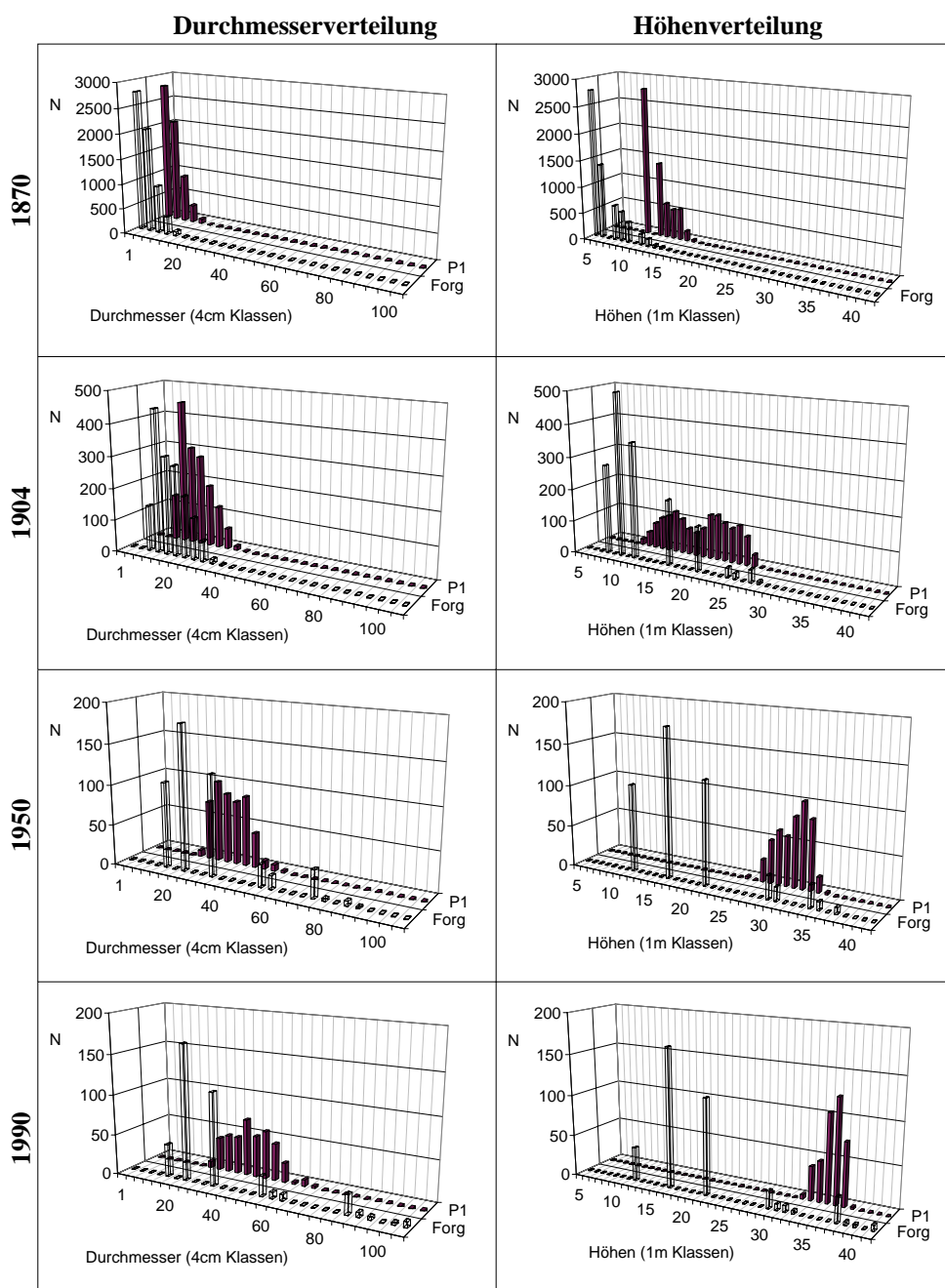


Abb. 15: Beobachtete (P1) und simulierte Durchmesser- und Höhenwerte (Forg) in Fabrikschleichach, Parzelle P1 an 4 Zeitpunkten von 1870 bis 1990. FORSKA-G mit vorgegebenen Stammzahlen.

jüngung nehmen Biomasse und Grundfläche mit dem Alter stetig ab. Die Oberhöhe ist relativ gut getroffen, aber der mittlere Durchmesser wird deutlich überschätzt.

3.3.2.2 Simulierte Bestandesentwicklung mit vorgegebenen Stammzahlen

Durch die Vorgabe korrekter Stammzahlen in FORSKA-G wurde die Simulation der Bestandesmittelwerte stark verbessert (Abb. 14). Die Bestandesstrukturanalyse zeigt allerdings, daß es weiterhin sehr große Abweichungen zwischen der simulierten und der beobachteten Bestandesentwicklung gibt. Der simulierte Buchenbestand ist wesentlich inhomogener als in Realität (Abb. 15), und die originale Höhenwachstumsfunktion erzeugt eine konstante Höhen/Durchmesser Beziehung unabhängig von Bestandesalter oder -dichte. Die gemessene Bestandeshöhenkurve wird dagegen mit zunehmendem Alter immer flacher (Abb. 16)

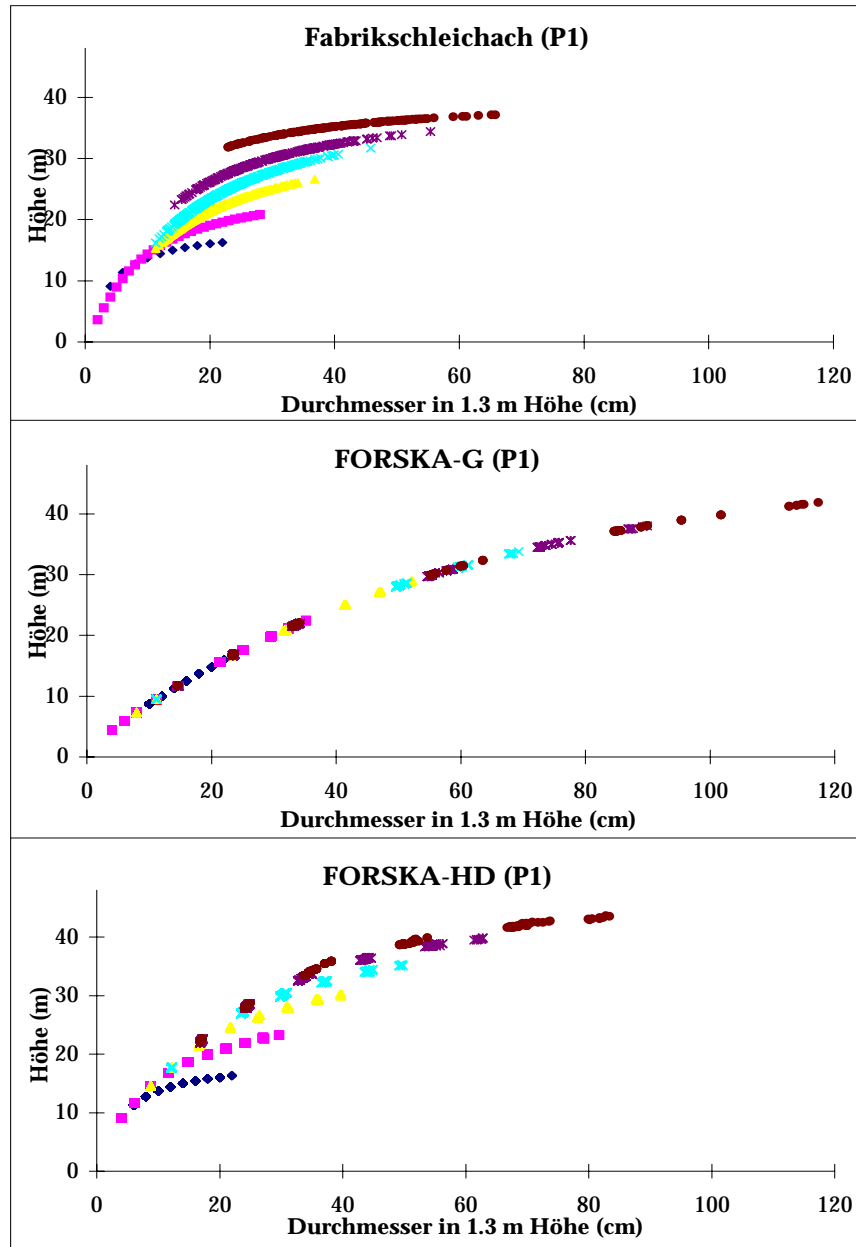


Abb. 16: Bestandeshöhenkurven in Fabrikssleichach, Parzelle P1 an 6 Aufnahmezeitpunkten von 1870 (Rauten) bis 1990 (Kreise). Beobachtungsdaten (oben) und Simulationswerte von FORSKA-G (mitte) und FORSKA-HD (unten).

3.3.3 Simulation der Bestandesentwicklung mit FORSKA-HD

Alle fünf Höhenwachstumsfunktionen verbessern die Simulationen von FORSKA-HD qualitativ in ähnlicher Weise. Die besten Resultate werden mit der Funktion (15) erzielt. In den folgenden Abschnitten werden zunächst die generellen Effekte der Einführung einer dichtesensitiven Höhenwachstumsfunktion am Beispiel dieser Funktion (15) gezeigt, bevor dann die Unterschiede der alternativen Funktionen anhand der Bestandeshöhenkurven des Validierungslaufes dargestellt werden.

3.3.3.1 Kalibrierungslauf (Parzelle P1)

Bestandesmittelwerte

Die dichteabhängige Wachstumsfunktion modifiziert auch die simulierte Mortalität, weil kleinere Bäume ihr Höhenwachstum verstärken, um ihre Konkurrenzsituation gegenüber den dominierenden Bäumen zu verbessern und dadurch das Mortalitätsrisiko zu reduzieren. Aus diesem Grund wurde zunächst ein Simulationslauf mit der modifizierten Wachstumsfunktion ohne die Vorgabe korrekter Stammzahlen gerechnet. Die simulierten Bestandesdaten (Abb. 17) sind deutlich besser als mit der originalen Wachstumsfunktion, aber die Stammzahlen werden immer noch leicht unterschätzt, und folglich wird der mittlere Durchmesser über- und die Biomasse unterschätzt im Bestandesalter über 125 Jahren.

Mit vorgegebener Stammzahl stimmen die Simulationen generell recht gut mit den Beobachtungswerten überein (Abb. 17). Der mittlere Durchmesser wird im Altbestand leicht unterschätzt, wogegen Oberhöhe und Biomasse leicht überschätzt werden. Interessanterweise stimmen die simulierten Biomassen bei den letzten zwei Beobachtungsterminen fast genau mit den Meßwerten überein.

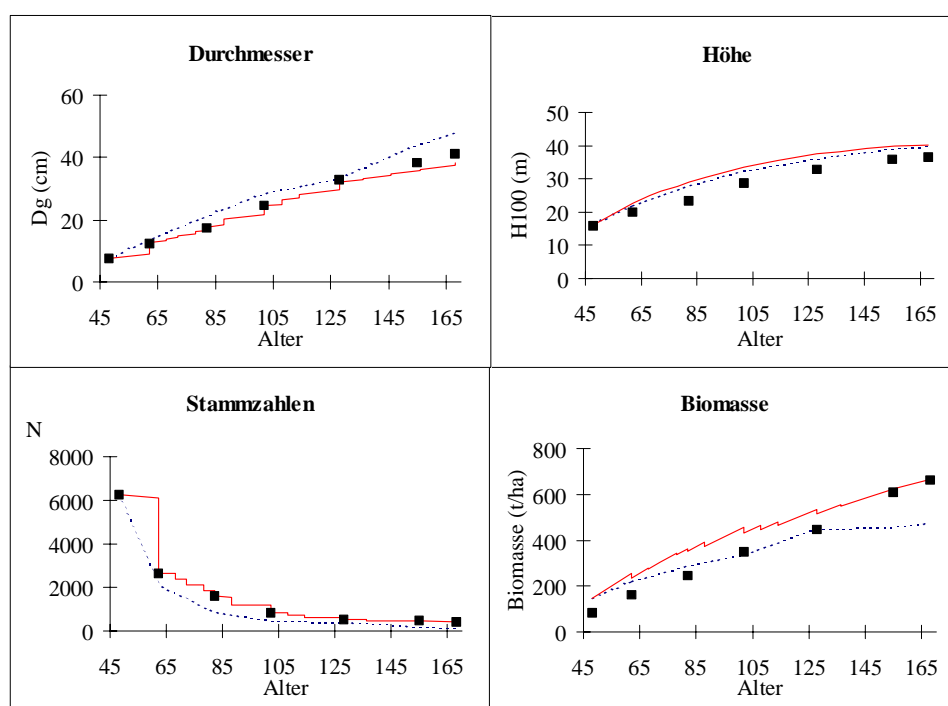


Abb. 17: Vergleich der simulierten (Linien) und beobachteten (Quadrate) Bestandesdaten am Standort Fabrikschleichach, Parzelle P1 (schwache Niederdurchforstung): Mittlerer Durchmesser (Dg), Oberhöhe (H_{100}), Stammzahl (N) und Biomasse (Biom). FORSKA-HD mit simulierter Mortalität (gestrichelte Linie) und mit vorgegebenen Stammzahlen (durchgezogene Linie).

Einzelbaumgrößen

Die Simulation der Einzelbaumgrößen wird durch die modifizierte Höhenwachstumsfunktion signifikant verbessert. Ein deutlicher Einfluß der Bestandesstruktur auf die simulierten H/D-Verhältnisse

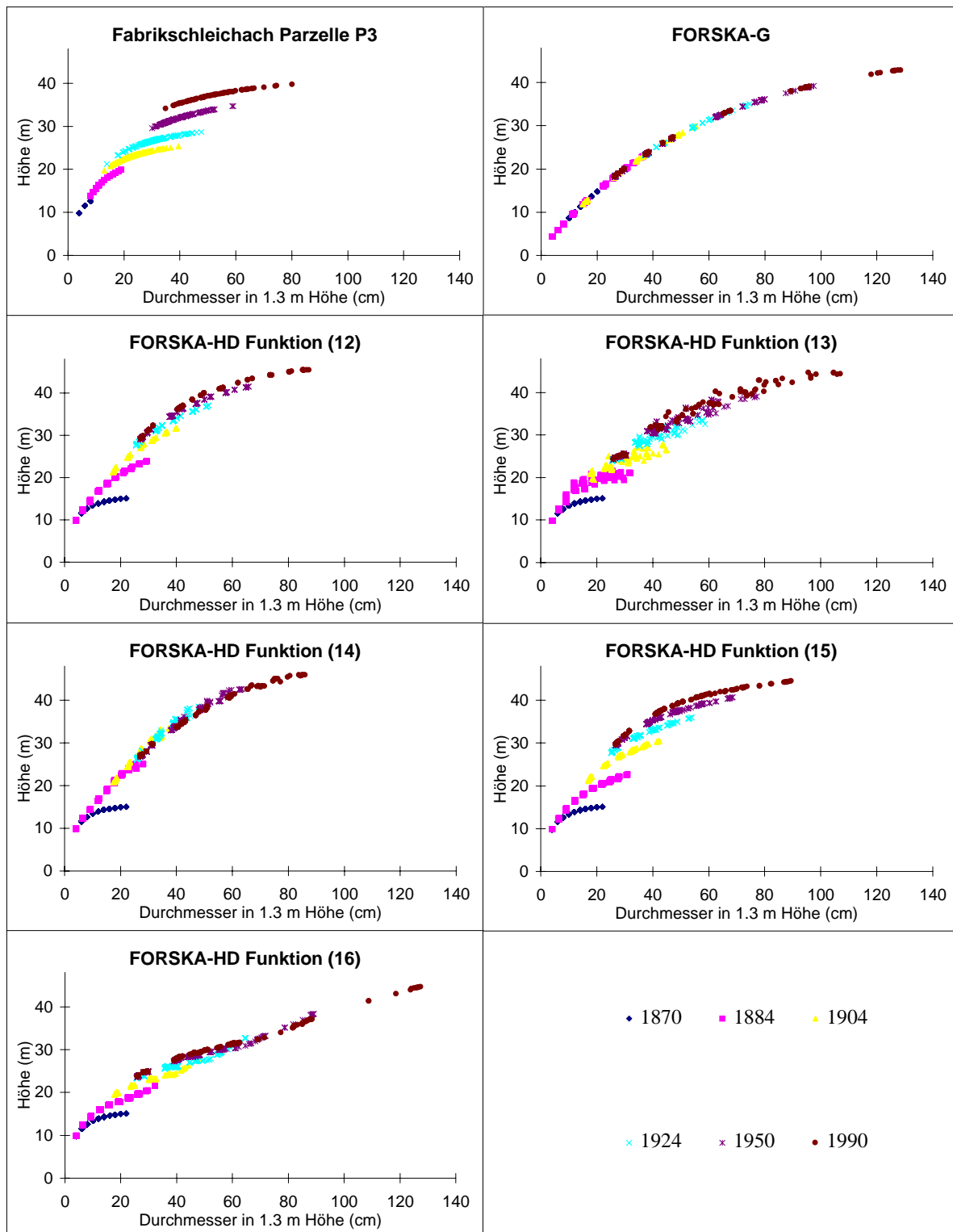


Abb. 18: Bestandeshöhenkurven an 6 Aufnahmezeitpunkten von 1870 (Rauten) bis 1990 (Kreise). Beobachtungsdaten Fabrikschleichach, Parzelle P3 (P3) und Simulationen von FORSKA-HD mit fünf alternativen Höhenwachstumsfunktionen.

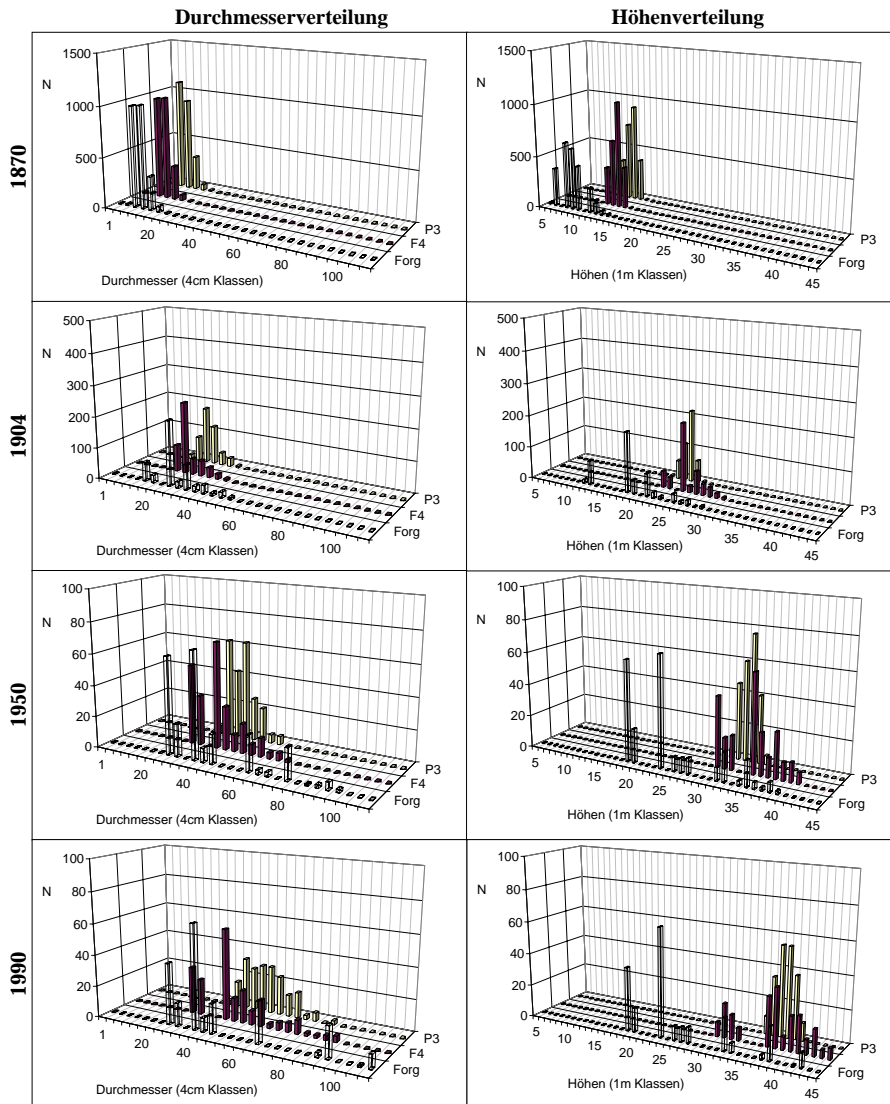


Abb. 19: Beobachtete Durchmesser- und Höhenverteilungen in Fabrikschleichach, Parzelle P3 (P3) und mit FORSKA-G (Forg) und FORSKA-HD (F4) simulierte Verteilungen. Stammzahlen wurden vorgegeben.

ist entsprechend der Position der Einzelbäume im Bestand erkennbar. Die simulierten H/D-Verhältnisse der Bäume auf Parzelle 1 sind wesentlich realistischer als mit FORSKA-G (Abb. 16), und die Bestandeshöhenkurven an den 6 Beobachtungszeitpunkten sind nun denen der Beobachtung vergleichbar. Offensichtlich simuliert das Modell nun wesentlich realistischere Reaktionen der Einzelbäume auf die Wachstumsverhältnisse im Bestand.

3.3.3.2 Validierungslauf (Parzelle P3)

Während in Parzelle P1 die Bestandesdichte über die gesamte Beobachtungsperiode relativ hoch blieb, wurden in der stark durchforsteten Parzelle P3 die dominanten Bäume regelmäßig durch die Entnahme von Bedrängern freigestellt. Somit unterscheiden sich die Wachstumsbedingungen auf den verschiedenen Parzellen sehr deutlich, und der Simulationslauf mit Initialisierungsdaten der Parzelle P3 stellt einen guten Test für die alternativen Höhenwachstumsfunktionen dar. Insgesamt

waren die Simulationsergebnisse auf der stark durchforsteten Parzelle mit der modifizierten Funktion sogar besser als beim Kalibrierungslauf. Höhen/Durchmesser-Beziehungen der Einzelbäume sind näher an den Beobachtungswerten (Abb. 18), und auch die Durchmesser- und Höhenverteilungen verbesserten sich (Abb. 19).

3.3.3.3 Vergleich der Höhenwachstumsfunktionen

Alle getesteten Funktionen (12) bis (16) modifizierten das Höhenwachstum im Vergleich zu FORSKA-G und verbesserten die Übereinstimmung mit Beobachtungsdaten. Dies gilt sowohl für Bestandesmittelwerte (Abb. 17), Höhen-Durchmesser Beziehungen (Abb. 18) und Durchmesser- und Höhenverteilungen (Abb. 19). Unterschiede zwischen den Funktionen werden exemplarisch dargestellt anhand der Entwicklung der Bestandeshöhenkurven (Abb. 18). Funktion (12) und (15) produzieren Ergebnisse, die den Beobachtungsdaten qualitativ relativ ähnlich sind. Die anderen Alternativen zeigen dagegen charakteristische Unterschiede zur Beobachtung: Funktion (13) führt zu starken individuellen Variationen der H/D Verhältnisse, Funktion (14) unterschätzt das Höhenwachstum der unterdrückten Bäume, und Funktion (16) überschätzt das Höhenwachstum der stärksten Einzelbäume.

3.3.4 *Diskussion*

3.3.4.1 Wirkung alternativer Höhenwachstumsfunktionen auf die Simulation von Bestandesstrukturen in FORSKA-HD

Der Vergleich der fünf Höhenwachstumsfunktionen zeigt, wie stark durch unterschiedlich formulierte Konkurrenzfaktoren in der Wachstumsfunktion das Modellverhalten beeinflusst werden kann. Der Test der alternativen Ansätze reicht aber nicht für eine abschließende quantitative Beurteilung aus, denn sicherlich könnten Verbesserungen der Parametrisierung zu leicht veränderten Ergebnissen führen. Außerdem könnte ein Teil des Modellverhaltens auch auf andere Eigenschaften von FORSKA zurückzuführen sein. Andererseits sind manche Unterschiede sehr charakteristisch und können durch Eigenschaften der gewählten Funktionen erklärt werden.

Die Veränderung der Kronenansatzhöhe von Einzelbäumen als Reaktion auf zunehmende Beschattung erfolgt wesentlich schneller und zeitlich unregelmäßiger als eine Veränderung der sozialen Position eines Baumes im Bestand. Aus diesem Grund resultiert Funktion (13) in „individualistischeren“ Wachstumsreaktionen als die anderen untersuchten Ansätze. Es ist die einzige Funktion, bei der Bäume von vergleichbarer Größe innerhalb weniger Dekaden deutlich unterschiedliche Wachstumsgänge aufweisen können.

Der auf waldwachstumskundlichen Meßgrößen basierende Ansatz (Funktion (16)) führt zu asymptotischen Bestandes-Höhenkurven, weil in dieser Konkurrenzfunktion eine ansteigende Bestandesgrundfläche bei allen Bäumen zu verstärktem Höhenzuwachs führt. Möglicherweise sind die ungewöhnlich hohen Grundflächenwerte der Versuchsflächen in Fabrikschleichach (> 150% der Ertragstafelwerte) mit verantwortlich dafür, daß die hohen absoluten Volumen-Zuwachswerte der dominierenden Bäume ein unrealistisches Höhenwachstum im älteren Bestand verursachen. Vermutlich könnte eine Parameteroptimierung dieses Ansatzes mit Versuchsflächendaten zu einer Verbesserung im Modellverhalten führen.

Die besten Resultate im Modelltest zeigte die relativ einfache, aber dennoch mechanistisch interpretierbare Funktion (15), die auf der relativen Strahlungsintensität im Zentrum der Baumkrone basiert. Dieser Konkurrenzindex sollte in allen Bestandestypen gültig sein, nicht nur in gleichaltrigen Reinbeständen wie Funktion (12), die für die Buchenbestände ebenfalls gute Ergebnisse produzierte (möglicherweise weil die relative Kronenansatzhöhe im Reinbestand eng mit der Strahlungsintensität in der Krone korreliert ist). Ein weiterer Vorteil der Funktion (15) ist die Tatsache, daß es relativ gute Kenntnisse über artspezifische Lichtansprüche der Baumarten gibt

und es daher möglich ist, ohne großen Aufwand Parameterwerte für unterschiedliche funktionale Baumartengruppen (in Abhängigkeit ihrer Schattentoleranz) zu bestimmen.

3.3.4.2 Bewertung der Version FORSKA-HD

Die veränderte Höhenwachstumsfunktion resultiert in einer deutlich verbesserten Simulation wichtiger Bestandesstrukturmerkmale wie den H/D-Verhältnissen der Einzelbäume. Die Durchmesser- und besonders die Höhenverteilungen der simulierten Bestände sind realistischer als zuvor, weil die dichtesensitive Wachstumsfunktion zu einem verstärkten Höhenwachstum der zwischenständigen und unterdrückten Einzelbäume führt (vgl. auch Tab. 8). Es bleiben allerdings deutliche Abweichungen zwischen simulierten und beobachteten Verteilungsmustern bestehen. Während die Verteilung der gemessenen Durchmesserwerte der klassischen Gauss'schen Glockenkurve sehr nahe kommt, sind die simulierten Verteilungen im Altbestand weniger geschlossen, und die größten Einzelbäume haben zu große Dimensionen.

Diese verbleibenden Unterschiede könnten durch mehrere Faktoren erklärt werden. Korol *et al.* (1995) berichten, daß in dem prozessbasierten Wachstumsmodell Tree-BGC ebenfalls die dominanten Einzelbäume einen zu großen Anteil des Bestandesvolumenzuwachses alloziert bekamen, solange es keine Differenzierung der Photosyntheseeffizienz der Blätter in unterschiedlichen Blattschichten gab. Außerdem führten sie einen weiteren Konkurrenzfaktor zur Abbildung der hydraulischen Eigenschaften unterschiedlich hoher Bäume ein, weil das Blatt-Wasserpotential mit zunehmender Baumhöhe abnimmt und so die Photosynthesekapazität der Blätter reduziert wird (Korol *et al.*, 1995). FORSKA ist weniger detailliert als das Modell Tree-BGC, und es wird nur ein Photosynthese-Parametersatz für jede Baumart verwendet. Es ist aber bekannt, daß gerade die Blätter der Buche ihre photosynthetischen Eigenschaften an die verfügbare Strahlung anpassen können (Schulze 1970). Da in FORSKA alle Blattschichten dieselben Lichtreaktionswerte haben, wird das Produktionspotential der zwischen- und unterständigen Individuen unterschätzt. Folglich wird für zwischenständige Bäume der Lichtstreß überschätzt, und diese Bäume wachsen zu langsam. Die geringere Biomasse (und beschattende Blattfläche) der zwischenständigen Bäume führt dann dazu, daß relativ mehr Licht für die unterdrückten Bäume verbleibt, und diese können länger als im realen Bestand überleben. Eine andere Erklärungsmöglichkeit für verbleibende Abweichungen könnte die leichte Überschätzung der Standortqualität im Modell sein, abgesehen von den letzten Dekaden, in denen das verstärkte Wachstum auf den Versuchsflächen die veränderten Wachstumstrends in Europäischen Wäldern zu reflektieren scheint (Pretzsch *et al.* 1994; Spiecker *et al.* 1996b).

3.4 **Veränderung der Wachstumseffizienz unterdrückter Bäume**

Im letzten Abschnitt wurde diskutiert, daß ein Teil der verbleibenden Unterschiede zwischen simulierten und beobachteten Durchmesserverteilungen durch die in FORSKA fehlende Abbildung von physiologischen Anpassungen der zwischen- und unterständigen Individuen bedingt sein könnte. Neben der bereits beschriebenen Schattenadaptation von unbesonnenen Blättern (Punkt 2) und dem unterschiedlichen Blattwasserpotential gibt es noch mehrere andere Faktoren, die zu einer relativ besseren Wachstumseffizienz unterdrückter Bäume führen können:

- Die Annahme einer horizontal und vertikal homogenen Kronenschicht mit gleichmäßig verteilten Blättern vernachlässigt Klumpungen durch Kronengeometrie und inhomogene räumliche Bestandesstrukturen. Während durch die Vernachlässigung von horizontalen Strukturen die Strahlungsintensität unterhalb der Kronenschicht sowohl überschätzt wie auch unterschätzt werden kann, führt die fehlende Abbildung der in der Realität vorhandenen Konzentration der obersten Blattschichten um die Baumstämme (besonders ausgeprägt in Nadelholzbeständen mit ihren konischen Baumformen) zu einer generellen Überschätzung der Lichtextinktion und der Photosynthese in den obersten Blattschichten und einer Unterschätzung der verfügbaren PAR in tieferen Kronenschichten.

- Es ist bekannt, daß sich die Lichtsättigungskurven von Licht- und Schattenblättern unterscheiden (z.B. Larcher 1984; Kozłowski *et al.* 1991). Blätter können sich an die vorherrschende Belichtung anpassen, und insbesondere bei schattentoleranten Arten wie Buche oder Fichte sind Schattenblätter bei niedriger Strahlungsintensität wesentlich effizienter als Lichtblätter. Die Annahme gleichbleibender Photosynthese-Charakteristika in allen Blättern führt deshalb zu einer Unterschätzung der Produktivität tiefergelegener Kronenschichten und kleinerer Bäume.
- Atmungsverluste steigen mit zunehmender Baumhöhe an (Pipe-Modell-Theorie von Shinozaki (1964)), und kleinere Bäume sind deshalb effizienter als große Bäume. Dieser Effekt ist indirekt in FORSKA enthalten, da die Respiration proportional dem Produkt aus Blattfläche und Blatthöhe ist. Allerdings wurde nie geprüft, wie realistisch dieser Ansatz im Modell ist.
- Es sind weitere physiologische Reaktionen der Blätter auf lokale Gradienten im Kronenraum denkbar (z.B. Luftfeuchte- oder Temperaturgradienten). Beispielsweise reagieren die Stomata der Blätter auf Unterschiede im Mikroklima innerhalb des Kronenraums und können so ebenfalls zu Unterschieden in der Produktivität der Blattschichten beitragen.

Da es mit den vorhandenen vereinfachten Wachstumsansätzen in FORSKA nicht möglich ist, diese verschiedenen Faktoren direkt abzubilden (es wäre auch nicht sinnvoll, denn dafür gibt es andere detailliertere Modelle), wurde eine sehr einfache Wachstumsmodifikation zur unspezifischen Erhöhung der Wachstumseffizienz unterdrückter Individuen in FORSKA-HD implementiert: Die Nettoprimärproduktion **P** als Bilanz zwischen Assimilation **A** und Respiration **R** wird durch einen Effizienzfaktor **Eff** modifiziert:

$$P = \text{Eff} \cdot A - R \quad (17)$$

wobei

$$\text{Eff} = 1 + a_{\text{eff}} \cdot \left(1 - \frac{H}{H_{\text{top}}}\right) \quad (18)$$

mit **H_{top}**, der maximalen Baumhöhe im Bestand und **a_{eff}**, einem Parameter. Bei **a_{eff} = 0** entspricht das modifizierte Modell der alten Version ohne Effizienzkorrektur. Für die Buche wurde **a_{eff} = 2.5** gewählt.

Da sich diese neue Modifikation gezielt auf das Wachstum der unterdrückten Bäume auswirkt, mußten die zuvor bestimmten Parameter der dichteabhängigen Höhenwachstumsfunktion überprüft werden. Dabei zeigte sich, daß die besten Resultate nun mit einem etwas reduzierten Wert für den Parameter **e2** (0.3 statt 0.4) erzielt werden.

