

FORSTLICHE SCHRIFTENREIHE
UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR, WIEN

Band 16

MANFRED J. LEXER

SIMULATION DER POTENTIELLEN
NATÜRLICHEN VEGETATION
FÜR ÖSTERREICHS WÄLDER

Vergleich von statischen und dynamischen Modellkonzepten

ÖSTERR. GES. F. WALDÖKOSYSTEMFORSCHUNG
UND EXPERIMENTELLE BAUMFORSCHUNG
UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR
AUGUST 2001

Lexner, M.J. 2001. Simulation der potentiellen natürlichen Vegetation für Österreichs Wälder. Vergleich von statischen und dynamischen Modellkonzepten.

Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur Wien. Bd. 16, 166 S. Herg.: Österr. Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung an der Univ. f. Bodenkultur, ISBN 3-900865-15-9.

Kurzfassung: Die Entwicklung von zwei unterschiedlichen Vegetationsmodellen wird beschrieben. Das dynamische räumlich explizite 3D-Modell PICUS v1.2 basiert auf dem "patch model" – Konzept und wurde aufbauend auf eine Stärken-/Schwächenanalyse existierender Modelle entwickelt. Die Auswirkungen von Unsicherheit in Initialisierungsparametern auf die simulierte Artenzusammensetzung wird exemplarisch anhand dreier Standorte analysiert. Auf Basis der für ca. 10000 Erhebungspunkte der ÖWI vorhandenen Expertenansprachen der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) in Form von 18 Waldtypen wurden logistische Funktionen der Auftretenswahrscheinlichkeit einzelner Waldtypen parametrisiert. Beide Modelle wurden anhand von über 400 Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (ÖWBZI) evaluiert. Von PICUS simulierte PNV stimmte in über 48% der Fälle mit Expertenansprachen überein, der statische Ansatz erzielte 55% Übereinstimmung. Beide Modelle wurden auf den Standorten der ÖWBZI auch unter einem Klimaänderungsszenario (+2 °C, -15% Niederschlag im Sommerhalbjahr) eingesetzt. Dabei zeigten sich z.T. deutliche Unterschiede zwischen den beiden Modelltypen. Diese werden diskutiert sowie die Einsatzmöglichkeiten in der waldbaulichen Entscheidungsfindung analysiert.

Stichwörter: Potentielle natürliche Vegetation, PNV, Sukzessionsmodell, logistische Regression, Bergwälder, Vegetationsmodellierung, Unsicherheitsanalyse, Modellvergleich.

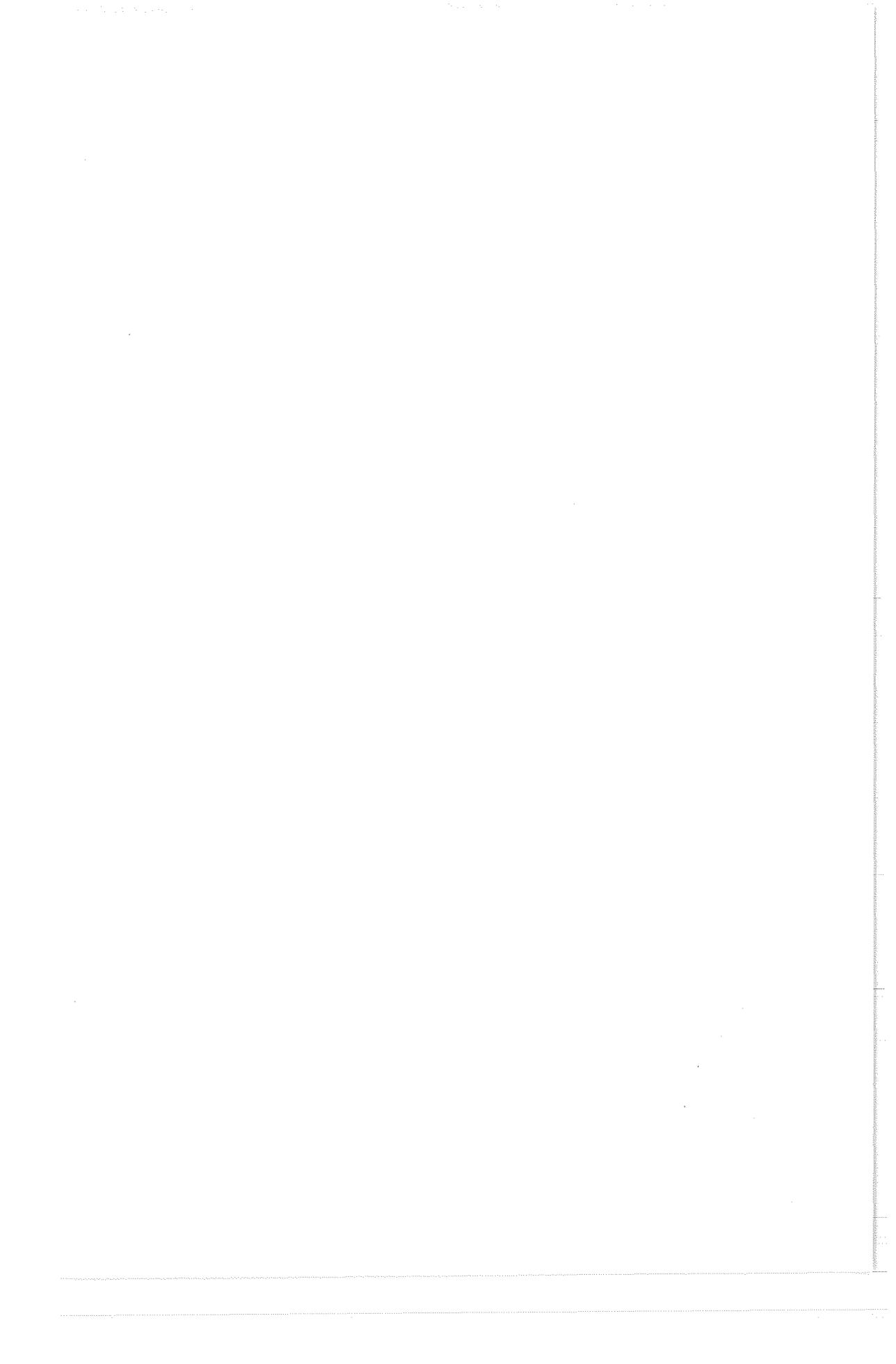
Lexner, M.J. 2001. Simulation of the potential natural vegetation for Austrian Forests. Comparing static and dynamic modeling approaches.

Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur Wien; vol. 16, 166 p.; Editor: Austrian Society for Forest Ecosystem Research and Experimental Tree Research at the University of Agricultural Sciences, Vienna, ISBN 3-900865-15-9.

Abstract: The development of two different vegetation models is described. The dynamic 3D model PICUS v1.2 is of the patch model type and based on a strengths/weaknesses analysis of existing models. The effect of uncertainty in model initialisation parameters on simulated species composition is analysed by means of three examples. Based on expert reconstructions of the potential natural vegetation (PNV) at more than 10000 sample points of AFI individual logistic regression models were developed to estimate the probability of occurrence of 18 forest types. Both models were applied to simulate PNV under current climate at more than 400 sample points of the Austrian Forest Soil Survey (AFSS). Model results were compared with expert reconstructions. PNV simulated by PICUS v1.2 exhibited 48% matching observations, the static equilibrium approach 55% matching observations. Both models were also run under a climate change scenario (+2 °C, -15% precipitation during summer) and showed partly a different response to altered climatic conditions. The behaviour of the two models is compared and deviations are discussed. The applicability of the presented modeling approaches in supporting the silvicultural decision making process is briefly discussed.

Keywords: Potential natural vegetation, PNV, gap model, equilibrium model, logistic regression, mountain forests, vegetation modeling, uncertainty analysis, model comparison.

**... across the river,
and into the trees ...**



Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand während der Sommermonate 2000, wäre aber ohne die vielen Vorarbeiten, die während der letzten Jahre im Rahmen des Arbeitsbereichs Planung und Entscheidungsfindung am Institut für Waldbau an der Universität für Bodenkultur Wien erbracht wurden, nicht denkbar gewesen. Die Arbeiten zur Thematik Vegetationsmodellierung wiederum wurden erst durch mehrere Forschungsprojekte, die von unterschiedlichen Stellen finanziert wurden, ermöglicht. All den beteiligten anonymen Gutachtern, Gremien und einsamen Entscheidern gebührt in diesem Sinne also ein erstes Dankeschön.

Für die Möglichkeit, Daten der Österreichischen Waldinventur und der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur nutzen zu können, bedanke ich mich bei Dr. Karl Schieler, dem Leiter des Instituts für Waldinventur an der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, und Dr. Walter Kilian, dem ehem. Leiter des Instituts für Forstökologie an der Forstlichen Bundesversuchsanstalt.

Bei Prof. Dr. Harald Bugmann, Gebirgswaldökologie, Departement Forstwissenschaften an der ETH Zürich und PD Dr. Felix Kienast, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft bedanke ich mich für die kritische Durchsicht des Manuskripts und wertvolle Anregungen.

Dr. Klemens Schadauer, Dr. Michael Englisch und Dipl.-Ing. Franz Starlinger von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt sowie Dr. Helfried Scheifinger von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik bin ich für Ihr Interesse an den Arbeiten und zahlreiche Tips zu Dank verpflichtet.

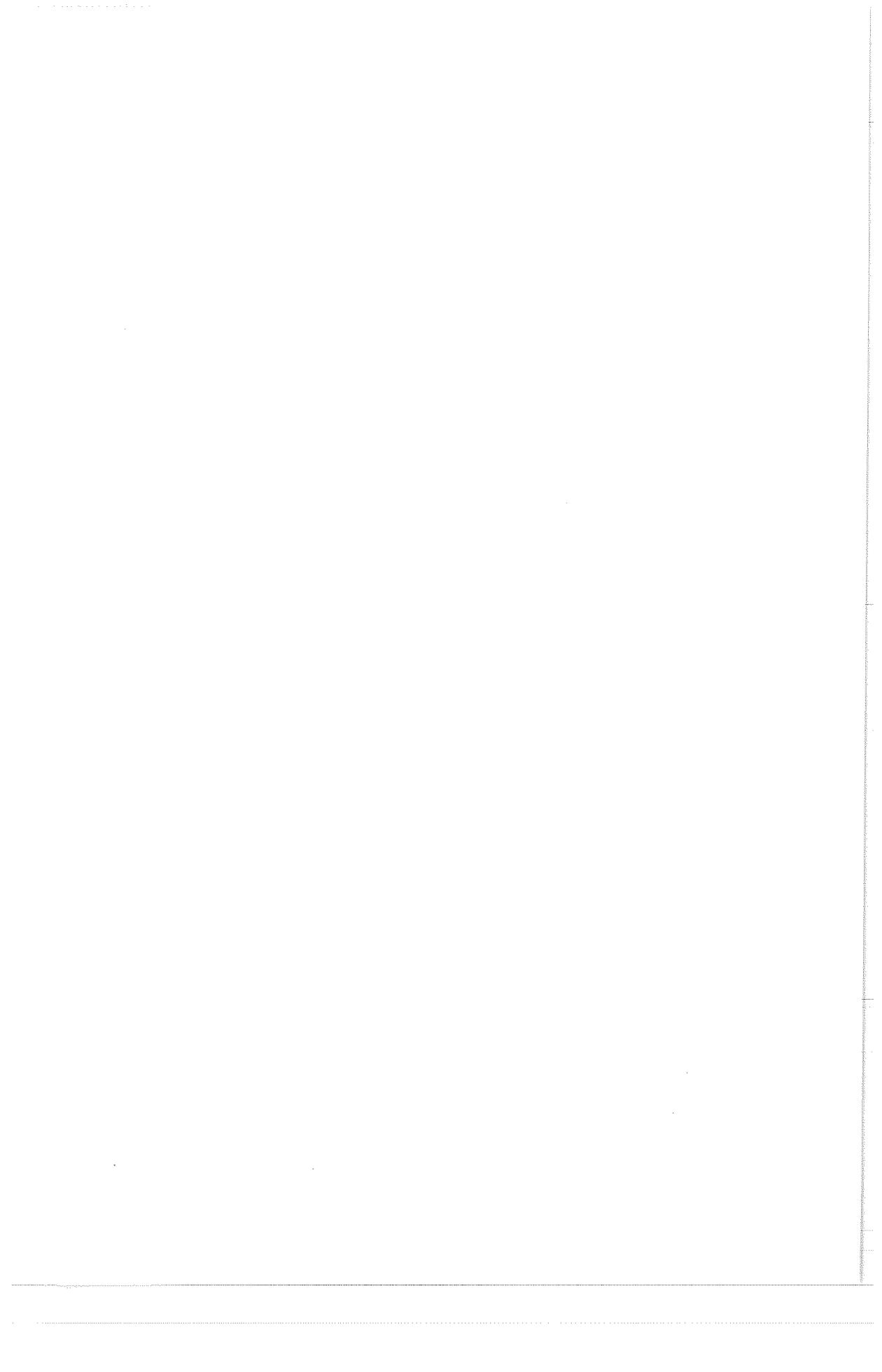
Ein Danke dem Vorstand des Instituts für Waldbau Prof. Josef Spörk für den gewährten Freiraum sowie den Mitarbeitern am Institut für Waldbau für die gewährte Unterstützung. Insbesondere an Monika Lex für die vielen im Laufe der Jahre erstellten "unmöglichen" Grafiken.

Bei Karl Hönninger bedanke ich mich für die langjährige Zusammenarbeit, das Einbringen von superben Programmierkenntnissen sowie für den Spaß auf gemeinsam besuchten Konferenzveranstaltungen.

Meiner Lebensgefährtin Daniela sage ich ein Dankeschön für das mittlerweile langjährig bewiesene Verständnis für meine zweite Leidenschaft und die Nachsicht recht vieler einsamer Wochenenden.

Wien, am 19. November 2000

Manfred J. Lexer

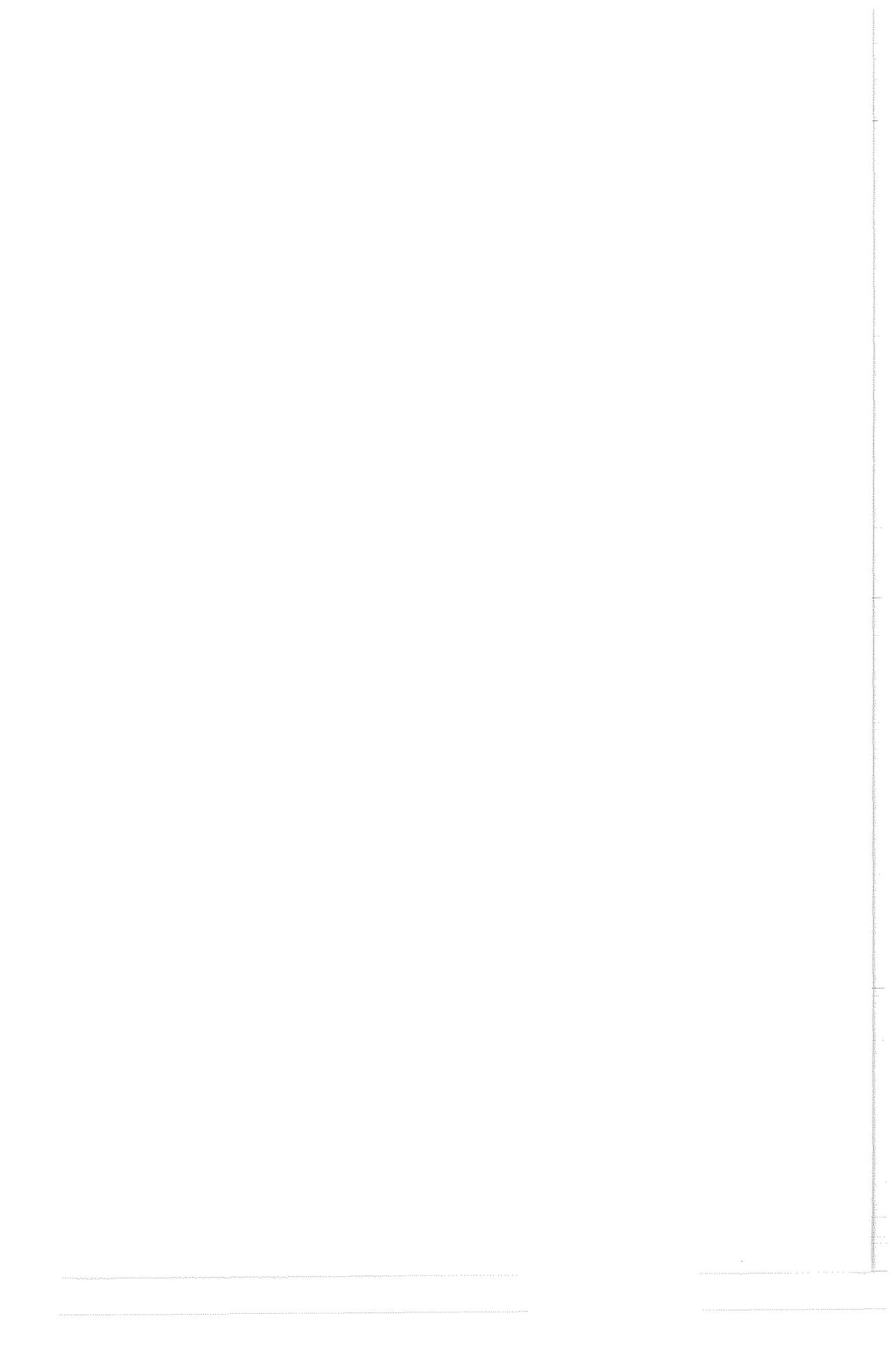


Inhalt

1	Einleitung und Problemstellung	1
2	Modellkonzepte	3
2.1	Allgemeine konzeptionelle Überlegungen	3
2.2	Statische Vegetationsmodelle	4
2.3	Dynamische Vegetationsmodelle vom patch-Modelltyp	5
3	Zielsetzung	8
4	Datenbasis	9
4.1	Die Österreichische Waldinventur	9
4.1.1	Allgemeines	9
4.1.2	Verwendete Daten	10
4.2	Die Österreichische Waldbodenzustandsinventur	12
4.2.1	Allgemeines	12
4.2.2	Verwendete Daten	12
4.3	Zusätzlich bereitgestellte Daten für Erhebungspunkte der Waldinventur	14
4.3.1	Physikalische und chemische Bodenparameter	14
4.3.2	Klimadaten	17
4.3.3	Bioklimatische Indices	18
4.3.3.1	Allgemeines	18
4.3.3.2	Indikator für die Wasserversorgung	19
4.3.3.3	Temperatursumme	20
4.3.3.4	Kontinentalitätsindex nach Gams	21
4.4	Regelbasis zur Klassifikation von simulierten Artenzusammensetzungen	22
5	PICUS v1.2: Ein dynamisches Modell der Waldentwicklung	24
5.1	Ausgangssituation für die Modellentwicklung	24
5.1.1	Defizite bestehender Modelle	24
5.1.2	Anforderungen an das zu entwickelnde Modell	26
5.2	Raumstruktur	27
5.3	Populationsdynamik	28
5.3.1	Wachstum	28
5.3.2	Mortalität	29
5.3.2.1	Intrinsische und wachstumsbedingte Mortalität	29
5.3.2.2	Borkenkäferinduzierte Mortalität	29
5.3.3	Reproduktion	31
5.4	Wirkung von Umweltfaktoren in PICUS v1.2	33

5.4.1	Temperatur	33
5.4.1.1	Verwendete Parameter	33
5.4.1.2	Modellierung der Response	34
5.4.2	Wasserversorgung	38
5.4.2.1	Verwendeter Indikator	38
5.4.2.2	Modellierung der Response	38
5.4.3	Nährstoffversorgung	40
5.4.3.1	Berücksichtigte Parameter	40
5.4.3.2	Modellierung der Response	41
5.4.4	Strahlung	43
5.4.4.1	Modellierung der Strahlung	43
5.4.4.2	Modellierung der Response	47
5.5	Schätzung der "steady state"-Vegetationszusammensetzung	47
5.5.1	Allgemeines	47
5.5.2	Methoden	48
5.5.3	Ergebnisse	50
5.5.4	Diskussion und Folgerungen	54
6	Analyse der Unsicherheit in simulierter Vegetation aufgrund fehlerbehafteter Modellinputgrößen	56
6.1	Allgemeines	56
6.2	Daten	58
6.3	Methoden	60
6.4	Ergebnisse	63
6.4.1	Standort 145 (Buchenwald)	63
6.4.2	Standort 28 (Fichten-Tannen-Buchenwald)	69
6.4.3	Standort 2 (Montaner Fichtenwald)	74
6.5	Diskussion und Folgerungen	80
7	Ein statisches Modell der Vegetationsverbreitung	82
7.1	Allgemeines	82
7.2	Methodik	82
7.2.1	Statistisches Modell	82
7.2.2	Variablenauswahl und -kodierung	83
7.2.3	Modellerstellung	84
7.2.4	Modellevaluierung	86
7.3	Resultate	87
8	Modellvergleiche	96
8.1	Allgemeines	96
8.2	Initialisierungsparameter für die Simulationsexperimente	96
8.2.1	Standortsparameter	96
8.2.2	Gegenwärtiges Klima	97
8.2.3	Klimaänderungsszenario	98

8.3	Das dynamische Modell PICUS v1.2	98
8.3.1	Simulationsexperimente	98
8.3.2	Ergebnisse	99
8.3.2.1	Nicht klassifizierte Fälle	99
8.3.2.2	Simulierte PNV unter gegenwärtigem Klima	101
8.3.2.3	Simulierte PNV unter einem Klimaänderungsszenario	106
8.4	Statisches Modell der Vegetationsverbreitung	108
8.4.1	Simulationsexperimente	108
8.4.2	Ergebnisse	108
8.4.2.1	Simulierte PNV unter gegenwärtigem Klima	108
8.4.2.2	Simulierte PNV unter einem Klimaänderungsszenario	112
8.5	Vergleich der Modellansätze	114
8.5.1	Unter gegenwärtigem Klima	114
8.5.2	Unter einem Klimaänderungsszenario	123
9	Diskussion	130
9.1	Modellkonzepte	130
9.2	Simulierte PNV unter aktuellem Klima	132
9.3	Modellverhalten unter Klimaänderungsbedingungen	134
10	Folgerungen aus den Analysen	136
11	Relevanz für die waldbauliche Planung und Entscheidungsfindung	137
12	Zusammenfassung	140
13	Summary	142
14	Literatur	143
	Anhang	159



1 EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Die Verteilung von Vegetationsgesellschaften und Pflanzenarten steht seit jeher im Interesse von Biogeographie und Vegetationswissenschaften. Neben unzähligen qualitativ-deskriptiven Arbeiten (vgl. u.a. Mucina et al. 1993, Mayer 1971, Mayer 1974, Mayer et al. 1987, Zukrigl et al. 1963, Wagner 1989, Wendelberger 1962, Westhoff und van der Maarel 1978) wurde schon früh versucht, das Auftreten von Vegetationstypen und Pflanzenarten in Zusammenhang mit der Umwelt zu bringen (für eine Übersicht wird auf Shugart (1998) verwiesen). Klassische Beispiele finden sich bei von Humboldt (1807, zitiert in Tuhkanen 1980), Holdridge (1967) und Box (1981). In jüngerer Vergangenheit bestand und besteht besonders großes Interesse an der quantitativen Beschreibung der Zusammenhänge von Vegetation und abiotischer Umwelt. Ausschlaggebend dafür war die Erkenntnis, daß stattfindende Veränderungen der chemisch-physikalischen Umweltbedingungen sich in Veränderungen von Verteilung und Zusammensetzung von Vegetationstypen auswirken (Shugart 1998, Botkin 1993, McLaughlin et al. 1978, Dale und Gardner 1987, West et al. 1978). Insbesondere Diskussionen über eine mögliche anthropogen verursachte Klimaänderung fokussierte sowohl Interesse als auch Ressourcen auf das Gebiet der Modellierung der Verteilung von Pflanzenarten und -vegetationsgesellschaften und deren Dynamik (Shugart et al. 1992, Houghton et al. 1990, 1992, 1996).

Austin (1987) unterscheidet zwischen korrelativen Ansätzen und "Prozessmodellen", wobei er bei letzteren in biophysikalische Modelle zur funktionalen Beschreibung der Umwelt und Konkurrenzmodelle differenziert. Korrelative Ansätze bedienen sich statistischer Methoden wie etwa regressionsanalytischer Methoden, PCA oder CCA (Austin et al. 1984, Whittaker 1978, Guisan et al. 1999), um signifikante Beziehungen zwischen abiotischen Umweltfaktoren und der Vegetation zu quantifizieren. Solche Modellansätze sind inherent statisch und damit wohl zum "update" im Falle geänderter Merkmalsausprägungen der erklärenden Variablen geeignet, sie eignen sich jedoch prinzipiell nicht, den Veränderungsprozess selbst zu erklären oder zu beschreiben. Beispiele für solche statischen Modelle liegen sowohl auf Artenebene (Zimmermann und Kienast 1999, Guisan et al. 1999) als auch auf der Ebene von Vegetationsgesellschaften vor (Brzeziecki et al. 1993, Fischer 1994). Beinhalten statische Modelle klimatische Parameter als Prediktoren, sind sie klimasensitiv und damit auch für Szenarioanalysen unter Klimaänderungsbedingungen einsetzbar. Ein weiteres Problem des statischen Ansatzes besteht darin, daß zur Extrapolation der empirischen Beziehungen im Umweltraum (z.B. unter Klimaänderungsszenarien) implizit vorausgesetzt wird, daß im zur Modellerstellung verwendeten Datensatz Vegetation und abiotische Umwelt sich im Gleichgewicht befinden. Die Plausibilität dieser Annahme wird generell durch Ergebnisse paläoökologischer Studien in Frage gestellt (Gliemeroth 1995, Webb 1981). Für seit Jahrtausenden bewirtschaftete Ökosysteme wie sie mitteleuropäische Wälder darstellen, ist die Annahme eines Equilibriumzustandes von aktueller Vegetation mit der abiotischen Umwelt wohl keinesfalls aufrecht zu halten (Grabherr et al. 1998). Als Ersatz dient in solchen Fällen die potentielle natürliche Vegetation (PNV). Die potentielle natürliche Vegetation definiert sich nach Tüxen (1956) als diejenige Vegetation, die sich auf einem Standort bei Beendigung des direkten menschlichen Einflusses einstellen würde. Der Faktor Zeit wird dabei nicht berücksichtigt. Diesem Konzept zufolge stellt die PNV einen Indikator für das ökologische Standortspotential dar, der mittels eines zu definierenden Artenspektrums abgebildet wird (vgl. Zerbe 1997). Die PNV selbst ist ein theoretisches Konstrukt, daß auf floristischen Merkmalen, Natur- und

Urwaldresten sowie vegetationsgeschichtlichen Hinweisen beruht (Kowarik 1987, Zerbe 1997). Das Konzept der PNV ist als Planungsgrundlage sowohl in der Waldbewirtschaftung als auch in Naturschutz- und Raumplanung weit verbreitet, wenn auch nicht unumstritten (Mayer 1986, Leibundgut 1992, Zerbe 1997, Grabherr et al. 1998).

Kann der statische Ansatz über Vegetationsgesellschaften als "top down" bezeichnet werden, stellen dynamische Vegetationsmodelle auf Individuenbasis einen "bottom up" – Ansatz zur Beschreibung von Vegetation dar. Dieser Modelltyp wird als gap-Modell (patch-Modell sensu Shugart et al. 1992) bezeichnet. Seit den 70er Jahren wurden zahlreiche Modelle entwickelt, die im Wesentlichen alle auf Botkin et al. (1972) zurückzuführen sind (u.a. Shugart und West 1977, Pastor und Post 1985, Kienast 1987, Leemans und Prentice 1989, Urban 1990). Diese Modelle beschreiben die Populationsdynamik in gemischten Wäldern in Abhängigkeit von explizit formulierten Umweltvariablen wie Temperatur und Wasserversorgung auf Kleinflächen von etwa 0.01 – 0.1 ha Größe und sind imstande, durch Aggregation vieler solcher Kleinflächen (patches) sowohl die Dynamik der Vegetationsentwicklung als auch Equilibriumzustände zu simulieren (Shugart 1984).

Beide Modellansätze wurden in zahlreichen Studien zur Abschätzung von Auswirkungen einer möglichen Klimaänderung auf Waldökosysteme eingesetzt (Lindner et al. 1997, Bartlein und Solomon 1992, Kräuchi und Kienast 1993, Kienast et al. 1996). Jedes der beiden Konzepte weist spezifische Vorteile, aber auch Nachteile auf. Statische Vegetationsmodelle sind, gestützt auf geographische Informationssysteme (GIS) und eine ausreichende Datenbasis vorausgesetzt, relativ rasch zu entwickeln und auch für große Flächen unter einer Vielzahl von Szenarien einsetzbar. Prognosen sind allerdings nur in bezug auf langfristig relevante Potentialzustände möglich, die wiederum als Indikator zur Entscheidungsfindung in der Bewirtschaftung von Waldökosystemen Verwendung finden. Vegetation/Standort-Kombinationen, für die es kein Analogon in den Parametrisierungsdaten gibt, können nicht erfaßt werden. Dynamische Modelle vom patch-Modelltyp sind aufwendig zu entwickeln, beanspruchen für Szenariosimulationen relativ lange Rechenzeiten und sind zur räumlich expliziten Initialisierung in jedem Fall auf quantitative Standortmerkmale angewiesen. Vorteile sind ein höherer Erklärungswert und die Möglichkeit, Übergänge zwischen Vegetationszuständen unmittelbar beschreiben zu können.

Angesichts der Unterschiede in bezug auf Modellkonzept und -struktur stellt sich die Frage nach Unterschieden im Verhalten, sowohl unter aktuellem Klima als auch unter Klimaänderungsszenarien. Angesichts der Unsicherheiten sowohl in bezug auf zukünftige Umweltbedingungen als auch in bezug auf Modellergebnisse besteht ein dringender Bedarf an Information zu Validität und Verhalten von Modellen, die für die Klimafolgenforschung eingesetzt werden (Cramer und Field 1999). Studien, die das Verhalten von unterschiedlichen Modellkonzepten vergleichend unter aktuellem Klima und unter Klimaänderungsbedingungen analysieren, sind äußerst selten. Ein Vergleich zwischen einem statischen Modell auf Artenebene mit einem dynamischen Vegetationsmodell unter aktuellen Klimaverhältnissen wurde kürzlich von Bolliger et al. (2000) für Schweizer Verhältnisse durchgeführt. Das statische Modell war allerdings auf Basis der aktuellen Artenverbreitung laut Schweizer Waldinventur entwickelt worden und repräsentiert so implizit den Einfluß der Bewirtschaftung auf die Artenzusammensetzung der Wälder.

2 MODELLKONZEPTE

2.1 Allgemeine konzeptionelle Überlegungen

Zur Klassifizierung von Modellen sind zahlreiche Ansätze vorgestellt worden (Korzhuikun et al. 1996, Mohren und Burkhart 1994, Dale et al. 1985, Shugart 1984, Lexer et al. 2000c). Ein Merkmal, daß in allen diesen Schemata verwendet wird, ist die Unterscheidung in empirische und prozessorientierte Modelle wobei letztere auch als Prozessmodelle bezeichnet werden. Prozessorientierte Modelle versuchen eine mechanistische Beschreibung der Interaktionen von modelliertem Objekt und dessen Umwelt. Das generelle Ziel von Prozessmodellen ist die Identifizierung von Regeln und die Entwicklung von Algorithmen, die Struktur und Verhalten des modellierten Objektes bestimmen und empirische Daten basierend auf dem existierenden Wissen zu den bestimmenden Mechanismen abbilden können (Battaglia und Sands 1998). Empirische Modelle nutzen primär statistische Zusammenhänge zwischen meist wenigen Variablen, um das Verhalten des modellierten Systems zu beschreiben. Die Abbildung der internen Struktur des modellierten Systems ist nicht das vorrangige Ziel (Korzhuikun et al. 1996). Ein Nachteil statistischer Modelle ist der meist geringe Grad an Generalisierbarkeit, der die Anwendung außerhalb des von den Parametrisierungsdaten abgedeckten Bereichs stark einschränkt (Goulding 1984). Eine Klassifizierung nach diesem Unterscheidungsmerkmal ist allerdings in vielen Fällen nicht eindeutig möglich, da in dem Kontinuum zwischen diesen beiden prinzipiellen Ansätzen zahlreiche Zwischenformen existieren (Korzhuikun et al. 1996). Zudem ist die benutzte Terminologie etwas irreführend, werden doch auch in prozessorientierten Modellen regressionsanalytisch definierte Beziehungen zwischen einzelnen Systemvariablen genutzt. Kimmins et al. (1990) nennen Hybridmodelle als eine weitere Modellkategorie, die einen im Grunde empirischen Ansatz mit prozessorientierten Formulierungen einiger elementarer Prozesse verbinden. Dieser Klassifikation zufolge wären statische Vegetationsmodelle den empirischen Modellen zuzuordnen (aber vgl. dazu Prentice et al. 1992). "Klassische" Varianten des "patch model" – Typs sind am ehesten der Kategorie der Hybridmodelle zuordenbar.