Tab. 7.: Bestandeswerte Fabrikschleichach Parzelle 3: Meßwerte und Simulationsresultate mit und ohne Verwendung des Wachstumseffizienzfaktors (Gleichung (18))

	Jahr	Alter	Dg	H ₁₀₀	N	Biom. (t/ha)
Meßwerte	1870	48	10.5	14.8	2440	78.88
	1935	113	37	30.6	245	267.92
	1990	168	52.9	38.1	206	599.76
FORSKA-HD ohne Effizienz faktor	1870	48	10.5	14.9	2438	111.4
	1935	113	37.2	35.6	250	351.7
	1990	168	49.3	41.1	208	602.4
FORSKA-HD mit Effizienz faktor	1870	48	10.5	14.9	2438	111.4
	1935	113	38.5	33.9	250	366.6
	1990	168	51.2	39.5	208	631.7

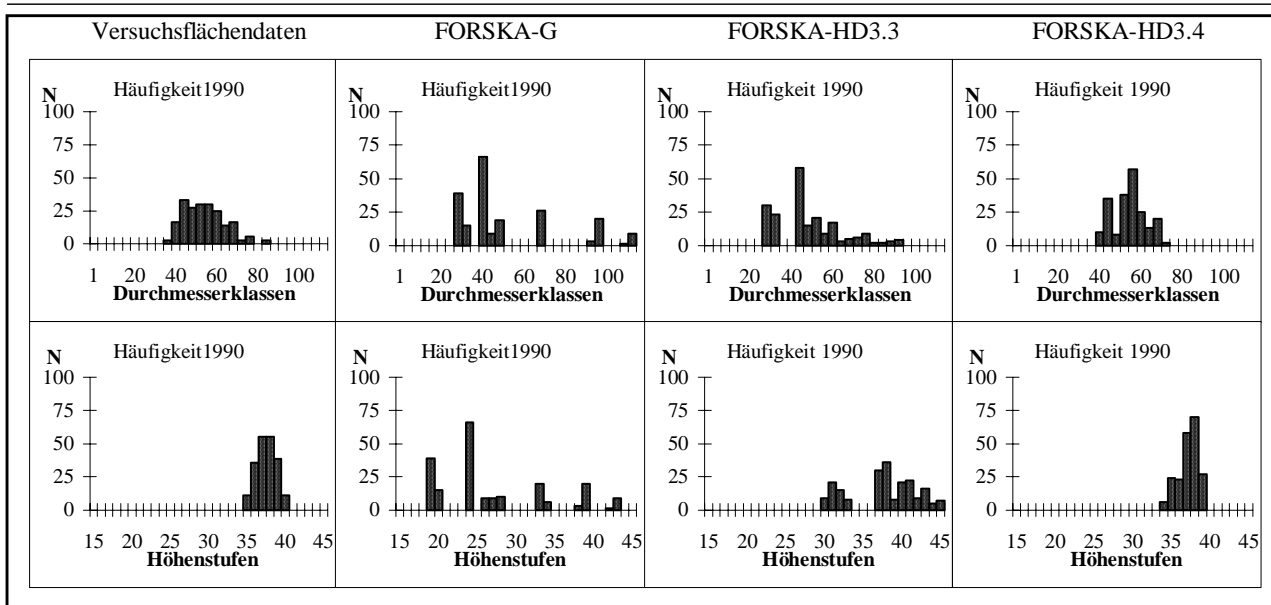


Abb. 20: Vergleich beobachteter und simulierter Durchmesser- und Höhenverteilungen im Altbestand Fabrikssleibach, Parzelle P3. Meßwerte (P3), FORSKA-G, FORSKA-HD3.3 (Kap. 3.3) und FORSKA-HD3.4 mit modifizierter Wachstumseffizienz kleinerer Bäume (Kap. 3.4).

Zum Vergleich der unterschiedlichen Modellvarianten wurden Summenhäufigkeiten der simulierten Durchmesserverteilungen (bei einer Klassenbreite von 8 cm) berechnet und den Versuchsflächendaten gegenübergestellt. Hierzu wurde der Kolmogoroff Smirnov Test angewendet ($\alpha = 0.05$), der in der Waldwachstumskunde häufig herangezogen wird, um die Güte von simulierten Durchmesserverteilungen zu testen.

3.4.1 Resultate mit modifizierter Wachstumseffizienz unterdrückter Buchen

Während sich die Bestandesmittelwerte durch den Effizienzfaktor nur wenig verbessern (Tab. 7), zeigt sich ein deutlicher Effekt in den simulierten Verteilungsmustern (Abb. 20). Die zuvor trotz der veränderten Höhenwachstumsfunktion vorhandenen Lücken in der Durchmesserverteilung verschwinden, und die maximalen Baumdimensionen sind realistischer. Insgesamt stimmen die Simulationsresultate wesentlich besser mit den Beobachtungen überein. Dies zeigt sich auch in den maximalen Abweichungen der Summenhäufigkeitsverteilungen der Durchmesser (Tab. 8), die gegenüber FORSKA-G auf ein Drittel reduziert sind. Allerdings liegen auch die verbesserten Werte weiterhin über den kritischen Werten des Kolmogoroff Smirnov Tests. Da relativ große Abweichungen in den beiden kleinsten Durchmesserklassen auftreten (Abb. 21), könnte hierfür unter anderem auch die Durchforstungsroutine verantwortlich sein.

3.5 Parametrisierung von FORSKA-HD für unterschiedliche Baumarten

Durch die beschriebenen Modifikationen in der Wachstumsfunktion wurden drei neue Parameter in FORSKA-HD eingeführt, die nun für alle Baumarten bestimmt werden müssen, bevor das modifizierte Modell für die Simulation von gemischten Waldbeständen eingesetzt werden kann. Zur Parametrisierung und Validierung standen mehrere Beobachtungsreihen der vier Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche aus dem Bayerischen Versuchsflächenwesen zur Verfügung. Die Länge der Reihen ist nicht einheitlich. Während bei Buche und Fichte mehr als 100-jährige Zeitreihen vorhanden sind, wurden die verfügbaren Kiefern-Versuchsflächen erst nach dem Krieg als Nullparzellen von Düngungsversuchen angelegt. Als etwas problematisch für die Anpassung der Parameter stellten sich die auf vielen Flächen offensichtlichen Veränderungen der Wachstumsbedingungen seit den 60er Jahren heraus, die mit auffälligen Bonitätsverbesserungen verbunden sind (Pretzsch 1985; Röhle 1995; Pretzsch 1996). Wie bereits bei der Buche gab es auch bei anderen Arten das Problem,

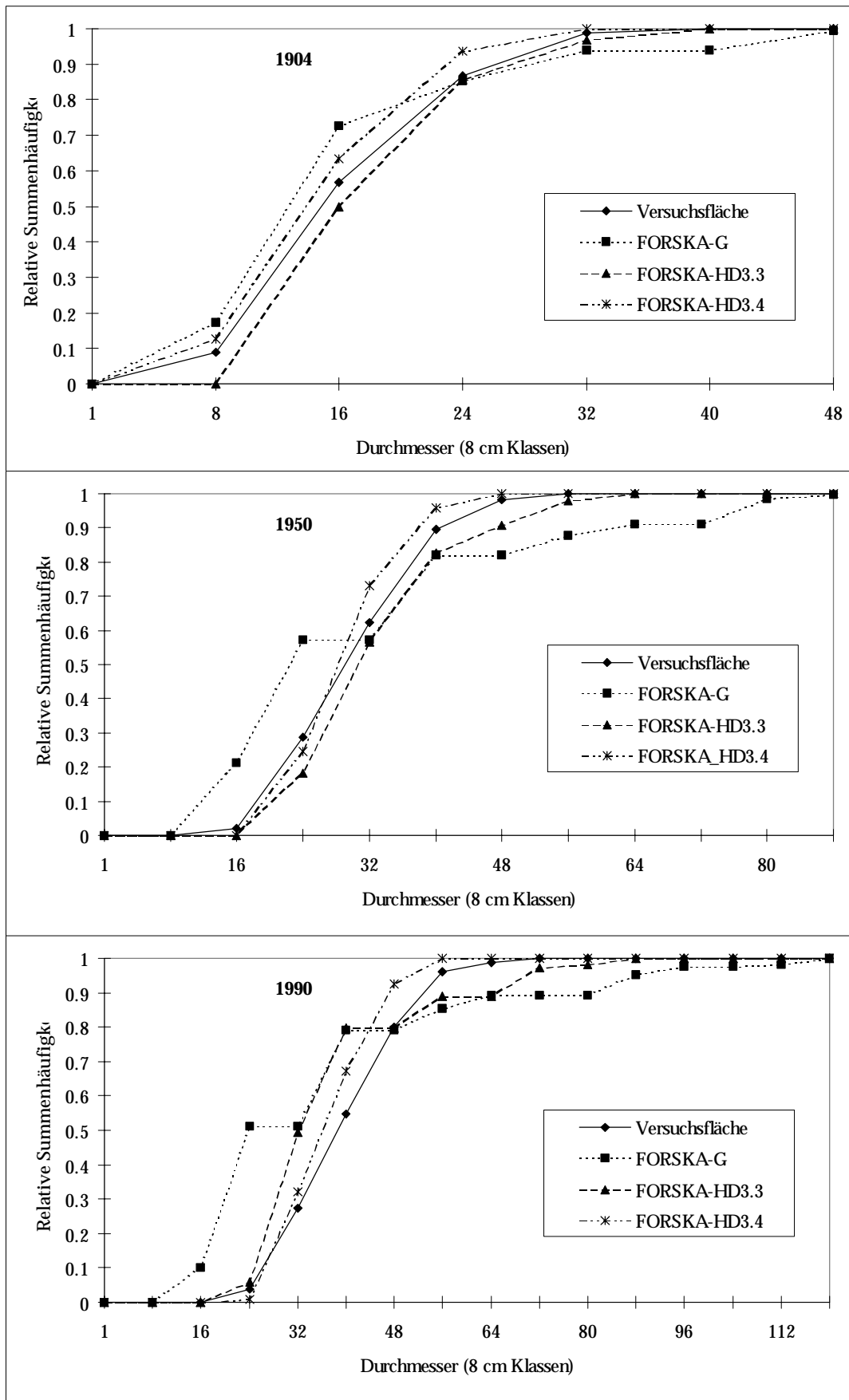


Abb. 21: Gemessene und mit unterschiedlichen Modellvarianten simulierte Summenhäufigkeitskurven der Durchmesserverteilung in Fabrikschleichach, Parzelle P1. FORSKA-HD3.3 und FORSKA-HD3.4 entspricht den in Kapitel 3.3 bzw. 3.4 angewendeten FORSKA-Varianten.

Tab. 8: Maximale Abweichung der simulierten Summenhäufigkeitsverteilungen der Durchmesser (mit Klassenbreite 8 cm) im Vergleich zu Versuchsflächendaten (Buche, Fabrikschleichach P1)

Modellvariante	1904	1950	1990	Mittelwert
FORSKA-G	0.16026	0.28353	0.47001	0.30460
FORSKA-HD (Kap 3.3)	0.09075	0.10525	0.25048	0.14883
FORSKA-HD (Kap 3.4)	0.07094	0.10623	0.12678	0.10132
Kritische Werte des Kolmogoroff-Smirnov Tests	0.034223 (n=1579)	0.06088 (n=499)	0.06725 (n=409)	0.05412

daß keine realistischen Parameter bestimmt werden können, solange die Wachstumsbedingungen und die Bestandesstruktur nicht einigermaßen korrekt wiedergegeben werden. Um die Standortverbesserung durch Stickstoffdepositionen nachzubilden, wurde eine einfache Düngungsroutine in das Modell implementiert. Im Steuerfile (vgl. Anhang) wird der Zeitpunkt gesetzt, ab dem Stickstoffdepositionen die Stickstoffverfügbarkeit am Standort erhöhen. Da mit zunehmendem Stickstoffvorrat im Boden das Stickstoffbindungsvermögen zurückgeht (Aber *et al.* 1989), können in der Düngungsroutine drei unterschiedliche Düngungsraten in Abhängigkeit des verfügbaren Stickstoffvorrats und der Bindungskapazitäten des Bodens unterschieden werden. Ein Sandboden mit geringer Wasserhaltekapazität kann beispielsweise bei gleicher Stickstoffdeposition weniger Stickstoff binden als ein Lössboden, weil ein größerer Anteil des Stickstoffs mit dem Sickerwasser ins Grundwasser ausgetragen wird. Als Düngungsraten (Nettogewinn an verfügbarem Stickstoff) und Schwellenwerte wurden im Rahmen dieser Arbeit die in Tab. 9 genannten Raten angenommen. Die Düngungsraten erscheinen zunächst relativ gering angesichts von dokumentierten Depositionsraten im Wald von häufig 20 bis 40 kg N pro ha und Jahr, in Einzelfällen sogar bis über 100 kg N pro ha und Jahr (Hofmann *et al.* 1990; Dise & Wright 1995; Melillo 1996). Andererseits genügen jährliche Nettogewinne von 5 kg pro ha über einen Zeitraum von 30 Jahren, um einen Standort aus dem Mangelbereich in eine beinahe optimale Versorgungslage zu versetzen.

Tab. 9: Steuergrößen der Düngungsroutine an unterschiedlichen Standorten

Standort	Schwellwert S1 (kg N _{min} /ha)	Schwellwert S2 (kg N _{min} /ha)	Obergrenze G (kg N _{min} /ha)	Düngungsrate unterhalb S1 (kg/ha und Jahr)	Düngungsrate zwischen S1 und S2 (kg/ha und Jahr)	Düngungsrate zwischen S2 und G (kg/ha und Jahr)
Waldsassen	50	125	150	5	3	1
Denklingen	100	150	250	10	5	3
Elmstein	90	125	180	5	3	1

Für die Parameterbestimmung der Baumarten Fichte, Kiefer und Eiche wurden wie in Kap. 3.3 die Simulationsläufe ohne Mortalitätsfunktion mit vorgegebener Stammzahl analog der Versuchsflächenentwicklung gerechnet. Während bei der Buche die Stammzahlverringerung nach einer strikten Niederdurchforstung (Entnahme der dünnsten Bäume) realisiert werden konnte, zeigten die Beobachtungswerte der Kiefernversuche, daß hier offensichtlich trotz Niederdurchforstung auch im etwas stärkeren Durchmesserbereich eingegriffen wurde, wahrscheinlich um schlecht geformte Individuen zu entfernen. Eichenbestände dagegen werden generell meistens mit Hochdurchforstungen bewirtschaftet. Deshalb wurden für die Parameterbestimmung bereits Durchforstungsroutinen benötigt, die erst später in Kap. 4.3.2 beschrieben werden.

3.5.1 Fichte

Die Parametrisierung der Fichte wurde mit Versuchsflächendaten der Fläche Denklingen 05 (Bayerische Voralpen) durchgeführt. Diese Fläche gehört zu den Fichten-Hochleistungsstandorten der DEOS Serie, die von Röhle (1995) eingehend untersucht worden sind. Charakteristisch für diese Flächen ist ein enormer Anstieg der Zuwachswerte seit etwa 1960, ungeachtet des bereits

hohen Bestandesalters. In Denklingen ist seit 1962 Hiebsruhe und bis 1990 sind Grundflächen- (89.2m²) und Stammholzvolumenwerte (1623 m³) in für Fichte unter mitteleuropäischen Verhältnissen erstaunlichen Dimensionen erreicht worden (H_{100} des Bestandes: 42.6 Meter). Erste Modellläufe mit FORSKA-HD simulierten dagegen bei ähnlicher Höhenentwicklung Grundflächen und Vorräte, die fast um die Hälfte niedriger lagen. In der Parametrisierung für NO-Deutschland war für Fichte ein maximales Höhenwachstum (hgro) von 1.05 m pro Jahr angenommen worden (vgl. Anhang). Dieser Wert reicht offensichtlich für die Hochleistungsstandorte in Bayern nicht aus. Wesentlich verbessert wurden die Simulationen durch eine Erhöhung von hgro auf 1.50 m pro Jahr. Unplausibel erscheinen solche Werte für das maximale Höhenwachstum der Fichte auf guten Standorten nicht. Aus Meßwerten der Bayerischen Versuchsflächen sind für nicht optimal wachsende Fichten (Kraft'sche Klasse 2¹² auf mittlerem Standort) 1.25 m Höhenzuwachs pro Jahr dokumentiert. Im gleichen Datensatz finden sich Meßwerte für Eiche bis 1.70 m, für Kiefer bis 1.30 m und für Buche bis 1,20 m.

Als mögliche Ursache des gesteigerten Wachstums der Fichte auf den Hochleistungsstandorten diskutiert Röhle (1995) neben der Stickstoffdeposition noch weitere Faktoren. So ist in Südbayern innerhalb der letzten 100 Jahre ein Anstieg der mittleren Jahrestemperaturen um ca 1 K beobachtet worden, mit dem gerade auf den höher gelegenen Fichtenstandorten eine Verlängerung der Vegetationsperiode verbunden sein dürfte. Wie schon in Kapitel 1.2.1.4 angesprochen, könnten auch die erhöhten CO₂-Gehalte der Atmosphäre bereits das Wachstum angeregt haben. Sehr wahrscheinlich ist eine Kombination verschiedener Faktoren für die veränderten Wachstumstrends verantwortlich. Vereinfachend wurde bei den Simulationsexperimenten zur Parametrisierung von FORSKA-HD nur der Düngungseffekt durch Stickstoffdeposition berücksichtigt. Abb. 22 (oben) zeigt die so simulierten Bestandeswerte im Vergleich zu den Beobachtungen und für einen Simulationslauf ohne Düngung. Es ist deutlich erkennbar, daß die Simulationsergebnisse durch den simulierten Düngungseffekt ab Mitte der 50er Jahre realistischer geworden sind. Die drei neuen Parameter in FORSKA-HD entsprechen für die Fichte fast den zuvor für Buche bestimmten Werten. Die beiden schattentoleranten Baumarten reagieren ähnlich bezüglich der Höhen/Durchmesser-Relationen, lediglich der Wachstumseffizienzfaktor wurde für die Fichte um 0.5 höher gesetzt. Möglicherweise könnten für diese Abweichung die sehr unterschiedlichen Kronenformen von Fichte und Buche verantwortlich sein, die zu einer weniger homogenen vertikalen Verteilung der Nadeln bei der Fichte führen (vgl. Kap. 3.4, Punkt 1).

3.5.2 Kiefer

Die Parameter der Kiefer wurden mit Daten der beiden Versuchsflächen Waldsassen 228 und 234 (Oberpfalz) bestimmt. Beide Flächen wurden etwa 30 Jahre lang beobachtet, decken aber unterschiedliche Altersspannen ab, so daß eine falsche Zeitreihe von 62 Jahren zur Verfügung stand. Allerdings sind die beiden Versuchsreihen durch die Standortverbesserung seit den 60er Jahren nicht direkt vergleichbar, und der jüngere Bestand Waldsassen 228 weist am Ende der Beobachtungszeit im Alter von 85 Jahren trotz vergleichbarer Bodenverhältnisse wesentlich höhere Bestandesmittelwerte auf, als Waldsassen 234 im gleichen Alter, nur 30 Jahre früher (Abb. 22 (mitte)).

Als Lichtbaumart verhält sich die Kiefer grundsätzlich anders als die vorher untersuchten Schattenbaumarten Buche und Fichte. So wird das Höhenwachstum zwischen- und unterständiger Bäume stärker gegenüber dem Durchmesserwachstum bevorzugt. Der Parameter e_2 der Höhenwachstumsfunktion mußte daher wesentlich höher gesetzt werden (Tab. 10). Die weniger deutliche Schattenadaptation von Nadeln in tieferen Kronenschichten führt dazu, daß der Parameter für die Steuerung

¹²Die soziale Stellung eines Baumes im Bestand wird nach Kraft 1884 in fünf Klassen von vorherrschend (Klasse 1) bis ganz unterständig/absterbend (Klasse 5) eingeteilt (Kramer 1988).

Tab. 10: Parameterwerte der modifizierten Wachstumsfunktionen in FORSKA-HD

Baumart	Dichteabhängige Höhenwachstumsfunktion		Effizienzfaktor a
	s_{\min}	e_1	
Acer platanoides	0.5	1.0	2.0
Acer pseudoplatanus	0.5	1.0	2.0
Alnus glutinosa	0.5	1.5	1.0
Betula pendula	0.5	1.5	1.0
Carpinus betulus	0.4	0.3	2.5
Castanea sativa	0.5	1.0	2.0
Fagus sylvatica	0.4	0.3	2.5
Fraxinus excelsior	0.5	1.0	2.0
Picea abies	0.4	0.3	3.0
Pinus sylvestris	0.5	1.5	1.0
Populus tremula	0.5	1.5	1.0
Quercus petraea	0.5	1.0	2.0
Quercus pubescens	0.5	1.0	2.0
Quercus robur	0.5	1.0	2.0
Tilia cordata	0.4	0.3	2.5
Ulmus glabra	0.4	0.3	2.5

der Wachstumseffizienz unterdrückter Bäume im Vergleich zu den Schattenbaumarten sehr klein ist.

3.5.3 Eiche

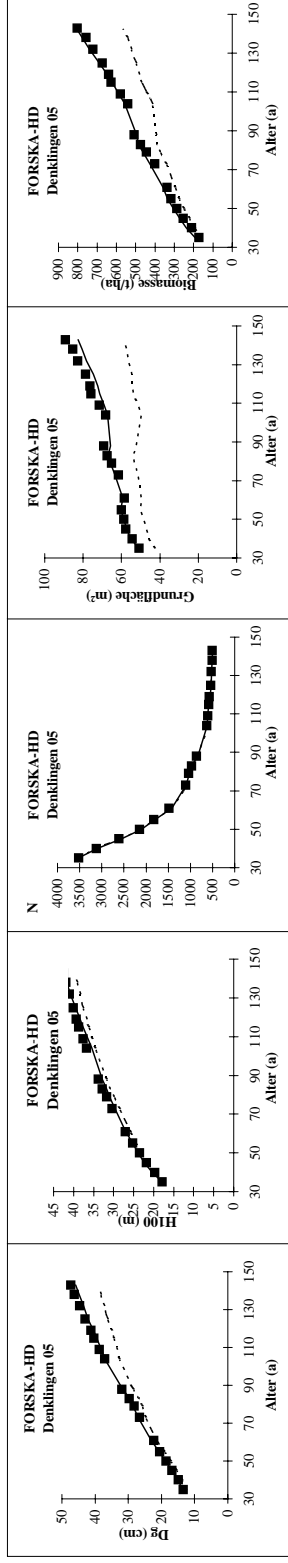
Für die Parametrisierung der Eiche wurden Daten der Versuchsfläche Elmstein 63 (Pfälzer Wald) herangezogen, die ab 1900 als mäßige Hochdurchforstung behandelt wurde (Abb. 22 (unten)). Gewisse Probleme machte hier die Reproduktion der Bestandesbehandlung im Modell, denn entgegen den klassischen Hochdurchforstungskonzepten wurden in den ersten Jahrzehnten der Beobachtungszeit laut Versuchsaufzeichnungen überwiegend Bäume mit sehr kleinen Durchmessern entnommen (wie dies eher bei einer Niederdurchforstung zu erwarten ist). Wahrscheinlich waren dies als „absterbend“ eingestufte Individuen, es ist aber ebenso möglich, daß die Hochdurchforstung weniger konsequent als heute üblich umgesetzt wurde. Gelöst wurde dieses Problem durch eine Erhöhung der Stress-Mortalitätsrate in FORSKA-HD, sodaß in diesem Fall die Niederdurchforstungskomponente durch die Mortalitätsfunktion abgebildet wurde, während die Hochdurchforstung vorrangig Bäume der Kraft'schen Stärkeklassen 2 und 3 entnommen hat.

Die gefundenen Parameterwerte für die modifizierte Wachstumsfunktion (Tab. 10) unterscheiden sich etwas von jenen für die Kiefer und scheinen die etwas größere Schattentoleranz der Eiche zu reflektieren. Charakteristische Unterschiede zwischen Laub- und Nadelhölzern sind nicht erkennbar.

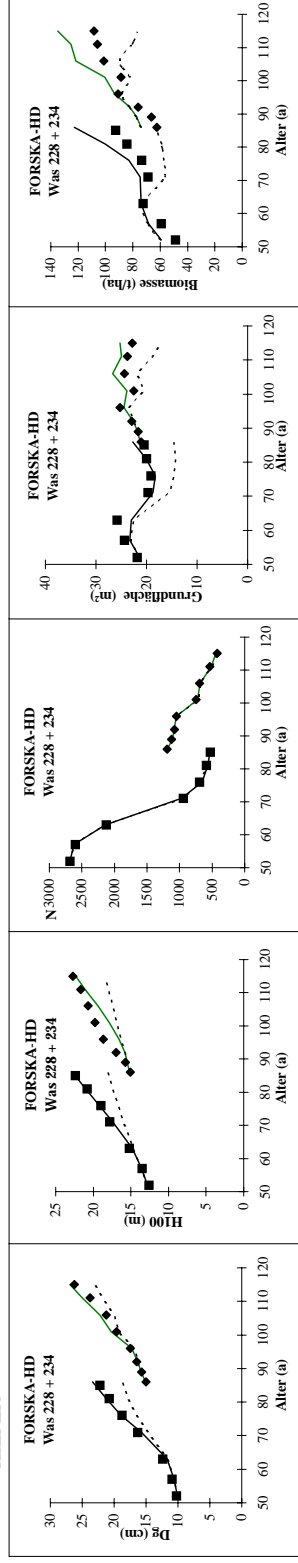
3.5.4 Sonstige Baumarten

Die Parameter der restlichen Baumarten wurden in Anlehnung an die Schattentoleranz der Arten in Relation zu den vier zuvor bestimmten Parametersätzen von Buche, Fichte, Kiefer und Eiche abgeschätzt. Zusätzlich wurden bei den Schattholzarten auch die unterschiedlichen Kronenformen von Laub- und Nadelhölzern berücksichtigt (Tab. 10). Die Differenzierung der Parameter für unterschiedliche funktionale Baumtypen könnte mit weiteren Versuchsflächendaten für weitere lichtbedürftige (Birke, Lärche) und intermediäre Arten (Ahorn, Esche) wahrscheinlich deutlich verbessert werden. Andererseits sind in FORSKA alle Baumarten bezüglich ihrer Photosyntheseigenschaften

FICHTE



KIEFER



EICHE

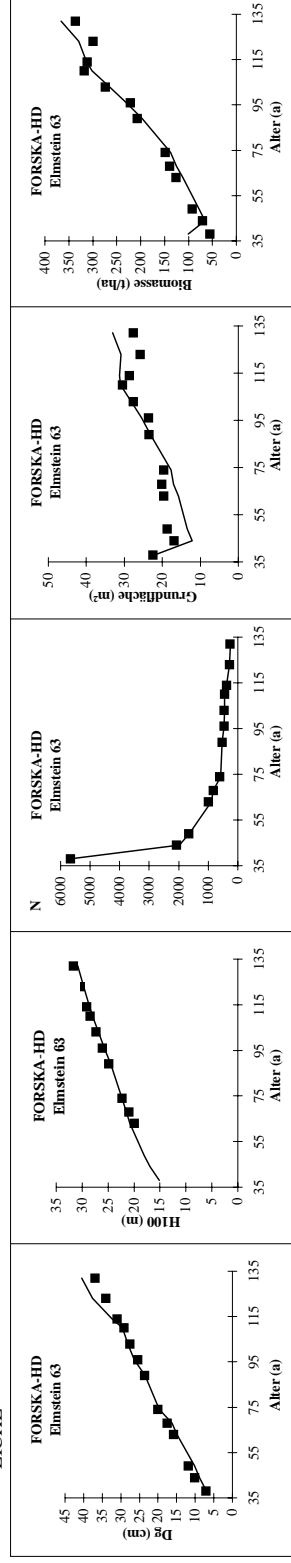


Abb. 22: Vergleich von simulierten (Linien) und beobachteten (Quadrate) Bestandeswerten der Baumarten Fichte (oben); Versuchsfläche Denklingen 05), Kiefer (mitte; Versuchsflächen Waldsassen 228 (Alter 52 bis 85) und 234 (Alter 86 bis 115)) und Eiche (unten; Versuchsfläche Elmstein 63). Simulationläufe mit durchgezogener Linie sind mit simulierter Stickstoffdeposition, gestrichelte Linien zeigen Vergleichsläufe ohne Stickstoffdüngung. Die beiden Kiefern-Flächen wurden etwa ab 1960 parallel beobachtet und weisen einen wahrscheinlich durch Stickstoffdepositionen bedingten starken Bonitätsanstieg im Versuchszeitraum auf.

in nur zwei Klassen, als Licht- oder Schattenbaumart parametrisiert, da für eine realistischere Differenzierung der Parameter bislang keine Meßdaten vorliegen.

4 Modellanwendung in bewirtschafteten Wäldern

Nachdem mit den strukturellen Veränderungen in FORSKA-HD eine Voraussetzung für die Simulation von Bewirtschaftungseingriffen geschaffen wurde, wird in diesem Kapitel das Modell mit Bewirtschaftungsroutinen und Algorithmen zur Erzeugung von fehlenden Initialisierungsdaten ergänzt und für die Simulation von bewirtschafteten Beständen im Nordostdeutschen Tiefland eingesetzt. Vorangestellt wird der Modellanwendung in bewirtschafteten Wäldern ein allgemeiner Überblick über die Bedeutung von unterschiedlichen Bewirtschaftungsstrategien im Kontext von Klimaveränderungen.

4.1 Mögliche Bewirtschaftungsstrategien als Reaktion auf den Globalen Wandel

Die Forstwirtschaft hat in den letzten 200 Jahren unzählige Varianten der Waldbewirtschaftung entwickelt (vgl. z.B. Heyder 1986), und es ist unmöglich, im Rahmen dieser Arbeit auch nur annähernd alle denkbaren Strategien aufzuzeigen, die in lokal sehr unterschiedlichen Ausgangssituationen geeignet sein könnten, um mit der Bewirtschaftung auf sich ändernde Umweltbedingungen zu reagieren. Vereinfachend sollen im folgenden nur die derzeit verbreitetsten Bewirtschaftungsstrategien betrachtet werden im Hinblick auf ihre mögliche Bedeutung in künftigen Bewirtschaftungskonzepten unter sich verändernden Umweltbedingungen. Vor der Auswahl eines waldbaulichen Verfahrens muß allerdings zunächst ein Ziel definiert werden, wie der künftige Wald aussehen soll.

4.1.1 Betriebszieltypenplanung

Die langfristige Planung in der Forstwirtschaft konkretisiert sich in den *Betriebszieltypen* der Waldbaurichtlinien für bestimmte Wuchsgebiete und Standortbedingungen. „Die Baumartenwahl muß stets auf die ökologischen Eigenarten des Standortes abgestellt sein. Standortgerecht sind Baumarten, deren Ansprüche an Klima und Boden der natürlichen Ausstattung des Standortes entsprechen, dort leistungsfähige Bestände mit geringem Produktionsrisiko bilden und ihrerseits den Bodenzustand erhalten oder sogar verbessern“ (Burschel & Huss 1987). Aufgrund der bereits in der Vergangenheit dokumentierten Umweltveränderungen (insbesondere durch Stickstoffdepositionen), des steigenden CO₂-Gehalts der Atmosphäre und der zu erwartenden Klimaveränderung sind die Standortbedingungen nicht mehr statisch zu betrachten. Im Kontext mit Klimaveränderungen stellt sich das zusätzliche Problem, daß wir nach heutigem Stand des Wissens nicht abschätzen können, wie die Klimaverhältnisse in 100 Jahren am konkreten Waldstandort sein werden (vgl. Lindner *et al.* 1997b). Eine einfache Anpassung der vorhandenen Betriebszieltypenplanung an Klimaprognosen ist daher nicht möglich, und üblicherweise wird weiterhin der Anbau von heute standortgemäßen Mischbeständen empfohlen (Thomasius 1991; Gravenhorst 1993; Ulrich & Puhe 1994).

Zusätzliche Maßnahmen zur Reduktion des Produktionsrisikos könnten darin bestehen, daß neben der Baumartenmischung im Bestand auch auf höheren Hierarchieebenen (Revier, Forstamt, Bundesland) eine größere Baumartenvielfalt angestrebt wird (Thomasius 1991). Insbesondere die heute in Wirtschaftswäldern eher selten zu findenden wärmeliebenden Laubholzarten könnten an geeigneten Standorten eingebracht bzw. gefördert werden. Am Rande der ökologischen Amplitude einer Art stellt sich dagegen die vielleicht am schwierigsten zu beantwortende Frage, ab welcher Grenze, beispielsweise der Trockenstreßgefährdung, auf eine Art künftig aus Gründen der Risikominimierung besser verzichtet werden sollte.

4.1.2 Verfahren der Waldverjüngung und des Baumartenwechsels

Mit der Waldverjüngung werden in der mitteleuropäischen Forstwirtschaft mit ihren sehr langen Umtriebszeiten wichtige Entscheidungen getroffen, die für viele Jahrzehnte das Waldbild und die forstwirtschaftlichen Rahmenbedingungen prägen. Dies ist auch der Zeitpunkt, an dem die Frage gestellt werden muß, ob und wie auf die veränderten Umweltbedingungen reagiert werden kann. Während bei der *Naturverjüngung* nur eine oder mehrere Baumarten aus dem Vorbestand und eventuell aus Nachbarbeständen zur Verfügung stehen, können mit unterschiedlichen Verfahren der *künstlichen Verjüngung* auch andere, bisher nicht am Standort vorkommende Arten eingebracht werden. In den letzten Jahren wurden in vielen Waldbaurichtlinien naturnahe Waldbauverfahren mit Naturverjüngung propagiert, falls die genetischen Eigenschaften, die Qualität und die Baumartenzusammensetzung des Vorbestandes dies erlauben. Angesichts zu erwartender Klimaveränderungen stellt sich neuerdings zusätzlich die Frage, ob die natürlich ankommenden Baumarten ein besonderes Risiko bei einer möglichen Erwärmung am gegebenen Standort darstellen. Die in Deutschland wirtschaftlich und flächenmäßig bedeutendste Baumart Fichte wurde häufig außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes angebaut und ist bereits heute auf trockenen und wechselfeuchten Standorten sehr störungsanfällig. Insbesondere auf trockenen Standorten ist der weitere Anbau der Fichte mit großen Risiken behaftet, und in solchen Situationen empfiehlt sich daher die künstliche Einbringung von anderen Baumarten mit einem geringeren Risiko am gegebenen Standort.

Ein *Baumartenwechsel* kann im einfachsten Fall nach der Nutzung des Vorbestandes (bzw. wie oft im Fall der Fichte nach dem vorzeitigen Zusammenbruch des Vorbestandes durch Sturm- oder Insektenschäden) erfolgen. In der Regel wird er durch die künstliche Verjüngung durch Saat (weniger verbreitet) oder Pflanzung realisiert, weil nur selten natürlich ankommende Verjüngung von in der Umgebung vorkommenden Baumarten in ausreichender Menge vorhanden ist. Es gibt selbstverständlich auch alle möglichen Kombinationen von natürlicher und künstlicher Verjüngung, z.B. die Ergänzung von lückiger Naturverjüngung, oder die Einbringung einer neuen Baumart als Mischung zu einer natürlich verjüngten Art aus dem Vorbestand. Neben der Verjüngung im Zusammenhang mit der Nutzung des Vorbestandes gibt es außerdem die Möglichkeit, eine neue Baumart durch *Voranbau* einige Jahrzehnte vor der Endnutzung in einen älteren Bestand einzubringen oder durch *Unterbau* in mittelalten Beständen als zweite Baumschicht mit einzubringen.

4.1.3 Möglichkeiten der Bestandespflege

In mehr oder weniger gleichaltrigen Waldbeständen schließt sich nach der erfolgreichen Verjüngung eine weitere Entwicklungsphase an, in der insbesondere durch eine Mischungsregulierung bei der *Jungwuchspflege* und der *Läuterung* des Jungbestandes noch Erziehungsmaßnahmen mit langfristigen Konsequenzen für die Baumartenzusammensetzung des Bestandes möglich sind. In späteren Entwicklungsphasen ist durch die Wuchsdynamik der vorherrschenden Individuen in den meisten Fällen nur mit unverhältnismäßig großen Eingriffen eine Beeinflussung der Mischungsverhältnisse möglich. Die *Durchforstungen* haben zunächst die Förderung der verbleibenden Bäume und eine stabile Bestandesstruktur zum Ziel, in älteren Beständen steht dann bereits die Holznutzung im Vordergrund. Im bisher in Deutschland vorherrschenden Altersklassenwald kommt demnach im Hinblick auf die Angepaßtheit des aufwachsenden Bestandes an die Umweltbedingungen der nächsten 100 bis 150 Jahre der Jungwuchs- und Jungbestandespflege zusammen mit der Verjüngung die größte Bedeutung zu. In der relativ langen anschließenden Phase der Bestandespflege im Stangenholz und Baumholz sind die Gestaltungsmöglichkeiten relativ gering.

Anders stellt sich die Lage in ungleichaltrigen Mischbeständen dar. Hier ist durch das häufig entstehende kleinflächige Mosaik unterschiedlicher Entwicklungsphasen nebeneinander die zeitliche Begrenzung der Gestaltungsmöglichkeiten weniger ausgeprägt. Durchforstungen und einzelstammweise Holzernte dienen in solchen Waldbausystemen (z.B. in der naturgemäßen

Waldwirtschaft der ANW¹³) gleichzeitig der Holznutzung, der Pflege des verbleibenden Bestandes und der Förderung der nachwachsenden Verjüngung.

4.1.4 Unterschiedliche Durchforstungsarten

In der heutigen Forstwirtschaft werden sehr unterschiedliche Durchforstungsarten praktiziert. Die klassische Form der Durchforstung, die *Niederdurchforstung*, beschränkt sich bei schwacher Durchforstungsstärke auf die Entnahme bereits absterbender oder stark unterdrückter Einzelbäume. Heute wird auch bei der Niederdurchforstung üblicherweise etwas stärker eingegriffen, zumindest in jüngeren Beständen, um neben den ohnehin ausscheidenden schwächsten Bäumen auch qualitativ schlechte Einzelbäume aus dem Herrschenden zu entfernen. Die *Hochdurchforstung* greift dagegen vorrangig im Herrschenden ein und entnimmt die stärksten Bedränger der „Zukunftsbäume“. Unterdrückte Einzelbäume werden dagegen in ausreichender Zahl im Bestand belassen, um eine Bodenbeschattung und Schaftpflge des (Laubholz-) Hauptbestandes zu erhalten. Durch die vielerorts angestrebte Abkehr vom Altersklassenwald zu ungleichaltrigen Mischwäldern nimmt die Bedeutung von *freien Durchforstungsformen* zu, in denen kein schematisches Erziehungsziel im Vordergrund steht, sondern der freien Entscheidung des Waldbauers überlassen wird, welche Bäume entnommen werden. Ein weiteres Verfahren, das zur Umwandlung von Reinbeständen vermehrt eingesetzt wird, ist die *Strukturdurchforstung*, mit der die Stabilität gleichaltriger Bestände erhöht werden soll.

Im Kontext von Reaktionsmöglichkeiten auf globale Umweltveränderungen sind konservative Niederdurchforstungen am wenigsten geeignet, um die Anpassungsfähigkeit von Waldbeständen zu erhöhen. Strukturdurchforstung und freie Durchforstung ermöglichen dagegen eher die Entwicklung von vielfältigen Bestandesstrukturen oder die frühzeitige Einbringung einer neuen Baumart.

4.1.5 Umtriebszeit

Neben der waldbaulichen Bewirtschaftungsstrategie bietet auch die Dauer der Umtriebszeit Möglichkeiten, um auf veränderte Umweltbedingungen zu reagieren. Verkürzte Umtriebszeiten erlauben es, schneller auf für einen Vorbestand ungünstige Wachstumskonstellationen zu reagieren, um z.B. im Falle einer Klimaerwärmung wärmeliebende Baumarten in die nächste Generation einzubringen. Andererseits wäre es auch denkbar, daß bei tatsächlich weiter ansteigenden Temperaturen Situationen entstehen, in denen es wirtschaftlich vorteilhafter ist, eine vorhandene Baumgeneration länger zu halten, damit anspruchsvollere Arten erst später angebaut werden können in einem dann für sie günstigeren Klima. Diese beiden Gegensätze verdeutlichen, daß es vermutlich keine generell gültigen einfachen Rezepte gibt und Entscheidungen situationsabhängig getroffen werden müssen.

4.2 Verjüngung und Bestandesentwicklung in Waldsukzessionsmodellen

4.2.1 Verjüngung

In den meisten Waldsukzessionsmodellen wird die einfache Annahme getroffen, daß immer ausreichend Samen aller potentiell vorkommenden Baumarten für die Verjüngung zur Verfügung stehen. Diese Annahme ist natürlich über kurze Zeiträume und für den einzelnen Standort unrealistisch. Da aber in erster Linie die sich langfristig einstellende potentielle natürliche Klimaxwaldgesellschaft simuliert werden soll, die zudem noch über viele Wiederholungen gemittelt wird, können trotz dieser unrealistisch erscheinenden Annahme plausible Ergebnisse erzielt werden. In manchen Modellen ist die potentiell mögliche Verjüngung der auf der Fläche tatsächlich vorhandenen Baumarten

¹³Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft

gegenüber anderen Arten erhöht (Kienast 1987). Auch in FORSKA kann ein vergleichbarer Ansatz relativ einfach implementiert werden (vgl. Kap. 4.3.3). Dies entspricht dann ungefähr der Simulation von Naturverjüngungen, allerdings kann der Zuflug von windverbreiteten Samen aus Nachbarbeständen ohne räumliche Vernetzung nicht realistisch wiedergegeben werden. Die künstliche Verjüngung von ausgewählten Arten oder die Entfernung von ungewünschten Arten aus der natürlichen Verjüngung können als Bewirtschaftungsoptionen ebenfalls einfach simuliert werden.

4.2.2 Bestandeseentwicklung

Die Bestandeseentwicklung in Waldsukzessionsmodellen wird üblicherweise allein durch das Wachstum der vorhandenen Bäume, durch die Mortalität von Einzelbäumen und das Nachwachsen von Verjüngung abgebildet. Künstliche Bestandeseingriffe durch Bewirtschaftung sind in den wenigsten Modellen vorgesehen. Die Mortalitätsfunktion setzt sich in den Modellen in der Regel aus zwei Komponenten zusammen: einer stochastischen Mortalitätsfunktion, die vom maximal erreichbaren Alter der Baumart abhängt (Botkin *et al.* 1972) und einer streßabhängigen Mortalität, die in Bäumen mit schlechtem Wachstum bzw. geringer Wachstumseffizienz unterhalb eines Schwellwertes erhöht ist (Botkin *et al.* 1972; Prentice & Leemans 1990). Während die letztgenannte Mortalitätskomponente das Ausscheiden von unterdrückten Bäumen simuliert und etwa einer schwachen Niederdurchforstung im Wirtschaftswald entspricht, werden durch die stochastische Mortalitätsfunktion alle sonstigen „zufälligen“ Mortalitätsfaktoren (z.B. Blitzschlag, Sturmwurf, Insektenfraß oder Pilzbefall) zusammengefaßt. Wie im Kapitel 3.3.1 dargestellt, überschätzen die Mortalitätsfunktionen in FORSKA die Mortalität im Buchenbestand Fabrikschleichach beträchtlich. Die Bestandesstrukturanalyse hat zudem gezeigt, daß durch die stochastische Mortalitätsfunktion zu viele dominierende Bäume vorzeitig ausfallen. Eine gesonderte Überprüfung der verwendeten Mortalitätsfunktionen scheint daher sinnvoll zu sein. Für die Simulationsexperimente mit Bewirtschaftung wurde die stochastische Mortalitätskomponente ganz ausgeschaltet und die streßinduzierte Mortalitätsrate reduziert. Da im Wirtschaftswald die behandlungsbedingte Stammzahlreduktion meistens der natürlichen Bestandeseentwicklung vorgreift, kommen die Mortalitätsfunktionen bei eingeschalteter Durchforstungsmodellierung praktisch nicht zum tragen. Lediglich in der Jungbestandeseentwicklung und bei stark unterdrückten Einzelbäumen in moderneren Durchforstungskonzepten spielt die natürliche streßbedingte Mortalität weiterhin eine Rolle.

4.3 Beschreibung und Implementierung ausgewählter Durchforstungsroutinen

4.3.1 In anderen Modellen verwendete Ansätze

Grundsätzlich sind viele unterschiedliche Durchforstungsansätze zur Kopplung an das FORSKA-Modell denkbar. Auch in einigen anderen Waldsukzessionsmodellen wurden bereits Durchforstungsroutinen berücksichtigt (Kienast 1987; Kellomäki *et al.* 1992; Kräuchi 1994). Die Durchforstungsroutine von Kräuchi (1994) ist nur auf die in der Schweiz verbreiteten, aber hierzulande unwichtigen Plenterwälder anwendbar und basiert auf Kontrollstichproben-Inventuren, die ebenfalls außerhalb der Schweiz kaum vorhanden sind. In FORECE (Kienast 1987) können mehrere Baumarten bei Durchforstungen begünstigt werden. Die Durchforstungsroutinen orientieren sich entweder an der optimalen Durchmesserverteilung in ungleichaltrigen Plenterwäldern oder an Stammzahl-Leitkurven in gleichaltrigen Beständen. Kellomäki *et al.* (1992) differenzieren verschiedene Durchforstungsstrategien (Hoch- und Niederdurchforstung) und spezifizieren die Durchforstungsstärke über Stammzahlnutzungsprozente oder Grundflächenzielwerte.

In der empirischen Waldwachstumsmodellierung werden häufig auf Verteilungsfunktionen basierende Durchforstungsroutinen verwendet (Gadow 1987; Gerold 1990). Einen interessanten Ansatz zur Modellierung von Durchforstungseingriffen mit einem „Fuzzy Logic Controller“ hat Kahn entwickelt (Kahn 1995; 1996). Dieser Ansatz zeichnet sich dadurch aus, daß die unscharfen Definitio-

nen der Auswahlkriterien bei klassischen Durchforstungen (Anonymus 1902) in ihrer Unschärfe verwendet werden können. Eine Implementierung dieses Ansatzes wäre prinzipiell auch in einem Waldsukzessionsmodell möglich.

4.3.2 Durchforstungsroutinen in FORSKA-HD

Die einfachste denkbare Durchforstungsroutine ist eine strikte Niederdurchforstung, bei der im gleichaltrigen Reinbestand grundsätzlich die kleinsten Einzelbäume entnommen werden. Diese Variante wurde für die Parameterbestimmungen mit vorgegebener Stammzahl analog zu den Buchen-Durchforstungsflächen in Fabrikschleichach implementiert und kann in Situationen ohne aktive Durchforstung verwendet werden, in denen lediglich die absterbenden Bäume aus dem Bestand entfernt werden.

Flexiblere Parametrisierungen unterschiedlicher Durchforstungsroutinen sind mit der stochastischen Weibull-Durchforstungsroutine der Arbeitsgruppe Gerold/Wenk aus Tharandt (Gerold 1990; 1991; Wenk & Gerold 1996) möglich. Der Ansatz lautet:

$$x = b_{AB} c_{AB} \sqrt[-c_{AB}]{-\ln(1-u)} + a \quad (19)$$

wobei x der Durchmesser eines Durchforstungsbaumes und a der minimale Durchmesser im Bestand ist, b_{AB} ist der Skalierungsparameter und c_{AB} der Formparameter der Weibull-Verteilungsfunktion des Ausscheidenden Bestandes; u ist eine gleichverteilte Zufallszahl zwischen 0 und 1.

Während in klassischen Anwendungen dieser Durchforstungsroutine in der Waldwachstumskunde üblicherweise die Parameter b_{AB} und c_{AB} für konkrete Versuchsflächenbehandlungen optimiert werden, war das Ziel der Implementierung in FORSKA-HD die Abschätzung von Parameterwerten für bestimmte „typische“ Durchforstungsstrategien. Dabei ist zu berücksichtigen, daß sich die Parameter im Verlauf der Bestandesentwicklung dynamisch verändern (Gerold 1990). Aus diesem Grund wurden Schätzverfahren implementiert, mit denen über die aktuelle Durchmesser-Verteilung eines Bestandes vor der Durchforstung die Parameter der Weibull-Verteilung geschätzt werden können (Gerold 1990):

- Der Parameter a entspricht dem kleinsten vorhandenen Durchmesser, d_{\min} , und kann daher direkt aus den Zustandsgrößen im Bestand abgelesen werden.
- Der Parameter b des Ausgangsbestandes, b_{GB} , kann über eine Quantilschätzung bestimmt werden, da etwa 63 Prozent der Bäume einen Durchmesser haben, der kleiner als $(d_{\min} + b_{GB})$ sind. Die Schätzung erfolgt nach der Gleichung

$$b_{GB} = d_{63\%} - d_{\min} \quad (20)$$

- Nachdem a und b_{GB} bekannt sind, kann der Parameter c des Ausgangsbestandes, c_{GB} über eine weitere Quantilschätzung ($d_{95\%}$) berechnet werden:

$$c_{GB} = \frac{1.09719}{\ln((d_{95\%} - a)/b_{GB})} \quad (21)$$

Da mit diesen Schätzverfahren jeweils die Parameter für die Verteilungsfunktion des Ausgangsbestandes vor der Durchforstung bestimmt werden, muß nun anschließend noch die Relation zwischen den Verteilungsfunktionen von Ausgangsbestand und ausscheidendem Bestand berücksichtigt werden. Dazu wird die Konstante K_b eingeführt:

$$K_b = b_{GB} / b_{AB} \quad (22)$$

Der Parameter a (d_{\min}) ist für beide Verteilungen identisch, und vereinfachend wird angenommen, daß auch der Parameter c gleichbleibt. Die Konstante K_b weist je nach Durchforstungsstrategie unterschiedliche Werte auf (Tab. 11). Da die Parameter der Verteilungsfunktion des Gesamtbestandes direkt aus den Zustandsgrößen des simulierten Bestandes abgelesen werden, wird die Art der

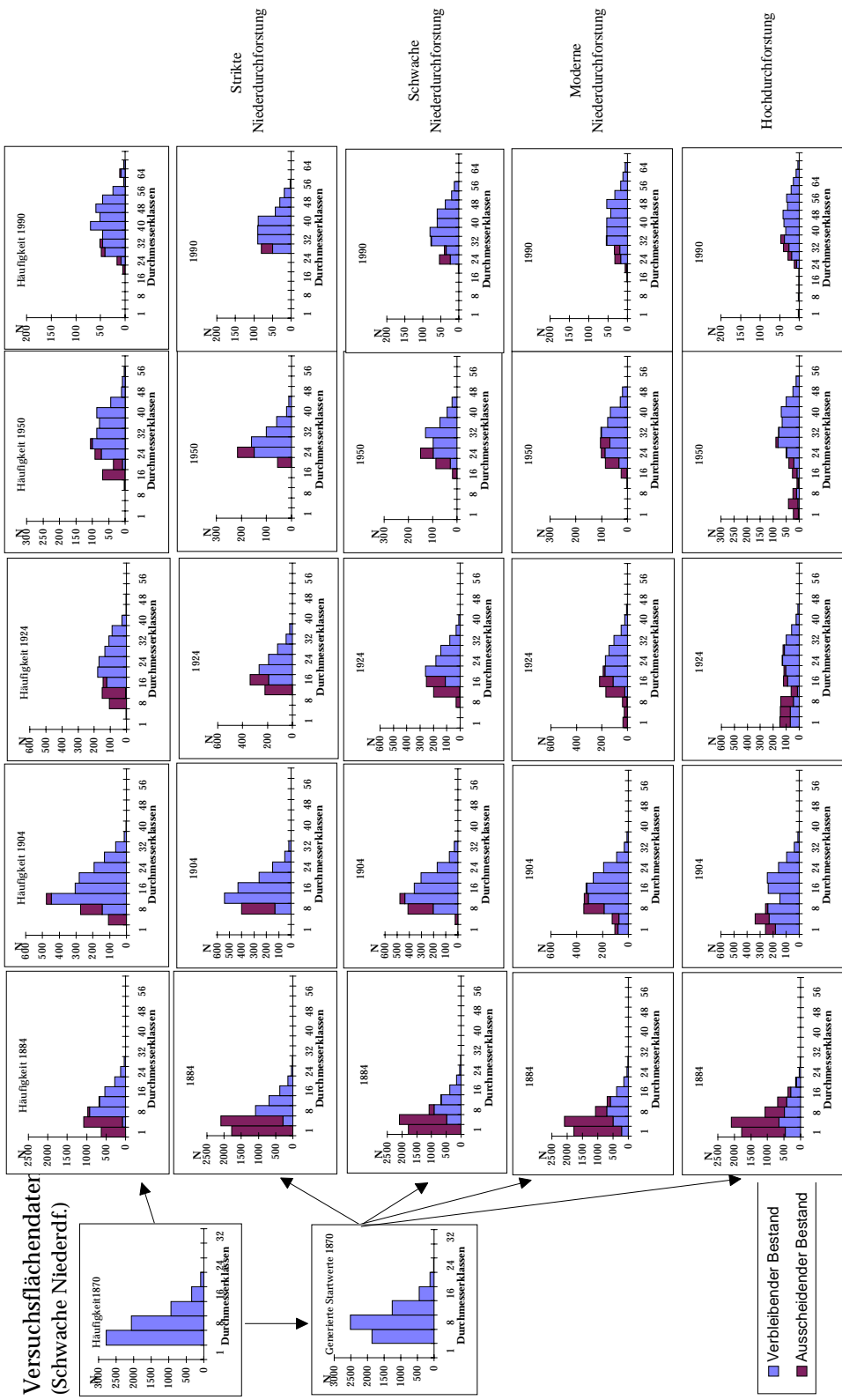


Abb. 23: Beobachtete und simulierte Durchmesserhäufigkeitsverteilungen des verbleibenden Bestandes der Buchen-Versuchsfläche Fabrikschleichach. Die Versuchsfläche wurde schwach niederdurchforstet (obere Zeile). Die Zeilen 2 bis 5 sind Simulationsergebnisse mit FORSKA-HD unter Verwendung von unterschiedlichen Durchforstungsroutinen.

Tab. 11: Parameterwerte der Durchforstungsroutine für unterschiedliche Durchforstungsstrategien

Durchforstungsart	K_B
Schwache Niederdurchforstung	2.5
Mäßige Niederdurchforstung	1.8
Hochdurchforstung	1.2
Gestaffelte Durchforstung	1.2 ($H_{100} < 30m$) / 2.5 ($H_{100} > 30m$)

Durchforstung im wesentlichen über die Konstante K_b gesteuert. Die Stärke der Durchforstung wird unabhängig von der Durchforstungsfunktion über ein Stammzahlnutzungsprozent oder eine Zielgrundfläche gewählt. Bei der Nutzung von Versuchsflächendaten zur Modellkalibrierung besteht auch die Möglichkeit, die tatsächlich beobachtete Stammzahl als Zielgröße zu verwenden.

Abb. 23 zeigt beispielhaft die mit unterschiedlichen Durchforstungsstrategien simulierten Durchmesserhäufigkeitsverteilungen des verbleibenden und des ausscheidenden Bestandes der Buchen-Versuchsfläche Fabriktschleichach im Vergleich mit den Beobachtungswerten für eine schwache Niederdurchforstung. Abb. 24 zeigt anhand der Durchmesserverteilungen von zwei weiteren Versuchsflächen für Fichte (Denklingen 05, Niederdurchforstung) und Eiche (Elmstein 63, Hochdurchforstung), daß FORSKA-HD mit dieser Durchforstungsfunktion recht flexibel unterschiedliche Behandlungsstrategien näherungsweise nachbilden kann.

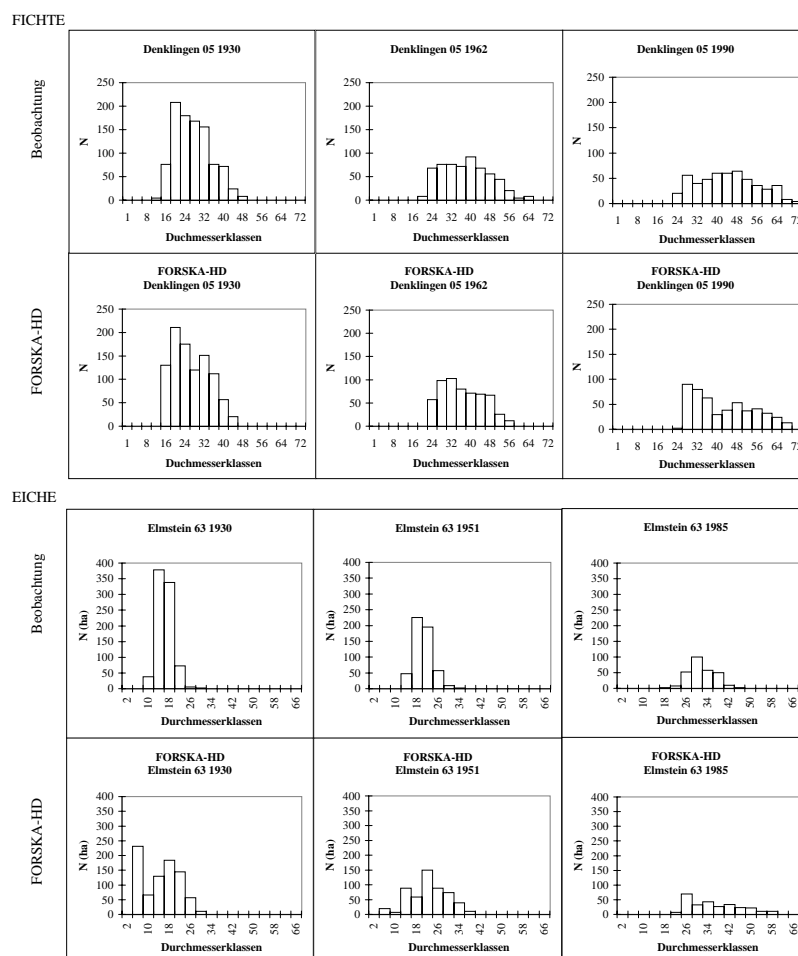


Abb. 24: Beobachtete und simulierte Durchmesserverteilungen im Fichtenbestand Denklingen 05 (obere Zeilen) und im Eichenbestand Elmstein 63 (untere Zeilen).

4.4 Generierung von Startwerten für Simulationsläufe

Für die Simulation von bewirtschafteten Beständen werden Startwerte für jeden Einzelbaum des zu simulierenden Bestandes benötigt. In FORSKA-HD sind dies: Baumart, Alter, Durchmesser in Brusthöhe, Baumhöhe, Kronenansatzhöhe und Blattfläche. Da solche Informationen nur in Ausnahmefällen vollständig verfügbar sind, müssen fehlende Startwerte näherungsweise generiert werden. Mehrere Schätzfunktionen für diesen Zweck wurden aus der Arbeit von Gerold (1990) sowie aus dem einzelbaumorientierten BWIN-Simulationsprogramm von Nagel (1996) übernommen.

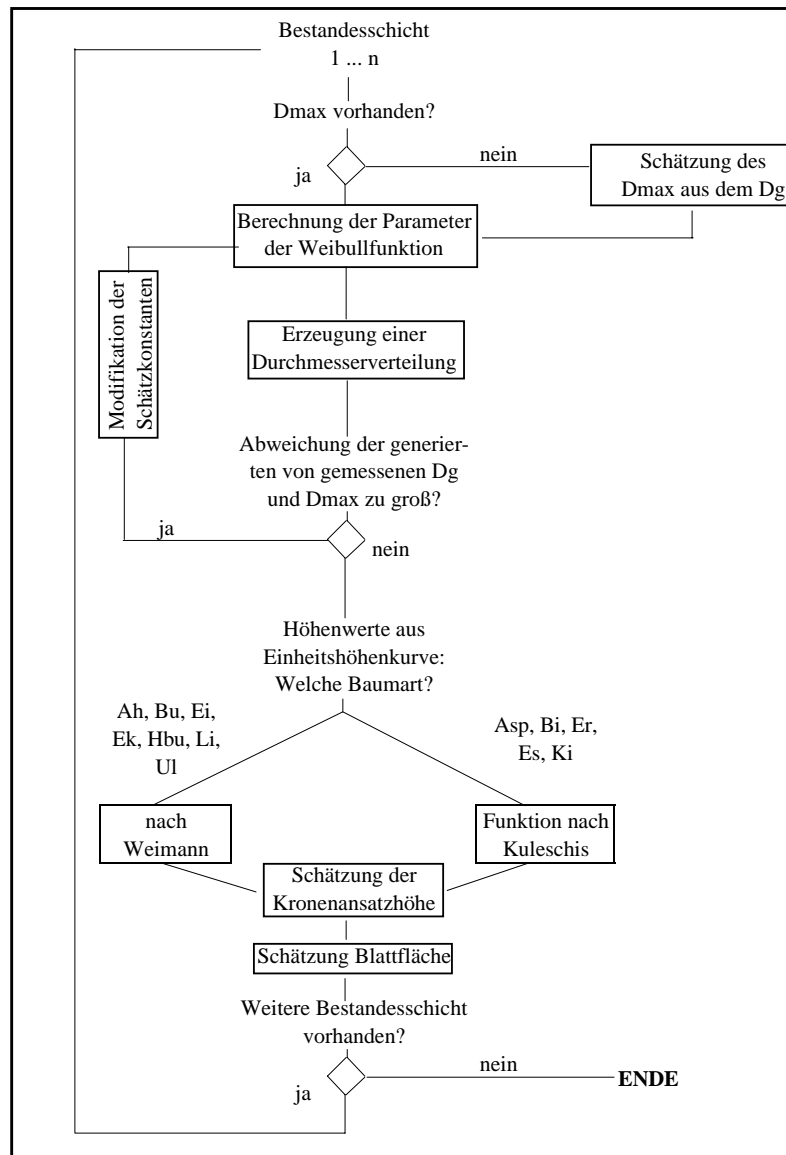


Abb. 25: Ablaufschema der Erzeugung von Startwerten in der Initialisierungsroutine.

Die fehlenden Startwerte werden in mehreren Schritten generiert (Abb. 25). Die Durchmesserwerte der Einzelbäume D_i werden mit Hilfe der Weibullfunktion nach einer Methode von Nagel & Biging (1995) erzeugt:

$$D_i = b_w \left[\left(T / b_w \right)^{c_w} - \ln(1 - u) \right]^{1/c_w} \quad (23)$$

wobei b_w und c_w Parameterwerte der Weibullfunktion sind, T ist ein Schwellenwert für den minimalen generierten Durchmesser, und u ist eine Zufallszahl zwischen 0 und 1.

Die Parameterwerte für die Weibullfunktion basieren auf Schätzfunktionen, die für den nordwestdeutschen Raum anhand von 2242 Aufnahmen auf 450 Versuchspartzellen für die Baumarten Eiche, Buche, Fichte und Kiefer regressionsanalytisch bestimmt wurden (Nagel & Biging 1995):

$$b_w = wp_0 + wp_1 Dg \quad (24)$$

$$c_w = wp_2 + wp_3 Dg + wp_4 Dmax \quad (25)$$

wp_0 bis wp_4 sind artspezifische Parameter.

Für die Generierung der Durchmesservertelung mit diesen Schätzfunktionen wird für jeden Bestand der mittlere Durchmesser Dg und der maximale Durchmesser $Dmax$ oder ein anderer Durchmesser aus dem stärkeren Durchmesserbereich (z.B. D_{100}) benötigt. Ist der zweite Durchmesserwert nicht vorhanden, muß dieser ebenfalls geschätzt werden. Für die im folgenden Kapitel beschriebene Testanwendung von FORSKA-HD wurde mit der Schätzfunktion von Gerold (1990) der $Dmax$ wie folgt berechnet.

$$Dmax = a_m + b_m Dg - c_m Dg^2 \quad (26)$$

Als Parameterwerte wurden $a_m=8.2$, $b_m=1.8$ und $c_m=0.01$ gewählt.

Falls die Abweichung zwischen den mit Gleichung (23) generierten und den gemessenen Bestandesmittelwerten zu groß ist (derzeit sind Schwellenwerte bei einer Abweichung von jeweils 20% des Dg und des $Dmax$ gesetzt), werden die Parameter wp_1 und wp_4 der Schätzfunktionen (24) und (25) in einem Iterationsprozess über die Gleichungen:

$$wp_{1_{mod}} = wp_1 Dg / Dg_{gen} \quad (27)$$

und

$$wp_{4_{mod}} = wp_4 Dmax / Dmax_{gen} \quad (28)$$

modifiziert, bis die Schwellenwerte unterschritten werden. Die Parameter wp_1 und wp_4 werden nacheinander variiert, weil beide Formparameter der Weibullfunktion (b_w und c_w) sowohl den mittleren als auch den maximalen generierten Durchmesser beeinflussen.

Höhenwerte werden für jeden Durchmesser berechnet aus Einheitshöhenkurven von Weimann (1980) für die Baumarten Buche, Eiche und Fichte und von Kuleschis (1981, zitiert nach Gerold 1990) für Birke, Erle, Esche, Zitterpappel und Kiefer (vgl. Parameterliste im Anhang). Die Einheitshöhenfunktion von Weimann lautet:

für $D \geq Dg - Hg/2$

$$H = Hg + (k_1 + k_2 Hg) \cdot (\ln(Hg - Dg + D) - \ln Hg) \quad (29)$$

für $D < Dg - Hg/2$

$$H = (Hg + (k_1 + k_2 Hg) \cdot (\ln(\frac{Hg}{2}) - \ln Hg) - 1.3) \cdot (\frac{D}{Dg - Hg/2})^{1/2} + 1.3 \quad (30)$$

mit Hg der mittleren Höhe (des Grundflächenmittelstamms) sowie den Parametern k_1 und k_2 . Die Einheitshöhenkurven von Kuleschis verwenden die Gleichung

$$H = \left(a_{ku} + \frac{b_{ku}}{D + Dg/2} Dg + \frac{c_{ku}}{(D + Dg/2)^2} Dg^2 \right) Hg \quad (31)$$

mit

$$a_{ku} = 1 - (ku_1 + ku_2 Dg + ku_3 Dg^2) \quad (32)$$

$$b_{ku} = ku_4 + ku_5 Dg + ku_6 Dg^2 \quad (33)$$

$$c_{ku} = ku_7 + ku_8 Dg + ku_9 Dg^2 \quad (34)$$

ku_1 bis ku_9 sind Parameter.

Aus dem Durchmesser und der Höhe wird über die folgende Schätzfunktion

$$ka = H \left(1 - e^{-\left(c_1 + c_2 \frac{H}{D}\right)^2} \right) \quad (35)$$

die Kronenansatzhöhe ka bestimmt, wobei c_1 und c_2 Regressionsparameter sind (Nagel 1997).

Abschließend wird aus der in FORSKA für Jungbäume definierten Beziehung zwischen Durchmesser (Splintholz) und Blattfläche

$$L = c_l D^2 \quad (36)$$

die Blattfläche L für jeden Einzelbaum geschätzt, c_l ist ein baumartenspezifischer Parameter. Bei älteren Bäumen mit Kernholz wird angenommen, daß sie 20 Jahresringe Splintholz aufweisen. Die Blattflächengröße ist einer der unsichersten Schätzwerte, da es an Vergleichsdaten aus Beobachtungen fehlt und keine allgemeinen Schätzfunktionen bekannt sind.

4.5 Beispielhafte Modellanwendung in einem Forstrevier in der Dübener Heide

4.5.1 Beschreibung des Testgebietes

Ausgewählt wurde für die räumliche Anwendung von FORSKA-HD das Revier 1 des Forstamtes Tornau in der Dübener Heide (Nordostdeutsches Tiefland). Die Dübener Heide bot sich als Testgebiet an, da im Rahmen des SANA-Projektes¹⁴ am PIK ein geeigneter Datensatz mit umfangreichen Bestandes- und Standortdaten zusammengestellt worden ist (Flechsigg & Erhard 1996; Erhard & Flechsigg (eingereicht)). Für die beispielhafte Modellanwendung wurde nur ein kleiner Ausschnitt des SANA-Untersuchungsgebietes genutzt. Das Revier 1 des Forstamtes Tornau zeichnet sich durch eine für das Nordostdeutsche Tiefland vielfältige Mischung von Bestandes- und Standortstypen aus. Neben den sonst dominierenden Kiefern-Reinbeständen gibt es viele Buchen- und Eichenbestände, vereinzelt treten auch Birke, Hainbuche und Linde in Erscheinung (Tab. 12 und Abb. 26). Das Klima in der Dübener Heide ist kontinental getönt mit einer Jahresmitteltemperatur zwischen 8.0 und 8.5 °C und jährlichen Niederschlägen von 540 bis 600 mm. Als potentiell natürliche Vegetation werden für Sanderflächen kiefernreiche Eichen - Hainbuchenwälder und für die Endmoränen Buchenwälder angegeben (Erhard in Vorbereitung). Ab dem letzten Jahrhundert wurden großflächig Kiefernreinbestände auf übernutzten und degradierten Standorten eingebracht.