Werden statistische Beziehungen zwischen Vegetation und Standort entlang von Umweltgradienten analysiert, ist die Unterscheidung in Ressourcengradienten, direkte und indirekte Gradienten von Bedeutung (Austin 1980, Austin und Smith 1989). Ein Ressourcengradient beschreibt die Verfügbarkeit einer durch Vegetation konsumierbaren Ressource (e.g., Wasser). Direkte Umweltgradienten bestehen in bezug auf Parameter, die physiologisch direkt interpretierbar sind, aber nicht konsumiert werden (e.g., Temperatur, pH-Wert). Indirekte Gradienten schließlich ersetzen Ressourcen- oder direkte Gradienten durch topographische Merkmale (e.g., Seehöhe, Position am Hang). Direkte Gradienten und insbesondere Ressourcengradienten sind auf Parameter angewiesen, die von Inventuren üblicherweise nicht zur Verfügung gestellt werden (vgl. FBVA 1981, 1995). Wohl aber werden indirekte Merkmale standardmäßig erhoben. Je höher der Anteil an solchen indirekten Merkmalen in statischen Vegetationsmodellen ist, desto weniger prozessorientiert das Modell und desto geringer der mechanistische Erklärungswert. Zusätzlich ist in diesem Fall die Extrapolierbarkeit sowohl im geographischen Raum als auch im chemo-physikalischen Parameterraum stark eingeschränkt (Austin und Smith 1989). Patch-Modelle beschreiben die Populationsdynamik von Einzelbäumen unterschiedlicher Arten in Abhängigkeit von explizit formulierten bioklimatischen und bodenkundlichen Parametern und bilden so

Vegetationszusammensetzung entlang von Gradienten direkter Umweltparameter bzw. entlang von Ressourcengradienten ab.

Konzeptionell sind statische Vegetationsmodelle Equilibriummodelle. Theoretisch müßten daher solche Modelle auch an Equilibriumzuständen parametrisiert werden. Aufgrund von Befunden paläoökologischer Untersuchungen ist jedoch davon auszugehen, daß heutige Artenvergesellschaftungen erst seit relativ kurzer Zeit bestehen (Birks 1993, Gliemer 1995) und nicht als stabil über einen längeren Zeitraum anzusehen sind (Davis 1990, Webb 1981, Birks 1986). Daraus geht hervor, daß nicht davon auszugehen ist, daß heute bekannte Artenvergesellschaftungen (i.e., Waldgesellschaften) unter veränderten Umweltbedingungen sich als Entitäten entlang von ökologischen Gradienten verschieben werden. An diesem Dilemma statischer Modellansätze ändert im Grunde auch der Ansatz über einzelne Arten nichts, da weder die potentielle Nische (i.e., physiologische Amplitude) einer Art aufgrund von empirischen Daten mit herkömmlichen Verfahren parametrisierbar ist, noch interspezifische Konkurrenz berücksichtigt wird (vgl. Lenihan 1993). Letzteres Problem besteht zwar für dynamische Modellansätze nicht, die Schwierigkeit, die fundamentale Nische von Baumarten zu definieren, besteht jedoch auch hier (vgl. Schenk 1996, Loehle und LeBlanc 1996, Lexer und Hönninger 1998a). Guisan und Zimmermann (2000) weisen auch auf mögliche verzerrende Effekte durch genetische Differenzierung innerhalb von Arten hin.

2.2 Statische Vegetationsmodelle

Quantitative statische Modelle der Beziehung zwischen biologischen Entitäten und ihrer Umwelt existieren für Pflanzenarten (Huntley et al. 1995, Guisan et al. 1998, Zimmermann und Kienast 1999, Leathwick 1995, Franklin 1998, Sykes et al. 1996, Rutherford et al. 1995), für Pflanzengesellschaften und Vegetationstypen (Brzeziecki et al. 1993, Zimmermann und Kienast 1999, Brown 1994, Monserud und Leemans 1992) sowie für Tierarten (Aspinall 1992, Skidmore et al. 1996, Thompson et al. 1980, Lek et al. 1996). Eine fundierte Übersicht über Methoden und Probleme statischer Modellkonzepte findet sich in Guisan und Zimmermann (2000).

Die Methoden, die zur Modellerstellung Verwendung finden sind in erster Linie vom Ziel der Modellentwicklung sowie von der Art der zu modellierenden Responsevariable und den zur Verfügung stehenden Prediktoren abhängig. Die Responsevariable kann im Falle von Vegetationsmodellen sowohl auf kontinuierlichem Skalenniveau (Deckungsgrade, Biomasse) als auch auf ordinalem (Deckungsgrad- und Häufigkeitsklassen) und nominalem Niveau (vorhanden/nicht vorhanden) vorliegen sowie unterschiedliche Dichteverteilungen aufweisen. Zu den am häufigsten angewendeten statistischen Modellen zählen generalisierte lineare Modelle (GLM; Huntley et al. 1995), Ordinationstechniken (z.B. CCA; Guisan et al. 1999), polychotome und dichotome logistische Regressionsmodelle (LOGIT; Zimmermann und Kienast 1999) und Verfahren, die auf dem Bayes-Theorem basieren (Brzeziecki et al. 1993). Generalisierte additive Modelle (GAM) werden häufig zur explorativen Analyse von Zusammenhängen zwischen Umweltvariablen und der Responsevariable verwendet (Franklin 1998). Lek et al. (1996) setzen neuronale Netze, eine Methode aus dem Bereich der künstlichen Intelligenz (AI), zur Habitatmodellierung ein. Eine ausführliche Diskussion zur Verwendung neuronaler Netze in der ökologischen Modellierung findet sich in Schultz et al. (2000).

Statische Modellkonzepte erlauben eine rasche und effiziente Extrapolation von im günstigen Fall kausalerorientierten Beziehungen zwischen dem Auftreten von Vegetation und Standortmerkmalen (Guisan und Zimmermann 2000). Die sinnvolle Anwendbarkeit von statischen Modellen zur Analyse der Effekte von veränderten Umweltbedingungen ist im Hinblick auf Abschnitt 2.1 jedoch fraglich.

2.3 Dynamische Vegetationsmodelle vom "patch model" - Typ

Das Konzept von gap models (auch als patch models sensu Shugart et al. (1992) bezeichnet) beruht auf einer Vielzahl von Sukzessionsstudien, denen zufolge die Vegetationsentwicklung in Waldökosystemen durch die Aggregation der Merkmale einer Vielzahl kleiner mosaikartiger Flächen beschrieben werden kann (Bray 1956, Watt 1947, Forman und Godron 1981). Auf diesen Kleinflächen ("gaps") kann sich Verjüngung durch das Absterben einzelner adulter Individuen etablieren. Für mitteleuropäische Naturwälder ist dieser zyklische Prozess von Otto (1994), Mayer und Ott (1991), Mayer et al. (1989), Ellenberg (1996), Leibundgut (1982) und Korpel (1995) beschrieben worden.

In Übereinstimmung mit Gleason's Ökosystemtheorie (Gleason 1926) simulieren Patch-Modelle die Vegetationsdynamik auf der Ebene des Bestandes bzw. der Region über die Aggregation von Wachstum, Reproduktion und Mortalität von Einzelbäumen auf einer Vielzahl von Kleinflächen von etwa 0.01 – 0.1 ha Größe ("gaps" bzw. "patches"). Das Wachstum von Einzelbäumen in einer Zuwachperiode wird von einem artspezifischen Wachstumspotential abgeleitet. Dieses Konzept wurde erstmals von Newnham (1964) und Munro (1966) verwendet und seitdem in einer Vielzahl von statistischen Waldwachstumsmodellen eingesetzt (u.a. Monserud 1976, Pretzsch 1992, Hasenauer 1994, Nagel 1995). Das Wachstumspotential wird meist von ohne Konkurrenz aufwachsenden Solitärbäumen (OGT) abgeleitet (Hasenauer 1997). Zur Berechnung des in einer Simulationsperiode – meist ein Jahr – realisierten Wachstums wird das Potential durch den Effekt von explizit formulierten Umweltfaktoren modifiziert. Im ersten gap model JABOWA I (Botkin et al. 1972) wurden Temperatur in Form einer effektiven Temperatursumme und Licht berücksichtigt. Zusätzlich wurde mittels einer einfachen linearen Funktion der Basalfläche die simulierte Bestandesdichte kontrolliert. In späteren Modellvarianten wurden meist zusätzlich die Wasser- und Nährstoffversorgung berücksichtigt sowie in der Wirkung unterschiedlich angesetzte Minimumtemperaturen verwendet (Shugart 1984, Pastor und Post 1985, Leemans und Prentice 1989, Sykes et al. 1996). Die monokausalen Effekte dieser Umweltfaktoren werden entweder durch Umweltresponsefunktionen auf einer kontinuierlichen Skala von [0-1] beschrieben oder als dichotom [0,1] skaliertes Schwellenwert. Zur Verknüpfung dieser als Multiplikatoren angesetzten Wachstumsmodifikatoren sind unterschiedliche Konzepte vorgeschlagen worden (Botkin 1993, Kienast 1987, Bugmann 1994, Lexer und Hönninger 2001). Die Umweltresponsefunktionen sollen die physiologische Amplitude (i.e., die potentielle Nische) der simulierten Baumarten charakterisieren, wobei die factorspezifischen Wachstumsmodifikatoren jeweils durch den Vergleich der definierten Amplitude mit den aktuellen Umweltbedingungen ermittelt werden. In den meisten patch-Modellen werden Monatswerte für Temperatur und Niederschlag mittels eines stochastischen Wettergenerators zur Verfügung gestellt, doch existieren auch Modellvarianten, die Klimadaten auf Tages- oder Wochenbasis benötigen (Lasch et al. 1998, Bugmann et al. 1997). Verjüngung wird in patch-Modellen üblicherweise als "recruitment"-Prozess (Vanclay 1994) behandelt. Junge Individuen

werden erst ab einer Größe von mindestens 1.3 m explizit im Modell geführt. Die Art sowie die Anzahl der neuen Individuen wird im einfachsten Fall in Abhängigkeit eines artspezifischen Verjüngungspotentiales und den Umweltbedingungen stochastisch ermittelt. Komplexere Ansätze versuchen, den Verjüngungsvorgang in Teilprozesse wie Samenproduktion und -verbreitung, Keimung sowie die weitere Entwicklung der Sämlinge zu gliedern (Shugart 1984, Lexer und Hönninger 2001). Mortalität kann in patch-Modellen auf drei Ansätze zurückgeführt werden: (a) intrinsische Mortalität, (b) wachstumsbedingte Mortalität und (c) Mortalität durch Störungen. Im Falle der intrinsischen Mortalität wird davon ausgegangen, daß nur ein geringer Anteil aller Individuen das artspezifische maximale Alter erreichen kann. Üblicherweise werden dafür 1-2% angenommen. Diese Art der Mortalität ist vollständig unabhängig von Größe und Zustand eines Individuums. Interpretiert werden kann dieser Prozess als Mortalität aufgrund nicht epidemischer Krankheiten, vereinzelter Windwürfen oder auch aufgrund von Faktoren, die zwar nicht wirklich unabhängig vom jeweiligen Status eines simulierten Baumindividuums sind, für die jedoch kein Wissen über relevante Zusammenhänge vorhanden ist (Keane et al. 2001). Wachstumsabhängige Mortalität geht davon aus, daß schlecht wachsende Individuen einem höheren Sterberisiko unterliegen (vgl. Monserud und Sterba 1996, Hasenauer 1994). Dies kann entweder durch starke intra- oder interspezifische Konkurrenz, durch ungünstige Umweltbedingungen oder durch eine dimensionsbedingte negative Kohlenstoffbilanz eines Baumindividuums bedingt sein. Sinkt der Durchmesserzuwachs eines Individuums über eine längere Periode unter einen definierten Schwellenwert, erhöht sich das Sterberisiko in einer Simulationsperiode auf $p = 0.368$. Dieser Wert leitet sich von der eher intuitiv getroffenen Annahme ab, daß nur 1% solcher langsam wachsender Individuen die nächsten 10 Jahre überleben (Botkin 1993). Konzeptionell basiert dieser Ansatz auf dem hierarchischen Modell der Assimilatallokation, demzufolge der Durchmesserzuwachs geringe Priorität aufweist und demnach als ein Indikator für die Baumvitalität verwendet werden kann (Kozłowski et al. 1991). Die konkurrenzbedingte Mortalität findet sich in allen patch- Modellen (u.a. Botkin et al. 1972, Shugart und West 1977, Pastor und Post 1985, Kienast 1987, Prentice et al. 1993, Kräuchi 1994, Bugmann 1994, Urban 1990), die intrinsische Mortalität hingegen wird in einigen Modellen nicht berücksichtigt (u.a. Prentice et al. 1993). In einigen Modellen wird auch der Effekt von Störungen wie Windwurf, Feuer oder Insekten auf die Baum mortalität abgebildet (Keane et al. 1996, Lexer und Hönninger 1998c, 2001).

Ursprünglich für die Rekonstruktion beobachteter oder rekonstruierter Vegetationszusammensetzung in Wäldern unterschiedlicher Ökotope erstellt (Botkin et al. 1972, Shugart und West 1977, Shugart und Noble 1981, Solomon et al. 1986, Bartlein und Solomon 1992, Lotter und Kienast 1992), wurde das Modellkonzept auch erfolgreich für andere Lebensformen wie zum Beispiel Savanne angewendet (Coffin und Lauenroth 1990). Weite Verbreitung fanden patch-Modelle im zuge von Diskussionen um die möglichen Auswirkungen von veränderten Umweltbedingungen. Der mögliche Effekt von SO_2 auf die Artenzusammensetzung und Produktivität von Wäldern wurde von McLaughlin et al. (1978), Dale and Gardner (1987) und West et al. (1980) mit Hilfe von patch-Modellen analysiert. Kienast (1991) und Shugart und Emanuel (1985) inkludierten den direkten Effekt von CO_2 auf das Baumwachstum in das "klassische" patch-Modellkonzept. Diese zusätzlichen Umwelteffekte wurden entweder als eigener Multiplikator zur Modifizierung der potentiellen Wachstumsrate (β -Faktor sensu Bacastow und Keeling 1973) oder direkt durch eine Modifizierung der Funktion, die den potentiellen Zuwachs schätzt (über den Parameter "G" in der Wachstumsgleichung) modelliert. Die bei weitem häufigste Applikation stellt das Studium simulierter Artenzusammensetzungen entlang von ökologischen Gradienten sowohl unter

aktuellem Klima als auch unter Klimaänderungsszenarien dar (u.a. Solomon 1986, Kräuchi und Kienast 1993, Pastor und Post 1988, Prentice et al. 1993, Kräuchi 1994, Bugmann 1994). In diesen Simulationsexperimenten konnte die Fähigkeit von patch-Modellen, plausible Equilibriumartenzusammensetzungen zu generieren, im Allgemeinen bestätigt werden. Probleme mit dem meist verwendeten Ansatz zur Berechnung der Wasserbilanzen wurden u.a. von Bugmann (1994) und Bugmann und Cramer (1998) berichtet. Kräuchi (1994) berücksichtigte erstmals in einem patch-Modell explizit Interzeptionsverluste und inkludierte so neben dem Faktor Licht einen weiteren expliziten Rückkopplungseffekt zwischen Vegetation und Umwelt. Die vielen Anwendungen zur Abschätzung von möglichen Klimaänderungsfolgen riefen eine Reihe kritischer Kommentare zu vermuteten Mängeln in den verwendeten Modellkonzepten hervor (Schenk 1996, Hinckley et al. 1996, Loehle und LeBlanc 1996, Pacala et al. 1993). Verbesserungen in bezug auf die üblicherweise verwendeten Wasserbilanzalgorithmen erfolgten von Bugmann und Cramer (1998) und Lexer und Hönninger (1998c). In Bugmann und Solomon (2000) und Lexer und Hönninger (2000) wurde auch die häufig kritisierte Parabel zur Modellierung des Temperatureffektes ersetzt. Versuche, patch-Modelle zu verallgemeinern und für mehrere biogeographische Zonen universell einsetzbar zu machen finden sich bei Bugmann (1996) und Bugmann und Solomon (2000). Beginnend mit Urban (1990) wurden auch Modellvarianten entwickelt, die Vegetationsentwicklung nun auch räumlich explizit in Form interaktiver patches simulieren können (u.a. Williams 1996, Huth und Ditzer 2000, Lexer und Hönninger 1998c, 2001). Die dynamische räumlich explizite Simulation der Vegetationsentwicklung auf Landschaftsebene in Größenordnungen von mehreren km² aufwärts ist nach wie vor ein nicht befriedigend gelöstes Problem (vgl. He und Mladenoff 1999, Urban et al. 1991, Lischke et al. 1998, Keane et al. 1996). Möglichkeiten und die Frage der Notwendigkeit physiologisch orientierte Modellvarianten zu entwickeln stehen aktuell in Diskussion (u.a. Price et al. 2001, Keane et al. 2001, Norby et al. 2001, Wullschlegel et al. 2001). Unterschiedliche Ansätze dafür liegen u.a. von Keane et al. (1996) und Bugmann et al. (1997) vor.