Da mit FORSKA-HD zuvor nur einzelne Versuchsflächen simuliert worden waren, sollte die erste räumliche Modellanwendung an einer überschaubaren Anzahl von Beständen realisiert werden, nicht zuletzt um eine Überprüfung des Modellverhaltens zu erleichtern. 65 Waldbestände mit einer Fläche von insgesamt 330 ha wurden zufällig aus dem gesamten Datenbestand ausgewählt. Tab. 12 gibt eine Übersicht über die Baumartenzusammensetzung der Bestände. Die Vielfalt der Bestandestypen ermöglicht einen sehr guten Test für die Anwendung der Bewirtschaftungsroutinen in FORSKA-HD.

¹⁴ BMBF-Verbundforschungsprojekt „Sanierung der Atmosphäre über den neuen Bundesländern“, Laufzeit 1. 3. 93 bis 31. 12. 1995.

Tab. 12: Übersicht Waldbestände und Baumarten im Testgebiet (Datengrundlage Datenspeicher Wald, Stand 1993; klassifiziert mit FORSKA-HD)

Waldbestandestypen	Häufigkeit	Baumart	Anzahl der Bestände mit Biomasse > 1t/ha
Fichten-Laubholz-Mischbestand	2	Roterle	2
Kiefern-Reinbestand	15	Birke	15
Kiefern-Laubholz-Mischbestand	19	Hainbuche	12
Kiefern-Eichen-Mischbestand	1	Rotbuche	42
Kiefern-Nadelholz-Mischbestand	3	Fichte	15
Buchen-Reinbestand	9	Kiefer ^a	52
Buchen-Eichen-Mischbestand	3	Eiche ^b	17
Buchen-Nadelholz-Mischbestand	4	Linde	1
Eichen-Buchen-Mischbestand	3		
Sonstiger Laubholzbestand (niedrige Lebensdauer)	2		
Sonstiger Laubholz-Mischbestand (niedrige Lebensdauer)	1		
Hartlaubholz-Auenwald (Hainbuche)	1		
Freifläche	2		

^amit Lärche (*Larix decidua* Mill.), ^bTraubeneiche; mit Roteiche (*Quercus rubra* L.)

4.5.2 Verwendete Daten und Methoden

In Tab. 13 ist beispielhaft für einen Bestand der Auszug der verwendeten Daten aus dem Datenspeicher Waldfonds¹⁵ dargestellt. Für jede Baumart bzw. Bestandesschicht ist im Datenspeicher eine Datenzeile enthalten. Bei der Berechnung von Initialisierungsdaten eines Bestandes muß berücksichtigt werden, ob die entsprechende Teilfläche (FLAE) zur Gesamtfläche des Bestandes addiert werden muß, oder nicht (z.B. im Fall von nicht bestandesprägender Verjüngung).

Tab. 13: Auszug aus dem Datenspeicher Wald für einen Bestand aus dem Testgebiet

Flächen-ID	Zeile	Revier	Baumart	Alter	Hg (m)	Bonität	Dg (cm)	G (m ²)	Vorrat (m ³ /ha)	Bestandesart	Fläche
100450100	1	1	511	156	28	3	55	30	418	14	4.1
100450100	2	1	412	104	26	1.5	32	24	311	14	2.4
100450100	3	1	511	30	5	4	4	0	0	42	1.3
100450100	4	1	511	38	9	3	8	14	37	42	1
100450100	5	1	611	20	3	2	2	0	0	42	0.9

Baumart 412: Traubeneiche; 511: Buche; 611: Hainbuche. Bestandesart 14: Oberstand mit Unterstand; 42: Unterstand mit Überhalt

Bodendaten wurden aus der digital vorliegenden Bodenkarte BÜK1000 der BGR entnommen, die im GIS mit digitalisierten Forstkarten verschnitten wurde. Als Klimadaten wurden einheitlich für alle Bestände langjährige monatliche Mittelwerte für Temperatur, Niederschlag und relativer Sonnenscheindauer der nahegelegenen DWD Station Wittenberg verwendet. Für diese Station wurden im Rahmen der Brandenburgstudie von der Abteilung Klimaforschung des PIK verschiedene Klima-

¹⁵Die Daten wurden freundlicherweise bereitgestellt von der Forstlichen Landesanstalt Sachsen-Anhalt in Gernrode - Haferfeld

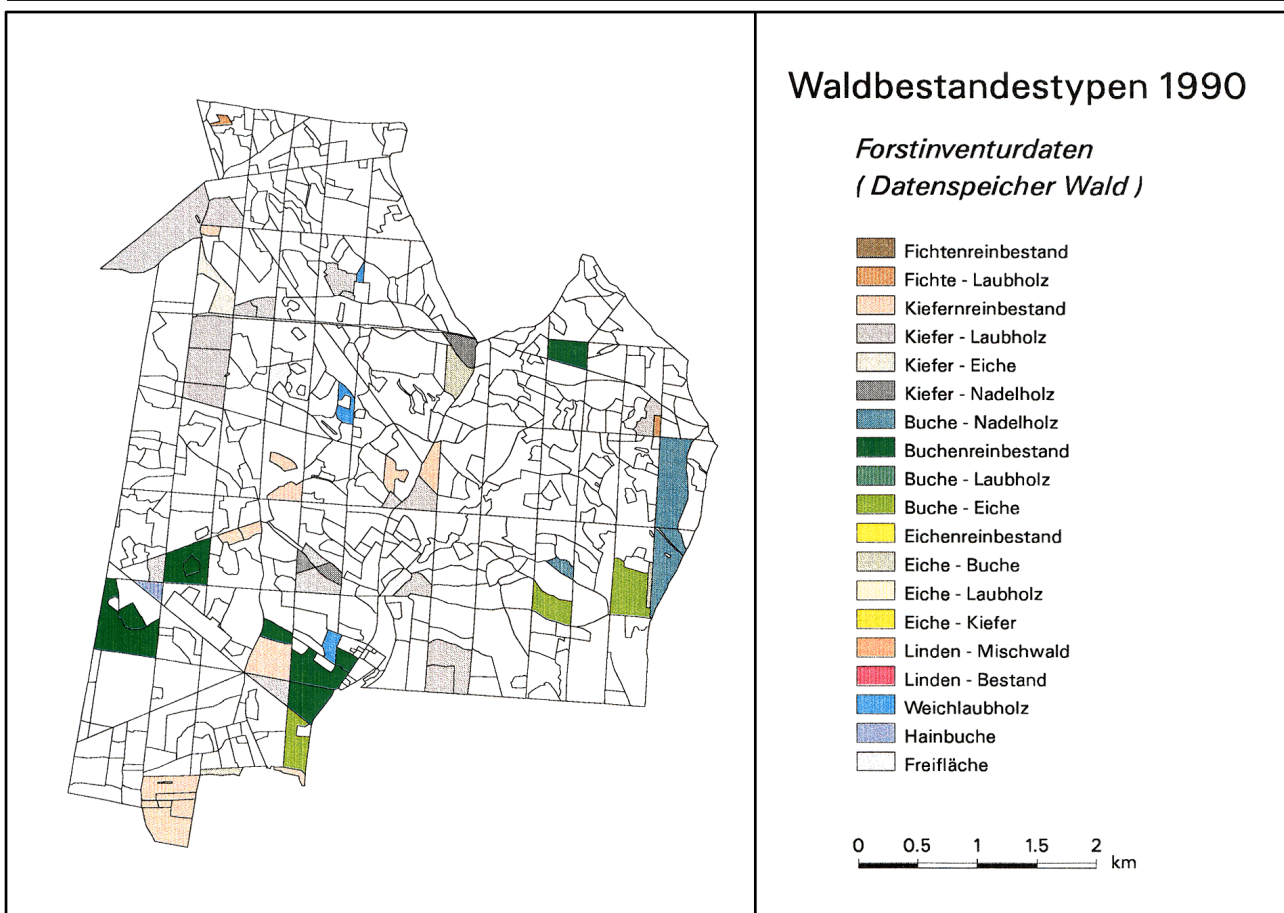


Abb. 26: Für den Modelltest ausgewählte Waldbestände aus dem Forstamt Tornau in der Dübener Heide. Forstinventurdaten aus dem Jahr 1993 klassifiziert nach den in Kapitel 2.3.2 beschriebenen Waldtypen.

szenarien erzeugt (vgl. Kap. 2.3.1.2). Für die Modellanwendung im Testgebiet wurde ein Gleichgewichtsszenarium (+3K) ausgewählt, das einem mittleren Temperaturanstieg von 3 Kelvin entspricht.

Für das Simulationsexperiment wurde FORSKA-HD analog zu der in Kapitel 2.3.1.3 beschriebenen Vorgehensweise in die Simulationsumgebung SPRINT-S eingebunden, und die Rechnungen wurden auf mehreren Knoten des institutseigenen Parallelrechners IBM Sp2 realisiert. Mehrere Anpassungen im Programmablauf waren notwendig, um FORSKA-HD mit Bestandesinitialisierung und Bewirtschaftungsoptionen parallel rechnen zu können. Der Vorteil der Einbindung in SPRINT-S liegt darin, daß nun mit wenig zusätzlichem Aufwand weitere Szenarien und umfangreichere regionale Datensätze bearbeitet werden können.

Während die PNV-Simulation über 600 Jahre gerechnet wurde, werden alle Simulationsläufe mit Bestandesinitialisierung über einen Zeitraum von 110 Jahren gerechnet (Bezugszeitraum 1990-2100). Die Startwerte basieren auf der aktuellsten Forstinventur des Jahres 1993. Die Klassifikation der Baumartenzusammensetzung (vgl. Kap. 2.3.1.3) erfolgt mit Mittelwerten der Simulationsjahre 400 bis 600 (PNV) bzw. für die letzten 20 Simulationsjahre bei Simulationsläufen mit Bestandesinitialisierung von jeweils 50 Wiederholungen pro Bestand. Weil die regionale Modellsimulation bislang nur mit einem Gleichgewichtsklima gerechnet werden kann, setzen die Simulationsläufe mit verändertem Klima ebenfalls auf die aktuell vorhandenen Waldbestände auf. Außerdem gibt es wenig gesichertes Wissen darüber, wie sich Klimaveränderungen im zeitlichen Verlauf entwickeln werden. Die Studie von Bugmann (1997) hat zudem gezeigt, daß sich unterschiedliche Annahmen über den Verlauf der Klimaänderung nur kurzfristig auf die Reaktion der Baumarten auswirken. Die generelle Sensitivität der Baumarten gegenüber der Klimaänderung ist davon relativ unabhängig.

Tab. 14 Übersicht der Bewirtschaftungs- und Verjüngungsszenarien

Simulationslauf	Initialisierung	Baumartenverjüngung	Bewirtschaftung
PNV-Modus	ohne	unbegrenzt: alle Baumarten können sich etablieren	ohne
„Naturschutz“-Variante	mit	Naturverjüngung vorhandener Baumarten über 40 Jahre, begrenzte Migration anderer Arten	ohne
Konservative Bewirtschaftung	mit	Verjüngung bestandesbildender Baumarten, keine Etablierung neuer Arten	konservativ
Adaptive Bewirtschaftung	mit	Verjüngung klimatisch angepaßter Baumarten, Einführung neuer Arten	adaptiv

4.5.3 Bewirtschaftungsszenarien

Tab. 14 gibt einen Überblick über die unterschiedlichen Szenarienläufe, die in der Testanwendung verglichen werden. Zwei Bewirtschaftungsszenarien (konservative und adaptive Strategie) werden der Simulation der PNV, wie sie bisher üblicherweise mit Sukzessionsmodellen gerechnet wurde, gegenübergestellt. Zusätzlich wird eine „Naturschutz“-Variante gerechnet, die ebenfalls auf die real existierenden Waldbestände aufsetzt, aber ohne aktive Bewirtschaftung nur die natürliche Verjüngung bestimmter Arten vorsieht, die im Vorbestand enthalten sind: alle Baumarten, von denen Einzelbäume mindestens 40 Jahre alt und 15 Meter hoch sind, können sich mit der vollen Regenerationsrate verjüngen. Die Zuwanderung neuer Arten ist in dieser Variante stark eingeschränkt. Für die Pionierbaumarten Birke, Kiefer und Pappel wird angenommen, daß noch 10 %, bei sonstigen Arten nur 2 % der maximalen Verjüngungsrate unter sonst optimalen Standortbedingungen realisiert werden kann.

Im konservativen Bewirtschaftungsszenarium werden die Bestände konventionell durchforstet und genutzt, und die Bestandesverjüngung wird mit den Arten des Vorbestandes realisiert. Die adaptive Bewirtschaftung dagegen verjüngt nur solche Arten des Vorbestandes, die klimatisch an die herrschenden Bedingungen angepaßt sind. Zusätzlich werden neue Baumarten etabliert, die besser an die Verhältnisse angepaßt sind. Als Indikator für die Angepaßtheit wird der in FORSKA verwendete Trockenstreßindex herangezogen, der aus dem Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration berechnet wird. In Abhängigkeit vom Trockenstreß an einem Standort werden unterschiedliche Grenzwerte definiert (Abb. 27): Liegt der Wert der Trockenstreß-Wirkungsfunktion einer Art oberhalb des positiven Grenzwertes, so gilt die Art als förderungswürdig. Alle Baumarten unterhalb der zweiten Schwelle werden dagegen bei Verjüngung und Durchforstung zurückgedrängt. Die Funktion des negativen Schwellwertes wurde so gewählt, daß auf Standorten mit geringem Trockenstreß alle Baumarten mit weniger als 0.1 Abweichung des Trockenstreßindikators x_{gsdrt} von ihrem maximal tolerierten Grenzwert dri zurückgedrängt werden. Auf Standorten mit hohem Trockenstreß ist das Baumartenspektrum ohnehin schon stark eingeschränkt, und die streßtolerantesten Arten, die bisher in FORSKA-HD enthalten sind (mit $dri = 0.5$) sollten auf diesen Extremstandorten toleriert werden. Die positive Schwellwertfunktion wurde so gewählt, daß bei dem relativ hohen Trockenstreßindex $x_{gsdrt} = 0.4$ noch eine Baumartengruppe (die streßtoleranteste) förderungswürdig ist. Unter heutigem Klima werden von der adaptiven Bewirtschaftung entsprechend den modernen Waldbaurichtlinien Laubhölzer gefördert.

Durchforstungen werden in den Szenarien mit Bewirtschaftung gesteuert durch die Oberhöhenentwicklung (H_{100}) des Bestandes. Der erste Eingriff erfolgt nach dem Erreichen von 10 Meter Höhe, Folgeeingriffe werden simuliert, sobald der Höhenzuwachs seit der letzten Durchforstung 2 Meter überschreitet, mindestens aber alle 20 Jahre. Während in Jungbeständen häufige Eingriffe möglich sind, beträgt das Durchforstungsintervall in älteren Beständen mit H_{100} über 25 Meter mindesten 10

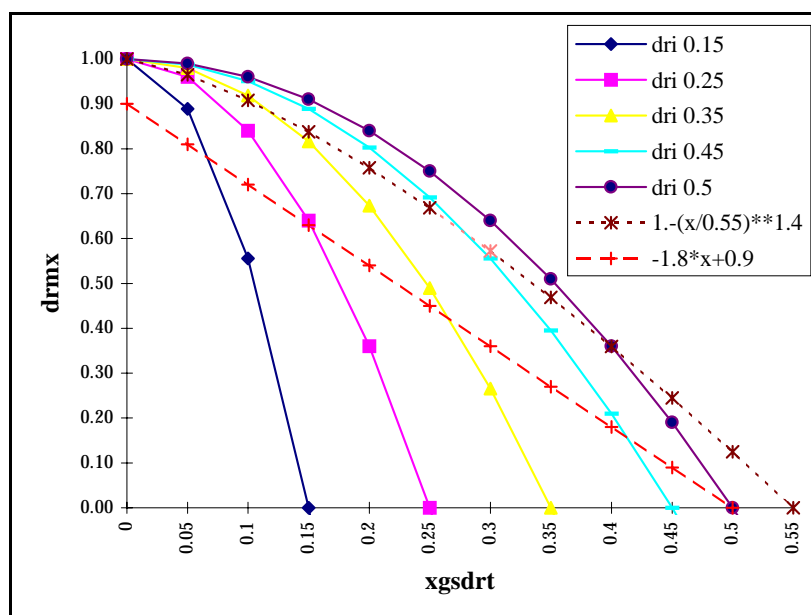


Abb. 27: Trockenstreß-Responsefunktionen (drmx) für unterschiedliche Toleranzklassen. Der Trockenstreßindikator xgsdrt wird aus dem Verhältnis von aktueller und potentieller Evapotranspiration berechnet. Die Toleranzklassen werden definiert durch den maximal tolerierten Wert (dri) des Trockenstreßindikators mit Werten zwischen 0.15 (sensitive Arten) und 0.5 (tolerante Arten). Gestrichelt eingezeichnet sind zwei Schwellwerte: Baumarten mit Responsefaktoren unterhalb der gestrichelten Linie haben erhöhten Trockenstreß und werden im Zuge der Bewirtschaftung aus dem Bestand entfernt. Baumarten mit Responsefaktoren oberhalb der gepunkteten Linie sind wenig gestreßt und werden durch die Bewirtschaftung gefördert.

Jahre. Zur Steuerung der Durchforstungsroutinen wurden in der vorliegenden Untersuchung vereinfachend die Ertragstafelfunktionen von nur zwei Baumarten, Kiefer und Buche, herangezogen. Alle Bestände mit einer Schattbaumart als Hauptbaumart wurden in Anlehnung an die Grundflächenhaltung der Buchenertragstafel 1983 (Dittmar *et al.* 1986) behandelt, für Lichtbaumarten wurde die Kieferntragstafel 1975 der DDR (Lembcke *et al.* 1975) verwendet. Die für die einzelnen Baumarten gewählten Durchforstungs- und Holzernteverfahren sind in Tab. 15 zusammenfassend dargestellt. Die gewählten Umtriebszeiten sind im Anhang dokumentiert.

Die Holzernte kann in drei Varianten simuliert werden: als Kahlschlag, Schirmschlag und nach Zielstärkennutzung. Das Nutzungsalter bzw. die Zielstärke können im Simulationsexperiment gesetzt werden. Vorhandene Verjüngung unter dem Altbestand wird bei allen verwendeten Szenarien übernommen, weil die Forstwirtschaft derzeit bestrebt ist, den Anteil der Kiefer insgesamt zu reduzieren (z.B. durch die Übernahme von Laubholzverjüngung unter der Kiefer). Nach jeder Holzernte wird die Verjüngungsroutine aufgerufen. Falls die Dichte der simulierten Verjüngung (gemessen in Blattfläche pro ha) nach der vollständigen Nutzung des Altbestandes unter 1 m^2 pro ha liegt, wird anschließend die Verjüngung durch Kiefernpflanzen ergänzt. Bei fehlgeschlagener Bestandesverjüngung droht auf den meisten Standorten in der Dübener Heide eine rasante Ausbreitung verdämmender Konkurrenzvegetation, insbesondere durch das Sandrohr (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth). Weil anspruchsvolle Baumarten unter diesen Umständen (Freiflächenbedingung mit starker Vergrasung) üblicherweise ein schlechtes Anwuchsverhalten zeigen, wird angenommen, daß in solchen Fällen die Kiefer eingebracht wird, um schnell wieder einen geschlossenen Waldbestand zu sichern.

4.5.4 Resultate

4.5.4.1 Heutiges Klima

Der Vergleich der Bestandesverhältnisse im Testgebiet (Abb. 26) mit der simulierten PNV (Abb. 28 links oben) zeigt den starken Einfluß der jahrhundertewährenden Bewirtschaftung auf die

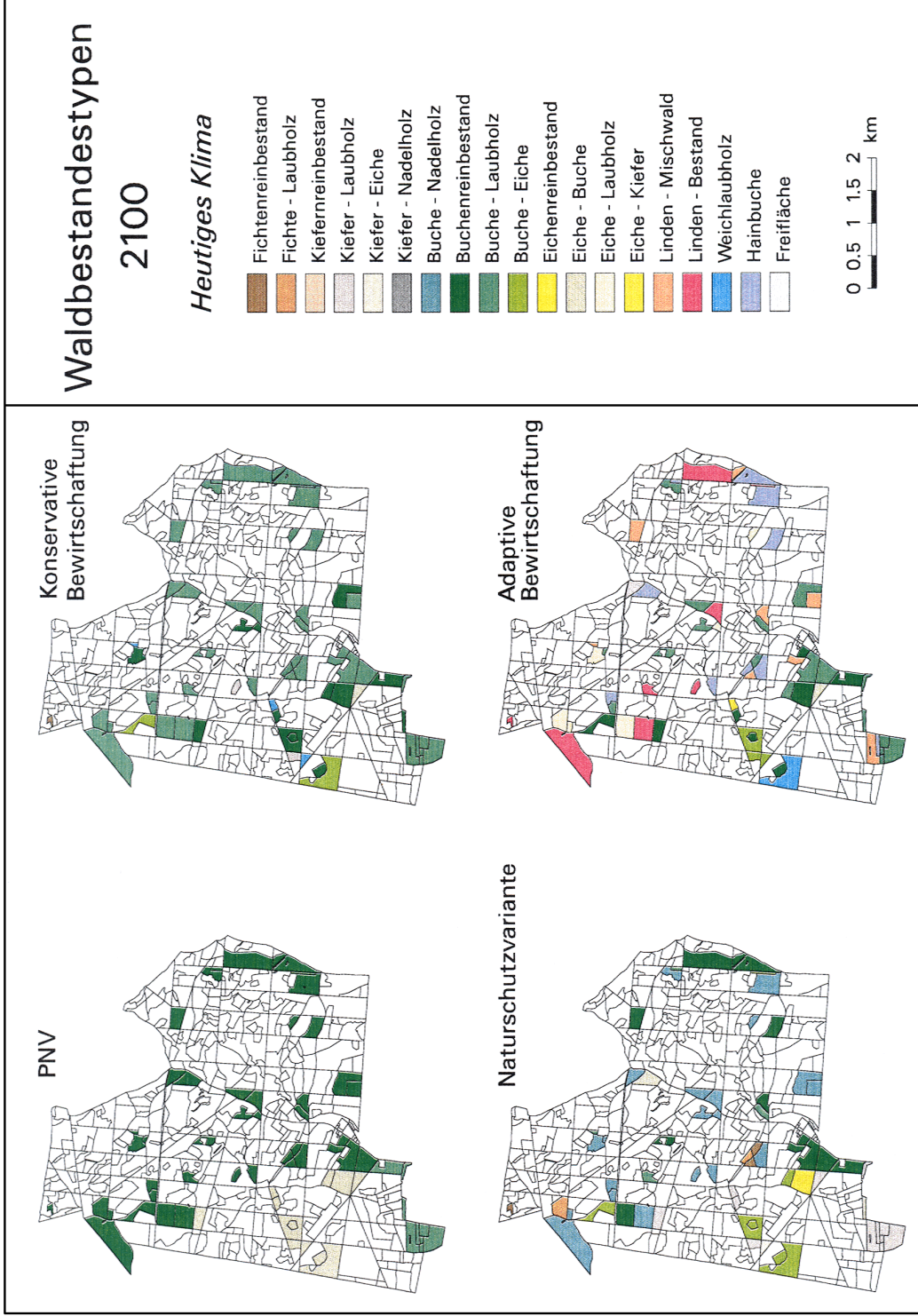


Abb. 28: Simulierte Waldtypen im Testgebiet unter heutigem Klima: PNV, Naturschutzvariante sowie konservatives und adaptatives Bewirtschaftungsszenarium. Zur Bestimmung der PNV wird beginnend auf einer Freifläche über 600 Jahre simuliert, die Waldtypen werden klassifiziert nach der mittleren Baumartenzusammensetzungen der letzten 200 Simulationsjahre (50 Wiederholungen). Naturschutzvariante und Bewirtschaftungsszenarien setzen auf die existierenden Waldbestände des Jahres 1993 auf und simulieren ohne (Naturschutzvariante) bzw. mit Bewirtschaftung bis zum Jahr 2100, die Waldtypen werden klassifiziert nach der mittleren Baumartenzusammensetzungen der Jahre 2081 bis 2100 (50 Wiederholungen).

Tab. 15: Überblick über die gewählten Durchforstungs- und Holzernteverfahren für die Baumarten in der Testanwendung

Baumart	Durchforstung			Holzernte		
	Nieder- durchforst.	Hoch- durchforst.	Gestaffelte Durchforst.	Kahl- schlag	Schirm- schlag	Zielstärken- nutzung
Acer platanoides		X		X		
Acer pseudoplatanus		X		X		
Alnus glutinosa	X			X		
Betula pendula	X			X		
Carpinus betulus	X				X	
Castanea sativa		X		X		
Fagus sylvatica		X			X	
Fraxinus excelsior		X		X		
Picea abies			X	X		
Pinus sylvestris	X			X		
Populus tremula	X			X		
Quercus petraea		X		X		
Quercus pubescens		X		X		
Quercus robur		X		X		
Tilia cordata		X			X	
Ulmus glabra		X		X		

Baumartenzusammensetzung. Würde die Bewirtschaftung aussetzen, könnten nach den Simulationsresultaten bis zum Jahr 2100 in den meisten Beständen die Baumarten der PNV wieder dominieren, allerdings weist der weiterhin vorhandene relativ große Kiefernanteil noch deutlich auf die Bestandesgeschichte hin. Bemerkenswert erscheint die relativ große Baumartenvielfalt in der „Naturschutz“-Variante angesichts des fast 50% umfassenden Kiefernanteils in der Ausgangsbestockung 1990. Wahrscheinlich ist dies darauf zurückzuführen, daß in dem ausgewählten Testgebiet auch in vielen Kiefernbeständen bereits eine Beimischung verschiedener Laubhölzer im Unterstand existiert.

Die beiden Bewirtschaftungsszenarien heben sich sehr deutlich von den anderen Resultaten ab (Abb. 28). Auffällig im Vergleich zur Forstinventur ist der fehlende Kiefernanteil in beiden Bewirtschaftungsvarianten. Grund hierfür ist ebenfalls die vorhandene Laubholzverjüngung unter dem Kiefern-Altholz, die bei beiden Bewirtschaftungsszenarien nach einer Nutzung der Altbestände in die folgende Waldgeneration übernommen wird. Da zudem eine relativ niedrige Umtriebszeit von 100 Jahren bei der Kiefer angenommen wurde, werden bis zum Jahr 2100 - im Gegensatz zur „Naturschutz“-Variante - alle derzeit vorhandenen Kiefern genutzt. Die beiden Bewirtschaftungsstrategien unterscheiden sich voneinander ebenfalls deutlich, da im adaptiven Bewirtschaftungsszenarium der Anteil von Hainbuche, Linde und Eiche auf Kosten der Buche wesentlich erhöht ist.

Die Biomassenvorräte liegen im Wirtschaftswald erwartungsgemäß geringer als in der simulierten PNV (Tab. 16). Die mittleren Vorräte der beiden Bewirtschaftungsszenarien liegen noch um etwa 25% unter dem Ausgangsvorrat im Jahr 1990. In dem Szenarium ohne Bewirtschaftung steigen die simulierten Biomassen dagegen bis zum Jahr 2100 im Mittel um etwa 100 t/ha an, erreichen damit aber noch nicht das noch etwas höhere Niveau der simulierten PNV.

Tab. 16: Simulierte Bestandesmittelwerte (Jahr 2100) über 65 Bestände des Testgebietes für unterschiedliche Bewirtschaftungs- und Klimaszenarien verglichen mit Forstinventurdaten (Jahr 1993)

	Inventur 1993	Heutiges Klima				Klimaszenarium +3K			
		PNV- Modus	Naturschutz- Variante	Konserv. Bewirtsch.	Adaptive Bewirtsch.	PNV- Modus	Naturschutz- Variante	Konserv. Bewirtsch.	Adaptive Bewirtsch.
Biom. (t/ha)	162.56	297.26	251.58	118.01	119.48	238.81	196.86	83.43	105.19
G (m ²)	25.68	23.37	27.07	16.18	20.48	22.35	23.82	12.26	19.22
Stammz.	2285	1007	599	660	2423	1073	662	499	2229
Dg (cm)	12.71	17.22	24.87	18.31	12.34	16.32	21.60	17.51	12.47
H100 (m)	21.41	33.29	31.42	19.37	17.85	30.38	28.76	17.47	17.52

4.5.4.2 Klimaveränderung (+ 3K)

Die simulierte Klimaveränderung führt in allen untersuchten Szenarien zu Verschiebungen in der Baumartenzusammensetzung, verbunden mit zum Teil deutlich verminderten Biomassevorräten. Die Auswirkungen der simulierten Klimaveränderung werden unabhängig vom Bewirtschaftungs-szenarium stark von den vorhandenen Standortverhältnissen beeinflusst. Da für das Testgebiet ein einheitliches Klima angenommen wurde, unterscheiden sich die Standorte nur in den Bodenverhältnissen. Auf den armen Sandböden im Westen des Reviers ist die Buche bei den um 3 K erhöhten Temperaturen nicht mehr konkurrenzkräftig und wird von der Eiche verdrängt (Abb. 29). Auf den besseren Böden mit größerer Wasserhaltekapazität werden dagegen Buchen- und Linden-Mischwälder simuliert, die insbesondere auf nährstoffreicheren Standorten im Süden langfristig von der Linde dominiert würden.

Interessant ist der Vergleich der Bewirtschaftungsstrategien: während unter dem konservativen Bewirtschaftungsszenarium die Buche noch in den meisten Beständen dominiert, spielt sie in dem Adaptationsszenarium kaum noch eine Rolle. Da die Buche unter diesem Klimaszenarium auch auf besseren Böden nur noch wenig leistungsfähig ist, liegen die mittleren Vorräte in dem konservativen Bewirtschaftungsszenarium am niedrigsten, fast 30 % unter dem Wert für das gegenwärtige Klima. Die Anpassung der Baumartenwahl an das Klimaszenarium kann diesen Vorratsverlust dagegen weitgehend abfangen, das Adaptationsszenarium zeigt deshalb auch mit Abstand die geringste Abnahme im simulierten Biomassevorrat.

Die geringsten Änderungen bezüglich der simulierten Baumartenzusammensetzung werden für die „Naturschutz“-Variante simuliert, lediglich auf der ärmsten Standortklasse treten durch den Ausfall der Buche deutliche Verschiebungen auf. Ähnlich wie bei der konservativen Bewirtschaftung sind aber auch bei diesem Szenarium die simulierten Biomassevorräte relativ stark vermindert.

4.5.5 Diskussion

4.5.5.1 Die Simulation bewirtschafteter Bestände mit FORSKA-HD

Die Bewirtschaftungsroutinen in FORSKA-HD ermöglichen es, das Waldsukzessionsmodell nun auch für die Simulation bewirtschafteter Wälder einzusetzen. Die implementierten Routinen können unterschiedlich angewendet werden: Während zur Modellparametrisierung in Kap. 3.5 die Bewirtschaftungsstrategien auf den verwendeten Versuchsflächen möglichst realitätsnah nachgebildet werden sollten, bestehen die Anforderungen bei einer Modellanwendung an einer größeren Zahl von Beständen darin, daß die Bewirtschaftungsmodellierung für alle denkbaren Bestandesverhältnisse sinnvolle Behandlungsmuster produzieren sollte. Im Kontext mit Klimaveränderungen sind zudem Fördermöglichkeiten für besser angepaßte Baumarten als eine wichtige Komponente der Bewirtschaftung vorzusehen. Es konnte daher im Rahmen der Testanwendung nicht das Ziel sein, in sämtlichen Beständen die Bewirtschaftung realistisch nachzubilden, denn der Zwang zur Generalisierung in der regionalen Anwendung begrenzt die erzielbare Präzision im Einzelfall.

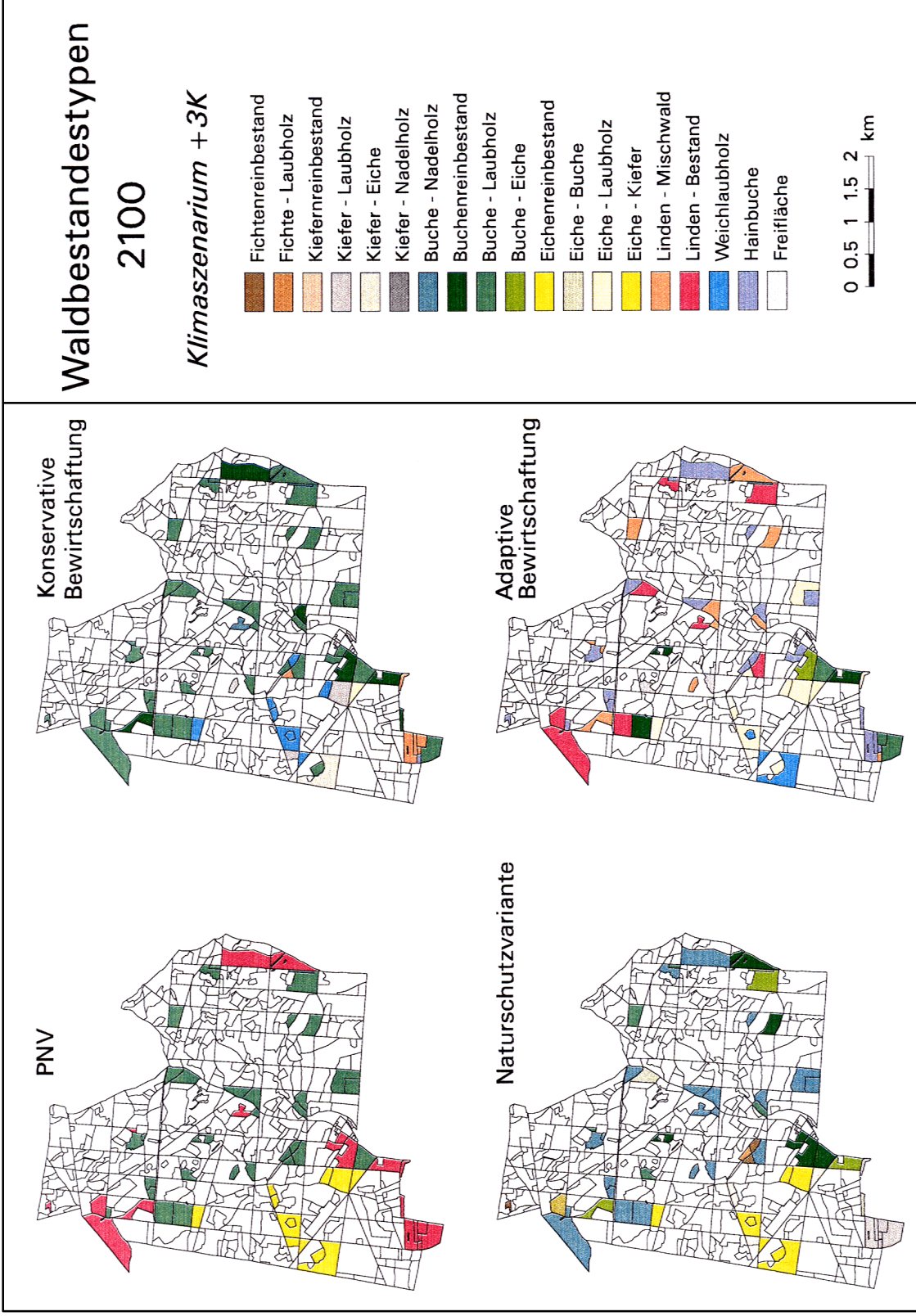


Abb. 29: Simulierte Waldtypen im Testgebiet unter dem Klimaszenarium +3K: PNV, Naturschutzvariante sowie konservatives und adaptatives Bewirtschaftungsszenarium. Das Simulationsexperiment und die Bestimmung der Waldtypen entsprechen Abb. 28.

Wie plausibel sind nun die mit FORSKA-HD erzielten Simulationsergebnisse? In einem Betrieb, der dem Normalwaldmodell mit schematischen Bewirtschaftungsabfolgen und gleichen Anteilen der Altersklassen in allen Bestandestypen nahe kommt (vgl. Speidel 1972), müßten zu jedem zukünftigen Inventurzeitpunkt etwa mit der Ausgangssituation vergleichbare Mittelwerte bestimmt werden. In so einem Fall könnten also die Simulationsergebnisse für das Jahr 2100 gut mit den Werten des Ausgangsbestandes verglichen werden. Die Realität im Forstbetrieb entspricht aber durch ungleiche Altersklassen- und Baumartenverteilungen nicht im entferntesten dem Normalwaldmodell. Auch Umweltveränderungen und die Verschiebung der waldbaulichen Ziele tragen dazu bei, daß die Simulationsergebnisse für das Jahr 2100 selbst unter gleichbleibenden Klimabedingungen nur sehr schlecht mit dem Zustand von 1990 verglichen werden können.

Besonders wichtig ist im Untersuchungsgebiet die Entwicklung von Kiefernreinbeständen in Richtung Laub- bzw. Laubmischwälder, die durch die Baumartenbeimischung unter dem Kiefernschirm in vielen Beständen heute bereits zu erkennen ist. Während die verwendeten Bewirtschaftungsroutinen solche Vorausverjüngung generell in den Folgebestand übernehmen, macht sich der Förster in jedem Einzelfall vor der Ernte eines Altbestandes über den anzustrebenden Folgebestand Gedanken und entscheidet, welches Verjüngungsverfahren anzuwenden ist. Eine Beurteilung, ob z.B. die vorhandene Verjüngung unter dem Altholzschirm „übernahmewürdig“ ist, wird im vorliegenden Modell nicht impliziert. In der Praxis kommt es nicht selten vor, daß nur ein kleiner Teil oder gar nichts von der natürlich angekommenen Verjüngung übernommen wird, da sie aus irgend einem Grund als qualitativ oder quantitativ nicht befriedigend angesehen wird. Die verwendeten Bewirtschaftungsszenarien können solche Abwägungen nicht abbilden und unterschätzen daher unter Umständen den Anteil der Kiefer an zukünftigen Waldbeständen. Dennoch war das Ergebnis unerwartet, daß auch bei der konservativen Bewirtschaftungsvariante der Kiefernanteil innerhalb von 110 Jahren praktisch ganz verschwunden ist. Vermutlich würde sich ein Förster aber in der Realität doch in dem einen oder anderen Fall gegen die Übernahme einer lückigen Eichennaturverjüngung entscheiden und wieder die Kiefer als traditionelle "Brotbaumart" der ostdeutschen Forstwirtschaft anpflanzen.

Auffällig beim Vergleich der Bewirtschaftungsszenarien mit den Inventurdaten ist der auch unter heutigen Klimabedingungen reduzierte Biomassevorrat in den Szenarien. Ein Grund hierfür könnte sein, daß gepflanzte Kiefernkulturen einen schnelleren Anstieg der Biomassenvorräte aufweisen als z.B. lückige Eichennaturverjüngungen. Die simulierte Vorratsakkumulation im Altbestand ist auch deshalb gering, weil die Grundflächenhaltung der verwendeten Ertragstafelfunktionen relativ niedrig sind. Außerdem könnten die gewählten Umtriebszeiten eine Rolle spielen. Während die Bewirtschaftungsroutinen von einer Umtriebszeit von 100 Jahren bei Kiefer ausgehen, standen in vielen Beständen 1990 auch deutlich ältere Kiefern. Ungleichgewichte im Altersklassenaufbau führen zudem generell zu schwankenden Vorräten im Zeitverlauf, die durchaus in der beobachteten Größenordnung liegen können.

4.5.5.2 Auswirkungen einer Klimaänderung in naturnahen und bewirtschafteten Beständen

In dieser Arbeit wurden Auswirkungen von Klimaveränderungen in erster Linie anhand von potentiellen Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung und der Produktivität von Waldbeständen analysiert. Mögliche Veränderungen des natürlichen Störungsregimes (Waldbrände, Sturmschäden, Insekten) als weitere potentiell wichtige Konsequenz von Klimaveränderungen wurden nicht berücksichtigt (vgl. aber z.B. Overpeck *et al.* 1990; Bergeron & Flannigan 1995; Fleming & Volney 1995; Gerstengarbe & Werner 1997).

In mehreren Szenarien ist zu beobachten, daß bei wenig veränderter Baumartenzusammensetzung die Biomasseproduktion im Untersuchungsgebiet unter Klimaänderung deutlich reduziert ist. Unter anderen Bestandes- und Standortverhältnissen wäre es aber ebenso denkbar, daß die Artenzusammensetzung sich bei gleichbleibendem Produktionsniveau stark verändert. Die PNV ist ein gutes Maß dafür, wie stark sich die Klimaänderung auf ökologische Grenzen der natürlich dominierenden

Baumarten auswirkt. Ohne simulierte Bewirtschaftung könnte aber keine Aussage über die Auswirkungen auf solche Bestände getroffen werden, die nicht mit der PNV übereinstimmen. Im Testgebiet betrifft dies vor allem die Kiefer, die in der Vergangenheit künstlich gefördert wurde. Da diese trockenheitstolerant ist, sind die Auswirkungen des Klimaszenariums in bewirtschafteten Beständen nicht dramatischer als bei den natürlich dominierenden Baumarten. Bei größeren Fichtenanbauten, wie sie in weiten Teilen Deutschlands außerhalb des natürlichen Fichtenareals vorkommen, sind dagegen im Wirtschaftswald durchaus auch kritischere Auswirkungen als bei der natürlichen Waldgesellschaft am selben Standort möglich.

Auffällige Unterschiede in der Anpassungsfähigkeit treten zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Beständen auf. Durch die Bewirtschaftung ergeben sich häufiger Situationen, in denen durch veränderte Baumartenwahl eine Anpassung der Waldbestände gefördert und beschleunigt werden kann. Bemerkbar macht sich dies in erster Linie in dem Adaptationsszenarium, das von den untersuchten Szenarien mit Abstand die geringste Abnahme der Biomasseproduktion aufweist.

In Kap. 4.5 wurde untersucht, wie sich die Waldbestände des Testgebietes unter zwei Gleichgewichtsklimaszenarien, entsprechend dem heutigen Klima und einem angenommenen Klima des Jahres 2100, entwickeln würden. Bei detaillierteren Studien sollte auch das transiente Verhalten der Waldbestände unter einem sich im Zeitverlauf verändernden Klima analysiert werden. Insbesondere für die Entwicklung von Handlungsstrategien wären solche Szenarien realistischer. So würden sich wahrscheinlich die Unterschiede zwischen einer konservativen und einer adaptationsorientierten Bewirtschaftung für ein transientes Klimaszenarium noch früher und deutlicher bemerkbar machen, weil in dem Adaptationsszenarium dynamisch auf die sich ändernden Klimabedingungen reagiert werden kann, bevor die physiologische Amplitude einer bestandesbildenden Baumart überschritten wird. Im Testgebiet wären solche Simulationen besonders interessant für die armen Sandböden im Westen des Untersuchungsgebietes, da dort durch die Klimaveränderung die Buche komplett verdrängt wird.

Der Vergleich der Szenarien mit und ohne Bewirtschaftung verdeutlicht, daß die Forstwirtschaft auch unter Berücksichtigung von möglichen Klimaveränderungen deutliche Entscheidungsfreiräume hat. So vielfältig wie die unterschiedlichen Bestandesverhältnisse der untersuchten Szenarien im Bezugsjahr 2100 könnten auch die Zielvorstellungen der waldbaulichen Planung sein. Abzuwägen gilt es dabei nicht nur zwischen unterschiedlichen Baumarten (bzw. Holzproduktionszielen) und Produktionspotentialen. Auch das mit der Produktion verbundene Risiko sollte nicht vernachlässigt werden. Neben den verbleibenden Unsicherheiten über die tatsächliche regionale Klimaentwicklung in den nächsten 100 Jahre (z. B. Ausprägung und Häufung von Extremereignissen) betrifft dies vor allem externe Einflüsse (z. B. die Waldbrandgefahr oder Insektenkalamitäten), die von den derzeit verfügbaren Waldsimulationsmodellen nicht abgebildet werden und qualitativ auf der Grundlage allgemeinen Expertenwissens in die Entscheidungsfindung einbezogen werden müssen.

5 Schlußfolgerungen

5.1 Allgemeine Bewertung der erzielten Ergebnisse

Große Unsicherheiten über die zukünftige Entwicklung unserer Wälder in einer sich verändernden Umwelt unterstreichen den Bedarf nach Prognoseinstrumenten, die dynamisch auf Umweltveränderungen reagieren können. Diesem Bedarf stehen aber noch große Defizite gegenüber. Abgesehen davon, daß zuverlässige Prognosen über die künftige Waldentwicklung aufgrund der Unsicherheiten insbesondere über die regionalen Ausprägungen der Klimaveränderung nicht möglich sind, gibt es derzeit auch keine Simulationsmodelle, die allen Anforderungen der Wissenschaft und Praxis genügen könnten. Auch das in dieser Arbeit verwendete Waldsukzessionsmodell FORSKA weist Schwachpunkte auf, die in den Kapiteln 2 und 3 ausführlich dargestellt wurden.

Das ursprünglich für boreale Klimaverhältnisse entwickelte Modell wurde für Mitteleuropa angepaßt und auf unterschiedlichen Skalenebenen angewendet. Während in Skandinavien die Temperatur (z.B. minimale Wintertemperatur und die Länge der Vegetationszeit) einen stärker limitierenden Einfluß auf die Baumartenverbreitung ausübt als die Wasserversorgung, liegen die Verhältnisse im subkontinentalen Klima des östlichen Mitteleuropas anders. Hier ist die Wasserbilanz eine entscheidende bioklimatische Größe, weil häufiger auftretende Trockenperioden trockenstreibintolerante Baumarten deutlich in ihrer Konkurrenzkraft schwächen. Da diese ökologisch bedeutsamen Trockenperioden von langjährigen Klimamittelwerten nicht wiedergegeben werden können, sind Modellerweiterungen in diesem Klimaraum notwendig, um plausible Modellresultate zu erzielen. Lasch *et al.* (im Druck) zeigen, daß die Verwendung von Klimazeitreihen (Monats- bzw. Tagesmittelwerte einschließlich der realen Variabilität zwischen den Jahren) anstelle von langjährigen Mittelwerten des Klimas die Simulation der Buchenverbreitungsgrenze mit FORSKA im subkontinentalen Klima deutlich verbessert. Bugmann & Cramer (1998) untersuchten das Verhalten des FORCLIM Modells in der gleichen Region und entwickelten ein verbessertes Bodenwasserbilanzmodell, mit dem in Verbindung mit Klimazeitreihen in monatlicher Auflösung eine realistischere Simulation der Baumartenverbreitung entlang von Trockenheitsgradienten ermöglicht wurde. Allerdings fanden sie, daß das neue Modell sehr sensitiv auf die Trockenstreßparametrisierung der Baumarten reagiert. Aus diesen Analysen ist zu schließen, daß zumindest im subkontinentalen Klima die simulierte quantitative Baumartenzusammensetzung am Rande der Verbreitungsgrenze von Buche und Fichte weiterhin mit Vorsicht interpretiert werden sollte. Gleiches gilt generell auch für die Simulation transienter Klimaveränderungen, weil hier ebenfalls die unsicheren Parameter zur Modellierung der physiologisch bedingten Verbreitungsgrenzen der Baumarten einen großen Einfluß auf die Simulationsergebnisse haben.

Durch die unterschiedlichen Modellanwendungen des FORSKA-Modells in Mitteleuropa wurden die Kenntnisse über die Anwendungsgrenzen aktuell verfügbarer Modellansätze stark verbessert, was außerordentlich wichtig ist, um die Interpretationsmöglichkeiten der Modellresultate besser bewerten zu können. Daneben konnte im Rahmen der regionalen Modellanwendungen durch die räumlich explizite Modellierung zusätzlicher Einflußgrößen der Waldentwicklungsdynamik (Nährstoffversorgung und Stauwasser) und die forstlich leichter interpretierbare Ergebnisaufbereitung (in Form von Karten mit Waldbestandestypen) auch ein deutlicher Gewinn an Aussagekraft des Modells FORSKA-G erreicht werden.

Im Vordergrund dieser Arbeit stand der Wunsch, durch die Abbildung üblicher Bewirtschaftungsverfahren den Anwendungsbereich des für mitteleuropäische Bedingungen angepaßten Waldsukzessionsmodells auch auf Wirtschaftswälder zu erweitern. Als Voraussetzung für die Implementierung von Bewirtschaftungsroutinen wurden Modifikationen in der Wachstumsberechnung vorgenommen, die zu bemerkenswerten Veränderungen der Simulationsergebnisse führten. Auf die Simulation eines realitätsnahen Einzelbaumwachstums wurde in den bisher üblichen Modellanwendungen von Waldsukzessionsmodellen ohne Bewirtschaftung relativ wenig Wert gelegt. Wie die Simulationsexperimente mit Daten aus dem Forstlichen Versuchswesen belegen, wird die Simulation von Bestandesstrukturen durch die modifizierte Wachstumsfunktion wesentlich verbessert. Als sehr nützlich für die Modellverbesserung und -validierung haben sich in diesem Zusammenhang die Zeitreihen mit Versuchsflächendaten erwiesen. Diese sollten in Zukunft verstärkt für die Weiterentwicklung der Modellansätze auch außerhalb der klassischen Waldwachstumsmodellierung eingesetzt werden. Mit der Erweiterung der Modellanwendbarkeit auf naturnahe und bewirtschaftete Wälder Mitteleuropas wurde ein entscheidender Schritt vollzogen, um mit Waldsukzessionsmodellen verstärkt praxisrelevante Fragen bearbeiten zu können. Auf die dadurch ermöglichte Entwicklung und Bewertung von Handlungsstrategien wird im nächsten Kapitel noch gesondert eingegangen.

Wie kann der Erfolg und die Bedeutung der durchgeführten Modellerweiterungen bewertet werden? Dies ist bei einem Waldsukzessionsmodell nicht unproblematisch, da es wenig unabhängige Daten

gibt, die für eine Validierung geeignet wären. Nach Botkin (1993) ist allein die Tatsache, daß es diesen Modellansatz in wenig veränderter Form und mit unzähligen Anwendungsbeispielen seit über 25 Jahren gibt, ein Beweis für die Güte und Gültigkeit der gewählten Ansätze. Dieser Meinung soll hier nicht gefolgt werden, denn es mangelt nicht an kritischeren Einschätzungen der derzeit verfügbaren Waldsukzessionsmodelle (vgl. z.B. Bugmann *et al.* 1996b). Ein großes Problem besteht darin, daß diese Modelle auf einer Maßstabsebene operieren, auf der es zumindest hierzulande keine Validierungsdaten gibt. Wie in Kapitel 3.3.4.2 dargestellt wurde, kann von einem weiträumig anwendbaren Modell, das normalerweise mit Zeithorizonten von mehreren Hundert Jahren arbeitet, nicht erwartet werden, daß es die Entwicklung eines Einzelbestandes über 120 Jahre realitätsgetreu nachbildet. Qualitativ sollten natürlich der Wachstumsgang richtig abgebildet werden und wichtige Strukturmerkmale etwa mit der Realität übereinstimmen. Die Modellverbesserungen durch die dichteabhängige Höhenwachstumsfunktion haben deutlich gezeigt, daß dieses qualitative Verhalten des Modells gut mit Versuchsflächendaten aus dem Forstlichen Versuchswesen getestet und verbessert werden kann. Allerdings sind die Modellresultate auch mit den modifizierten Funktionen nicht „realistisch genug“, um gängige statistische Tests zu bestehen. FORSKA kann offensichtlich auf der Bestandesebene nicht mit empirisch abgeleiteten und für diese Maßstabsebene kalibrierten Bestandeswachstumsmodellen konkurrieren. Dafür haben Sukzessionsmodelle andere Vorteile, zum Beispiel die einfachere Simulation von Mischbeständen und die stärker auf mechanistische Formulierungen ausgelegte Modellierung der wachstumsbeeinflussenden Umweltbedingungen.

Die Tatsache, daß Waldsukzessionsmodelle Mischbestände simulieren (können), erschwert die Validierung der Modelle ebenfalls, weil auch das Forstliche Versuchswesen bisher nur wenige Mischbestandsversuche angelegt hat. Während das qualitative Verhalten, etwa die Simulation bestimmter Baumartenmischungen auf einem Standortstyp, überprüft werden kann, ist die Wachstumsdynamik zweier konkurrierender Mischbaumarten im Bestand auf Einzelbaumbasis kaum validierbar. Ähnlich verhält es sich auch mit Bewirtschaftungseingriffen in Rein- und Mischbeständen. Die Simulationsläufe zur Parameterkalibrierung haben gezeigt, daß in Reinbeständen die Durchforstungsroutinen sehr gut angepaßt werden können, so daß das Modell der Realität recht nahe kommt, z.B. im Vergleich der Durchmesserverteilungen. In Mischbeständen ist die Modellierung der Durchforstung aber deutlich schwieriger, weil zu den dimensionsabhängigen Auswahlkriterien des Einzelbaumes noch die baumartenspezifischen Konkurrenzaspekte hinzukommen.

Als Plausibilitätskontrolle wurden im Rahmen dieser Arbeit wiederholt Modellvergleiche durchgeführt. Die von Vegetationskundlern kartierte PNV, die in Kap. 2.3 zum Vergleich mit der regionalen Modellanwendung herangezogen wurde, ist ihrerseits bereits eine Modellvorstellung, die auf Weiserpflanzen in der Vegetation sowie auf Standort- und Klimamerkmale basiert. Der Vergleich von Modellresultaten mit der PNV hat gezeigt, daß in der regionalen Modellanwendung in Brandenburg das räumliche Muster der Waldgesellschaften von den verwendeten Waldsukzessionsmodellen insgesamt befriedigend simuliert wurde. Leider weichen die Klassifikationsregeln zwischen PNV und Waldbestandestypen deutlich voneinander ab, so daß quantitative Vergleiche zwischen diesen unterschiedlichen Modellvorstellungen nicht möglich sind. Die in Kap. 2.2 und 2.3 durchgeführten Vergleiche zweier unterschiedlicher Waldsukzessionsmodelle verdeutlichen modellspezifische Stärken und Schwächen - diese sind allerdings interpretierbar, weil sie z.B. auf die unterschiedliche Verwendung von Klimadaten zurückzuführen oder durch abweichende Konzepte in der Wachstumsmodellierung erklärbar sind.

Insgesamt erscheint das Modellverhalten der Waldsukzessionsmodelle in Mitteleuropa plausibel. Einzelne Modellresultate, die nicht dem biogeographisch-ökologischen Expertenwissen entsprechen, beruhen auf erkannten konzeptionellen Grenzen der verwendeten Modellansätze, die in der nächsten Modellgeneration behoben werden sollen. Der Vergleich unterschiedlicher Modellversionen in Kap. 3 (ebenfalls eine Form des Modellvergleichs) hat bereits gezeigt, daß durch die gezielte Modifikation des Modellkonzeptes deutliche Verbesserungen der Modellresultate möglich sind. Die aufgeführten Modellvergleiche erwiesen sich im Rahmen dieser Arbeit als sehr hilfreich

und nützlich, um das Modellverhalten zu testen und Verbesserungsmöglichkeiten aufzuzeigen. Gerade aufgrund der mangelhaften empirischen Validierungsmöglichkeiten sind diese alternativen Plausibilitätstests besonders wichtig für die Methodenverbesserung in der Klimawirkungsforschung.

5.2 Entwicklung von Handlungsstrategien für die Waldbewirtschaftung aus Simulationsergebnissen von Waldsukzessionsmodellen unter Berücksichtigung von Klimaveränderungen

Vor jeder Anwendung von Resultaten der Klimawirkungsforschung muß betont werden, daß es weiterhin eine ganze Reihe von Einschränkungen und Defiziten in den verfügbaren Ausgangsdaten und Methoden gibt, die eine sehr vorsichtige Interpretation der Szenarien erforderlich machen. Die Unsicherheiten über das künftige regionale Klima sollen hier noch einmal erwähnt werden. Es wird aber auch auf absehbare Zeit wahrscheinlich nicht möglich sein, sichere Prognosen über die Auswirkungen eines bestimmten Klimaszenariums auf Waldökosysteme zu treffen. Der dringende Bedarf nach Entscheidungshilfen und Handlungsstrategien in der Forstwirtschaft macht dennoch Simulationsstudien, insbesondere Sensitivitätsstudien, erforderlich, um sensible Reaktionen von Waldökosystemen auf mögliche Klimaveränderungen abschätzen zu können. Die Entscheidungsfindung muß sich zwangsläufig stärker als bisher auf Risikoanalysen stützen und die mit unserem derzeitigen Wissen verbundenen Unsicherheiten berücksichtigen.

Waldsukzessionsmodelle können in Verbindung mit einem Bewirtschaftungsmodell interessante Beiträge in dieser Richtung liefern. Die in Kapitel 4.5 untersuchten Szenarien stellen ein breites Spektrum von Entwicklungsmöglichkeiten für die Waldbestände in einer Region dar. Unterschiedliche Simulationsresultate bieten dabei sehr wertvolle Informationen, die in der forstlichen Planung Verwendung finden können:

- Aus den Veränderungen der simulierten PNV unter verändertem Klima lassen sich beispielsweise Informationen über die Anbaufähigkeit der Baumarten ableiten, die für die Bestandeszieltypenplanung gebraucht werden.
- Unabhängig von der simulierten Baumartenzusammensetzung der PNV oder in bewirtschafteten Beständen können auch Indizes direkt aus den im Modell enthaltenen Umweltwirkungsfunktionen abgeleitet werden als Maß für die Angepaßtheit einer Baumart an bestimmte Klima- und Standortsbedingungen. Solche Indizes können Verwendung finden zur Definition von quantitativ eingrenzbaaren „Umweltfenstern“ innerhalb derer eine Baumart förderungswürdig ist.
- Umgekehrt können auch Schwellenwerte bestimmt werden, bei deren Überschreitung gewisse Risikotoleranzbereiche verlassen werden.
- Der Vergleich von Bewirtschaftungsszenarien bietet darüber hinaus die Möglichkeit, die Auswirkung der Klimaveränderung auf die Produktionsleistung der Arten abzuschätzen.

Somit liegen wichtige Eckpunkte vor, mit denen unterschiedliche Handlungsstrategien entworfen und bewertet werden können. Als Beispiel kann der Vergleich des konservativen und des adaptionsorientierten Szenariums in der Testanwendung dienen. Beide unterscheiden sich sowohl in der Baumartenzusammensetzung als auch in der simulierten Produktionsleistung der Bestände. Solche Abweichungen können zusammen mit dem Produktionsrisiko in der Entscheidungsfindung je nach der Präferenz eines Bewirtschafters unterschiedlich bewertet werden.

Zur Strategieentwicklung sind verschiedene Auswahlkriterien möglich. Bei einer „Negativauswahl“ werden Baumarten, die definierte Schwellenwerte von Streßindizes überschreiten, bei Durchforstungsmaßnahmen entnommen, bzw. im Falle der Bestandesverjüngung nicht für die Folgegeneration in Betracht gezogen. Eine „Positivauswahl“ kann dagegen gezielt solche Arten fördern, die besser an die jeweiligen Umweltbedingungen angepaßt sind.

Ein weiteres wichtiges Merkmal ist der Bezugszeitpunkt für die Bestimmung der Baumarteneignung. Dieser kann entweder aktuell der jeweilige Zeitpunkt im Simulationslauf sein oder prospektiv an einem künftigen Zeitpunkt, z.B. nach 20 oder 50 Jahren oder in einem bestimmten Zieljahr (z.B. 2100) gewählt werden. Je nach dem, ob die aktuellen oder die prospektiv zu erwartenden Umweltbedingungen zugrundegelegt werden, ergeben sich für die ausgewählten Baumarten möglicherweise starke Änderungen in den Wachstumsbedingungen im Simulationszeitraum. So kann z.B. gegen Ende der Umtriebszeit das Risiko für den klimatischen Gegebenheiten nicht mehr angepasste Bestände stark ansteigen (bei aktuellem Bezugszeitpunkt) oder es könnten bei der Bestandesbegründung mit wärmeliebenden Baumarten Wachstumsstörungen auftreten (bei prospektiver Auswahl).

Aus dem Vergleich solch unterschiedlicher Handlungsstrategien lassen sich Hinweise über die Größenordnung der forstlichen Bewirtschaftungsspielräume ableiten. Außerdem können einige sozioökonomische Konsequenzen der Klimaveränderung abgeschätzt werden, indem beispielsweise die Kosten für alternative Handlungsstrategien in Relation zu den erzielbaren Produktionseffekten bewertet und Auswirkungen der veränderten Baumartenzusammensetzung auf wichtige Landschaftsfunktionen analysiert werden.

5.3 Ausblick

In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, durch die Einbindung von Initialisierungs- und Bewirtschaftungsroutinen erweiterte Anwendungsmöglichkeiten eines Waldsukzessionsmodells aufzuzeigen. Das hierdurch erschlossene Potential für die Entwicklung von Handlungsstrategien und die Verwendung eines solchen Modells in der Entscheidungsfindung in der forstlichen Praxis sollte in weiterführenden Arbeiten genutzt werden. Geplant ist die Einbindung der neuentwickelten Routinen in das 4C Modell (Bugmann *et al.* im Druck). Durch die bessere Abbildung physiologischer Wachstumsprozesse werden mit 4C verbesserte Modellergebnisse insbesondere bei verändertem Klima erwartet. Der Vergleich von unterschiedlichen Bewirtschaftungsszenarien soll nach den oben skizzierten Möglichkeiten zur Entwicklung und Optimierung von Handlungsstrategien für Planung und Praxis eingesetzt werden. 4C soll mit den in dieser Arbeit entwickelten Bewirtschaftungsroutinen für Risikoanalysen im Forstsektor auf unterschiedlichen Maßstabsebenen Anwendung finden (regionale Klimawirkungsanalysen z.B. in Brandenburg, nationale Forstsektoranalyse im BMBF-Projekt „Wälder und Forstwirtschaft Deutschlands im globalen Wandel“). Sensitivitätsstudien über die Wirkung von Klimaveränderungen in naturnahen und bewirtschafteten Wäldern sollen auch im europäischen Maßstab durchgeführt werden.

6 Zusammenfassung

Auswirkungen von Klimaveränderungen auf Wachstum und Baumartenzusammensetzung der Wälder

Klimaveränderungen lassen im Wald auf unterschiedlichen Prozeßebenen Auswirkungen erwarten. Über direkte Wirkungen auf das Wachstum der Bäume werden mittelbar auch die Konkurrenzverhältnisse zwischen den Baumarten, die Artenzusammensetzung in naturnahen Wäldern und die Anbaueignung im Wirtschaftswald beeinflusst. Während Wirkungen von Klimaveränderungen auf physiologische Prozesse und auf die potentielle natürliche Baumartenzusammensetzung bereits relativ intensiv untersucht wurden, besteht ein deutliches Defizit bei der Wirkungsanalyse und der Bewertung von Konsequenzen der zu erwartenden Veränderungen für den Wirtschaftswald.

Die in der deutschen Forstwirtschaft traditionell als Prognoseinstrumente verwendeten Ertragstafeln sind für Aussagen über das Wachstumsverhalten von Wirtschaftswäldern unter verändertem Klima nicht geeignet. In der Klimawirkungsforschung besteht ein Bedarf an Simulationsmethoden, die dynamisch auf die sich ändernden Umweltbedingungen reagieren können. Bereits seit mehr als 10

Jahren werden Waldsukzessionsmodelle angewendet, um die Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Baumartenzusammensetzung in naturnahen Wäldern zu analysieren. Da die Wälder Mitteleuropas aber durch jahrhundertlange intensive Bewirtschaftung geprägt sind, haben Aussagen über die Sensitivität der "Potentiellen Natürlichen Vegetation" (PNV) gegenüber Klimaveränderungen hier nur einen beschränkten praktischen Wert. Obwohl die PNV in der Forstwirtschaft in den letzten Jahren eine wichtige Orientierungsgröße für die Anbaueignung geworden ist, könnten doch wesentlich praxisnähere Simulationsstudien durchgeführt werden, wenn auch übliche Bewirtschaftungseingriffe von den Modellen abgebildet werden könnten. Das Ziel dieser Arbeit ist daher, durch die Anpassung und Erweiterung eines Waldsukzessionsmodells regionale Analysen der Auswirkungen von Klimaveränderungen in bewirtschafteten Wäldern Mitteleuropas zu ermöglichen.

Anpassung und Anwendung des Waldsukzessionsmodells FORSKA für die Simulation naturnaher Wälder in Mitteleuropa

Grundlage der Arbeiten ist das Modell FORSKA2 (Prentice *et al.* 1993), das für die gemäßigten Breiten Mitteleuropas neu parametrisiert und in mehreren Schritten auf unterschiedlichen räumlichen Maßstabsebenen getestet wurde. In den Anwendungsbeispielen traten wiederholt Grenzen der verwendeten Modellkonzepte zu Tage. Insbesondere die fehlende Abbildung der Klimavariabilität macht sich im subkontinentalen Klima Nordostdeutschlands negativ bemerkbar, weil die Verbreitungsgrenze der Buche nicht realistisch simuliert wird. Auch die für Klimawirkungsstudien notwendige Anwendbarkeit über weite Umweltgradienten hinweg ist nicht befriedigend. So war es nicht möglich, mit einem einheitlichen Parametersatz realistische Baumartenzusammensetzungen und Vorratswerte sowohl in borealen Wäldern in Schweden als auch in den temperierten Laubwäldern Mitteleuropas zu simulieren. Andererseits konnten in großräumigen Modellanwendungen in Mittel- und Osteuropa das Verteilungsmuster der wichtigsten Waldgesellschaften pausibel simuliert werden. Für regionale Modellanwendungen im Land Brandenburg wurde eine Nährstoffwirkungsfunktion in FORSKA-G implementiert, und durch den Vergleich mit einer Karte der PNV konnte gezeigt werden, daß Waldsukzessionsmodelle auch im regionalen Maßstab sinnvolle Ergebnisse produzieren. In verschiedenen Modellanwendungen wurden Modellvergleiche mit einem weiteren Sukzessionsmodell (FORCLIM) und dem globalen Vegetationsmodell BIOME herangezogen, um die Plausibilität der Simulationsresultate zu überprüfen und Unterschiede zwischen den Modellen herauszuarbeiten. Der Vergleich der beiden Waldsukzessionsmodelle verdeutlicht, daß beide Modelle spezifische Stärken und Schwächen aufweisen, generell ist aber die simulierte Reaktion der Wälder auf Klimaveränderungen in beiden Modellen qualitativ vergleichbar und von ähnlicher Größenordnung.