3 ZIELSETZUNG

Vergleiche von statischen und dynamischen Vegetationsmodellen sind trotz der großen Anzahl an entwickelten Modelle überaus selten. Von Bolliger et al. (2000) wird als ein Hauptgrund dafür angeführt, daß es kaum Modelle unterschiedlicher Struktur gibt, die für ein und dieselbe Region anwendbar sind. Soll der Effekt der Modellstruktur möglichst isoliert beurteilt werden, sollte zudem der Variablensatz, der in den Modellen zur Anwendung kommt, möglichst identisch sein. Ein weiterer Grund, der den großräumigen Einsatz von dynamischen Vegetationsmodellen vom patch-model Typ erschwert, ist die dafür notwendige quantitative landschaftsökologische Datenbasis in bezug auf Klima- und Bodendaten (Shugart 1998).

Generelles Ziel der vorliegenden Arbeit ist der Vergleich eines statischen Vegetationsmodelles für natürliche Waldgesellschaften (i.e., PNV) mit einem patch-Modell in bezug auf simulierte Equilibrium-Baumartenzusammensetzungen in den Ostalpen. Modellentwicklung als auch der Modelleinsatz stützen sich dabei auf zwei großräumige Inventuren: der Österreichischen Waldinventur und der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur.

An hiezu erforderlichen Teilschritten werden in dieser Arbeit beschrieben:

- (a) die Ergänzung bestehender räumlich expliziter Datenbasen der Österreichischen Waldinventur (FBVA 1995) und der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (Englisch et al. 1991) um physikalische und chemische Bodenparameter,
- (b) die Entwicklung eines statischen Vegetationsmodelles für den Ostalpenraum,
- (c) die Entwicklung eines dynamischen Vegetationsmodelles,
- (d) Evaluierung der Modelle
- (e) der Vergleich beider Modelle unter aktuellem Klima und unter einem Klimaänderungsszenario.

4 DATENBASIS

4.1 Die Österreichische Waldinventur

4.1.1 Allgemeines

"Die Aufgabe der Österreichischen Waldinventur (ÖWI) ist die laufende Beobachtung des Waldzustandes unter besonderer Berücksichtigung der Zustandsveränderungen" (FBVA 1995). Seit 1961 werden dazu Daten auf einem systematischen Stichprobenraster gesammelt (Braun 1969). Wurden die Erhebungen zuerst in zehnjährigen Zyklen auf temporären Probeflächen durchgeführt, erfolgte 1981 die Umstellung auf permanente Probeflächen und einen 5-jährigen Aufnahmezyklus. Dies hatte auch eine Reduktion der Erhebungsflächen zur Folge (Schadauer 1999). Zwischen 1981 und 1985 wurden auf den Gitterpunkten eines Rasters von $3.9 \times 3.9 \text{ km}^2$ permanente Probepunkte in Clusterform ("Trakte") installiert. An jedem Probepunkt werden an den Eckpunkten einer $200 \times 200 \text{ m}^2$ Fläche Lage- und Standortmerkmale sowie mittels Winkelzählprobe und fixem Probekreis Baum- und Bestandesmerkmale erhoben (FBVA 1981, 1995). Die Größe der Probefläche für die flächig angesprochenen Merkmale beträgt 300 m^2 . Ab einer Kluppschwelle von 10.5 cm für den Brusthöhendurchmesser (BHD) werden Baumindividuen mittels Winkelzählprobe (Zählfaktor 4), zwischen 5 und 10.5 cm mittels fixem Probekreis (Radius 2.6 m) erhoben. Der Trakthauptpunkt ist koordinatenmäßig nach Gauß-Krüger fixiert. Insgesamt umfaßt die ÖWI 5582 permanente Trakte mit 10938 permanenten Erhebungspunkten. In der Erhebungsperiode 1986-90 wurden Daten zusätzlich auf 5581 temporären Trakten erhoben, um die Vergleichbarkeit mit den vorangegangenen Inventurergebnissen zu überprüfen. Dem gestiegenen und zum Teil veränderten Informationsbedürfnis angepaßt (vgl. u.a. Pretzsch, 1997, Sterba, 1997), wurden ab der Erhebungsperiode 1992-96 auch Parameter erhoben, die zum Beispiel die Totholzmenge oder den Verjüngungszustand der österreichischen Wälder beschreiben.

4.1.2 Verwendete Daten

Für Analysen, die in der gegenständlichen Arbeit beschrieben werden, wurden unterschiedliche Teildatensätze der ÖWI verwendet. Es handelte sich dabei sowohl um Standortmerkmale als auch um Bestandesmerkmale. In Tabelle 4-1 sind sämtliche Standortmerkmale der ÖWI, die in einem der Arbeitsschritte Verwendung fanden, angeführt.

Auf das Merkmal "natürliche Waldgesellschaft" wird speziell hingewiesen. Es handelt sich dabei um Expertenansprachen der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) im Gelände. Anhand der erhobenen Standortmerkmale und im Gelände gewonnener Eindrücke der erhebenden Expertenteams sowie auf Basis einer die Grobklassifizierung erleichternden Klassifikationsbehelfes wurde jedem der ÖWI-Erhebungspunkte einer der 26 definierten PNV-Typen zugeordnet (FBVA 1995, Starlinger, persönliche Mitteilung). Der Klassifikationsbehelf stützt sich hauptsächlich auf physiographische Merkmale. Im wesentlichen basiert das Schema zur Beurteilung der potentiellen natürlichen Vegetation auf dem Abriß der ostalpinen Waldvegetation von Mayer (1974). Die 26 PNV-Typen sowie die repräsentierten taxonomischen vegetationskundlichen Einheiten sind im Anhang angeführt.

Tabelle 4-1. Verwendete Standortmerkmale der Österreichischen Waldinventur (FBVA 1981, 1995).

Table 4-1. Site characteristics and soil properties sampled by the Austrian Forest Inventory (FBVA 1981, 1995) used within the present study.

Standortmerkmal	Skalierung	Kategorien	Beschreibung
Seehöhe	intervall	quasi-kontinuierlich	100 m-Intervalle
Exposition	ordinal	9	N, NE, E, SE, S, SW, W, NW, Eben
Hangneigung	ordinal	13	0% - 120+%
Relief	nominal	8	Ebene – Rücken
Wasserhaushalt	ordinal	5	trocken – naß
Bodengründigkeit	ordinal	3	<30 cm / >30 cm / unbekannt
Humoser Mineralboden	intervall	kontinuierlich	in cm
Humusmächtigkeit Auflage	intervall	kontinuierlich	in cm
Humustyp	nominal	7	FBVA (1995)
Bodengruppen	nominal	26	FBVA (1995)
Vegetationstypen	nominal	20	Bodenvegetation (FBVA 1995)
Natürliche Waldgesellschaft	nominal	26	PNV-Typ sensu Tüxen (1956)
Wuchsgebiet	nominal		nach Kilian et al. (1994)

Neben Standortmerkmalen wurden im Rahmen der Analysen auch Bestandesmerkmale verwendet (Tabelle 4-2).

Tabelle 4-2. Verwendete Bestandesmerkmale der Österreichischen Waldinventur (FBVA 1981, 1995).

Table 4-2. Stand data of the Austrian Forest Inventory (FBVA 1981, 1995) used within the present study.

Bestandesmerkmal	Skalierung	Kategorien	Beschreibung
Hauptbaumart	nominal	8	Baumart, für welche die Oberhöhe bestimmt wurde
Oberhöhe	intervall	kontinuierlich	in m
Alter	intervall	kontinuierlich	5-Jahres Altersstufen
Nebenbestand	nominal	5	Art des Nebenbestandes in 5 Klassen
Baumarten	nominal	11	FBVA (1995)
Betriebsart	nominal	16	Hochwald (10) – Ausschlagwald (6)
Aufbau	nominal	3	ein-/zwei-/mehrschichtig, stufig
Schlußgrad	ordinal	5	Blöße – Dicht
Wuchsklasse	nominal	10	Blöße – Starkholz
Wuchsklassenanteil	intervall	quasi-kontinuierlich	Anteil der Wuchsklasse in Zehntel
Waldanteile	intervall	quasi-kontinuierlich	bestockte Anteile in Zehntel
Holzgewächse	nominal	76	FBVA (1995)
Dominanz der Holzgewächsorten	nominal	76	dominierende Art von maximal 5 Artengruppen (FBVA 1995)

Als einziges Merkmal in Tabelle 4-2 wird die Oberhöhe nicht direkt im Gelände bestimmt. Als Oberhöhenbestände wurden nach Schadauer (1999) diejenigen Flächen ausgeschieden, für die folgende Bedingungen zutrafen: (a) gleichaltrig (Altersspreitung innerhalb von max. 15 Jahren), (b) einschichtig (Ausnahme: bei gleichaltriger Oberschicht auch zweischichtige Bestände), (c) Hauptbaumart feststellbar. Als Hauptbaumart wurde dabei die dominierende Baumart im Umkreis der Probestfläche definiert, die gleichzeitig auch dominierend in der Bitterlich-Population sein sollte. Die Oberhöhe wurde als die gemittelte Höhe der drei stärksten Stämme der Hauptbaumart, die in die Winkelzählprobe fielen, definiert (Pollanschütz 1973). Fielen weniger als drei Probestämme der Hauptbaumart in die Winkelzählprobe, wurden die zur Ermittlung der Oberhöhe nach Pollanschütz (1973) erforderlichen Individuen in unmittelbarer Umgebung des Probepunktes herangezogen (Schadauer 1999).

4.2 Die Österreichische Waldbodenzustandsinventur

4.2.1 Allgemeines

Basierend auf dem Grundraster der Österreichischen Waldinventur (ÖWI) erhebt die Österreichische Waldbodenzustandsinventur (ÖWBZI) auf dem Hauptpunkt jedes zehnten Traktes der ÖWI boden- und vegetationskundliche Daten (FBVA 1991). Dies entspricht etwa einem Aufnahmeraster von $8.7 \times 8.7 \text{ km}^2$. Die ÖWBZI ist in das Konzept des Waldschadens-Beobachtungssystems (WBS) eingebunden und sollte im Rahmen der Waldzustandsanalysen die Herstellung von Zusammenhängen zwischen dem Gesundheitszustand der Vegetation und dem Bodenzustand ermöglichen (FBVA 1991). Neben dieser Funktion im Rahmen des WBS sollte die ÖWBZI generelle Informationen über den Bodenzustand in Österreichs Wäldern liefern und die Feststellung von mittelfristigen Veränderungen des Bodenzustands ermöglichen. Insgesamt wurden im Rahmen der Ersterhebung 514 Erhebungspunkte beprobt.

4.2.2 Verwendete Daten

Auf jedem Erhebungspunkt wurden allgemeine Standortmerkmale (Tabelle 4-3) erhoben, Mischproben aus fixen Tiefenstufen anhand dreier Profilgruben pro Fläche geworben und an einer repräsentativen Profilwand eine Beschreibung des pedogenetischen Profils vorgenommen (Kilian und Majer 1990).

In Tabelle 4-4 sind die auf Basis der Mineralbodenmischproben gewonnenen bodenchemischen Labordaten, die für gegenständliche Arbeit zur Verfügung standen, angeführt.

Tabelle 4-4. Zur Verfügung stehende bodenchemische Daten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur.

Table 4-4. Soil chemical parameters of the Austrian Forest Soil Survey.

Parameter	Beschreibung
Tiefenstufe [von – bis]	in cm (0-10, 10-20, 20-30, 30-50)
pH-Wert (CaCl ₂)	---
Kalium	$\mu \text{ mol/l-Äquivalent/g Boden}$
Calcium	$\mu \text{ mol/l-Äquivalent/g Boden}$
Magnesium	$\mu \text{ mol/l-Äquivalent/g Boden}$
Phosphor	$\mu \text{ mol/l-Äquivalent/g Boden}$
C/N-Verhältnis	---
Summe der basischen Kationen	$\mu \text{ mol Ieq/g Boden}$
Prozente der basischen Kationen an der KAK	%
Organischer Kohlenstoff	%

Tabelle 4-3. Von der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (ÖWBZI) erhobene allgemeine Standorts- und bodenphysikalische Merkmale. Kursiv gesetzte Merkmale werden von der Österreichischen Waldinventur nicht erhoben.

Table 4-3. Site and soil data recorded by the Austrian Forest Soil Survey. Parameters in italics are not recorded by the Austrian Forest Inventory.

Parameter	Skalierung	Kategorien	Charakterisierung
Exposition	ordinal	9	N, NE, E, SE, S, SW, W, NW, eben
Seehöhe	metrisch	kontinuierlich	[m]
Höhenstufe	ordinal	6	kollin – subalpin
Neigung	metrisch	kontinuierlich	[%]
Relief	nominal	19	Rücken – Mulde
<i>Kleinrelief</i>	<i>nominal</i>	<i>4</i>	<i>Geländeformen von weniger als 3m Höhendifferenz</i>
<i>Grundwasserstand</i>	<i>metrisch</i>	<i>kontinuierlich</i>	<i>minimale/maximale Distanz von Bodenoberkante [cm]</i>
<i>Grundgestein</i>	<i>nominal</i>	<i>31</i>	<i>nach Kilian und Majer (1990)</i>
Gründigkeit	ordinal	5	0-15, 16-30, 31-60, 61-120, >120 cm
Bodengruppe	nominal	29	nach Kilian und Majer (1990)
Mächtigkeit organischer Auflagenhorizonte	metrisch	kontinuierlich	L-,F-,H-Schichte (Blum et al., 1986), [cm]
Humustyp	nominal	7	nach Blum et al. (1986)
<i>Mächtigkeit pedogenet. Horizonte</i>	<i>metrisch</i>	<i>kontinuierlich</i>	<i>[cm]</i>
<i>Bodenart</i>	<i>nominal</i>	<i>13</i>	<i>Sand - Ton; Fingerprobe, für jeden pedogenet. Horizont; nach Österr. Texturdreieck</i>
<i>Anteile der Bodenfraktionen</i>	<i>metrisch</i>	<i>kontinuierlich</i>	<i>[%] von 5 Fraktionen (Sand-Schluff-Ton) in 2 fixen Horizonten (30-50 cm, 50-80 cm)</i>
<i>Grobskelettanteil</i>	<i>ordinal</i>	<i>5</i>	<i>[%], 0-10, 10-20, 20-40, 40-80, >80, für jeden pedogenet. Horizont</i>
Bodenvegetation	nominal	31	FBVA (1981)

4.3 Zusätzlich bereitgestellte Daten für Erhebungspunkte der Waldinventur

4.3.1 Physikalische und chemische Bodenparameter

Aus Tabelle 4-1 ist ersichtlich, daß quantitative Angaben zu bodenphysikalischen und chemischen Merkmalen für die Erhebungspunkte der ÖWI fehlen. Da quantitative Bodenparameter sowohl zur Entwicklung als auch zur Initialisierung von stärker kausalorientierten Modellen der Vegetationsentwicklung und -verbreitung benötigt wurden, mußten Verfahren entwickelt werden, um zumindest Schlüsselparameter wie Wasserspeicherkapazität (WHC), pH-Wert (PH) oder das C/N-Verhältnis (CN) für die Erhebungspunkte der ÖWI bereitstellen zu können. Als Datenbasis zur Modellentwicklung bot sich die ÖWBZI an, die als ein repräsentatives Subsample der ÖWBZI betrachtet werden kann (Manley 1992). Sowohl pH-Wert (Mittelwert) als auch organischer Kohlenstoff und Gesamtstickstoffvorräte (Summenwerte) konnten für die obersten 30 cm Mineralboden aus den Daten der ÖWBZI übernommen bzw. berechnet werden (vgl. Tabelle 4-7). Schwieriger gestaltete es sich allerdings, auf Basis der von der ÖWBZI zur Verfügung gestellten Daten einen Schätzwert für WHC zu ermitteln. Erschwerend kam hinzu, daß sämtliche Parameter, die in die Berechnung von WHC eingingen auch für die Erhebungspunkte der ÖWI bekannt oder zumindest schätzbar sein mußten. Als funktionales Modell zur Berechnung von WHC wurde schließlich Ansatz (4-1) verwendet (Lexer und Hönninger 1998b).

$$WHC = \sum_{i=1}^D (DSL_i \cdot (1 - CF) \cdot (WCFF + \Delta WC)) \quad (4-1)$$

D = Anzahl der berücksichtigten Bodenhorizonte

DSL_i = Mächtigkeit von Horizont (i)

CF = Grobskelettgehalt (%)

WCFF = Wasserspeicherkapazität der Bodenfraktion <2.0 mm

ΔWC = Zuschlag zu WCFF aufgrund organischen Kohlenstoffgehalts

Der Zuschlag ΔWC zu WCFF wurde im Anhalt an Kuntze et al. (1994) aus dem Gehalt an organischem Kohlenstoff berechnet (Gleichung 4-2). Der Gehalt an organischem Kohlenstoff (CORG) über die gesamte Profiltiefe wurde mittels Formel (4-3) ermittelt, deren empirische Koeffizienten a und b bei Vorliegen von zwei Schätzwerten für CORG nach Umformung von Ansatz (4-3) berechnet werden können. Verwendet wurden Werte für CORG in 5 cm und 40 cm Tiefe des Mineralbodens (Lexer und Hönninger 1998b).

$$\Delta WC = -1.4069 + 0.9804 \cdot CORG \quad (4-2)$$

$$CORG = a \cdot (SD + 1)^b \quad (4-3)$$

CORG = organischer Kohlenstoffgehalt des Mineralbodens [vol%]

a, b = empirische Koeffizienten

Der Grobskelettgehalt (CF) wurde für zwei Tiefenstufen getrennt bereitgestellt, WCFF als Durchschnittswert über das gesamte Profil. In Tabelle 4-8 sind alle Bodenparameter, die für die Erhebungspunkte der ÖWI bereitgestellt werden mußten, angeführt.