Verbesserte Simulation von Bestandesstrukturen im Waldsukzessionsmodell FORSKA

Für die Implementierung von Bewirtschaftungsroutinen waren Modifikationen im Wachstumsmodell zur realistischeren Simulation des Einzelbaumwachstums bei reduzierter Bestandesdichte notwendig. Durch die Implementierung einer dichteabhängigen Höhenwachstumsfunktion konnten die Simulationsresultate wesentlich verbessert werden. Zunächst wurden fünf verschiedene Höhenwachstumsfunktionen in einem Simulationsexperiment mit langjährigen Beobachtungsdaten des Buchendurchforstungsversuchs Fabrikschleichach (Bayern) getestet. Das modifizierte Modell, FORSKA-HD, wurde mit Bestandesdaten der ersten Versuchsflächenaufnahme von 1870 initialisiert und anschließend mit den auf der Versuchsfläche beobachteten Stammzahlen über 120 Jahre gerechnet. Die besten Resultate wurden mit einer Funktion erzielt, die auf der relativen Strahlungsintensität im Zentrum der Baumkrone basiert. Dieser einfachen, aber dennoch mechanistisch begründeten Funktion liegt die Annahme zugrunde, daß ein Baum, der Gefahr läuft unterdrückt zu werden, einen geringeren relativen Strahlungsgenuß im Zentrum der Baumkrone aufweist als konkurrenzkräftigere Individuen aus der herrschenden Schicht. Durch eine Assimilatverteilung zugunsten des Höhenwachstums versucht der Einzelbaum, der Unterdrückung durch höhere Konkurrenten

entgegenzuwirken. Trotz einer auffälligen Verbesserung der simulierten Bestandesstrukturen verblieben weiterhin charakteristische Abweichungen zwischen gemessenen und simulierten Durchmesserverteilungen. Während die Beobachtungswerte etwa nach der Gauschen Glockenkurve verteilt sind, traten in den Simulationswerten weiterhin Lücken in der Verteilung auf. Dieses Problem wurde durch eine weitere Modifikation behoben, indem die Wachstumseffizienz von kleinen und unterdrückten Einzelbäumen gegenüber dominierenden Individuen erhöht wurde.

Insgesamt wurden durch die veränderten Wachstumsfunktionen drei neue Parameter in das Modell aufgenommen. Die Parametrisierung für weitere Baumarten erfolgte unter Nutzung von Versuchsflächendaten für Fichte, Kiefer und Eiche, den sonstigen Baumarten wurden je nach Lichtansprüchen und Kronenform (konische Nadelholzkronen im Gegensatz zu abgerundeten Laubholzkronen) Parameterwerte der vier Hauptbaumarten zugeordnet.

Vermutlich erstmalig wurden im Rahmen dieser Untersuchung empirische Zeitreihen aus dem Forstlichen Versuchswesen für die Weiterentwicklung und Teilvalidierung eines Waldsukzessionsmodells eingesetzt. Die Erfahrungen waren ausgesprochen positiv, und im Verlauf der Arbeiten haben sich große Potentiale für weitere Anwendungsmöglichkeiten dieser wertvollen Datengrundlage gezeigt, beispielsweise zur Überprüfung der Mortalitätsfunktionen im Sukzessionsmodell oder für die Skalierung der Wachstumsmodellierung bei bekannten Standorts- und Klimabedingungen.

Modellanwendung in bewirtschafteten Wäldern

Die heute in der Forstwirtschaft verbreiteten Bewirtschaftungsstrategien für die Bestandesverjüngung, Bestandespflege, Durchforstung und Holzernte unterscheiden sich zum Teil deutlich in den Reaktionsmöglichkeiten, die sie im Kontext globaler Umweltveränderungen bieten. Konservative Niederdurchforstungen erscheinen am wenigsten geeignet, um die Anpassungsfähigkeit von Waldbeständen zu erhöhen. Hochdurchforstung und besonders die freie Durchforstung ermöglichen dagegen eher die Entwicklung von vielfältigen Bestandesstrukturen oder die frühzeitige Einbringung einer neuen Baumart. Generell kann der Forstbetrieb nicht nur auf Bestandesebene mit der waldbaulichen Planung auf mögliche Klimaveränderungen reagieren, auch auf Reviers- oder Forstamtsebene kann durch die Förderung der Baumarten- und Betriebszieltypenvielfalt eine Risikominimierung erfolgen.

Für die regionale Modellanwendung in bewirtschafteten Beständen wurde FORSKA-HD um eine Initialisierungs- und eine Bewirtschaftungsroutine erweitert. Die Initialisierungsroutine besteht aus Algorithmen zur Erzeugung von Startwerten, die notwendig sind, um aus Forstinventurdaten komplette Initialisierungsdaten für Simulationsläufe zu generieren. Für die Simulation von Bewirtschaftungseingriffen wird eine auf der Weibullverteilung basierende Durchforstungsroutine von Gerold (1990) implementiert. Durch Parametermodifikationen kann dieselbe Durchforstungsroutine zur Simulation unterschiedlicher Eingriffsmuster wie Niederdurchforstung, Hochdurchforstung oder gestaffelter Durchforstung verwendet werden. Die Steuerung der Durchforstungsroutine erfolgt in der regionalen Modellanwendung über das Höhenwachstum der dominierenden Bäume sowie über Grundflächenhaltungsfunktionen aus den DDR-Ertragstafeln für Buche und Kiefer.

Am Beispiel eines Forstreviers aus dem Forstamt Tornau in der Dübener Heide wird exemplarisch dargestellt, welche Anwendungsmöglichkeiten das erweiterte Waldsukzessionsmodell bietet. Das Testgebiet zeichnet sich durch eine für das Nordostdeutsche Tiefland vielfältige Mischung von Bestandes- und Standortstypen aus. Neben den sonst dominierenden Kiefern-Reinbeständen gibt es viele Buchen- und Eichenbestände, vereinzelt treten auch Birke, Hainbuche und Linde in Erscheinung. 65 Bestände mit zusammen 330 ha Fläche wurden zufällig für die Testanwendung ausgewählt. Zwei Bewirtschaftungsszenarien (konservative und adaptive Strategie) werden der Simulation der PNV, wie sie bisher üblicherweise mit Sukzessionsmodellen gerechnet wurde, gegenübergestellt. Zusätzlich wird eine „Naturschutz“-Variante gerechnet, die ausgehend von den real

existierenden Waldbeständen, ohne aktive Bewirtschaftung, nur die natürliche Verjüngung der vorhandenen Arten und eine sehr begrenzte Zuwanderung neuer Arten vorsieht.

Der Vergleich der simulierten PNV mit den realen Bestandesverhältnisse im Jahr 1990 verdeutlicht den großen Einfluß der jahrhundertelangen Bewirtschaftung auf die Baumartenzusammensetzung. Bei aussetzender Bewirtschaftung würden innerhalb von 110 Jahren in den meisten Beständen die Baumarten der PNV wieder dominieren, allerdings weist der weiterhin vorhandene relativ große Kiefernanteil noch deutlich auf die Bestandesgeschichte hin. Die beiden Bewirtschaftungsszenarien unterscheiden sich unter heutigem Klima nur unwesentlich, weil durch die verbreitet vorhandene Laubholzverjüngung eine Umwandlung der Kiefernbestände in Laub(misch-)wälder auch bei der angenommenen konservativen Bewirtschaftungsvariante vorgezeichnet ist.

Auswirkung einer Klimaveränderung im Testgebiet

Alle Varianten wurden auch mit einem Klimaszenarium gerechnet, das von der Abteilung für Klimaforschung des PIK im Rahmen der Brandenburgstudie (Stock & Toth 1996) für die nächstgelegene DWD-Station Wittenberg erzeugt wurde. In dem Szenarium steigt die mittlere Jahrestemperatur um 3 K an, die Jahressumme der Niederschläge bleibt fast unverändert. Alle Bewirtschaftungsszenarien reagieren auf die Klimaänderung mit Verschiebungen in der Baumartenzusammensetzung, verbunden mit zum Teil deutlich verminderten Biomassevorräten. Es zeigen sich klare Unterschiede zwischen den Szenarien. Während unter dem konservativen Bewirtschaftungsszenarium die Buche in den meisten Beständen dominiert, spielt sie im Adaptationsszenarium kaum noch eine Rolle. Da die Buche unter diesem Klimaszenarium auch auf besseren Böden nur noch wenig leistungsfähig ist, liegen die mittleren Vorräte im konservativen Bewirtschaftungsszenarium am niedrigsten, fast 30 % unter dem Wert für das gegenwärtige Klima. Die Anpassung der Baumartenwahl an das Klimaszenarium kann diesen Vorratsverlust dagegen weitgehend abfangen, das Adaptationsszenarium zeigt deshalb mit Abstand die geringste Abnahme im simulierten Biomassevorrat.

Bezüglich der Baumartenzusammensetzung werden die geringsten Veränderungen für die „Naturschutz“-Variante simuliert, lediglich auf der ärmsten Standortklasse treten durch den Ausfall der Buche deutliche Verschiebungen auf. Ähnlich wie bei der konservativen Bewirtschaftung sind auch bei diesem Szenarium die simulierten Biomassevorräte relativ stark vermindert. Es ist auffällig, daß im Testgebiet die Biomassenproduktion durch die Klimaveränderung stärker reduziert wird, wenn sich die Baumartenzusammensetzung im Bewirtschaftungsszenarium nur wenig verändert hat. Unterschiede in der Anpassungsfähigkeit zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Beständen resultieren daher, daß sich durch die Bewirtschaftung häufiger Situationen ergeben, in denen durch veränderte Baumartenwahl eine Anpassung der Waldbestände an veränderte Klimabedingungen gefördert und beschleunigt werden kann.

Bewertung des erweiterten Modells

Die Validierung von Waldsukzessionsmodellen ist problematisch, da es wenig unabhängige Daten gibt, die hierfür geeignet wären. Das qualitative Verhalten des Modells kann mit Versuchsflächen-daten aus dem Forstlichen Versuchswesen überprüft werden. Allerdings kann von einem weit-räumig anwendbaren Modell, das normalerweise mit Zeithorizonten von mehreren hundert Jahren arbeitet, nicht erwartet werden, daß es die Entwicklung eines Einzelbestandes über 120 Jahre quantitativ genau nachbildet. Da es zudem sehr wenig Beobachtungsdaten aus Mischbeständen gibt, ist es besonders schwierig, die Wachstumsdynamik in Mischbeständen zu validieren. Ähnlich verhält es sich auch mit Bewirtschaftungseingriffen in Rein- und Mischbeständen. Während in Reinbeständen die Durchforstungsroutinen gut angepaßt und mit Beobachtungsdaten verglichen werden können, ist in Mischbeständen die Modellierung der Durchforstung deutlich schwieriger, weil zu den dimensionsabhängigen Auswahlkriterien des Einzelbaumes noch baumartenspezifische Konkurrenzaspekte hinzukommen.

Zur Plausibilitätskontrolle des Modells wurden in dieser Arbeit mehrere Modellvergleiche durchgeführt: der Vergleich von regionalen Modellresultaten mit der PNV (einer auf Weiserpflanzen in der Vegetation sowie auf Standort- und Klimamerkmale basierenden Modellvorstellung von Vegetationskundlern) hat gezeigt, daß das räumliche Muster der Waldgesellschaften in Brandenburg von Waldsukzessionsmodellen insgesamt befriedigend simuliert wird. Vergleiche zweier unterschiedlicher Waldsukzessionsmodelle verdeutlichen modellspezifische Stärken und Schwächen, die aber interpretierbar sind, weil sie z.B. auf der unterschiedlichen Verwendung von Klimadaten oder auf abweichenden Konzepten in der Wachstumsmodellierung beruhen. Insgesamt wird das Modellverhalten der Waldsukzessionsmodelle in Mitteleuropa als plausibel gewertet. Vergleiche unterschiedlicher Modellversionen weisen zudem darauf hin, daß durch gezielte Modifikationen des Modellkonzeptes deutliche Verbesserungen der Modellresultate möglich sind.

Ableitung von Handlungsstrategien für die Forstwirtschaft

Aufgrund der weiterhin bestehenden Defizite in den verfügbaren Ausgangsdaten und den Grenzen der verwendeten Simulationsmethoden ist eine sehr vorsichtige Interpretation der erzielten Resultate geboten. Der dringende Bedarf nach Entscheidungshilfen und Handlungsstrategien in der Forstwirtschaft macht dennoch Simulationsstudien, insbesondere Sensitivitätsstudien, erforderlich, um sensible Reaktionen von Waldökosystemen auf mögliche Klimaveränderungen abschätzen zu können. Die Entscheidungsfindung muß sich stärker als bisher auf Risikoanalysen stützen und die mit unserem derzeitigen Wissen verbundenen Unsicherheiten berücksichtigen. Waldsukzessionsmodelle können in Verbindung mit einem Bewirtschaftungsmodell interessante Beiträge in dieser Richtung liefern.

Die in dieser Arbeit verglichenen Bewirtschaftungsszenarien zeigen ein breites Spektrum von Entwicklungsmöglichkeiten für die Waldbestände in der Testregion auf. Unterschiedliche Simulationsergebnisse bieten dabei sehr wertvolle Informationen, die in der forstlichen Planung Verwendung finden können. Aus den Veränderungen der simulierten PNV unter verändertem Klima lassen sich beispielsweise Informationen über die Anbaufähigkeit der Baumarten ableiten, die für die Bestandeszieltypenplanung gebraucht werden. Unabhängig von der simulierten Baumartenzusammensetzung der PNV oder in bewirtschafteten Beständen können auch Indizes direkt aus den im Modell enthaltenen Umweltwirkungsfunktionen abgeleitet werden als direktes Maß für die Angepaßtheit einer Baumart an bestimmte Klima- und Standortsbedingungen. Mit solchen Indizes können Wachstumsbedingungen eingegrenzt werden, unter denen eine Baumart förderungswürdig ist. Der Vergleich von Bewirtschaftungsszenarien bietet darüber hinaus die Möglichkeit, die Auswirkung der Klimaveränderung auf die Produktionsleistung der Arten abzuschätzen. Somit liegen wichtige Eckpunkte vor, mit denen unterschiedliche Handlungsstrategien entworfen und bewertet werden können.

Zur Strategieentwicklung sind verschiedene Auswahlkriterien möglich. Bei einer „Negativauswahl“ werden gestreßte Baumarten bevorzugt bei Durchforstungsmaßnahmen entnommen, bzw. im Falle der Bestandesverjüngung nicht in die Folgegeneration übernommen. Eine „Positivauswahl“ kann dagegen gezielt solche Arten fördern, die besser an die jeweiligen Umweltbedingungen angepaßt sind. Wichtig ist auch der Bezugszeitpunkt für die Bestimmung der Baumarteneignung, denn dieser entscheidet darüber, zu welchem Zeitpunkt die größten Risiken durch klimatisch nicht angepaßte Waldbestände bestehen werden.

Aus dem Vergleich unterschiedlicher Handlungsstrategien lassen sich Hinweise über die Größenordnung der forstlichen Bewirtschaftungsspielräume ableiten. Außerdem können einige sozioökonomische Konsequenzen der Klimaveränderung abgeschätzt werden, indem z.B. die Kosten für alternative Handlungsstrategien in Relation zu den erzielbaren Produktionseffekten bewertet und Auswirkungen der veränderten Baumartenzusammensetzung auf wichtige Landschaftsfunktionen analysiert werden.

7 Literaturverzeichnis

- Aber, J.D., Botkin, D.B. & Melillo, J.M. 1979: Predicting the effects of different harvesting regimes on productivity and yield in northern hardwoods. *Can. J. For. Res.*, **9**, 10-14.
- Aber, J.D., Nadelhoffer, K.J., Steudler, P. & Melillo, J.M. 1989: Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bio Science*, **39**, 378-386.
- Aber, J.D., Ollinger, S.V., Federer, C.A., Reich, P.B., Goulden, M.L., Kicklighter, D.W., Melillo, J.M. & Lathrop Jr., R.G. 1995: Predicting the effects of climate change on water yield and forest production in northeastern United States. *Clim. Res.*, **5**, 207-222.
- Ågren, G.I., McMurtrie, R.E., Parton, W.J., Pastor, J. & Shugart, H.H. 1991: State-of-the-art of models of production-decomposition linkages in conifer and grassland ecosystems. *Ecological applications*, **1**, 118-138.
- Alcamo, J. (ed.) 1994: *IMAGE 2.0: Integrated modeling of global climate change*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 321 pp.
- Anonymus 1902: Beratungen der vom Verein Forstlicher Versuchsanstalten eingesetzten Kommission zur Feststellung des neuen Arbeitsplanes für Durchforstungs- und Lichtungsversuche. *AFJZ*, **78**, 180-184.
- Anonymus 1993: Mitteleuropäische Waldbaumarten. Artbeschreibung und Ökologie unter besonderer Berücksichtigung der Schweiz. Zürich: Professur für Waldbau und Professur für Forstschutz & Dendrologie der ETH Zürich.
- Assmann, E. 1961: *Waldertragskunde*. München: Bayr. Landw. Verlag.
- Austin, M.P. & Smith, T.M. 1989: A new model for the continuum concept. *Vegetatio*, **83**, 35-47.
- Bassow, S.L., Ford, E.D. & Kiester, A.R. 1990: A critique of carbon-based tree growth models. In: Dixon, R.K., Meldahl, R.S., Ruark, G.A. & Warren, W.G. (eds.), *Process modeling of forest growth responses to environmental stress*. Portland, Oregon: Timber Press, pp. 50-57.
- Bazzaz, F.A. 1991: The response of natural ecosystems to the rising global CO₂ levels. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **21**, 167-196.
- Bazzaz, F.A., Bassow, S.L., Berntson, G.M. & Thomas, S.C. 1996: Elevated CO₂ and terrestrial vegetation: implications for and beyond the global carbon budget. In: Walker, B.H. & Steffen, W.L. (eds.), *Global Change and Terrestrial Ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 43-76.
- Belcher, D.W., Holdaway, M.R. & Brand, G.J. 1982: A description of STEMS. The stand and tree evaluation and modeling system. US Dep. of Agr., Forest Service, *General Technical Report NC-79*. 18 pp.
- Bellmann, K. & Grote, R. eingereicht: The history of SANA - introduction to the project. *Nutrients in Ecosystems*.
- Bellmann, K., Grote, R. & Suckow, F. 1997a: Teilvorhaben SANA E 2.1: Untersuchung der immissionsbedingten Dynamik von Ökosystemen unter dem Einfluß sich verändernder Schadstoffemissionen [Förderkennzeichen P12/103799]. Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie; Projektträger Umwelt- und Klimaforschung, GSF, München. Wissenschaftliches Begleitprogramm zur Sanierung der Atmosphäre über den neuen Bundesländern. Abschlußbericht, Band IV.
- Bellmann, K., Hüttl, R.F., Schaaf, W., Weisdorfer, M. & Grote, R. 1997b: Auswirkungen der sich zeitlich ändernden Schadstoffdeposition auf die Ökosphäre. Teilvorhaben SANA E: Zusammenfassung. Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie; Projektträger Umwelt- und Klimaforschung, GSF, München. Wissenschaftliches Begleitprogramm zur Sanierung der Atmosphäre über den neuen Bundesländern. Abschlußbericht, Band IV.
- Benson, M.L., Myers, B.J. & Raison, R.J. 1992: Dynamics of stem growth of *Pinus radiata* as affected by water and nitrogen supply. *For. Ecol. Manage.*, **52**, 117-137.
- Bergeron, Y. & Flannigan, M.D. 1995: Predicting the effects of climate change on fire frequency in the southeastern canadian boreal forest. *Water, Air, & Soil Pollution*, **82**, 437-444.
- Bolin, B., Döös, B.R., Jäger, J. & Warrick, R.A. (eds.) 1986: *The Greenhouse Effect, Climatic Change, and Ecosystems*. Scope **29**. Chichester: J.Wiley & Sons.
- Bonan, G.B. & Sirois, L. 1992: Air temperature, tree growth, and the northern and southern range limits of *Picea mariana*. *J. of Vegetation Science*, **3**, 495-506.
- Bonn, S. & Worbes, M. 1991: *Klimaeinfluß und abrupte Zuwachsschwankungen von Fichten (Picea abies Karst.) und Kiefern (Pinus sylvestris L.) verschiedener Höhenstufen Niedersachsens*. Universität Göttingen, Forschungszentrum Waldökosysteme, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe **B 30**, 68 pp.
- Bosch, C. & Rehfuess, K.E. 1988: Über die Rolle von Frostereignissen bei den "neuartigen" Waldschäden. *Forstw. Cbl.*, **107**, 123-130.
- Bossel, H. 1986: Dynamics of forest dieback - systems analysis and simulation. *Ecological Modelling*, **34**, 259-288.
- Bossel, H. 1991: Modelling forest dynamics: moving from description to explanation. *For. Ecol. Manage.*, **42**, 129-142.
- Bossel, H. 1994: *Treedyn3 Forest Simulation Model. Mathematical model, program documentation, and simulation results*. Universität Göttingen, Forschungszentrum Waldökosysteme, Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme, Reihe **B 35**, 118 pp.

- Bossel, H. & Krieger, H. 1991: Modelling and simulation of mixed natural forest dynamics. In: Hälker, M. & Jäschke, A. (eds.), *Informatik für den Umweltschutz. Proceedings 6. Symposium München*. Berlin: Springer Verlag, pp. 345-354.
- Bossel, H. & Krieger, H. 1994: Simulation of multi-species tropical forest dynamics using a vertically and horizontally structured model. *For. Ecol. Manage.*, **69**, 123-144.
- Botkin, D. 1993: *Forest Dynamics: An Ecological Model*. Oxford & New York: Oxford University Press. 309 pp.
- Botkin, D.B., Janak, J. & Wallis, J. 1972: Some ecological consequences of a computer model of forest growth. *J. Ecol.*, **60**, 849-872.
- Botkin, D.B. & Nisbet, R.A. 1992: Forest response to climatic change: effects of parameter estimation and choice of weather pattern on the reliability of projections. *Clim. Change*, **20**, 87-111.
- Box, E.O. 1981: *Macroclimate and plant forms: an introduction to predictive modeling in phytogeography*. The Hague: Dr. W. Junk BV Publ., 258 pp.
- Brooks, D., Pajuoja, H., Peck, T.J., Solberg, B. & Wardle, P.A. 1996: Long-term trends and prospects in world supply and demand for wood. In: Solberg, B. (ed.), *Long-term trends and prospects in world supply and demand for wood and implications for sustainable forest management*. Joensuu: European Forest Institute, pp. 77-106.
- Brown, S., Sathaye, J. & Cannell, M. 1996: Management of forests for mitigation of greenhouse gas emissions. In: Watson, R.T., Zinyowera, M.C. & Moss, R.H. (eds.), *Climate Change 1995. Impacts, Adaptation and Mitigation of Climate Change: Scientific-technical Analyses. Contribution of WG II to the Second Assessment Report of the IPCC*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 773-797.
- Bugmann, H. 1994: *On the ecology of mountainous forests in a changing climate: A simulation study*. Ph.D. thesis, ETH Zürich, Switzerland.
- Bugmann, H. 1996: A simplified forest model to study species composition along climate gradients. *Ecology*, **77**, 2055-2074.
- Bugmann, H. 1997: Sensitivity of forests in the European Alps to future climatic change. *Clim. Res.*, **8**, 35-44.
- Bugmann, H. & Cramer, W. 1998: Improving the behaviour of forest gap models along drought gradients. *For. Ecol. Managem.*, **104**.
- Bugmann, H., Grote, R., Lasch, P., Lindner, M. & Suckow, F. 1996a: Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Wälder in Brandenburg. In: Stock, M. & Toth, F. (Hrsg.), *Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf das Land Brandenburg - Pilotstudie*. Potsdam: Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, pp. 56-79.
- Bugmann, H., Grote, R., Lasch, P., Lindner, M. & Suckow, F. im Druck: A new forest gap model to study the effects of environmental change on forest structure and functioning. In: Mohren, G.M.J., Kramer, K. & Sabaté, S. (eds.), *Global Change Impacts on Tree Physiology and Forest Ecosystems*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Bugmann, H., Yan, X., Sykes, M.T., Martin, P., Lindner, M., Desanker, P.V. & Cumming, S.G. 1996b: A comparison of forest gap models: model structure and behaviour. *Clim. Change*, **34**, 289-313.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) 1992: *Bundeswaldinventur 1986-1990. Inventurbericht und Übersichtstabellen für das Bundesgebiet nach dem Gebietsstand bis zum 3.10.1990 einschließlich Berlin (West)*. Bonn: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. 117 pp.
- Burschel, P. & Huss, J. 1987: *Grundriss des Waldbaus. Ein Leitfaden für Studium und Praxis*. Hamburg und Berlin: Verlag Paul Parey. 352 pp.
- Burschel, P., Kürsten, E. & Larson, B.C. 1993: Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt - Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. *Forstliche Forschungsberichte München*, **126**, 135 pp.
- Cammel, M.E. & Knight, J.D. 1992: Effects of climatic change on the population dynamics of crop pests. *Adv. Ecol. Res.*, **22**, 117-162.
- Cannell, M.G.R. & Smith, R.I. 1986: Climatic warming, spring budburst and frost damage on trees. *J. of Appl. Ecology*, **23**, 177-191.
- Ceulemans, R. & Mousseau, M. 1994: Effects of elevated atmospheric CO₂ on woody plants. *New Phytol.*, **127**, 425-446.
- Claußen, M. 1994: On coupling global biome models with climate models. *Clim. Res.*, **4**, 203-221.
- Claußen, M. & Esch, M. 1994: Biomes computed from simulated climatologies. *Clim. Dyn.*, **9**, 235-243.
- Cook, E.R. 1991: Tree rings as indicator of Climatic Change and the potential response of forests to the Greenhouse Effect. In: Wyman, R.L. (ed.), *Global Climate Change and Life on Earth*. New York und London: Chapman and Hall, pp. 56-64.
- Cook, E.R. & Cole, J. 1991: On predicting the response of forests in Eastern North America to future climatic change. *Climatic Change*, **19**, 271-282.
- Cramer, W. 1996: Modelling the possible impacts of climate change on broad-scale vegetation structure - examples from Northern Europe. In: Oechel, W. & Holten, J.I. (eds.), *Global change and arctic terrestrial ecosystems*. Ecological Studies **124**. Berlin: Springer, pp. 312-329.
- Cramer, W. 1997: Using plant functional types in a global vegetation model. In: Smith, T.M., Shugart, H.H. & Woodward, F.I. (eds.), *Plant Functional Types: Their Relevance to Ecosystem Properties and Global Change*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 271-288.

- Cramer, W. & Leemans, R. 1993: Assessing impacts of climatic change on vegetation using climate classifications systems. In: Solomon, A.M. & Shugart, H.H. (eds.), *Vegetation dynamics and global change*. New York: Chapman & Hall, pp. 190-217.
- Cramer, W., Leemans, R., Hutchinson, M.F. & Huntley, B. in Vorb.: A new climate data base for terrestrial ecosystem modelling with variable spatial resolution.
- Dale, V.H., Doyle, T.W. & Shugart, H.H. 1985: A Comparison of Tree Growth Models. *Ecol. Modell.*, **29**, 145-169.
- Dale, V.H. & Rauscher, H.M. 1994: Assessing impacts of climate change on forests: the state of biological modeling. *Clim. Change*, **28**, 65-90.
- Davis, M.B., Sugita, S., Calcote, R.R. & Frelich, L. 1992: Effects of invasion by *Tsuga canadensis* on a North American forest ecosystem. In: Teller, A., Mathy, P. & Jeffers, J.N.R. (eds.), *Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes*. London, New York: Elsevier Applied Science, pp. 34-44.
- Desanker, P.V., Reed, D.D. & Jones, E.A. 1994: Evaluating forest stress factors using various forest growth modeling approaches. *For. Ecol. Manage.*, **69**, 269-282.
- Dise, N.B. & Wright, R.F. 1995: Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Managem.*, **71**, 153-161.
- Dittmar, O., Knapp, E. & Lembecke, G. 1986: DDR-Buchenertragstafel 1983. *IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung*, **4**, 59 pp.
- Dixon, R.K., Meldahl, R.S., Ruark, G.A. & Warren, W.G. (eds.) 1990: *Process modeling of forest growth responses to environmental stress*. Portland, Oregon: Timber Press. 441 pp.
- Doyle, T.W. 1990: An evaluation of competition models for investigating tree and stand growth processes. In: Dixon, R.K., Meldahl, R.S., Ruark, G.A. & Warren, W.G. (eds.), *Process modeling of forest growth responses to environmental stress*. Portland, Oregon: Timber Press, pp. 271-277.
- Dykstra, D.P. & Kallio, M. 1987: Introduction to the IASA Forest Sector Model. In: Kallio, M., Dykstra, D.P. & Binkley, C.S. (eds.), *The global forest sector: an analytical perspective*. Chichester: John Wiley & Sons, pp. 459-472.
- Eamus, D. 1996: Tree responses to CO₂ enrichment - CO₂ and temperature interactions, biomass allocation and stand-scale modeling. *Tree Phys.*, **16**, 43-47.
- Eamus, D. & Jarvis, P.G. 1989: The direct effects of increase in the global atmospheric CO₂ concentration on natural and commercial temperate trees and forests. *Adv. Ecol. Research*, **19**, 1-55.
- Ek, A.R. & Monserud, R. 1974: Trials with program FOREST: Growth and reproduction simulation for mixed species even- or uneven-aged forest stands. In: Fries, J. (ed.), *Growth models for tree and stand simulation*. Royal College of Forestry, Research Notes **30**, pp. 56-73.
- Ek, A.R., Shifley, S.R. & Burk, T.E. (eds.) 1988: *Forest Growth Modelling and Prediction*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Ellenberg, H. 1977: Stickstoff als Standortfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. *Oecol. Plant.*, **12**, 1-22.
- Ellenberg, H. 1986: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*. **4. Aufl.**, Stuttgart: Ulmer Verlag.
- Emanuel, W.R., Shugart, H.H. & Stevenson, M.P. 1985: Climatic change and the broad-scale distribution of terrestrial ecosystem complexes. *Clim. Change*, **7**, 29-43.
- Enquete-Kommission 'Schutz der Erdatmosphäre' des Deutschen Bundestages 1992: *Klimaänderung gefährdet globale Entwicklung - Zukunft sichern - jetzt handeln*. Erster Bericht der Enquete-Kommission 'Schutz der Erdatmosphäre' des 12. Deutschen Bundestages, Karlsruhe: Economica Verlag.
- Erhard, M.: Dissertation Universität Potsdam, PIK-Reports in Vorbereitung.
- Erhard, M. & Flechsig, M. (eingereicht): A landscape model for the investigation of pollution effects on the dynamics of pine forest ecosystems (*Pinus sylvestris* L.). *Nutrients in Ecosystems*.
- FAO 1997: *State of the world's forests 1997*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Felbermeier, B. 1993: Der Einfluß von Klimaänderungen auf die Areale von Baumarten. Methodenstudie und regionale Abschätzung für die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) in Bayern. *Forstl. Forsch.ber. München*, **134**, 214 pp.
- Fischlin, A., Bugmann, H. & Gyalistras, D. 1995: Sensitivity of a forest ecosystem model to climate parametrization schemes. *Env. Pollution*, **87**, 267-282.
- Flechsig, M. 1995: Sprint-S: Strictly parallelized regional integrated numeric tool for simulation. Manuskript. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung.
- Flechsig, M. & Erhard, M. 1996: Raum-zeitliche Dynamik von Ökosystemverbänden unter sich verändernden Immissionsbedingungen am Beispiel der Dübener Heide. Abschlußbericht zum Teilprojekt E 2.2 des BMBF - Verbundforschungsvorhabens SANA; Band IV. München: GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit.
- Fleming, R.A. & Volney, W.J.A. 1995: Effects of Climate Change On Insect Defoliator Population Processes in Canadas Boreal Forest - Some Plausible Scenarios. *Water, Air, and Soil Pollution*, **82**, 445-454.
- Franz, F., Röhle, H. & Meyer, F. 1993: 120jährige Beobachtung des Durchforstungsversuches Fabrikschleichach 15: Wachstumsgang und Ertragsleistung der Buche. *Allgem. Forstz.*, **48**, 262-267.
- Friend, A.D., Shugart, H.H. & Running, S.W. 1993: A physiology-based gap model of forest dynamics. *Ecology*, **74**, 792-797.

- Friend, A.D., Stevens, A.K., Knox, R.G. & Cannell, M.G.R. 1997: A process-based, terrestrial biosphere model of ecosystem dynamics (Hybrid v3.0). *Ecol. Modelling*, **95**, 249-287.
- Fritts, H.C. 1976: *Tree Rings and Climate*. London: Academic Press.
- Fritts, H.C., Vaganov, E.A., Sviderskaya, I.V. & Shashkin, A.V. 1991: Climatic variation and tree-ring structure in conifers: empirical and mechanistic models of tree-ring width, number of cells, cell size, cell-wall thickness and wood density. *Clim. Res.*, **1**, 97-116.
- Gadow, K.v. 1987: Untersuchungen zur Konstruktion von Wachstumsmodellen für schnellwüchsige Plantagenbaumarten. *Forstliche Forschungsberichte München*, **77**, 147 pp.
- Gerold, D. 1990: *Modellierung des Wachstums von Waldbeständen auf der Basis der Durchmesserstruktur*. Diss. B, Technische Universität Dresden.
- Gerold, D. 1991: Modellierung der Entwicklung von Waldbeständen auf der Basis der Durchmesserstruktur. *Wiss. Z. Techn. Univers. Dresden*, **40**(5/6), 279-287.
- Gerstengarbe, F.-W. & Werner, P.C. 1996: *The development of climate scenarios*. Potsdam Institute for Climate Impact Research, Potsdam: PIK-Reports **26**.
- Gerstengarbe, F.-W. & Werner, P.C. 1997: Waldbrandentwicklung im Land Brandenburg. *AFZ/Der Wald*, **52**, 392-394.
- Grace, J. 1988: Temperature as a determinant of plant productivity. In: Long, S.P. & Woodward, F.I. (eds.), *Plants and Temperature*. pp. 91-107.
- Grace, J. 1991: Vegetation and climate: a tenuous link. In: Esser, G. & Overdieck, D. (eds.), *Modern Ecology. Basic and applied aspects*. Amsterdam: Elsevier, pp. 711-722.
- Gravenhorst, G. 1993: Klimaänderung und Waldökosysteme. In: Schellnhuber, H.J. & Sterr, H. (eds.), *Klimaänderung und Küste: Einblicke ins Treibhaus*. Berlin: Springer-Verlag, pp. 276-298.
- Grote, R. 1995: FORSANA - ein Modell zur Beschreibung von Immissionswirkungen in Waldökosystemen der Dübener Heide. In: Hüttl, R.F., Bellmann, K. & Seiler, W. (eds.), *Atmosphärensanierung und Waldökosysteme*. Taunusstein: Eberhard Blottner Verlag, pp. 19-37.
- Grote, R. & Suckow, F. eingereicht: Integrating long-term adaptations into physiological forest growth modeling. I. Effects on water balance and gas exchange. *For. Ecol. Manage.*
- Hänninen, H. 1990: Modeling dormancy release in trees from cool and temperate regions. In: Dixon, R.K., Meldahl, R.S., Ruark, G.A. & Warren, W.G. (eds.), *Process modeling of forest growth responses to environmental stress*. Portland, Oregon: Timber Press, pp. 159-165.
- Hänninen, H. 1991: Does climatic warming increase the risk of frost damage in northern trees? *Plant, Cell Environm.*, **14**, 449-454.
- Hari, P., Kaipainen, L., Korpilahti, E., Mäkelä, A., Nilson, T., Oker-Blohm, P., Ross, J. & Salminen, R. 1985: *Structure, radiation and photosynthetic production in coniferous stands*. University of Helsinki, Department of Silviculture, Research Notes **54**, 233 pp.
- Hauhs, M., Kastner-Maresch, A. & Rost-Siebert, K. 1995: A model relating forest growth to ecosystem-scale budgets of energy and nutrients. *Ecol. Modelling*, **83**, 229-243.
- Heinsdorf, D. 1973: Der Einfluß der Jahreswitterung auf den Nährstoffgehalt der Nadeln und das Wachstum ungedüngter Kiefernjungwüchse. *Beitr. f. d. Forstw.*, **7**, 75-83.
- Heinsdorf, D. & Tölle, H. 1991: *Bodennährstoffe und Ernährung der Kiefer im nordostdeutschen Tiefland*. Forschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Eberswalde, Berichte aus Forschung und Entwicklung **25**, 20-35.
- Heyder, J.C. 1986: *Waldbau im Wandel*. Frankfurt/M.: J.D. Sauerländer's Verlag. 602 pp.
- Hofmann, G., Heinsdorf, D. & Krauß, H.-H. 1990: Wirkung atmogener Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. *Beitr. f. d. Forstwirtschaft*, **24**, 59-73.
- Holdaway, M.R. & Brand, G.J. 1986: *An evaluation of Lake States STEMS85*. US Dep. of Agr., Forest Service, Research Paper **NC-269**.
- Holdridge, L.R. 1947: Determination of world formations from simple climatic data. *Science*, **105**, 367-368.
- Houghton, J.T., Jenkins, G.J. & Ephraums, J.J. (eds.) 1990: *Climate Change: The IPCC scientific assessment*. Cambridge: IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), Cambridge University Press.
- Hunt Jr., E.R., Martin, F.C. & Running, S.W. 1991: Simulating the effects of climatic variation on stem carbon accumulation of a ponderosa pine stand: comparison with annual growth increment data. *Tree Phys.*, **9**, 161-171.
- Idso, K.E. & Idso, S.B. 1994: Plant responses to atmospheric CO₂ enrichment in the face of environmental constraints: a review of the past 10 years' research. *Agric. For. Meteorol.*, **69**, 153-203.
- Jahn, G. 1991: Temperate deciduous forests of Europe. In: Röhrig, E. & Ulrich, B. (eds.), *Temperate deciduous forests*. Amsterdam: Elsevier, pp. 377-502.
- Jazewitsch, W.v. 1961: Zur klimatologischen Auswertung von Jahrringkurven. *Forstw. Cbl.*, **80**, 175-190.
- Jones, E.A., Reed, D.D., Cattalino, P.J. & Mroz, G.D. 1991: Seasonal shoot growth of planted red pine predicted from air temperature degree days and soil water potential. *For. Ecol. Manage.*, **46**, 201-214.
- Kahn, M. 1994: *Modellierung der Höhenentwicklung ausgewählter Baumarten in Abhängigkeit vom Standort*. Forstliche Forschungsberichte München, **141**, 220 pp.
- Kahn, M. 1995: Die Fuzzy Logik basierte Modellierung von Durchforstungseingriffen. *AFJZ*, **166**, 169-176.

- Kahn, M. 1996: Optimierung eines hochparametrisierten Fuzzy Regelsystems mit evolutionären Algorithmen. *AFJZ*, **167**, 205-212.
- Kahn, M. & Pretzsch, H. 1997: Das Wuchsmodell SILVA - Parametrisierung der Version 2.1 für Rein- und Mischbestände aus Fichte und Buche. *AFJZ*, **168**, 115-123.
- Karjalainen, T. 1996a: Dynamics and potentials of carbon sequestration in managed stands and wood products in Finland under changing climatic conditions. *For. Ecol. Managem.*, **80**, 113-132.
- Karjalainen, T. 1996b: *Dynamics of the carbon flow through forest ecosystem and the potential of carbon sequestration in forests and wood products in Finland*. Academic dissertation, University of Joensuu. 31 pp.
- Karjalainen, T., Kellomäki, S. & Pussinen, A. 1995: Carbon balance in the forest sector in Finland during 1990-2039. *Clim. Change*, **30**, 451-478.
- Katz, R.W. & Brown, B.G. 1992: Extreme events in a changing climate: variability is more important than averages. *Clim. Change*, **21**, 289-302.
- Kauppi, P.E., Mielikäinen, K. & Kuusela, K. 1992: Biomass and carbon budget of European forests, 1971 to 1990. *Science*, **256**, 70-74.
- Kellomäki, S., Hänninen, H. & Kolström, T. 1988: Model computations on the impacts of the climatic change on the productivity and silvicultural management of the forest ecosystem. *Silva Fennica*, **22**, 293-305.
- Kellomäki, S. & Karjalainen, T. 1996: Sequestration of carbon in the Finnish boreal forest ecosystem managed for timber production. In: Apps, M. & Price, D.T. (eds.), *Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle*. Berlin: Springer, pp. 59-68.
- Kellomäki, S. & Kolström, M. 1993: Computations on the yield of timber by Scots pine when subjected to varying levels of thinning under changing climate in southern Finland. *For. Ecol. and Manage.*, **59**, 237-255.
- Kellomäki, S. & Kolström, M. 1994: Computations on the productivity of Scots pine, Norway spruce, pendula birch and pubescent birch in Finland as influenced by changing climate. *For. Ecol. and Manage.*, **65**, 201-217.
- Kellomäki, S., Väisänen, H., Hänninen, H., Kolström, T., Lauhanen, R., Mattila, U. & Pajari, B. 1992: SIMA: A model for forest succession based on the carbon and nitrogen cycles with application to silvicultural management of the forest ecosystem. *Silva Carelica*, **22**, 1-85.
- Kellomäki, S., Väisänen, H. & Strandman, H. 1993: *Finnfor: A model for calculating the response of boreal forest ecosystem to climate change*. University of Joensuu, Faculty of Forestry, Research Notes **6**, 120 pp.
- Kienast, F. 1985: *Dendroökologische Untersuchungen an Höhenprofilen aus verschiedenen Klimabereichen*. Dissertation, ETH Zürich.
- Kienast, F. 1987: *FORECE - a forest succession model for southern Central Europe*. Oak Ridge Nat. Lab., Environm. Sci. Div. Publ.,: 2989, Rep. ORNL/TM-10575.
- Kienast, F. 1991: Simulated effects of increasing atmospheric CO₂ and changing climate on the successional characteristics of Alpine forest ecosystems. *Landsc. Ecol.*, **5**, 225-238.
- Kienast, F., Brzeziecki, B. & Wildi, O. 1996: Long-term adaptation potential of Central European mountain forests to climate change: a GIS-assisted sensitivity assessment. *For. Ecol. Manage.*, **80**, 133-153.
- Kienast, F. & Kräuchi, N. 1991: Simulated successional characteristics of managed and unmanaged low-elevation forests in central Europe. *For. Ecol. Manage.*, **42**, 49-61.
- Kienast, F. & Kuhn, N. 1989a: Computergestützte Simulation von Waldentwicklungen. *Schw. Z. Forstwes.*, **140**, 189-201.
- Kienast, F. & Kuhn, N. 1989b: Simulating forest succession along ecological gradients in Southern Central Europe. *Vegetatio*, **79**, 7-20.
- Kimmins, J.P., Scoullar, K.A. & Maily, D. 1996: Models and their role in ecology and resource management. In: Kimmins, J.P. (ed.), *Forest Ecology - a foundation for sustainable management*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice-Hall, pp. 475-494.
- King, A.W., Emanuel, W.R. & O'Neill, R.V. 1990: Linking mechanistic models of tree physiology with models of forest dynamics: problems of temporal scale. In: Dixon, R.K., Meldahl, R.S., Ruark, G.A. & Warren, W.G. (eds.), *Process modeling of forest growth responses to environmental stress*. Portland, Oregon: Timber Press, pp. 241-248.
- King, G.A. 1993: Conceptual approaches for incorporating climatic change into the development of forest management options for sequestering carbon. *Clim. Res.*, **3**, 61-78.
- Kirschbaum, M.U.F., Bullock, P., Evans, J.R., Goulding, K., Jarvis, P.G., Noble, I.R., Rounsevell, M. & Sharkey, T.D. 1996a: Ecophysiological, ecological, and soil processes in terrestrial ecosystems: a primer on general concepts and relationships. In: Watson, R.T., Zinyowera, M.C. & Moss, R.H. (eds.), *Climate Change 1995. Impacts, Adaptation and Mitigation of Climate Change: Scientific-technical Analyses. Contribution of WG II to the Second Assessment Report of the IPCC*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 57-74.
- Kirschbaum, M.U.F., Fischlin, A., Cannell, M.G.R., Cruz, R.V.O. & Cramer, W.P. 1996b: Climate Change Impacts on Forests. In: Watson, R.T., Zinyowera, M.C. & Moss, R.H. (eds.), *Climate Change 1995. Impacts, Adaptation and Mitigation of Climate Change: Scientific-technical Analyses. Contribution of WG II to the Second Assessment Report of the IPCC*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 95-129.
- Kopp, D. & Schwanecke, W. 1994: *Standörtlich-naturräumliche Grundlagen ökologischer Forstwirtschaft*. Berlin: DLV. 248 pp.

- Körner, C. 1993: CO₂ Fertilization: The great uncertainty in future vegetation development. In: Solomon, A.M. & Shugart, H.H. (eds.), *Vegetation dynamics & global change*. New York: Chapman & Hall, pp. 53-70.
- Körner, C. 1996: The response of complex multispecies systems to elevated CO₂. In: Walker, B.H. & Steffen, W.L. (eds.), *Global Change and Terrestrial Ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 20-42.
- Korol, R.L., Milner, K.S. & Running, S.W. 1996: Testing a mechanistic model for predicting stand and tree growth. *For. Sci.*, **42**, 139-153.
- Korol, R.L., Running, S.W. & Milner, K.S. 1995: Incorporating intertree competition into an ecosystem model. *Can. J. For. Res.*, **25**, 413-424.
- Kozłowski, T.T. 1979: *Tree growth and environmental stresses*. Washington: University of Washington Press, 192 pp.
- Kozłowski, T.T., Kramer, P.J. & Pallardy, S.G. 1991: *The physiological ecology of woody plants*. San Diego: Academic Press. 657 pp.
- Kramer, H. 1988: *Waldwachstumslehre*. Hamburg, Berlin: Paul Parey. 374 pp.
- Kramer, K. 1994: A modelling analysis of the effects of climatic warming on the probability of spring frost damage to tree species in The Netherlands and Germany. *Plant, Cell Env.*, **17**, 367-377.
- Kramer, P.J. & Sionit, N. 1987: Effects of increasing carbon dioxide concentrations on the physiology and growth of forest trees. In: Shands, W.E. & Hoffman, J.S. (eds.), *The Greenhouse Effect, Climate Change, and U.S. Forests*. Washington: The Conservation Foundation, pp. 219-246.
- Kräuchi, N. 1992: Modellierung von Waldentwicklungen/-sukzessionen. In: *Ziele des Naturschutzes - Veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte*. Norddeutsche Naturschutzakademie, pp. 29-33.
- Kräuchi, N. 1993: Climate change and forest ecosystems - an overview. In: Schlaepfer, R. (ed.), *Long-term implications of Climate change and air pollution on forest ecosystems. Progress report of the IUFRO Task Force "Forest, Climate Change and Air Pollution"*. Vienna, Birmensdorf: IUFRO; WSL., pp. 53-76.
- Kräuchi, N. 1994: *Modelling forest succession as influenced by a changing environment*. Ph.D. Thesis No. 10479, Swiss Federal Institute of Technology Zurich.
- Krausch, H.-D. 1993: Potentielle natürliche Vegetation. In: Umweltbundesamt (ed.), *Ökologische Ressourcenplanung Berlin und Umland - Planungsgrundlagen. FB 90051*, UBA-Texte. Berlin: Umweltbundesamt, 8 pp.
- Kublin, E., Kredler, C. & Arbesmeier, H. 1988: Ein Verfahren zur Bestimmung zuwachsrelevanter Klimafaktoren. *Forst und Holz*, **43**, 137-140.
- Landsberg, J.J. 1986: *Physiological ecology of forest production*. London: Academic Press. 198 pp.
- Landsberg, J.J., Kaufmann, M.R., Binkley, D., Isebrands, J. & Jarvis, P.G. 1991: Evaluating progress toward closed forest models based on fluxes of carbon, water and nutrients. *Tree Phys.*, **9**, 1-15.
- Landsberg, J.J. & Waring, R.H. 1997: A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning. *For. Ecol. Managem.*, **95**, 209-228.
- Larcher, W. 1984: *Ökologie der Pflanzen auf physiologischer Grundlage*. Stuttgart: Ulmer. 403 pp.
- Lasch, P. & Lindner, M. 1994: Simulation der Waldsukzession mit unterschiedlichen Klimadatensätzen. In: Gerstengarbe, F.-W. (ed.), *3. Deutsche Klimatagung, Potsdam, 11.-14. April 1994, Tagungsband der Vorträge und Poster*. Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, PIK-Report **1**, pp. 172-174.
- Lasch, P. & Lindner, M. 1995a: Application of two forest succession models at sites in Northeast Germany. *J. of Biogeography*, **22**, 485-492.
- Lasch, P. & Lindner, M. 1995b: *Wirkung von Klimaveränderungen auf Waldökosysteme. Abschlußbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben DLR 01 LK 9109*. Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, PIK-Report **12**.
- Lasch, P., Lindner, M., Bugmann, H., Ebert, B. in Vorb.: Regional impact analysis of climate change on forests in the Federal state of Brandenburg, Germany. *Environm. Modell. and Assessm.*
- Lasch, P., Suckow, F., Bürger, G. & Lindner, M. im Druck: Sensitivity analysis of a forest gap model concerning current and future climate variability. In: Beniston, M. & Innes, J. (eds.), *Past, Present and Future Climate Variability and Extremes: The Impacts on Forests*. Heidelberg: Springer.
- Lauenroth, W.K. 1996: Application of patch models to examine regional sensitivity to climate change. *Climatic Change*, **34**, 155-160.
- Leemans, R. 1992: Simulation and future projection of succession in a Swedish broad-leaved forest. *For. Ecol. Manage.*, **48**, 305-319.
- Leemans, R. & Cramer, W.P. 1990: *The IIASA climate database for land areas on a grid with 0,5o resolution*. IIASA, Laxenburg, Austria.
- Leemans, R. & Cramer, W.P. 1991: *The IIASA database for mean monthly values of temperature, precipitation, and cloudiness on a global terrestrial grid*. IIASA, Laxenburg, Austria.
- Leemans, R. & Prentice, I.C. 1989: *FORSKA, A General Forest Succession Model*. Department of Plant Ecology, Uppsala University, Uppsala, Sweden. Meddelanden från Växtbiologiska Institutionen **89/2**.
- Leemans, R. & Vandenborn, G.J. 1994: Determining the potential distribution of vegetation, crops and agricultural productivity. *Water Air Soil Pollut*, **76**, 133-161.
- Lembcke, G., Knapp, E. & Dittmar, O. 1975: *DDR-Kiefern-Ertragstafel 1975*. Abt. Waldbau /Ertragskunde, Inst.f.Forstwissenschaften Eberswalde. 82 pp.

- Linder, S. 1987: Responses to water and nutrients in coniferous ecosystems. In: Schulze, E.D. & Zwölfer, H. (eds.), *Potentials and limitations of ecosystem analysis*. Berlin usw.: Springer-Verlag, pp. 180-202.
- Linder, S. & Flower-Ellis, J. 1992: Environmental and physiological constraints to forest yield. In: Teller, A., Mathy, P. & Jeffers, J.N.R. (eds.), *Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes*. London New York: Elsevier Applied Science, pp. 149-164.
- Lindner, M. 1997: Implementing carbon mitigation measures in the forestry sector - a review. In: Kohlmaier, G.H., Weber, M. & Houghton, R.A. (eds.), *Carbon mitigation potentials of forests and wood industry*. Berlin: Springer, im Druck (Preprint als PIK-Report 28).
- Lindner, M., Bugmann, H., Cramer, W. & Lasch, P. 1994: Impact of climate change on forests: Application of forest succession models across Central and Eastern Europe. Proceedings of the Workshop on Effect of Global Climatic Change on Boreal and Temperate Forests. Jiloviste, Czech Republik, 10 - 14 October 1994. Jiloviste/Prague: Forestry and Game Management Research Institute.
- Lindner, M., Bugmann, H., Lasch, P., Flechsig, M. & Cramer, W. 1997a: Regional impacts of climatic change on forests in the state of Brandenburg, Germany. *Agriculture and Forest Meteorology*, **84**, 123-135.
- Lindner, M., Bugmann, H., Lasch, P. & Suckow, F. 1997b: Wie sind Ergebnisse der Klimawirkungsforschung zu interpretieren? *AFZ/ Der Wald*, **52**(11), 587-589.
- Lindner, M., Lasch, P. & Cramer, W. 1996: Application of a forest succession model to a continentality gradient through Central Europe. *Clim. Change*, **34**, 191-199.
- Lindner, M., Sievänen, R. & Pretzsch, H. 1997: Improving the simulation of stand structure in a forest gap model. *For. Ecol. Managem.*, **95**, 183-195.
- Liu, J. & Ashton, P.S. 1995: Individual based simulation models for forest succession and mangagement. *For. Ecol. Managem.*, **73**, 157-175.
- Loehle, C. & LeBlanc, D. 1996: Model-based assessments of climate change effects on forests: a critical review. *Ecol. Modelling*, **90**, 1-31.
- Luxmoore, R.J., King, A.W. & Tharp, M.L. 1991: Approaches to scaling up physiologically based soil-plant models in space and time. *Tree Phys.*, **9**, 281-292.
- Mäkelä, A. 1997: A carbon balance model of growth and self-pruning in trees based on structural relationships. *For. Sci.*, **43**, 7-24.
- Mäkelä, A. & Hari, P. 1986: A stand growth model based on carbon uptake and allocation in individual trees. *Ecol. Modell.*, **33**, 205-229.
- Makowka, I., Stickan, W. & Worbes, M. 1991: Jahrringbreitenmessung an Buchen (*Fagus Sylvatica* L.). Universität Göttingen, Forschungszentrum Waldökosysteme, *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B* **18**, 83-159.
- Manabe, J.F.B. & Wetherald, R.T. 1987: Large scale changes in soil wetness induced by an increase in carbon dioxide. *J. Atmospheric Sci.*, **44**, 1211-1235.
- Martin, P. 1992: EXE: a climatically sensitive model to study climate change and CO₂ enrichment effects on forests. *Austral. J. Bot.*, **40**, 717-735.
- Mayer, H., König, C. & Rall, A. 1988: Identifikation von Witterungsereignissen mit pflanzenphysiologischer Streßwirkung für Waldbäume. *Forstw. Cbl.*, **107**, 131-140.
- Mayer, H. & Schmidt, J. 1991: Zur Verwendung von Klimadaten als forstliche Beurteilungsparameter. *Forstw. Cbl.*, **110**, 338-343.
- McMurtrie, R.E. & Landsberg, J.J. 1992: Using a simulation model to evaluate the effects of water and nutrients on the growth and carbon partitioning of *Pinus radiata*. *For. Ecol. Manage.*, **52**, 243-260.
- McMurtrie, R.E., Leuning, R., Thompson, W.A. & Wheeler, A.M. 1992: A model of canopy photosynthesis and water use incorporating a mechanistic formulation of leaf CO₂ exchange. *For. Ecol. Manage.*, **52**, 261-278.
- Melillo, J.M. 1996: Carbon and nitrogen interactions in the terrestrial biosphere: anthropogenic effects. In: Walker, B.H. & Steffen, W.L. (eds.), *Global Change and Terrestrial Ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 431-450.
- Melillo, J.M., Callaghan, T.V., Woodward, F.I., Salati, E. & Sinha, S.K. 1990: Effects on ecosystems. In: Houghton, J.T., Jenkins, G.J. & Ephraums, J.J. (eds.), *Climate Change: The IPCC scientific assessment*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 283-310.
- Melillo, J.M. 1996: Carbon and nitrogen interactions in the terrestrial biosphere: anthropogenic effects. In: Walker, B.H. & Steffen, W.L. (eds.), *Global Change and Terrestrial Ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 431-450.
- Melillo, J.M., Prentice, I.C., Farquhar, G.D., Schulze, E.-D. & Sala, O.E. 1996: Terrestrial biotic responses to environmental change and feedbacks to climate. In: Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg, A. & Maskell, K. (eds.), *Climate Change 1995: The science of climate change. Contribution of WG I to the 2nd assessment report of the IPCC*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 447-481.
- Merkel, H. 1987: Der Jahresring der Kiefer als klimatologische Datenquelle. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes*, **172**, 48 pp.
- Meuser, A. 1990: Effects of afforestation on run-off characteristics. *Agric. For. Met.*, **50**, 125-138.

- Mohren, G.M.J. 1987: Simulation of forest growth, applied to douglas fir stands in the Netherlands. Ph.D. Thesis, University of Wageningen. 184 pp.
- Mohren, G.M.J., Bartelink, H.H., Jorritsma, I.T.M. & Kramer, K. 1993: A process-based growth model (FORGRO) for analysis of forest dynamics in relation to environmental factors. In: Broekmeijer, M., Vos, W. & Koop, H.G.J.M. (eds.), *Forest Reserves Workshop*, Wageningen, The Netherlands, May 6-8, 1992, PUDOC, Wageningen, pp. 273-280.
- Mohren, G.M.J., Kramer, K. & Sabaté, S. (eds.) im Druck: *Global Change Impacts on Tree Physiology and Forest Ecosystems*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Mohren, G.M.J., van Hees, A.F.M. & Bartelink, H.H. 1991: Succession models as an aid for forest management in mixed stands in The Netherlands. *For. Ecol. Manage.*, **42**, 111-128.
- Murray, M.B., Cannell, M.G.R. & Smith, R.I. 1989: Date of budburst of fifteen tree species in Britain following climatic warming. *J. Appl. Ecol.*, **26**, 693-700.
- Myneni, R.B., Keeling, C.D., Tucker, C.J., Asrar, G. & Nemani, R.R. 1997: Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature*, **386**, 698-702.
- Nagel, J. 1996: Anwendungsprogramm zur Bestandesbewertung und zur Prognose der Bestandesentwicklung. *Forst und Holz*, **51**, 76-78.
- Nagel, J. 1997: Bwin 2.5 -Waldwachstumsmodell für Nordwestdeutschland. Göttingen: Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt.
- Nagel, J. & Biging, G.S. 1995: Schätzung der Parameter der Weibullfunktion zur Generierung von Durchmesserverteilungen. *AFJZ*, **166**, 185-189.
- Naumann-Tümpfel, H. 1989: Die ökoklimatische Wasserbilanz als Eingangsgröße für Ökomodelle. *Abh. Meteorol. Dienst DDR*, **141**, 233-236.
- Neilson, R.P. 1995: A model for predicting continental-scale vegetation distribution and water balance. *Ecol. Appl.*, **5**, 362-385.
- Nemani, R.R. & Running, S.W. 1989: Testing a theoretical climate-soil-leaf area hydrologic equilibrium of forests using satellite data and ecosystem simulation. *Agric. For. Meteorol.*, **44**, 245-260.
- Nikinmaa, E. 1992: Analyses of the growth of Scots Pine; matching structure with function. *Acta For. Fenn.*, **235**, 68 pp.
- Nikolov, N.T. & Fox, D.G. 1994: A coupled carbon-water-energy-vegetation model to assess responses of temperate forest ecosystems to changes in climate and atmospheric CO₂. Part I. Model concept. *Env. Pollution*, **83**, 251-262.
- Nilsson, S. 1996: Do we have enough forests? IUFRO Occasional Paper **5**. Wien: IUFRO Sekretariat, 71 pp.
- Nilsson, S. & Schopfhauser, W. 1995: The carbon-sequestration potential of a global afforestation program. *Clim. Change*, **30**, 267-293.
- Oliver, C.D. & Larson, B.C. 1990: *Forest stand dynamics*. New York: McGraw-Hill. 460 pp.
- Overdieck, D. & Forstreuter, M. 1991: Carbon dioxide effects on vegetation. In: Esser, G. & Overdieck, D. (eds.), *Modern Ecology. Basic and applied aspects*. Amsterdam: Elsevier, pp. 623-657.
- Overbeck, J.T., Rind, D. & Goldbeck, R. 1990: Climate induced changes in forest disturbance and vegetation. *Nature*, **343**, 51-53.
- Pastor, J. & Post, W.M. 1985: *Development of a linked forest productivity-soil process model*. Oak Ridge Nat. Lab., Environ. Sci. Div. Publ. 2455, Report ORNL/TM-9519.
- Pastor, J. & Post, W.M. 1988: Response of northern forests to CO₂-induced climate change. *Nature*, **334**, 55-58.
- Prentice, I.C., Cramer, W., Harrison, S.P., Leemans, R., Monserud, R.A. & Solomon, A.M. 1992: A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *J. Biogeography*, **19**, 117-134.
- Prentice, I.C. & Leemans, R. 1990: Pattern and process and the dynamics of forest structure: a simulation approach. *J. Ecol.*, **78**, 340-355.
- Prentice, I.C., Sykes, M.T. & Cramer, W. 1991: The possible dynamic response of northern forests to greenhouse warming. *Gl. Ecol. Biogeogr. Lett.*, **1**, 129-135.
- Prentice, I.C., Sykes, M.T. & Cramer, W. 1993: A simulation model for the transient effects of climate change on forest landscapes. *Ecol. Modelling*, **65**, 51-70.
- Pretzsch, H. 1985: Wachstumsmerkmale süddeutscher Kiefernbestände in den letzten 25 Jahren. *Forstl. Forschungsber. München*, **65**, 173 pp.
- Pretzsch, H. 1992a: Konzeption und Konstruktion von Wuchsmodellen für Rein- und Mischbestände. *Forstl. Forschungsber. München*, **115**, 332 pp.
- Pretzsch, H. 1992b: Zunehmende Unstimmigkeit zwischen erwartetem und wirklichem Wachstum unserer Waldbestände. Konsequenzen für zukünftige ertragskundliche Informationssysteme. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, **111**, 366-382.
- Pretzsch, H. 1996: Growth trends of forests in Southern Germany. In: Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skovsgaard, J.P. (eds.), *Growth trends in European forests*. Berlin: Springer, pp. 107-131.
- Pretzsch, H. & Kahn, M. 1996: Modelling growth of Bavarian mixed stands in a changing environment. In: Korpilahti, E., Mikkilä, H. & Salonen, T. (eds.), *Caring for the forest: Research in a changing world. Congress Report, IUFRO*

- XX World Congress, 6-12 August 1995*. Jyväskylä. Finland: The Finnish IUFRO World Congress Organising Committee, pp. 234-248.
- Pretzsch, H., Röhle, H. & Foerster, W. 1994: Buchen - Durchforstungsversuch Fabriksschleichach 015. Exkursionsführer. Freising: Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der LMU München.
- Price, D.T. & Apps, M.J. 1996: Boreal forest responses to climate-change scenarios along an ecoclimatic transect in Central Canada. *Clim. Change*, **34**, 179-190.
- Raison, R.J. & Myers, B.J. 1992: The Biology of Forest Growth Experiment - linking water and nitrogen availability to the growth of *Pinus radiata*. *For. Ecol. Manage.*, **52**, 279-308.
- Rastetter, E.B., McKane, R.B., Shaver, G.R. & Melillo, J.M. 1992: Changes in C storage by terrestrial ecosystems: How C-N interactions restrict responses to CO₂ and temperature. *Water, Air, and Soil Pollution*, **64**, 327-344.
- Röhle, H. 1995: *Zum Wachstum der Fichte auf Hochleistungsstandorten in Südbayern*. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München. Mitteilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns, **48**.
- Röhrig, E. & Bartsch, N. 1992: *Der Wald als Vegetationsform und seine Bedeutung für den Menschen*. (6. Auflage von DENGLERS "Waldbau auf natürlicher Grundlage") Band 1, Hamburg: Parey. 350 pp.
- Roloff, A. 1992: Mögliche Auswirkungen des Treibhauseffekts auf die Konkurrenzsituation in Waldökosystemen. *Forstarchiv*, **63**, 4-10.
- Running, S.W. & Coughlan, J.C. 1988: A general model of forest ecosystem processes for regional applications I. Hydrologic balance, canopy gas exchange and primary production processes. *Ecol. Modell.*, **42**, 125-154.
- Running, S.W. & Gower, S.T. 1991: FOREST-BGC, a general model of forest ecosystem processes for regional applications. II. Dynamic carbon allocation and nitrogen budgets. *Tree Physiology*, **9**, 147-160.
- Running, S.W., Nemani, R.R., Peterson, D.L., Band, L.E., Potts, D.F., Pierce, L.L. & Spanner, M.A. 1989: Mapping regional forest evapotranspiration and photosynthesis by coupling satellite data with ecosystem simulation. *Ecology*, **70**, 1090-1101.
- Ryan, M.G., Hunt Jr., E.R., McMurtrie, R.E., Ågren, G.I., Aber, J.D., Friend, A.D., Rastetter, E.B., Pulliam, W.M., Raison, R.J. & Linder, S. 1996a: Comparing models of ecosystem function for temperate conifer forests. I. Model description and validation. In: Breymeyer, A.I., Hall, D.O., Melillo, J.M. & Ågren, G.I. (eds.), *Global Change: Effects on Coniferous Forests and Grasslands*. Chichester: John Wiley & Sons, pp. 313-362.
- Ryan, M.G., McMurtrie, R.E., Ågren, G.I., Hunt Jr., E.R., Aber, J.D., Friend, A.D., Rastetter, E.B. & Pulliam, W.M. 1996b: Comparing models of ecosystem function for temperate conifer forests. II. Simulations of the effect of climate change. In: Breymeyer, A.I., Hall, D.O., Melillo, J.M. & Ågren, G.I. (eds.), *Global Change: Effects on Coniferous Forests and Grasslands*. Chichester: John Wiley & Sons, pp. 363-387.
- Schäfer, H., Bossel, H. & Krieger, H. 1992: Aktuelle Trends bei der Modellierung von Baumwachstum und Bestandesentwicklung. *Forstarchiv*, **63**, 59-66.
- Schenk, H.J. 1996: Modeling the effects of temperature on growth and persistence of tree species: a critical review of tree population models. *Ecol. Modelling*, **92**, 1-32.
- Schenk, J. & Botkin, D.B. 1993: Long-term forest dynamics on nutrient-poor sandy soils in Northern Germany - Projections of a forest growth model. In: Runge, M. (ed.), *Heath Succession*. Göttingen: Scripta Geobotanica **21**, pp. 105-118.
- Schimel, D., Alves, D., Enting, I., Heimann, M., Joos, F., Rayaud, D., Wigley, T., Prather, M., Derwent, R., Ehhalt, D., Fraser, P., Sanhueza, E., Zhou, X., Jonas, P., Charlson, R., Rohde, H., Sadasivan, S., Shine, K.P., Fouquart, Y., Ramaswamy, V., Solomon, S., Srinivasan, J., Albritton, D., Isaksen, I., Lal, M. & Wuebbels, D. 1996: Radiative forcing of climate change. In: Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg, A. & Maskell, K. (eds.), *Climate Change 1995. The science of climate change. Contribution of WG I to the 2nd assessment report of the IPCC*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 65-131.
- Schlenker, G. 1987: Höhenstufen, Klimatypen und natürliche Bewaldung. *Mitt. Verein forstl. Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung*, **33**, 9-26.
- Schlesinger, M.E. & Zhao, Z.-C. 1989: Seasonal climatic changes induced by doubled CO₂ as simulated by the OSU atmospheric GCM/mixed-layer ocean model. *J. Clim.*, **2**, 459-495.
- Schober, R. 1987: Ertragstabellen wichtiger Baumarten. In: *J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/M.* 166 pp.
- Schulze, E.-D., Kelliher, F.M., Körner, C., Lloyd, J., Hollinger, D.Y. & Vygodskaya, N.N. 1996: The role of vegetation in controlling carbon dioxide and water exchange between land surface and the atmosphere. In: Walker, B.H. & Steffen, W.L. (eds.), *Global Change and Terrestrial Ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 77-92.
- Sharpe, P.J.H. 1990: Forest modeling approaches: compromises between generality and precision. In: Dixon, R.K., Meldahl, R.S., Ruark, G.A. & Warren, W.G. (eds.), *Process modeling of forest growth responses to environmental stress*. Portland, Oregon: Timber Press, pp. 180-190.
- Shinozaki, K., Yoda, K., Hozumi, K. & Kira, T. 1964: A quantitative analysis of plant form - the pipe model theory. I. Basic analysis. *Jap. J. of Ecology*, **14**, 97-105.
- Shugart, H.H. 1984: *A Theory of Forest Dynamics*. New York: Springer-Verlag. 278 pp.