Tabelle 4-8. Für Erhebungspunkte der Österreichischen Waldinventur zu schätzende Bodenparameter.

Table 4-8. Soil parameters to be estimated for sample points of the Austrian Forest Inventory.

Parameter	Bezeichnung	Einheit
Wasserspeicherkapazität der Bodenfraktion <2.0 mm	WCFF	cm
Gründigkeit	D	cm
Grobskelettgehalt für zwei Tiefenstufen	CF1, CF2	%
Organischer Kohlenstoffgehalt in zwei Tiefenstufen	CORG1, CORG2	vol%
pH-Wert der obersten 30 cm Mineralboden	PH	
Organischer Kohlenstoffgehalt der obersten 30 cm Mineralboden	C	
Stickstoffgesamtgehalt der obersten 30 cm Mineralboden	N	

Aufgrund der Skalenniveaus der Parameter, die sowohl von der ÖWBZI als auch von der ÖWI zur Verfügung gestellt wurden (Tabelle 4-9), wurden mögliche methodische Ansätze zur Entwicklung von Schätzmodellen stark eingeschränkt (Lexer und Hönninger 1998b). Die Gründigkeit (D) in wurde findet sich in Tabelle 4-8 als ein zu schätzendes Merkmal und in Tabelle 4-9 als möglicher Prädiktor (DFI). Dies erklärt sich dadurch, daß die von der ÖWI erhobene Gründigkeit (DFI) natürlich zur Ermittlung von WHC nicht brauchbar und infolgedessen zu schätzen war. Andererseits sollte auf den Informationsgehalt von DFI keinesfalls verzichtet werden. DFI wurde daher im zuge der Ermittlung von WHC als Korrektiv für den ermittelten Schätzwert auf jedem Erhebungspunkt verwendet. Zur Anwendung kam schließlich eine Methode, die auf dem Bayes-Theorem basiert. Sämtliche Parameter in Tabelle 4-8 wurden mittels Gleichung (4-4) geschätzt.

$$P\left(A_i \mid \vec{B}\right) = \frac{P(A_i) \cdot \prod_{j=1}^m P(S_{jk} | A_i)}{\prod_{j=1}^m P(S_{jk})} \quad (4-4)$$

Der Ausdruck $P\left(A_i \mid \vec{B}\right)$ ist die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Kategorie (i) der zu schätzenden Variable A unter der Voraussetzung, daß der Standortsvektor $\vec{P}\left(\vec{B}\right)$ vorliegt. Die multivariaten bedingten Wahrscheinlichkeiten wurden mittels der multiplikativen Terme in Gleichung (4) geschätzt, wobei S_{jk} die Kategorie (k) des Standortsmerkmals (j) aus dem Vektor \vec{B} von m Prädiktorvariablen darstellt. Mit Ansatz (4-4) wurden für alle Kategorien eines zu schätzenden Parameters die bedingten Auftretenswahrscheinlichkeiten geschätzt und die Kategorie mit der höchsten Auftretenswahrscheinlichkeit als Schätzwert ("best estimate") verwendet. Für Details zu Modellherleitung und Parametrisierung wird auf Lexer und Hönninger (1998b) und Lexer et al. (1999) verwiesen.

Tabelle 4-9. Potentielle Prädiktorvariable zur Schätzung von bodenphysikalischen und -chemischen Merkmalen für Erhebungspunkte der Österreichischen Waldinventur.- Die feinere Skalierung der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur wurde an die der Wald-inventur angepaßt.

Table 4-9. Potential predictor variables for the estimation of physico-chemical soil parameters for sample points of the Austrian Forest Inventory.- The parameters of the Austrian Forest Soil Survey are transformed to the coarser scale of the Austrian Forest Inventory where necessary.

Parameter	Bezeichnung	Skalierung	Kategorien
Exposition	EXP	ordinal	9
Seehöhe	ELEV	ordinal	18
Neigung	SLO	ordinal	13
Relief	REL	nominal	8
Geologisches Ausgangssubstrat	GEO	nominal	5-7
Bodengruppe	SOIL	nominal	26
Humustyp	HUM	nominal	5
Mächtigkeit, organische Auflage	FFLOOR	metrisch	kontinuierlich
Gründigkeit	DFI	ordinal	3
Bodenvegetation	VEG	nominal	20

Das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung wird zwar von der ÖWBZI getrennt nach 33 Kategorien erhoben, diese Angaben liegen allerdings für die Erhebungspunkte der ÖWI nicht vor. Da erwartet wurde, daß das geologische Ausgangsmaterial für die Schätzung vor allem der bodenchemischen Parameter ein wichtiges erklärendes Merkmal darstellt, wurde anhand einer in digitaler Form vorliegender geologischen Karte der Geologischen Bundesanstalt, die mit dem Erhebungsraster der ÖWI verschnitten wurde, sowohl für die ÖWBZI als auch für die ÖWI jeweils das Ausgangssubstrat für die Bodenbildung ermittelt. Im Falle der digital vorhandenen Karte waren nach metallogenetischen Aspekten 60 geologische Einheiten zu unterscheiden. Um (a) die hohe Anzahl an geologischen Einheiten zu reduzieren, und (b) um eine im Hinblick auf die petrographischen und geogenetischen Eigenschaften homogenere Gruppierung in bezug auf chemische und physikalische Eigenschaften der aus den Substraten entstandenen Böden zu erhalten, wurde jede der auf Erhebungspunkten der ÖWI bzw. ÖWBZI vorkommenden metallogenetischen Einheiten einer der 22 Gruppen des bodenbildenden Ausgangsmaterials nach Heilig und Koch (1997, zitiert in Englisch und Kilian 1998) zugeordnet. Diese 22 Einheiten wurden je nach Zweck nochmals zu fünf bis sieben größeren Einheiten zusammengefaßt, die sich in bezug auf einen bestimmten Parameter jeweils am besten differenzierten (vgl. Lexer et al. 1999).

Die Schätzung von WHC konnte ausgehend von Lexer und Hönninger (1998b) u.a. durch die Hinzunahme von GEO (vgl. Tabelle 4-9) und eine veränderte Stratifizierung weiter verbessert werden. Abbildung 4-1 zeigt den Vergleich von beobachteten und geschätzten Werten für WHC im Parametrisierungsdatensatz.

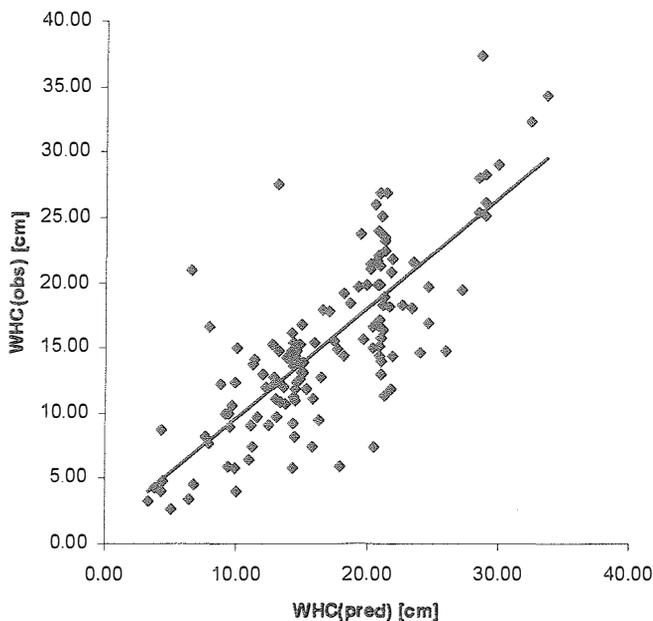


Abbildung 4-1. Vergleich von beobachteter und geschätzter Wasserspeicherkapazität (WHC) auf den Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur.

Figure 4-1. Observed and predicted values for site water holding capacity (WHC) at sample points of the Austrian Forest Soil Survey.

4.3.2 Klimadaten

Für die in dieser Arbeit beschriebenen Analysen und Simulationsexperimente wurden für die verwendeten Erhebungspunkte der ÖWI bzw. der ÖWBZI Klimadaten benötigt. Auf einem flächendeckenden Stationsnetz werden in Österreich sowohl von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) als auch vom Hydrographischen Dienst (HZB) Klimadaten erhoben. Benötigt wurden für alle beschriebenen Analysen und Simulationsexperimente Temperatur- und Niederschlagswerte auf Monatsbasis. Aktuell existieren zumindest für einen Teil der Erhebungspunkte der ÖWI drei unterschiedliche Datensätze.

Von Lexer und Hönninger (1997, 1998a) wurden auf der Basis von insgesamt 187 Stationen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) für den Zeitraum 1951-1994 monatliche Temperatur- und Niederschlagswerte für Erhebungspunkte der ÖWI extrapoliert. Für die Periode 1971-1990 standen Niederschlagsdaten von 890 zusätzlichen Stationen des HZB zur Verfügung. Dabei wurde Österreich auf der Basis von topographischer Karte und Karten der Temperatur- und Niederschlagsverteilung in 54 räumliche Einheiten unterteilt, innerhalb derer möglichst homogene Niederschlags- und Temperaturfelder erwartet wurden (vgl. Tabony 1985).

Innerhalb dieser räumlichen Einheiten wurden auf Monats- oder Quartalsbasis (fallweise für den Niederschlag) mittels Regressionsanalysen Modelle zur Extrapolation der gebrauchten Temperatur- und Niederschlagsdaten ermittelt. Für den Parameter Temperatur wurde die Seehöhe (Vertikalkomponente), für den Niederschlag Seehöhe und Lagekoordinaten (Horizontalkomponente) als Prädiktoren verwendet. Für Details wird auf Lexer und Hönninger (1997, 1998a) verwiesen.

Schadauer (1999) extrapolierte auf der Basis von etwa 400 Stationen von ZAMG und HZB sowie einer auf die Wuchsgebietsgliederung nach Kilian et al. (1994) gestützten räumlichen Stratifizierung ebenfalls Monatswerte von Temperatur und Niederschlag an Erhebungspunkte der Waldinventur. Ziel dieser Arbeiten war die Beschreibung der Oberhöhenbonität von Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) in Abhängigkeit von Standortvariablen.

Schließlich wurden im Rahmen des Forschungsprojektes "Das Adaptionpotential österreichischer Wälder unter Klimaänderungsszenarien" (Lexer et al. 2000b) von Scheifinger mittels eines vor allem in bezug auf den Niederschlag veränderten Ansatzes ein zweiter Satz derselben klimatologischen Parameter (Temperatur- und Niederschlag auf Monatsbasis) für die Periode 1961-1995 für Erhebungspunkte der ÖWI generiert (vgl auch Scheifinger und Kromp-Kolb 2000). Wo nicht speziell darauf verwiesen wird, kommt in den hier beschriebenen Analysen und Simulationsexperimenten letztgenannter Datensatz zur Anwendung.

4.3.3 Bioklimatische Indices

4.3.3.1 Allgemeines

Die Rolle des Klimas als bestimmend für die Verteilung von einzelnen Arten und höher aggregierenden taxonomischen Einheiten wurde schon früh erkannt und untersucht (u.a. Humboldt 1807, Wahlenberg 1811, beide zitiert in Tuhkanen 1980) und stellt auch heute noch eine zentrale Fragestellung der Biogeographie dar (u.a. Walter 1986, Box 1971, Prentice et al. 1992). Unzählige bioklimatische Indikatoren existieren, die jeweils einen bestimmten Aspekt des Verhältnisses von Klima und Vegetation abbilden sollen. Tuhkanen (1980) unterscheidet zwischen einfachen klimatischen Parametern wie zum Beispiel die Jahresmitteltemperatur, die direkt aus Klimarohdaten berechnet werden können, und klimatischen Indikatoren, die entweder aufgrund spezieller Formulierungen zu errechnen sind oder eine Kombination aus verschiedenen Klimaelementen darstellen.

Bei der Modellierung der Verteilung von potentiellen natürlichen Waldtypen in Abhängigkeit von Standortmerkmalen hatten zwei Aspekte berücksichtigt zu werden: (a) die Vergleichbarkeit der verwendeten Standortparameter zwischen den Modellansätzen, und (b) wo immer möglich sollte auf kausal gut zu interpretierende Merkmale zurückgegriffen werden.

In diesem Abschnitt werden ein Temperaturindex, ein Indikator für die Wasserversorgung der Vegetation sowie ein Kontinentalitätsindikator beschrieben. Sämtliche Indices wurden für jeden Erhebungspunkt der ÖWI berechnet und für die Modellentwicklung bzw. -anwendung zur Verfügung gestellt.

4.3.3.2 Indikator für die Wasserversorgungs

Häufig werden zur Charakterisierung der Wasserversorgung im einfachsten Fall Jahresniederschlagssummen aber auch der Niederschlag in bestimmten Perioden (z.B. während der Vegetationszeit) verwendet (e.g. Schadauer 1999). Niederschlagssummen haben allerdings den Nachteil, daß sie nicht für eine kleinräumigere Differenzierung der Wasserversorgungsverhältnisse geeignet sind, da natürlich auf solchem räumlichen Auflösungs-niveau die Variabilität von anderen Standortparametern, die die Wasserversorgung der Vegetation wesentlich mitbeeinflussen, im Verhältnis zur Variabilität des Niederschlags selbst viel zu hoch ist. Es existieren daher eine ganze Reihe von Feuchteindikatoren, die zum Beispiel versuchen, die mit zunehmender Temperatur abnehmende Effektivität von Niederschlag zu repräsentieren (e.g. deMartonne 1926). Dabei bleibt allerdings immer noch der Effekt der standortsspezifischen bodenphysikalischen Parameter unberücksichtigt, die im Zusammenwirken mit ebenfalls kleinräumig in Abhängigkeit von der Topographie variierenden Temperatur- und Strahlungsparametern erst eine feinere Auflösung der zu modellierenden Vegetationseinheiten ermöglichen (vgl. Zimmermann und Kienast 1999). Ein häufig verwendeter Indikator für die Wasserversorgung der Vegetation ist das Verhältnis von potentieller (PET) und aktuell möglicher (AET) Evapotranspiration (u.a. Zahner 1966, Zahner und Stage 1966, Lexer 1995a).