- Shugart, H.H. & Prentice, I.C. 1992: Individual-tree-based models of forest dynamics and their application in global change research. In: Shugart, H., Leemans, R. & Bonan, G. (eds.), *A Systems Analysis of the Global Boreal Forest*. Cambridge University Press, pp. 313-333.
- Shugart, H.H. & Smith, T.M. 1996: A review of forest patch models and their application to global change research. *Clim. Change*, **34**, 131-153.
- Shugart, H.H. & West, D.C. 1977: Development of an Appalachian deciduous forest succession model and its application to assessment of the impact of the chestnut blight. *J. Env. Manage.*, **5**, 161-179.
- Sievänen, R. 1993: A process-based model for the dimensional growth of even-aged stands. *Scand. J. For. Res.*, **8**, 28-48.
- Smith, T.M. & Huston, M.A. 1989: A theory of the spatial and temporal dynamics of plant communities. *Vegetatio*, **83**, 49-69.
- Smith, T.M., Shugart, H.H., Bonan, G.B. & Smith, J.B. 1992: Modeling the potential response of vegetation to global climate change. *Adv. in Ecol. Research*, **22**, 93-116.
- Solomon, A.M. 1986: Transient response to CO₂-induced climate change: simulation modeling experiments in eastern North America. *Oecologia*, **68**, 567-579.
- Solomon, A.M. 1997: Natural migration rates of trees: Global terrestrial carbon cycle implications. In: Huntley, B., Cramer, W., Morgan, A.V., Prentice, H.C. & Allen, J.R.M. (eds.), *Past and future rapid environmental changes: The spatial and evolutionary responses of terrestrial biota*. Berlin: Springer, pp. 455-468.
- Solomon, A.M. & Bartlein, P.J. 1992: Past and future climate change: response by mixed deciduous-coniferous forest ecosystems in northern Michigan. *Can. J. For. Res.*, **22**, 1727-1738.
- Solomon, A.M., Ravindranath, N.H., Stewart, R.B., Weber, M. & Nilsson, S. 1996: Wood production under changing climate and land use. In: Watson, R.T., Zinyowera, M.C. & Moss, R.H. (eds.), *Climate Change 1995. Impacts, Adaptation and Mitigation of Climate Change: Scientific-technical Analyses. Contribution of WG II to the Second Assessment Report of the IPCC*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 487-510.
- Solomon, A.M. & West, D.C. 1987: Simulating forest ecosystem responses to expected climate change in Eastern North America: application to decision making in the forest industry. In: Shands, W.E. & Hoffman, J.S. (eds.), *The Greenhouse Effect, Climate Change, and U.S. Forests*. Washington: The Conservation Foundation, pp. 157-187.
- Solomon, A.M., West, D.C. & Solomon, J.A. 1981: Simulating the role of climate change and species immigration on forest succession. In: West, D.C., Shugart, H.H. & Botkin, D.B. (eds.), *Forest Succession. Concepts and application*. New York, Heidelberg, Berlin: Springer-Verlag, pp. 154-177.
- Speidel, G. 1972: *Planung im Forstbetrieb - Grundlagen und Methoden der Forsteinrichtung*. Hamburg und Berlin: Verlag Paul Parey. 267 pp.
- Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skovsgaard, J.P. 1996a: Discussion. In: Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skovsgaard, J.P. (eds.), *Growth trends in European forests*. Berlin: Springer, pp. 355-367.
- Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skovsgaard, J.P. (eds.) 1996b: *Growth trends in European forests*. Berlin: Springer. 372 pp.
- Stephenson, N.L. 1990: Climatic control of vegetation distribution: the role of the water balance. *Am. Nat.*, **135**, 649-670.
- Stickan, W., Schulte, M., Kakubari, Y., Niederstadt, F., Schenk, J. & Runge, M. 1991: Ökophysiologische und biometrische Untersuchungen in einem Buchenbestand (*Fagus Sylvatica* L. Universität Göttingen, Forschungszentrum Waldökosysteme, *Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B* **18**, 1-82.
- Stock, M. & Toth, F. (eds.) 1996: *Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf das Land Brandenburg. Pilotstudie*. Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung. 166 pp.
- Sykes, M.T. & Prentice, I.C. 1996: Carbon storage and climate change in Swedish forests: a comparison of static and dynamic modelling approaches. In: Apps, M. & Price, D.T. (eds.), *Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle*. Berlin: Springer, pp. 69-78.
- Thomasius, H. 1991: Mögliche Auswirkungen einer Klimaveränderung auf die Wälder in Mitteleuropa. *Forstw. Cbl.*, **110**, 305-330.
- Thornley, J.H.M. & Cannell, M.G.R. 1996: Temperate forest response to carbon dioxide, temperature and nitrogen: a model analysis. *Plant, Cell Env.*, **19**, 1331-1348.
- Tiktak, A. & van Grinsven, H.J.M. 1995: Review of sixteen forest-soil-atmosphere models. *Ecol. Modelling*, **83**, 35-53.
- Trexler, M.C. & Haugen, C. 1995: *Keeping it green: tropical forestry opportunities for mitigating climate change*. Washington, D.C.: World Resources Institute. 52 pp.
- Tuhkanen, S. 1980: *Climatic Parameters and Indices in Plant Geography*. Acta Phytogeographica Suecica **67**, Stockholm: Almqvist & Wiksell. 110 pp.
- Tüxen, R. 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie*, **13**, 5-42.
- Ulrich, B. & Puhe, J. 1994: Studie B: Auswirkungen der zukünftigen Klimaveränderungen auf mitteleuropäische Waldökosysteme und deren Rückkopplungen auf den Treibhauseffekt. In: Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages (ed.), *Wälder*. Bonn: Economica Verlag, pp. 208.

- Urban, D.L., Bonan, G.B., Smith, T.M. & Shugart, H.H. 1991: Spatial applications of gap models. *For. Ecol. Managem.*, **42**, 95-100.
- Volney, W.J.A. 1996: Climate change and management of insect defoliators in boreal forest ecosystems. In: Apps, M. & Price, D.T. (eds.), *Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle*. Berlin: Springer, pp. 79-87.
- Walter, H. 1964: *Die Vegetation der Erde in ökophysiologischer Betrachtung. Vol. 1., 2. Aufl.*, Jena: Gustav Fischer Verlag.
- Walter, H. 1970: *Vegetationszonen und Klima*. Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag. 253 pp.
- Watt, A.S. 1947: Pattern and process in the plant community. *J. Ecology*, **35**, 1-22.
- Weimann, H.J. 1980: Berechnung von Langholzmengen und -stärken für Eichen-, Buchen-, Fichten- und Kiefernbestände. *Forstarchiv*, **51**, 5-10.
- Wenk, G. & Gerold, D. 1996: Dynamics of the diameter distribution. In: Wenk, G. (ed.), *Conference on effects of environmental factors on tree and stand growth*, Berggießhübel/Dresden, September 23-27, 1996. IUFRO S4.01, pp. 283-289.
- Wensel, L.C. & Biging, G.S. 1988: The CACTOS system for individual-tree growth simulation in the mixed tropical forests of California. In: Ek, A.R., Shifley, S.R. & Burk, T.E. (eds.), *Forest Growth Modelling and Prediction*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Gen. Tech. Rep. NC-120, pp. 175-183.
- Winjum, J.K., Dixon, R.K. & Schroeder, P.E. 1993: Forest management and carbon storage: an analysis of 12 key forest nations. *Water, Air, and Soil Pollution*, **70**, 239-257.
- Winjum, J.K. & Lewis, D.K. 1993: Forest management and the economics of carbon storage: the nonfinancial component. *Clim. Res.*, **3**, 111-119.
- Winnett, S.M., Haynes, R.W. & Hohenstein, W.G. 1993: Economic impacts of individual mitigation options in the U.S. forest sector. *Clim. Res.*, **3**, 121-128.
- Woodward, F.I. 1987: *Climate and plant distribution*. Cambridge: Cambridge University Press. 175 pp.
- Woodward, F.I. 1988: Temperature and the distribution of plant species. In: Long, S.P. & Woodward, F.I. (eds.), *Plants and Temperature*. pp. 59-75.
- Wullschleger, S.D., Post, W.M. & King, A.W. 1995: On the potential for a CO₂ fertilization effect in forests: estimates of the biotic growth factor, based on 58 controlled-exposure studies. In: Woodwell, G.M. & Mackenzie, F.T. (eds.), *Biotic Feedbacks in the Global Climatic System - Will the Warming Feed the Warming?* New York: Oxford University Press, pp. 85-107.
- Wykoff, W.R., Crookstone, N.L. & Stage, A.R. 1982: *User's guide to the STAND PROGNOSIS model*. U.S. Forest Service, Gen. Tech. Rep. INT-133, 112 pp.
- Zahner, R. 1968: Water deficits and growth of trees. In: Kozlowski, T.T. (ed.), *Water deficits and plant growth*. New York & London: Academic Press, pp. 191-254.
- Zöttl, H. 1960: Die Mineralstoffanlieferung in Fichten- und Kiefernbeständen Bayerns. *Forstwiss. Centralblatt*, **79**, 221-236.

8 Anhang

Tabelle A1: FORSKA originale Speziesparameter¹⁶

Art	H _{max}	s	C	Hgro	Γ	Verj.	U ₀	dri _{max}	gdd _{min}	T _{wm}
Acer platan.	27	1.08	0.16	0.63	85.1	10	0.031	0.35	1150.	10
Acer pseudopl.										
Alnus glutinosa	33	1.11	0.2	0.75	54.3	10	0.031	0.	1550	17
Betula pendula	25	1.08	0.08	1.	185.2	10	0.015	0.5	500	10
Carpinus bet.	30	0.7	0.3	0.76	14.1	10	0.031	0.5	1550	17
Castanea sativa										
Fagus sylvatica	44	0.64	0.34	0.7	11.4	10	0.012	0.35	1550.	16.5
Fraxinus excel.	30	0.86	0.2	0.75	36.2	10	0.012	0.35	1300	10
Picea abies	51	0.96	0.32	0.9	23.4	10	0.012	0.35	600	10
Pinus sylvestris	48	1.11	0.13	0.9	150.5	10	0.005	0.5	500	10
Populus trem.	27	1.26	0.08	1.	185.2	10	0.029	0.35	400	10
Quercus petrea	40	0.66	0.3	0.85	41.1	10	0.005	0.5	1500	10
Quercus pub.	20	0.66	0.3		24.1	10	0.008	0.5	2150	10
Quercus robur	45.	0.66	0.26	0.85	41.1	10	0.005	0.35	1200	10
Tilia cordata	22	1.06	0.37	0.24	3.7	10	0.005	0.5	1050	16
Ulmus glabra	35	0.8	0.3	0.46	9.1	10	0.012	0.25	1150	10

H_{max}: maximale Höhe (m); s: Anfangsverhältnis von Durchmesser (D) zu Höhe (m/cm); C: Anfangsverhältnis von Blattfläche zu D² (m²/cm²); hgro: optimaler Höhenzuwachs (DH/dt); Γ: Wachstumsskalierungsparameter; Verj.: Verjüngungsrate (N/ha und Jahr) U₀: Mortalitätsrate; dri_{max}: max. tolerierter Trockenstress; gdd_{min}: minimale Temperatursumme; T_{wm}: minimale Temperatur des wärmsten Monats

¹⁶Die Parameterlisten A1-A3 sind nicht komplett. Es werden nur solche Parameter aufgelistet, die in einer der Modellversionen gegenüber dem originalen FORSKA2 Modell variiert worden sind.

Tabelle A2: modifizierte Speziesparameter FORSKA-G

Art	H _{max}	s	C	hgro	Γ ^a	Verj.	U ₀	dri _{max}	gdd _{min}	T _{wm}
<i>Acer platanoides</i>	30	0.8	0.16	0.63		400	0.023	0.5	1150	14
<i>Acer pseudopl.</i>	35	0.8	0.16	0.85		400	0.009	0.35	1500	10
<i>Alnus glutinosa</i>	33	1.11	0.2	0.75		400	0.031	0.	1000	10
<i>Betula pendula</i>	28	1.08	0.12	1.		400	0.039	0.5	500	10
<i>Carpinus betulus</i>	30	0.8	0.34	0.7		400	0.031	0.5	1550	14
<i>Castanea sativa</i>	30	0.8	0.3	0.85		400	0.008	0.5	2150	18
<i>Fagus sylvatica</i>	52	0.8	0.34	0.85		400	0.012	0.25	1550	12
<i>Fraxinus excel.</i>	35	0.86	0.2	0.85		400	0.012	0.35	1300	14
<i>Picea abies</i>	50	0.8	0.32	1.05		400	0.012	0.35	600	10
<i>Pinus sylvestris</i>	40	0.8	0.13	0.7		400	0.005	0.5	500	10
<i>Populus trem.</i>	27	1.26	0.1	1.		400	0.047	0.35	400	10
<i>Quercus petrea</i>	40	0.8	0.23	0.95		400	0.005	0.5	1500	10
<i>Quercus pub.</i>	20	0.66	0.3	0.5		400	0.008	0.5	2150	18
<i>Quercus robur</i>	45	0.8	0.23	0.95		400	0.005	0.5	1200	10
<i>Tilia cordata</i>	30	0.8	0.37	0.5		400	0.005	0.5	1050	14
<i>Ulmus glabra</i>	35	0.8	0.3	0.46		400	0.012	0.25	1150	10

Abkürzungen siehe Tab. A1; ^a wird im Modell berechnet

Tabelle A3: Speziesparameter FORSKA-HD

Art	H _{max}	s	C	hgro	Verj.	U ₀	dri _{max}	gdd _{min}	T _{wm}	s _{min}	e ₁	a _{eff}	ntc	Umtrieb.
Acer platanoides	30	0.80	0.16	0.85	400	0.023	0.50	1150	14	0.5	1.0	2.0	4	120
Acer pseudopl.	35	0.80	0.16	0.95	400	0.009	0.35	1500	10	0.5	1.0	2.0	5	120
Alnus glutinosa	33	1.11	0.20	0.95	400	0.031	0.00	1000	10	0.5	1.5	1.0	3	80
Betula pendula	28	1.08	0.12	1.00	400	0.039	0.50	500	10	0.5	1.5	1.0	1	80
Carpinus betulus	30	0.80	0.34	0.70	400	0.031	0.50	1550	14	0.4	0.3	2.5	4	120
Castanea sativa	30	0.80	0.30	0.85	400	0.008	0.50	2150	18	0.5	1.0	2.0	3	120
Fagus sylvatica	48	0.80	0.34	0.85	400	0.012	0.25	1400	12	0.4	0.3	2.5	2	120
Fraxinus excel.	35	0.80	0.20	0.95	400	0.012	0.35	1300	14	0.5	1.0	2.0	5	120
Picea abies	55	0.80	0.32	1.05	400	0.012	0.25	600	10	0.4	0.3	3.0	2	100
Pinus sylvestris	40	0.80	0.13	0.85	400	0.005	0.50	500	10	0.5	1.5	1.0	1	100
Populus trem.	27	1.26	0.10	1.00	400	0.047	0.35	400	10	0.5	1.5	1.0	2	80
Quercus petrea	40	0.80	0.23	0.95	400	0.005	0.50	1500	10	0.5	1.0	2.0	2	180
Quercus pub.	20	0.80	0.30	0.50	400	0.008	0.50	2150	18	0.5	1.0	2.0	3	180
Quercus robur	45	0.80	0.23	0.95	400	0.005	0.50	1200	10	0.5	1.0	2.0	2	180
Tilia cordata	30	0.80	0.37	0.60	400	0.005	0.50	1050	14	0.4	0.3	2.5	4	120
Ulmus glabra	35	0.80	0.30	0.70	400	0.012	0.25	1150	10	0.4	0.3	2.5	5	120

s_{min} und e₁: Parameter der dichteabhängigen Höhenwachstumsfunktion; a_{eff}: Parameter der Wachstumseffizienzfunktion; ntc: Stickstoffmangel-toleranz-Klasse (1=hohe Toleranz, 5 = geringe Toleranz); Umtrieb.= Umtriebszeit (Jahre); sonstige Parameter vgl. Tab A1

Tabelle A4: Standort- und Modellparameter FORSKA und FORSKA-G

Standortparameter	Stockholm	Cottbus	Schwerin
max. Biomasse (Mg/ha)	600	540	600
Wasserkapazität (mm)	150	80	110
Modellparameter			
Anzahl der Parzellen		50	50
Störungsintervall	100	900	900

Tabelle A5: Zuordnung von Standortparametern zu den Bodentypen in der Bodenübersichtskarte BÜK 1000

Bodenform	ID	Wasserkapazität (mm)	verfügbarer Stickstoff (kg/ha und Jahr)
Niedermoor	6	300	120
Auenboden	8	264	120
Auengley-Auenbraunerde	11	190	120
Gley	12	151.5	75
Gley-Podsol	17	139	25
Parabraunerde aus Geschiebelehm	19	159.5	75
Parabraunerde -Tschernosem	20	180	75
Pseudogley	22	176	45
Pseudogley-Tschernosem	24	175.5	75
Fahlerde	26	180.5	75
Bänder-Parabraunerde	27	174	75
podsolige Pseudogley-Braunerde	28	186.5	60
Braunerde-Pseudogley	29	180.5	60
Braunerde-Podsol	31	93	25
Braunerde	32	165	75
Regosol	34	93	15
Bänder-Parabraunerde	46	208	75
Podsolige Braunerde	57	113.2	35
Pararendzina (Anthrosol)	70	195.5	75
Lockersyrosem (Auftragsboden)	71	111.8	45
Versiegelte Flächen	99	0	0

Tabelle A6: Standortparameter für die Anpassung der modifizierten Wachstumsfunktionen in FORSKA-HD mit Versuchsflächendaten

Standortparameter	Fabrikschleichach	Denklingen	Elmstein	Waldsassen
max. Biomasse (Mg/ha)	900	1500	900	500
Wasserkapazität (mm)	180	180	150	90
Initialwert verfügbarer Stickstoff (kg/ha und Jahr)	75	75	60	25
Simulierte Standortverbesserung ab Jahr	-	1955	1940	1970

Tabelle A7: Nach der Methode von Cramer *et al* (in Vorb.) interpolierte Klimadaten (langjährige Monatsmittelwerte) für die in Kap. 3 verwendeten Versuchsflächenstandorte

	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
Denklingen												
(10.84°E, 47.87°N, 775 m über NN)												
Temperatur (°C)	-2.8	-1.8	2.1	6.2	10.5	14	15.8	15.2	12.2	7	2.2	-1.3
Niederschlag (mm)	71	65	63	72	123	150	162	125	108	78	63	56
Rel. Sonnenscheind.	26	33	41	41	42	43	46	47	45	40	28	24
Fabrikschleichach												
(10.57°E, 49.92°N, 470 m über NN)												
Temperatur (°C)	-2.1	-1	3	7.4	12	15.2	16.9	16.4	13.1	7.9	2.9	-0.6
Niederschlag (mm)	58	50	42	49	63	80	88	77	59	61	55	56
Rel. Sonnenscheind.	18	26	36	41	44	44	45	45	42	33	18	16
Elmstein												
(7.91°E, 49.37°N, 410 m über NN)												
Temperatur (°C)	-0.3	0.7	4.6	8.6	12.9	15.9	17.7	17.1	14.1	9	4.4	0.9
Niederschlag (mm)	75	65	51	59	62	79	69	75	68	62	67	67
Rel. Sonnenscheind.	18	26	39	42	45	43	46	46	43	33	19	14
Waldsassen 228												
(12.34°E, 50.01N, 522 m über NN)												
Temperatur (°C)	-3.1	-2	1.8	6.4	11.3	14.7	16.2	15.5	12.2	7.1	2.3	-1.4
Niederschlag (mm)	46	43	37	42	58	71	89	70	51	48	44	44
Rel. Sonnenscheind.	17	22	33	36	41	40	38	43	39	33	15	14
Waldsassen 234												
(12.34°E, 50.01N, 535 m über NN)												
Temperatur (°C)	-3.2	-2.1	1.8	6.4	11.2	14.6	16.1	15.4	12.2	7.1	2.2	-1.4
Niederschlag (mm)	47	44	38	42	59	72	90	71	52	49	45	45
Rel. Sonnenscheind.	17	22	33	36	41	39	38	43	39	33	15	14

Tabelle A8: Klimadaten (langjährige Monatsmittelwerte) der Station Wittenberg; Stations-Meßwerte für 1951 - 1990 sowie Klimaszenarien nach Gerstengarbe & Werner (1996).

DWD-Station Wittenberg Breitengrad: 51.53° N		Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
Heutiges Klima	Temperatur (°C)	-0.7	-0.1	3.6	7.9	13.1	16.6	18.1	17.6	13.9	9.4	4.3	1.1
	Niederschlag (mm)	41.8	32.7	37.7	40.6	51.8	64.5	57.5	64.5	45.2	41.0	44.5	51.3
	Rel. Sonnenscheinc	19.7	27.8	33.5	40.3	46.7	44.6	44.4	45.6	42.2	34.2	20.7	15.7
Klima- szenarium +0.4 K	Temperatur (°C)	0.7	0.7	4.5	8.5	13.8	17.4	18.9	18.2	14.9	10.2	4.6	1.9
	Niederschlag (mm)	43.4	41.1	43.2	38.3	51.5	57.0	58.6	60.2	42.8	39.2	46.0	42.8
	Rel. Sonnenscheinc	22.2	22.7	27.5	37.3	39.6	42.1	41.3	46.3	43.8	38.0	24.2	22.2
Klima- szenarium +1.5 K	Temperatur (°C)	1.9	1.8	5.4	9.6	14.9	18.5	20.0	19.3	16.0	11.3	5.8	3.1
	Niederschlag (mm)	44.1	39.4	46.6	40.0	51.3	56.3	65.6	59.4	41.1	40.5	46.8	41.3
	Rel. Sonnenscheinc	22.2	22.7	28.3	35.9	42.2	40.9	40.7	46.3	45.4	38.0	24.2	22.2
Klima- szenarium +3 K	Temperatur (°C)	3.4	3.3	6.9	11.1	16.4	19.9	21.5	20.8	17.5	12.8	7.3	4.6
	Niederschlag (mm)	40.0	39.2	49.1	38.2	50.3	60.5	61.4	60.0	42.4	39.9	43.8	45.3
	Rel. Sonnenscheinc	22.2	22.7	25.8	36.6	41.5	41.5	40.7	46.3	45.4	36.1	25.3	20.9

Tabelle A9: Parameter der Schätzfunktionen zur Berechnung der Formparameter der Weibullfunktion (wp₀ bis wp₄ nach Nagel & Biging 1995) und der Kronenansatzhöhe (c₁ und c₂ nach Nagel 1997)

Baumart	wp ₀	wp ₁	wp ₂	wp ₃	wp ₄	c ₁	c ₂
Acer platanoides	-3	1.132	4.518	0.317	-0.2	0.8035	0.2165
Acer pseudopl.	-3	1.132	4.518	0.317	-0.2	0.8035	0.2165
Alnus glutinosa	-3	1.132	4.518	0.317	-0.2	0.5037	0.3556
Betula pendula	-3	1.132	4.518	0.317	-0.2	0.7455	0.1929
Carpinus betulus	-3	1.132	4.518	0.317	-0.2	0.721	0.2485
Castanea sativa	-3	1.132	4.518	0.317	-0.2	0.802	0.1761
Fagus sylvatica	-3	1.132	4.518	0.317	-0.2	0.802	0.1761
Fraxinus excel.	-3	1.132	4.518	0.317	-0.2	0.7043	0.3162
Picea abies	-2.492	1.104	3.418	0.353	-0.192	0.6412	0.3677
Pinus sylvestris	-0.047	1.047	3.64	0.332	-0.18	1.0157	0.1707
Populus trem.	-3	1.132	4.518	0.317	-0.2	0.802	0.1761
Quercus petrea	-1.937	1.082	4.669	0.366	-0.234	0.925	0.1158
Quercus pub.	-1.937	1.082	4.669	0.366	-0.234	0.925	0.1158
Quercus robur	-1.937	1.082	4.669	0.366	-0.234	0.925	0.1158
Tilia cordata	-3	1.132	4.518	0.317	-0.2	0.802	0.1761
Ulmus glabra	-3	1.132	4.518	0.317	-0.2	0.802	0.1761

Tabelle A10: Parameter der Einheitshöhenkurven von Kuleschis (ku₁ bis ku₉; zitiert nach Gerold 1990) und Weimann (k₁ und k₂; Weimann 1980)

Baumart	ku ₁	ku ₂	ku ₃	ku ₄	ku ₅	ku ₆	ku ₇	ku ₈	ku ₉	k ₁	k ₂
Acer platanoides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.2692	-0.0701
Acer pseudopl.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.2692	-0.0701
Alnus glutinosa	-0.79704	0.007542	0.0003034	-1.2812	0.02187	0.0005271	0.12847	-0.015836	-0.0001081	0	0
Betula pendula	-1.5677	0.069321	-0.0008694	-3.02931	0.159893	-0.0021644	1.01665	-0.083867	0.0012905	0	0
Carpinus betulus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.2692	-0.0701
Castanea sativa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.2692	-0.0701
Fagus sylvatica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.2692	-0.0701
Fraxinus excel.	-0.601	-0.000715	0.0002792	-0.83195	-0.009868	0.0007665	-0.10432	0.013194	-0.0005216	0	0
Picea abies	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.6247	0.0585
Pinus sylvestris	-1.61506	0.059408	-0.0005901	-3.29487	0.142404	-0.0015008	1.30841	-0.079939	0.0009236	3.7743	-0.0094
Populus trem.	-0.97754	0.026455	-0.0001122	-1.71826	0.055625	-0.0002023	0.37793	-0.023913	0.0000509	0	0
Quercus petrea	-1.05927	0.042563	-0.000489	-1.80468	0.084581	-0.0009408	0.32366	-0.031105	0.0003111	7.1482	-0.135
Quercus pub.	-1.05927	0.042563	-0.000489	-1.80468	0.084581	-0.0009408	0.32366	-0.031105	0.0003111	7.1482	-0.135
Quercus robur	-1.05927	0.042563	-0.000489	-1.80468	0.084581	-0.0009408	0.32366	-0.031105	0.0003111	7.1482	-0.135
Tilia cordata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.2692	-0.0701
Ulmus glabra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.2692	-0.0701

PIK Report-Reference:

- No. 1 3. Deutsche Klimatagung, Potsdam 11.-14. April 1994, Tagungsband der Vorträge und Poster (April 1994)
- No. 2 Extremer Nordsommer '92
Meteorologische Ausprägung, Wirkungen auf naturnahe und vom Menschen beeinflusste Ökosysteme, gesellschaftliche Perzeption und situationsbezogene politisch-administrative bzw. individuelle Maßnahmen (Vol. 1 - Vol. 4)
H.-J. Schellnhuber, W. Enke, M. Flechsig (Mai 1994)
- No. 3 Using Plant Functional Types in a Global Vegetation Model
W. Cramer (September 1994)
- No. 4 Interannual variability of Central European climate parameters and their relation to the large-scale circulation
P. C. Werner (Oktober 1994)
- No. 5 Coupling Global Models of Vegetation Structure and Ecosystem Processes - An Example from Arctic and Boreal Ecosystems
M. Plöchl, W. Cramer (Oktober 1994)
- No. 6 The use of a European forest model in North America: A study of ecosystem response to climate gradients
H. Bugmann, A. Solomon (Mai 1995)
- No. 7 A comparison of forest gap models: Model structure and behaviour
H. Bugmann, Y. Xiaodong, M. T. Sykes, Ph. Martin, M. Lindner, P. V. Desanker, S. G. Cumming (Mai 1995)
- No. 8 Simulating forest dynamics in complex topography using gridded climatic data
H. Bugmann, A. Fischlin (Mai 1995)
- No. 9 Application of two forest succession models at sites in Northeast Germany
P. Lasch, M. Lindner (Juni 1995)
- No. 10 Application of a forest succession model to a continentality gradient through Central Europe
M. Lindner, P. Lasch, W. Cramer (Juni 1995)
- No. 11 Possible Impacts of global warming on tundra and boreal forest ecosystems - Comparison of some biogeochemical models
M. Plöchl, W. Cramer (Juni 1995)
- No. 12 Wirkung von Klimaveränderungen auf Waldökosysteme
P. Lasch, M. Lindner (August 1995)
- No. 13 MOSES - Modellierung und Simulation ökologischer Systeme - Eine Sprachbeschreibung mit Anwendungsbeispielen
V. Wenzel, M. Kücken, M. Flechsig (Dezember 1995)
- No. 14 TOYS - Materials to the Brandenburg biosphere model / GAIA
Part 1 - Simple models of the "Climate + Biosphere" system
Yu. Svirezhev (ed.), A. Block, W. v. Bloh, V. Brovkin, A. Ganopolski, V. Petoukhov, V. Razzhevaikin (Januar 1996)
- No. 15 Änderung von Hochwassercharakteristiken im Zusammenhang mit Klimaänderungen - Stand der Forschung
A. Bronstert (April 1996)
- No. 16 Entwicklung eines Instruments zur Unterstützung der klimapolitischen Entscheidungsfindung
M. Leimbach (Mai 1996)
- No. 17 Hochwasser in Deutschland unter Aspekten globaler Veränderungen - Bericht über das DFG-Rundgespräch am 9. Oktober 1995 in Potsdam
A. Bronstert (ed.) (Juni 1996)
- No. 18 Integrated modelling of hydrology and water quality in mesoscale watersheds
V. Krysanova, D.-I. Müller-Wohlfeil, A. Becker (Juli 1996)
- No. 19 Identification of vulnerable subregions in the Elbe drainage basin under global change impact
V. Krysanova, D.-I. Müller-Wohlfeil, W. Cramer, A. Becker (Juli 1996)
- No. 20 Simulation of soil moisture patterns using a topography-based model at different scales
D.-I. Müller-Wohlfeil, W. Lahmer, W. Cramer, V. Krysanova (Juli 1996)
- No. 21 International relations and global climate change
D. Sprinz, U. Luterbacher (1st ed. July, 2nd ed. December 1996)
- No. 22 Modelling the possible impact of climate change on broad-scale vegetation structure - examples from Northern Europe
W. Cramer (August 1996)

- No. 23 A methode to estimate the statistical security for cluster separation
F.-W. Gerstengarbe, P.C. Werner (Oktober 1996)
- No. 24 Improving the behaviour of forest gap models along drought gradients
H. Bugmann, W. Cramer (Januar 1997)
- No. 25 The development of climate scenarios
P.C. Werner, F.-W. Gerstengarbe (Januar 1997)
- No. 26 On the Influence of Southern Hemisphere Winds on North Atlantic Deep Water Flow
S. Rahmstorf, M. H. England (Januar 1977)
- No. 27 Integrated systems analysis at PIK: A brief epistemology
A. Bronstert, V. Brovkin, M. Krol, M. Lüdeke, G. Petschel-Held, Yu. Svirezhev, V. Wenzel (März 1997)
- No. 28 Implementing carbon mitigation measures in the forestry sector - A review
M. Lindner (Mai 1997)
- No. 29 Implementation of a Parallel Version of a Regional Climate Model
M. Kücken, U. Schättler (Oktober 1997)
- No. 30 Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): Overview and key results
W. Cramer, D. W. Kicklighter, A. Bondeau, B. Moore III, G. Churkina, A. Ruimy, A. Schloss, participants of "Potsdam '95" (Oktober 1997)
- No. 31 Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): Analysis of the seasonal behaviour of NPP, LAI, FPAR along climatic gradients across ecotones
A. Bondeau, J. Kaduk, D. W. Kicklighter, participants of "Potsdam '95" (Oktober 1997)
- No. 32 Evaluation of the physiologically-based forest growth model FORSANA
R. Grote, M. Erhard, F. Suckow (November 1997)
- No. 33 Modelling the Global Carbon Cycle for the Past and Future Evolution of the Earth System
S. Franck, K. Kossacki, Ch. Bounama (Dezember 1997)
- No. 34 Simulation of the global bio-geophysical interactions during the Last Glacial Maximum
C. Kubatzki, M. Claussen (Januar 1998)
- No. 35 CLIMBER-2: A climate system model of intermediate complexity. Part I: Model description and performance for present climate
V. Petoukhov, A. Ganopolski, V. Brovkin, M. Claussen, A. Eliseev, C. Kubatzki, S. Rahmstorf (Februar 1998)
- No. 36 Geocybernetics: Controlling a rather complex dynamical system under uncertainty
H.-J. Schellnhuber, J. Kropp (Februar 1998)
- No. 37 Untersuchung der Auswirkungen erhöhter atmosphärischer CO₂-Konzentrationen auf Weizenbestände des Free-Air Carbondioxid Enrichment (FACE) - Experimentes Maricopa (USA)
Th. Kartschall, S. Grossman, P. Michaelis, F. Wechsung, J. Gräfe, K. Waloszczyk, G. Wechsung, E. Blum, M. Blum (Februar 1998)
- No. 38 Die Berücksichtigung natürlicher Störungen in der Vegetationsdynamik verschiedener Klimagebiete
K. Thonicke (Februar 1998)
- No. 39 Decadal Variability of the Thermohaline Ocean Circulation
S. Rahmstorf (März 1998)
- No. 40 SANA-Project results and PIK contributions
K. Bellmann, M. Erhard, M. Flechsig, R. Grote, F. Suckow (März 1998)
- No. 41 Umwelt und Sicherheit: Die Rolle von Umweltschwellenwerten in der empirisch-quantitativen Modellierung
D. F. Sprinz (März 1998)
- No. 42 Reversing Course: Germany's Response to the Challenge of Transboundary Air Pollution
D. F. Sprinz, A. Wahl (März 1998)
- No. 43 Modellierung des Wasser- und Stofftransportes in großen Einzugsgebieten. Zusammenstellung der Beiträge des Workshops am 15. Dezember 1997 in Potsdam
A. Bronstert, V. Krysanova, A. Schröder, A. Becker, H.-R. Bork (eds.) (April 1998)
- No. 44 Capabilities and Limitations of Physically Based Hydrological Modelling on the Hillslope Scale
A. Bronstert (April 1998)
- No. 45 Sensitivity Analysis of a Forest Gap Model Concerning Current and Future Climate Variability
P. Lasch, F. Suckow, G. Bürger, M. Lindner (Juli 1998)
- No. 46 Wirkung von Klimaveränderungen in mitteleuropäischen Wirtschaftswäldern
M. Lindner (Juli 1998)