Für die vorliegende Arbeit wurden für jeden Erhebungspunkt der ÖWI standortsspezifische Wasserbilanzen berechnet, wobei das update der Zustandsvariable Bodenwassergehalt (SWC) entsprechend der Gleichung (4-5) berechnet wird.

$$SWC_{m+1} = SWC_m + P_m + SM_m - AET_m - RO_m \quad (4-5)$$

SWC_m = Bodenwassergehalt für Monat (m)

P_m = Niederschlag im Monat (m)

SM_m = Schneeschmelze im Monat (m)

AET_m = aktuelle Evapotranspiration im Monat (m)

RO_m = Abfluß im Monat (m)

Das Potential an Wasser, das gespeichert werden kann, wird über den Parameter WHC definiert. Input erfolgt direkt über Niederschlag (P) oder verzögert über Schneeschmelze (SM). Die aktuelle Evapotranspiration (AET) stellt den Outputfaktor dar, überschüssiges Wasser, welches weder in der Schneedecke noch im Boden gespeichert werden kann, wird bilanzmäßig als Abfluß (RO) erfaßt. AET wird aus der potentiellen Evapotranspiration (PET), die nach dem Ansatz von Thornthwaite und Mather (1957) berechnet wird, und dem modifizierenden Effekt der aktuellen Bodenwassersaugspannung (Gleichung 4-6) abgeleitet.

$$AET_m = PET_m \cdot f_s \left(\frac{SWC_m}{WHC} \right) \quad (4-6)$$

Ist der Bodenwassergehalt (SWC) gleich der Speicherkapazität (WHC), entspricht AET exakt PET. Sinkt der relative Bodenwassergehalt (SWC), wird das Verhältnis von PET und AET weiter abhängig von der Funktion f_{soil} , die nach Dunne und Leopold (1987) als Funktion der Bodentextur definiert ist. Für die gegenständliche Applikation gelangte durchwegs die von Dunne und Leopold (1987) beschriebene Funktion für mittelschwere Böden zur Anwendung.

Das Schmelzen von Schnee wird ebenfalls nach Dunne und Leopold als einfache Funktion der Temperatur beschrieben (Gleichung 4-7).

$$SM_m = 0.7 \cdot d_{melt(m)} \cdot T_{melt(m)} \quad (4-7)$$

SM_m = Schneeschmelze im Monat (m) in cm

$d_{melt(m)}$ = Anzahl der Tage im Monat (m) mit durchschnittlicher Lufttemperatur >0 °C

$T_{melt(m)}$ = durchschnittliche Lufttemperatur >0 °C für das Monat (m)

Wird Gleichung (4-5) in monatlichen Zeitintervallen benutzt, können sich unrealistische Resultate für die Kontrollvariable SWC ergeben (Lexer und Hönninger 2000). Der Grund dafür ist, daß die Prozesse von Wasserinfiltration und Wasserentzug durch Evapotranspiration auf Minuten- und Stundenebene vor sich gehen und nicht direkt auf Monatsbasis skaliert werden können. Der Vergleich mit einem auf Tagesbasis operierenden ökophysiologisch orientierten Wasserbilanzmodell (Lexer 1995b) ergab, daß die Übereinstimmung zwischen den beiden Modellen am höchsten war, wenn Formel (4-5) in drei Intervallen je Monat abgearbeitet wurde. Die Reihenfolge von Input und Output wurde dabei zufällig variiert.

Schließlich wird das Verhältnis von potentieller und aktueller Evapotranspiration während der Vegetationsperiode, die als der Zeitraum mit Tagesmitteltemperaturen >5.5 °C definiert wurde (Larcher 1995), als Indikator für die Wasserversorgung der Vegetation verwendet (Gleichung 4-8).

$$SMI = 1 - \frac{\sum_{bgs}^{egs} AET}{\sum_{bgs}^{egs} PET} \quad (4-8)$$

bgs = Beginn der Vegetationsperiode

egs = Ende der Vegetationsperiode

Ein Wert von $SMI = 0.0$ bedeutet in diesem Kontext keinerlei limitierende Wirkung für die Vegetation in bezug auf Wassermangel, ein Wert von $SMI = 1.0$ hingegen, daß der klimatisch vorgegebene potentielle Evapotranspirationsbedarf in keinsten Weise an einem gegebenen Standort befriedigt werden kann.

Der hier beschriebene Ansatz einer standortsspezifischen Wasserbilanz wurde ursprünglich für das Sukzessionsmodell PICUS v1.2 entwickelt (vgl. Kapitel 5) und stellt einen Kompromiß in bezug auf Detailliertheit des Ansatzes einerseits und großräumiger Anwendbarkeit andererseits dar.

4.3.3.3 Temperatursumme

Zur Charakterisierung der für Pflanzenwachstum und -verbreitung relevanten Temperaturverhältnisse werden häufig Temperatursummen über oder unter bestimmten Schwellenwerten verwendet (u.a. Holdridge 1966, Botkin et al. 1972, Prentice et al. 1992, Zimmermann und Kienast 1999). Als effektive Temperatursumme wird dabei die Summe über einem für positive Nettophotosynthese erforderlichem Schwellenwert bezeichnet (Tuhkanen

1980). Für Arten der temperierten und kühlen Vegetationszone (Walter 1986) wird meist verallgemeinernd ein Wert von 5.5 °C verwendet (Prentice et al. 1992, Prentice und Helimsaari 1991, Botkin et al. 1992, Kienast 1987, Kräuchi 1994, Bugmann 1994). Für die in dieser Arbeit beschriebenen Analysen wurde die Temperatursumme (i.e., "growing degree days") über dem Schwellenwert von 5.5 °C auf Basis von Monatswerten für die Temperatur berechnet. Dabei wurden einfache lineare Interpolationsverfahren zwischen den Monaten angewendet (Shugart 1984).

4.3.3.4 Kontinentalitätsindex nach Gams

Als Kontinentalität wird üblicherweise der kontinuierliche Übergang auf einer Skala bezeichnet, die zwischen dem Begriffspaar Kontinentalität/Ozeanität aufgespannt wird (Häckel 1993) und gründet in den Unterschieden zwischen Kontinentalmassen einerseits und Wasserflächen andererseits in bezug auf die spezifische Wärme und die Wärmeleitfähigkeit. Aus dieser Definition in Tuhkanen (1980) läßt sich entnehmen, daß die konsistente formale Beschreibung dieses Parameters ein relativ komplexes Problem darstellt. Dementsprechend viele Indikatoren existieren in der Literatur, die entweder die thermische oder die hygri sche Komponente betonen oder auch versuchen, beide Elemente zu kombinieren. Der Kontinentalitätsindex nach Gams (1932) wird als besonders geeignet für alpines Gelände angesehen (Gleichung 4-9).

$$CIG = \arctan\left(\frac{sh}{P_Y}\right) \quad (4-9)$$

CIG = Kontinentalitätsindex nach Gams

sh = Seehöhe [m]

P_Y = Jahresniederschlagssumme [mm]

Je größer der Wert für CIG, desto kontinentaler das Klima. Um den Index auch unter Klimaänderungsszenarien einsetzen zu können, wurde die Seehöhe in der Originalformel von Gams (1932) in Anlehnung an Zimmermann und Kienast (1999) durch Formel (4-10) ersetzt.

$$SHSUB = 100 \cdot \frac{T_0 - T_a}{0.41} \quad (4-10)$$

T₀ = Jahresmitteltemperatur auf Meereshöhe [°C]

T_a = Jahresmitteltemperatur am Standort (i) [°C]

T₀ wurde auf Grundlage des langjährigen Jahresmittels der Lufttemperatur (Periode 1961-1995) als Absolutglied eines linearen Regressionsmodelles der Temperatur in Abhängigkeit von der Seehöhe mit 9.52 °C ermittelt. Der Höhengradient für das langjährige Temperaturmittel betrug nach diesem Modell 0.41 °C/100 m.

4.4 Regelbasis zur Zuordnung von simulierten Artenzusammensetzungen zu potentiellen natürlichen Waldgesellschaften der Waldinventur

Die zahlreichen Versuche, patch-Modelle an der potentiellen natürlichen Vegetation (Tüxen 1956) zu evaluieren, gründen in dem Problem, daß Langfristbeobachtungen über Zeiträume wie sie von patch-Modellen simuliert werden, kaum bis gar nicht vorhanden sind. Langfristige Vegetationsentwicklung wie sie aus Pollenprofilen rekonstruiert werden kann, stellt eine Alternative dar, von patch-Modellen simulierte Zeitreihendaten zu evaluieren (Solomon et al. 1986, Lotter und Kienast 1992, Solomon und Bartlein 1992). Problematisch an diesem Ansatz sind allerdings sowohl die geringe zeitliche Auflösung von aus Pollenprofilen gewonnenen Vegetationszeitreihen, die in günstigen Fällen etwa 30-40 Jahre beträgt (Drescher, persönliche Mitteilung) als auch die räumliche Auflösung, die es in Mitteleuropa in der Regel aufgrund komplexer Topographie (und damit verbundenen schwierig abzuschätzenden meteorologischen Strömungsverhältnissen) sowie des Pollenfernttransportes (e.g. Tauber 1965) kaum zulassen, das Polleneinzugsgebiet ("pollen source area") halbwegs genau abzugrenzen (siehe dazu Sugita 1993, 1994). Eine andere Möglichkeit zur Modellevaluierung würden dendrochronologische Daten bieten. Diese Alternative wurde bisher jedoch selten genutzt (Bugmann und Pfister 2000).

Anstelle dessen wurde und wird versucht, die von patch-Modellen simulierte Equilibrium-Artenzusammensetzung mit entweder tatsächlich beobachtbarer natürlicher Vegetation oder dem theoretischem Konstrukt der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) sensu Tüxen (1956) zu vergleichen, um die Plausibilität der simulierten Artenzusammensetzungen zu überprüfen. Neben dem evidenten Problem, ein Modell anhand eines anderen (meist nicht formalisierten) Modelles zu überprüfen, waren bisher durchgeführte Vergleiche mit PNV rein qualitativer Natur, da Angaben zu artspezifischen Artenanteilen (Biomasse, Grundfläche, Stammzahl, etc.) an einer postulierten PNV-Einheit nicht zur Verfügung standen. Mayer (1974) gibt in drei Tabellen zumindest semi-quantitative Angaben zu Baumartenanteilen für die natürlichen Waldgesellschaften des Ostalpenraumes an.

Es ist offensichtlich, daß eine einzige genaue (im Sinne von "crisp") Angabe von Artenanteilen einer potentiellen natürlichen Vegetationsgesellschaft nicht existieren kann. Andererseits findet in einer Unzahl von vegetationskundlichen Feldstudien die Zuordnung von aktuell beobachteter Vegetation zu taxonomischen Einheiten im Sinne der PNV statt (vgl. Mucina et al. 1993). Ausgehend von der Vorstellung, daß für solche Studien zwangsläufig – wenn auch nicht formalisierte – Modellvorstellungen von möglichen Artenkombinationen innerhalb einer taxonomischen PNV-Einheit existieren, wurde im Rahmen des Forschungsprojektes "Das Adaptionpotential österreichischer Wälder unter Klimaänderungsszenarien" (Lexer et al. 2000b, 2001) versucht, für die von der Österreichischen Waldinventur im Sinne der PNV verwendeten taxonomisch relativ hoch aggregierten "natürlichen Waldgesellschaften" (FBVA 1995) einen quantitativen Rahmen möglicher Artenkombinationen zu definieren (Anteile oberirdischer Biomasse), innerhalb dem eine simulierte Artenvergesellschaftung als eine bestimmte PNV-Einheit akzeptiert werden kann. Die Klassifikation simulierter Artenkombinationen wurde in zwei Teilschritten durchgeführt: (a) ein hierarchisch aufgebauter Schlüssel zur vorläufigen Zuordnung jeder simulierten Artenkombination, (b) ein vollständig definierter Artenanteilsrahmen für jeden der 21 erfaßten PNV-Typen (vgl. Tabelle 4-10). Erst bei Bestätigung durch Schritt zwei wurde eine simulierte Artengarnitur einem PNV-Typ zugeteilt. War dies nicht möglich, blieb die simulierte Artenkombination "unklassifiziert". Für insgesamt

21 der "natürlichen Waldgesellschaften" der ÖWI findet sich das erstellte Klassifikationsschema (Starlinger, unveröffentlicht) im Anhang.

Tabelle 4-10. Definierter möglicher Rahmen für Artenanteile (oberirdische Biomasse) für 7 ausgewählte "natürliche Waldgesellschaften" der Österreichischen Waldinventur (Starlinger, unveröffentlicht).

Table 4-10. Range of possible species compositions (aboveground biomass) for 7 selected potential natural forest communities of the Austrian Forest Inventory (Starlinger, unpublished).

Typ	Bezeichnung	Baumartenrahmen (Anteile t/ha oberirdischer Biomasse)*
01	Lärchen-Zirbenwald	$(LD+PC) \geq 60, PC \geq 15, PA < 35, AA < 5, PS < 5, PU < 5, APS < 5,$ $(PIN+TB+APL+AC+UG+UM+TC+TP+CA+CB+OC+QP+QR+QC$ $+QPU+CS+FS+FE+FO+AG+AI+PON+PT+SAA+SA) < 5$
02	Lärchenwald	$LD > 50, PC < 15, PA < 35, PU < 30, (APS+FS) < 20, PS+PIN < 15,$ $AA < 5,$ $TB+APL+AC+UG+UM+TC+TP+CA+CB+OC+QP+QR+QC+QPU$ $+CS+FE+FO+AG+AI+PON+PT+SAA+SA) < 5$
03	Subalpiner Fichtenwald	$(PA+LD+PC) \geq 70, PA \geq 35, AA < 15, PS < 5, PU < 5, (APS+FS) < 20,$ $(PIN+TB+APL+AC+UG+UM+TC+TP+CA+CB+OC+QP+QR+QC$ $+QPU+CS+FE+FO+AG+AI+PON+PT+SAA+SA) < 5$
04	Montaner Fichtenwald	$(PA+LD+PS+PIN) > 50, PA \geq 35, (PA+AA) \geq PS+PIN, AA < 15,$ $TB < 5, PU < 5, (APS+QP+QR+QC+QPU+FS+FE+UG+AI) < 30,$ $(APS+FS+FE+UG+AI) < 20,$ $(PC+APL+AC+UM+TC+TP+CA+CB+OC+CS+FO+AG+PON+SA$ $A+SA) < 5$
05	Fichten-Tannenwald	$(PA+AA) > 50, AA \geq 15, LD < 40, PS+PIN < 35, TB < 5, PU < 5,$ $(APS+QP+QR+QC+QPU+FS+FE+UG+AI) < 30,$ $(APS+FS+FE+UG+AI) < 20,$ $(PC+APL+AC+UM+TC+TP+CA+CB+OC+CS+FO+AG+PON+SA$ $A+SA) < 5$
06	Fichten-Tannen-Buchenwald	$(PA+AA) \geq 40, FS \geq 20, APS < 30, FE < 25, UG < 25, LD < 20,$ $PS+PIN < 20, TB < 5, SA < 5,$ $(PC+PU+APL+AC+UM+TC+TP+CA+CB+OC+QP+QR+QC+QPU$ $+CS+FO+AG+AI+PON+SAA) < 5$
61	Hochmontaner Bergahorn-Buchenwald	$(FS+APS) \geq 50, FS \geq 20, (APS+FE+FO+UG+UM) < 50, (PA+AA) < 40,$ $UG < 10, TB < 5, (PC+PS+PIN+PU+APL+AC+UM+TC+TP+CA+CB+OC+QP+QR+QC+QPU+CS+FE+FO+AG+AI+PON+SAA+SA) < 5$

* AA = Tanne, AC = Feldahorn, AG = Schwarzerle, AI = Weißerle, APL = Spitzahorn, APS = Bergahorn, BP = Birke, CA = Hasel, CB = Hainbuche, CS = Edelkastanie, FE = Gew. Esche, FO = Blumenesche, FS = Buche, LD = Lärche, OC = Hopfenbuche, PA = Fichte, PC = Zirbe, PIN = Schwarzföhre, PON = Schwarzpappel, PS = Rotföhre, PT = Aspe, PU = Spirke, QC = Zerreiche, QP = Traubeneiche, QPU = Flaumeiche, QR = Stieleiche, SA = Mehlbeere, SAA = Silberweide, SAU = Eberesche, TB = Eibe, TC = Winterlinde, TP = Sommerlinde, UG = Bergulme, UM = Feldulme

5 PICUS v1.2: EIN DYNAMISCHES MODELL DER WALDENTWICKLUNG

5.1 Ausgangssituation für die Modellentwicklung

Die Entwicklung von PICUS basierte im Wesentlichen auf einer Stärke/Schwächen-Analyse existierender patch-Modelle sowie auf einem Anforderungsprofil, welches sich aus dem angestrebten Einsatzzweck des zu entwickelnden Modells ergab. Die oftmalige Anwendung von patch-Modellen zur Abschätzung möglicher Auswirkungen einer Klimaänderung auf Waldökosysteme (Kräuchi und Kienast 1993, Kienast 1991, Bugmann 1994, Lindner et al. 1997, Bartlein und Solomon 1992) gab wiederholt Anlaß zu Kritik an Modellstruktur und verwendeten Parametrisierungsansätzen (Loehle und LeBlanc 1996, Schenk 1996, Austin 1992, Pacala et al. 1993).

5.1.1 Defizite bestehender Modelle

Kritik wurde wiederholt an der Funktion zur Beschreibung des Temperatureffektes auf das Baumwachstum geübt (Schenk 1996, Bonan und Sirois 1992). Schenk (1996) identifizierte in seiner Analyse vor allem zwei Schwachpunkte: (a) die Parametrisierung der Temperaturreponsefunktion mittels der aktuellen geographischen Artenverbreitung, und (b) die Modellierung von reduziertem Wachstum unter super-optimalen Temperaturbedingungen. Die allgemeine Annahme, daß die Verbreitungsgrenze einer Art zur Charakterisierung der physiologischen Limits dieser Art in bezug auf Temperatur oder Wasserversorgung verwendet werden kann, ist offensichtlich ein Schwachpunkt und als falsch zu bezeichnen (Lexer und Hönninger 1998a). Gründe für das Nichterreichen der absoluten Verbreitungsgrenze von Arten im Zuge der Wiederverbreitung nach der letzten Eiszeit führen u.a. Frenzel (1993) und Gliemeroth (1995) an. Demnach ist die Rückwanderung der heimischen Baumarten nicht nur vom Klima alleine bestimmt gewesen und somit auch die erreichten Verbreitungsgrenzen nicht allgemein zur Bestimmung von klimatischen Limits geeignet. Carter und Prince (1988) stellen aufgrund einer theoretischen Analyse generell in Frage, daß sich Arten bis zu ihrer jeweiligen physiologischen Vorkommensgrenze ausbreiten. Austin (1992) argumentiert, daß auf diese Weise am ehesten die ökologische ("realized niche") einer Art anstatt der physiologischen Nische ("fundamental niche") charakterisiert wird. Wird die ökologische Nische einer Art zur Parametrisierung von Responsefunktionen verwendet, sind Effekte von zwischenartlicher Konkurrenz sowie von Schadorganismen implizit in diesen Funktionen enthalten. Wenn denn schon dieser Ansatz zur Parametrisierung gewählt wird, beschränken sich Applikationen von solchen Modellen naturgemäß auf die Rekonstruktion der Artenverteilung bzw. -zusammensetzung unter aktuellem Klima. Der Einsatz für Klimaänderungsstudien muß zwangsläufig zu falschen Folgerungen führen (vgl. Bugmann 1999). Voraussetzung für die Konsistenz dieses Konzeptes wäre allerdings immer noch, daß die aktuell beobachtete Artenverteilung im Gleichgewicht mit dem aktuellen Klima stünde.

Üblicherweise wird in "klassischen" patch-Modellen eine Parabel als Funktionsform für die Temperaturreponse verwendet (Botkin et al. 1972, Shugart und West 1977, Shugart 1984, Botkin 1993, Kienast 1987, Kräuchi 1994, Bugmann 1994). Damit wird auf Jahresbasis ein Multiplikator zur Charakterisierung des Effekts der jeweiligen erreichten effektiven

Temperatursumme auf das potentiell mögliche Wachstum abgeleitet. Bonan und Sirois (1992) und Schenk (1996) kritisieren die durch die Parabelform bedingte Reduktion des Wachstums in über-optimalen Temperaturbereichen und argumentieren u.a., daß zahlreiche Arten gerade an ihrem südlichen Verbreitungslimit die besten Wuchsleistungen zu erbringen vermögen. Es kann allerdings argumentiert werden, daß in der von Botkin et al. (1972) beschriebenen Modellversion JABOWA I die Temperatur in Form einer Temperatursumme neben Licht der einzige explizit berücksichtigte Umweltfaktor und damit in der Temperaturparabel der Effekt von mit zunehmender Temperatur ebenfalls zunehmendem Trockenstress implizit enthalten war (vgl. Bugmann 2001), die verwendete Parabel somit in JABOWA I einen in sich konsistenten empirischen Ansatz darstellt.

Die im Hinblick auf die Parametrisierung der Temperaturresponse beschriebenen Probleme gelten in gleicher Weise auch für die Responsefunktion zur Beschreibung des Effektes von eingeschränkter Wasserversorgung. Hier kommt allerdings zusätzlich erschwerend hinzu, daß für die Charakterisierung des potentiellen Wasserangebotes großräumig repräsentative klimatische Wasserbilanzen ohne Berücksichtigung von Bodenmerkmalen sowohl das Vorkommen von Arten als auch deren lokale Wuchsleistung nicht adequat zu beschreiben vermögen (vgl. Cramer und Prentice 1988).

Ein weiteres Problem stellt die Berücksichtigung der Nährstoffversorgung in patch-Modellen dar. Sollen nicht nur zonale klimatische Klimaxgesellschaften auf "durchschnittlichen" Standorten simuliert werden, ist die Inkludierung dieses Standortfaktors unabdingbar. In einigen bestehenden Modellen ist dieser Effekt berücksichtigt (u.a. Pastor und Post 1985, Botkin 1993, Urban 1990, Bugmann 1994, Lindner et al. 1997, Lindner 1998). Als Surrogat für den schwierig zu ermittelnden Nährstoffstatus eines Standortes wird in allen diesen Fällen der pflanzenverfügbare Stickstoff verwendet, dessen Effekt in Anlehnung an ein Düngungsexperiment von Mitchell und Chandler (1939) in Form einer Sättigungsfunktion beschrieben wird. Es waren zwar mit Ausnahme von Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) keine der europäischen Hauptbaumarten in diesem Experiment berücksichtigt, trotzdem wurde dieser Ansatz auch zur Modellierung der Nährstoffresponse europäischer Baumarten benutzt (Bugmann 1994, Lindner et al. 1997, Lindner 1998). Neben der funktionalen Form der Beziehung von pflanzenverfügbarem Stickstoff und Wachstum induziert auch das Problem, diesen Parameter einigermaßen zuverlässig für Standorte bestimmen zu können, erhebliche Unsicherheit.

Konventionelle patch-Modelle sind quasi "Punktmodelle" die die Populationsdynamik auf voneinander unabhängigen Kleinflächen von etwa 0.01 bis 0.1 ha Größe über die Zeit projizieren. Sie weisen daher den Nachteil auf, Prozesse, die über die Fläche eines simulierten patches hinausreichen, nicht adequat abbilden zu können. Dies umfaßt insbesondere den Effekt von größeren Lücken im Kronendach, die Verbreitung von Samen sowie die Berücksichtigung von Störungen, die vom Vegetationszustand einer größeren Fläche selbst beeinflußt werden. Die Bedeutung der Berücksichtigung von Beziehungen zwischen einzelnen patches wurde u.a. von Weishampel und Urban (1990) und Williams (1996) betont. Von Lexer und Hönninger (1998c) wurde in einem Simulationsexperiment der Effekt von räumlich explizit berücksichtigter von Borkenkäfern (*Ips typographus*, *Pityogenes chalcographus*) verursachter Baummortalität in Fichtenbeständen auf die Vegetationsentwicklung demonstriert. Eine ausführliche Diskussion der Bedeutung von großerflächigen Modellansätzen findet sich in Keane et al. (2001) und Price et al. (2001).

Licht ist über eine feed back - Beziehung an die Vegetationsentwicklung selbst gekoppelt und stellt einen der wesentlichen entwicklungsbestimmenden Faktoren in Waldökosystemen dar (Kimmins 1987). Um das Strahlungsregime innerhalb eines Bestandes explizit berücksichtigen zu können, ist allerdings ein dreidimensionaler Modellansatz erforderlich (vgl. Urban 1990, Weishampel und Urban 1996, Williams 1996).

5.1.2 Anforderungen an das zu entwickelnde Modell

Das zu entwickelnde Vegetationsmodell sollte folgende Anforderungen erfüllen:

- (i) Berücksichtigung des Artenspektrums von natürlichen Waldökosystemen in den Ostalpen,
- (ii) Eignung zur räumlich expliziten Simulation standortsspezifischer Vegetationsentwicklung in komplexem Terrain,
- (iii) Anwendbarkeit auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldinventur um vorhandene räumlich explizite Information zu österreichischen Waldökosystemen bestmöglich nutzen zu können.

Der Versuch, biophysikalische (Martin 1992) und physiologische Details (u.a. Friend et al. 1993, Williams 1996, Kellomäki und Väisänen 1997) verstärkt zu berücksichtigen, würde wohl die kausalerorientierte Interpretationsmöglichkeit von Simulationsergebnissen verbessern, aber andererseits die Parametrisierbarkeit des Modelles für über 25 verschiedene heimische Baumarten in Frage stellen. Die Verwendung von funktionellen Artengruppen (Bugmann 1996) wurde aus Gründen der besseren Interpretierbarkeit von simulierter Vegetationszusammensetzung verworfen.

Aufgrund des oben genannten grundlegenden Anforderungsprofils wurde gefolgert, daß aufbauend auf dem "klassischen" patch-Modellansatz (Botkin et al. 1972, Shugart 1984) unter Neuformulierung wesentlicher Modellkomponenten die Umweltresponsefunktionen betreffend, ein dreidimensionales, räumlich explizit formuliertes Modell erstellt werden sollte.

In den folgenden Abschnitten wird in stark zusammengefaßter Form die Logik der Modellversion PICUS v1.2 sowie grundlegende Modellformulierungen, welche die neuformulierten Modellkomponenten betreffen, beschrieben. Eine detaillierte Beschreibung der Modellversion v1.2 findet sich in Lexer und Hönninger (2001). Eine frühere Version v1.0 ist in Lexer und Hönninger (1998c) beschrieben. Auf eine generelle Diskussion von für patch-Modelle typischen Modellformulierungen wird an dieser Stelle verzichtet und auf Bugmann (2001), Keane et al. (2001), Price et al. (2001), Norby et al. (2001) und Wullschlegler et al. (2001) verwiesen.

5.2 Raumstruktur

Die horizontalen Basiselemente zur Definition der Raumstruktur des zu simulierenden Waldes in PICUS v1.2 sind Kleinflächen von $10 \times 10 \text{ m}^2$ Größe. Dies entspricht etwa der Kronenprojektionsfläche eines herrschenden Baumindividuums in zentraleuropäischen Wäldern (Smejkal et al. 1995, Leibundgut 1982, Hasenauer et al. 1994). Diese 100 m^2 – Flächen sind modellintern im Standardfall in Nord-Süd-Richtung ausgerichtet und in bezug auf ihre Lage im Verband aller simulierten patches definiert. Die vertikale z-Dimension wird über jedem $10 \times 10 \text{ m}^2$ – patch von je 5 m starken Kronenzellen gebildet. Im Standardfall werden 12 solcher Vertikalelemente definiert. Im Hinblick auf diese Basisstruktur ähnelt PICUS dem Modell ZELIG (Urban 1990). Die $10 \times 10 \times 5 \text{ m}^3$ – Zellen enthalten sämtliche im Modell verfügbare Information über die Verteilung von Biomasse im Raum und die Standortattribute der einzelnen patches. In PICUS werden mittels dieses räumlichen Ansatzes Wechselwirkungen zwischen simulierten patches u.a. in bezug auf das Strahlungsklima im Bestandesinneren und in bezug auf die Verbreitung von Samen fruktifizierender Baumindividuen berücksichtigt. Die Reichweite der räumlichen Interaktionen im simulierten Wald hängen von Attributen der simulierten Vegetation selbst (Baumhöhe, Kronenlängen) sowie von Standortattributen (Neigung, Exposition, Breitengrad) und Zeitpunkt (Sonnenhöhe, Sonnenazimuth) ab. Für den gesamten simulierten Verband von Kronenzellen wird der Effekt von Horizontüberhöhung der umgebenden Topographie sowie der Einfluß von Exposition und Hangneigung auf die über dem Kronendach einlangende Globalstrahlung berücksichtigt. Abbildung 5-1 gibt die Raumstruktur von PICUS schematisch wieder.

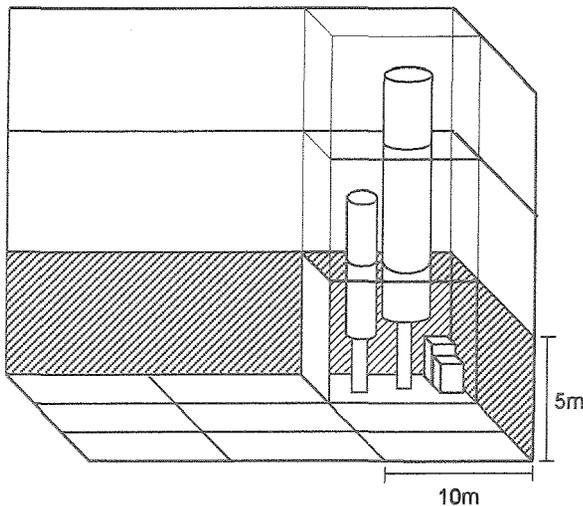


Abbildung 5-1. Schematische Darstellung der Raumstruktur von PICUS.
Figure 5-1. Schematic representation of the spatial structure of PICUS.

5.3 Populationsdynamik

5.3.1 Wachstum

Wie in den meisten patch-Modellen wird der jährliche Durchmesserzuwachs von einem Zuwachspotential abgeleitet, welches durch die Wirkung von Umweltfaktoren modifiziert wird. Der optimale Durchmesserzuwachs wird nach dem Ansatz von Moore (1989) berechnet (Formel 5-1).

$$\Delta D = \frac{G \cdot D \cdot \left(1 - \frac{H}{H_{\max}}\right)}{260 + 3 \cdot b \cdot D - 4 \cdot c \cdot D^2} \cdot f(env) \quad (5-1)$$

G = empirischer Wachstumsparameter

D = Durchmesser in 1.3 m Höhe

H = Baumhöhe

H_{\max} = maximal erreichbare Höhe von Art (i)

b, c = empirische Koeffizienten

f(env) = Wirkung der Umweltfaktoren

Nach Botkin (1993) kann der Parameter G mit Ansatz (5-2) geschätzt werden, wobei ΔD_{\max} der maximal mögliche Durchmesserzuwachs einer Art ist. Hohe Werte für den Wachstumsparameter G bedeuten ein früh kulminierendes Wachstum in Relation zur maximal erreichbaren Dimension einer Art.

$$G = \frac{\Delta D_{\max} \cdot H_{\max}}{D_{\max}} \cdot 5 \quad (5-2)$$

Wird allerdings Formel (5-2) zur Schätzung von G verwendet, ist es unmöglich, mit dem errechneten Parameter G und Formel (5-1) die postulierten Maximaldimensionen H_{\max} bzw. D_{\max} zu reproduzieren. G wird daher in einem iterativen Ansatz mittels (5-1) geschätzt, wobei G der einzige zu schätzende Parameter ist, H_{\max} und D_{\max} als Prämissen und ΔD_{\max} als Kontrollvariable fungieren. ΔD_{\max} wurde anhand von Daten von Solitärbäumen (Open Grown Trees) (Hasenauer et al. 1994, Lexer, unpublished data) definiert, Angaben zu H_{\max} und D_{\max} wurden von Kienast (1987) und Bugmann (1994) übernommen. Die Baumhöhe H wird in der Modellversion v1.2 mittels eines artspezifischen Polynoms zweiter Ordnung (vgl. Botkin 1993, Shugart 1984) statisch in Abhängigkeit vom Durchmesser berechnet. Zur Schätzung des Blatt-/Nadelgewichtes werden für Artengruppen erstellte Formulierungen von Bugmann (1994) verwendet, die im Wesentlichen auf einer Analyse der Daten von Burger (1945-53) basieren. Der Kronenansatz eines Baumes ergibt sich aus dem artspezifischen Licht-Kompensationspunkt sowie der Strahlungsmenge, die ein Individuum erhält. Zur Kombination von monokausal modellierten Umweltwirkungen wurden unterschiedliche Ansätze verwendet. Botkin et al. (1972) und Kienast (1987) schlagen gestützt auf Liebig's Gesetz der Minimumfaktoren den Minimum-Operator vor. In Botkin (1993) kommt die multiplikative Verknüpfung zur Anwendung. Bugmann (1994) schlägt das geometrische Mittel vor und berücksichtigt so implizit kompensatorische Effekte zwischen Umweltfaktoren. In PICUS v1.2 wird sowohl Kompensation als auch Intensivierung limitierender Faktoren explizit berücksichtigt. Dabei werden die Ressourcen Nährstoffversorgung und Wasserversorgung sowie die oberirdischen Faktoren

Temperatur und Strahlung jeweils gruppiert betrachtet. Reichen beide Faktoren innerhalb einer Faktorengruppe nicht aus, um die Ansprüche einer Baumart besser als mit einem Responsewert von 0.5 zu befriedigen, erfolgt eine Verstärkung der limitierenden Wirkung. Erreicht zumindest einer der Faktoren einen Responsewert von >0.5 , erfolgt Kompensation. Die beiden so ermittelten Responsewerte werden sodann nochmals auf ähnliche Weise kombiniert (vgl. Lexer und Hönninger 2001).

5.3.2 Mortalität

5.3.2.1 Intrinsische und wachstumsbedingte Mortalität

In PICUS v1.2 wird Baum mortalität im Wesentlichen mit dem "klassischen" Ansatz über intrinsische und wachstumsabhängige Mortalität beschrieben (Botkin 1993). Das inherente von Status und Umwelt unabhängige jährliche Sterberisiko eines Individuums errechnet sich aus Formel (5-3).

$$P_m = 1 - e^{\left[-\frac{4.605}{age_{max}}\right]} \quad (5-3)$$

Für Individuen, die für eine definierte Periode unter artspezifische Schwellenwerte für den Durchmesserzuwachs fallen, erhöht sich das Sterberisiko unter der Annahme, daß nur 1% dieser Individuen die nächsten 10 Jahre überleben, auf $p = 0.368$ (Botkin 1993). Die in PICUS v1.2 zur Modellierung der wachstumsabhängigen Mortalität verwendeten Schwellenwerte für den Durchmesserzuwachs und die Periodenlängen verminderten Wachstums sind dem Anhang zu entnehmen.

5.3.2.2 Borkenkäferinduzierte Mortalität

In PICUS v1.2 wird als ein weiterer Mortalitätsfaktor borkenkäferinduzierte Mortalität von Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) explizit berücksichtigt (Lexer und Hönninger 1998c). Dabei wird mit einem empirischen Bestandesrisikomodell (Lexer 1995a) in einem zweistufigen Verfahren sowohl die Wahrscheinlichkeit des Auftretens (Formel 5-4) von Borkenkäferschäden (*Ips typographus*, *Pityogenes chalcographus*) als auch die Schadintensität im Falle des Auftretens von Schäden (Formel 5-5) aus Bestandesmerkmalen und bioklimatischen Indikatoren für 4-Jahresperioden geschätzt.

$$P_{BB} = \frac{1}{1 + \exp(41.7253 - 0.0224 \cdot SHI1 - 1.6848 \cdot \sqrt{age} - 14.4867 \cdot BAS - 14.2009 \cdot SVI)} \quad (5-4)$$

SHI1 = Bestandesrisikoindex 1
age = durchschnittliches Alter der Fichtenpopulation
BAS = Grundflächenanteil der Fichte
SVI = Bestandesvitalitätsindikator

Der Bestandesvitalitätsindikator SVI charakterisiert den Anteil der Fichtenpopulation mit

negativem Zuwachstrend über zwei 4-Jahresperioden (5-4a), der Bestandesrisikoindex 1 ist die multiplikative Verknüpfung des Bestandesrandeffektes (SEE) und der durchschnittlichen Anzahl der Trockentage in der betrachteten 4-Jahresperiode (DD). SEE ist in den Standardanwendungen von PICUS v1.2 mit dem Wert SEE = 1 belegt, was Bestände ohne offenen Bestandesränder charakterisiert. Als ein Trockentag wurde jeder Tag mit Bodenwasserpotential < -2.0 bar definiert. Ein Schätzwert für die Anzahl der Trockentage (DD) kann dem Wasserbilanzmodul entnommen werden (vgl. Kapitel 4)

$$SVI = \frac{\sum_{i=1}^n N_{Vneg(i)} \cdot D_{(i)}}{\sum_{i=1}^n D_{(i)}} \quad (5-4a)$$

$N_{Vneg(i)} = 1$ für Individuen mit Zuwachstrend < 1 in bezug auf zwei 4-Jahresperioden
 $D_{(i)}$ = Brusthöhendurchmesser

$$M_{BB} = \frac{1}{1 + \exp(4.1451 - 0.0251 \cdot SHI2)} \quad (5-5)$$

M_{BB} = Anteil der Mortalität an der Fichtenpopulation ($D > 10$ cm)
 SHI2 = Bestandesrisikoindex 2 (SHI1 x BAS)

Das Datenmaterial auf dessen Grundlage die Modelle (5-4) und (5-5) entwickelt wurden, stammt aus einer Periode mit hohen Populationsdichten von *Ips typographus* und *Pityogenes chalcographus*. In PICUS v1.2 wurde daher ein weiteres Modul integriert, welches das Potential an Generationszyklen der beiden Insektenarten aufgrund thermoenergetischer Überlegungen abschätzt.

Das verwendete Konzept wird am Beispiel von *Ips typographus* beschrieben. Für *Ips typographus* wird angenommen, daß ab dem ersten Jahrestag, ohne Schneedecke und einer Durchschnittstemperatur von mindestens 7 °C für 7 aufeinanderfolgende Tage (u.a. Wegensteiner und Führer 1991), 190 Tagesgrade über dem Schwellenwert von 7 °C an effektiver Temperatursumme für das Schwärmen der Käfer erforderlich sind (Merker 1957, Zurr 1982). Die Mitberücksichtigung der Schneedecke erklärt sich durch die Eigenschaft von *Ips typographus*, in der Bodenstreu zu überwintern. Ein weiterer Prozessschritt ist mit der Eiablage erreicht, für die im Modellansatz 14 Tage mit Tagesdurchschnittstemperatur >7 °C benötigt werden (Zurr 1982, Coeln et al. 1996). Weitere 270 Tagesgrade über einem Schwellenwert von 11.8 °C (Coeln et al. 1996) sind bis zum Ausbohren der Jungkäfer (50% der Tiere) erforderlich. Nach Coeln (1997) werden bis zum Abschluß der Gesamtentwicklung zum adulten Käfer 366 Tagesgrade über dem Schwellenwert von 12.3 °C ab dem Zeitpunkt des Schwärmens benötigt. Im Falle von *Ips typographus* wird davon ausgegangen, daß eine Überwinterung erst ab dem Jungkäferstadium möglich ist, begonnene Generationen vor Erreichen dieses Entwicklungsstadiums also nicht berücksichtigt zu werden brauchen (Coeln et al. 1996, Schwerdtfeger 1981). Eine allfällig überwinternde Generation wird demzufolge anteilmäßig erfaßt. Der 30. September wird vereinfachend als der Beginn der durch Photoinhibition bedingten Diapause definiert (Schopf 1989). Um die potentielle Generationenzahl nicht ausschließlich vom Temperaturregime abhängig zu machen, wird eigens eine atmosphärische Wasserbilanz berechnet (Formel 5-6).

$$AWB = \frac{P - PET}{PET} \quad (5-6)$$

AWB = atmosphärische Wasserbilanz

P = Niederschlag

PET = potentielle Evapotranspiration nach Thornthwaithe und Mather (1957)

Ist der Verdunstungsanspruch von Mai bis September wesentlich kleiner als das Niederschlagsangebot ($AWB > 1.15$), wird in stark vereinfachender Weise davon ausgegangen, daß die hygrischen Verhältnisse für einen vollständigen zweiten Generationszyklus zu ungünstig sind.

Zur Auslösung von borkenkäferinduzierter Mortalität im Simulator müssen demnach die Ergebnisse des Bestandesrisikomodelles (Formeln 5-4 und 5-5) und die des Generationszahlenmodelles gekoppelt werden. Bei potentiellen Generationszahlen von ≥ 2 pro Jahr für zumindest eine der berücksichtigten Insektenarten (*Ips typographus*, *Pityogenes chalcographus*) und stochastisch modelliertem Auftreten eines Schadens (Formel 5-4) werden die über Formel (5-5) geschätzten Baumindividuen als "tot" klassifiziert. Die Verteilung der aufgrund von Borkenkäferbefall abgestorbenen Individuen im Bestand erfolgt nicht zufällig, sondern geklumpt. Der Bestandesvitalitätsindikator SVI (Formel 5-4a) wird für jede der simulierten 100 m^2 - Flächen berechnet. Das Zentrum eines "Borkenkäferherdes" wird zufällig aus den patches mit den jeweils 20% schlechtesten Werten für SVI ermittelt. Alle Fichtenindividuen ($>10 \text{ cm}$ Brusthöhendurchmesser) innerhalb eines Radius von 20 m werden entfernt, solange bis die mit Formel (5-5) geschätzte Baum mortalität erfüllt ist. Kann dies nicht mittels eines einzigen Borkenkäferclusters geschehen, wird erneut ein Zentrum stochastisch bestimmt. Um den potentiellen overlap zwischen wachstumsbedingter Mortalität und borkenkäferbedingter Mortalität zu berücksichtigen, wurden alle Fichtenindividuen einer 4-Jahresperiode, die aufgrund wachstumsbedingter Mortalität als "tot" klassifiziert wurden, der eventuell auftretenden borkenkäferinduzierten Mortalität zugeschrieben, wenn der entsprechende Wert für den Wasserversorgungsindikator SMI zwischen 0.10 und 0.25 betrug. Der Hintergrund für diese Formulierung stellt die Überlegung dar, daß Fichtenindividuen mit limitierter Wasserversorgung geeignetes Brutmaterial für Borkenkäfer darstellen (Waring und Pitman 1980, Berryman 1976, Christiansen et al. 1987, Mullock und Christiansen 1986, Merker 1956, Führer 1993).

5.3.3 Reproduktion

Individuen neuer Baumgenerationen werden in PICUS v1.2 mittels eines Ansatzes generiert, der nach Vanclay (1994) als "recruitment"-Modell bezeichnet werden kann. Dies bedeutet, daß nicht die Entwicklung von einzelnen Samen und Keimlingen modelliert wird, sondern daß neue Individuen in PICUS erst ab einer Größe von $1 \pm 0.2 \text{ cm}$ Brusthöhendurchmesser explizit im Simulator geführt werden. In PICUS v1.2 ist die Präsenz von adulten samenproduzierenden Individuen eine Voraussetzung für die Persistenz einer Art. Die Samenproduktion eines adulten Individuums ist abhängig von Art, Größe und zur Verfügung stehender Strahlungsmenge. Das Potential wird dabei von einem vollbekronten Solitär der betreffenden Art mit $2/3$ der maximal erreichbaren Höhe (H_{\max}) repräsentiert. Die durchschnittliche Samenproduktion eines solchen

Individuums bei Vollmast wurde aus Rohmeder (1972) entnommen. Ein größenabhängiger Modifikator wird mittels Formel (5-7) berechnet und berücksichtigt einen trade-off zwischen Baumhöhe (H) und Kronenlänge (HLC).

$$M1 = \frac{(H_{(i)} - HLC_{(i)}) \cdot 3}{H_{\max} \cdot 2} \quad (5-7)$$

$H_{(i)}$ = Baumhöhe

$HLC_{(i)}$ = Kronenansatzhöhe

H_{\max} = maximal erreichbare Höhe

Das Verhältnis an potentiell verfügbarer Strahlung für einen vollbekronten Solitär der Art (i) und einem Individuum der Art (i) mit Höhe (j) wird anhand von generierten Daten aus Simulationsexperimenten mit dem in PICUS integrierten Strahlungsmodell nach Ansatz (5-8) berechnet.

$$M_{OGT} = a \cdot H_{(j)} + b \cdot CL_{red(j)} + c \cdot CL_{red(j)}^d \quad (5-8)$$

H = Baumhöhe [m]

CL = Kronenlänge [m]

a,b,c,d = empirische Koeffizienten

Ansatz (5-9) bezieht die verfügbare Strahlungsmenge ($avL_{(i)}$) für ein Individuum auf die entsprechenden verfügbaren Strahlungsmengen eines Solitärs.

$$M2 = avL_{(i)} \cdot M_{OGT(i)} \quad (5-9)$$

Die potentielle von einem Individuum (j) der Art (i) produzierte Samenmenge in einem Mastjahr berechnet sich dann nach Ansatz (5-10).

$$seed_{(ij)} = seed_{pot(i)} \cdot M1_{seed(ij)} \cdot M2_{seed(ij)} \quad (5-10)$$

Die Verteilung von Samen eines Individuums im Bestand wird mittels einer kegelförmigen Dichtefunktion mit dem Zentrum über dem jeweiligen patch-Mittelpunkt beschrieben, die über die Baumhöhe des samenproduzierenden Individuums sowie der maximalen Verbreitungsreichweite der betreffenden Baumart definiert ist. Die maximale Verbreitungsreichweite einer Art wird unter der Annahme von einer im Mittel 2.5 m/sec betragenden Windgeschwindigkeit (u.a. Landsberg 1986, Rohmeder 1972, Dohrenbusch 1999) und den artspezifischen Fallgeschwindigkeiten der Samen berechnet (Rohmeder 1972). Das pro simuliertem patch zur Verfügung stehende potentielle Samenangebot ergibt sich aus der Summe aller den betreffenden patch abdeckenden individuellen Dichtefunktionen. Nach Rohmeder (1972) wird für ausgewählte Arten auch zoochore Samenverbreitung berücksichtigt. Dieses Samenangebot auf jedem patch wird durch artspezifische allgemeine Keimraten reduziert. Der eigentliche Verjüngungserfolg auf einem patch hängt in PICUS sowohl von der verjüngbaren Fläche als auch von der Eignung des Standortes in bezug auf chemisch-physikalische Eigenschaften ab. Nach Shugart (1984) wird eine maximale Dichte von 1 Individuum pro m^2 definiert. Die in einem bestimmten Jahr verjüngbare Fläche (repräsentiert durch N_{poss}) auf einem patch wird nach den Formeln (5-11) und (5-12) berechnet.

$$N_{\text{poss}} = N_{\text{pot}} \cdot RA \cdot \overline{ER} \quad (5-11)$$

N_{pot} = potentiell für Verjüngung offene Plätze je patch

RA = verjüngungsfähiger Flächenanteil je patch

ER = durchschnittliche Umweltresponse aller im Samenpool vertretenen Arten je patch

$$ER_i = \frac{\sum_{i=1}^n (EGR_i \cdot WTR_i)}{n} \quad (5-12)$$

ER_i = Verjüngungsresponse für Art (i)

EGR_i = Gesamtresponse für Art (i)

WTR_i = Response von Verjüngung der Art (i) auf Winterminimumtemperaturen

Zur Berechnung von EGR_i wird das Lichtangebot in der untersten Kronenschicht verwendet. Winterminimumtemperaturen werden in PICUS v1.2 in zweifacher Weise verwendet. Einmal nach Formel (5-12) als möglicher Einflussfaktor auf die Etablierung von Verjüngung und ein weiteres mal als Voraussetzung für die Samenproduktion von Baumarten, die zur Brechung des winterlichen Dormanzzustandes und nachfolgender Blühinduktion auf Frosttemperaturen angewiesen sind (Sykes et al. 1996, Murray et al. 1989, Murray et al. 1994, Häkkinen 1999). Das artspezifische keimfähige Samenangebot auf jedem patch wird sodann mittels ER_i modifiziert und anteilmäßig gereiht. Gleichverteilte Zufallszahlen entscheiden je Position von N_{poss} über die sich verjüngende Baumart.

5.4 Wirkung von Umweltfaktoren in PICUS v1.2

5.4.1 Temperatur

5.4.1.1 Verwendete Parameter

Die Temperaturverhältnisse werden in PICUS wie in den meisten patch-Modellen durch eine effektive Temperatursumme (GDD) und Winterminimumtemperaturen (WT) charakterisiert. Als Schwellenwert für die Berechnung von GDD wird eine Temperatur von 5.5 °C verwendet. Dieser Parameter soll die generellen thermalen Bedingungen im Bereich positiver Nettphotosynthese charakterisieren (Larcher 1995). Ein in PICUS integrierter Wettergenerator generiert auf Basis langjähriger empirischer Zeitreihen Monatswerte für Temperatur und Niederschlag. Temperaturwerte werden mittels einer Normalverteilung generiert. Für den Niederschlag wird eine 2-parametrische Gamma-Verteilung verwendet. Winterminimumtemperaturen (WT) werden durch das jeweils kälteste Monatsmittel charakterisiert (u.a. Bugmann 1994) und in bezug auf zwei unterschiedliche Effekte evaluiert. Winterfrost kann sich zum Einen negativ auf die Verjüngungsetablierung durch Kälteschäden der Blattorgane und Sproßachsen auswirken (Ellenberg 1996, Woodward 1987, Sykes und Prentice 1995), zum Anderen aber eine Voraussetzung zur Blühinduktion für Arten sein, die zur Brechung des Dormanzzustandes auf Frosttemperaturen angewiesen sind (vgl. Sykes et al. 1996).

5.4.1.2 Modellierung der Response

Ausgehend von der Beurteilung, daß geographische Verbreitungsgrenzen nicht zur Parametrisierung der physiologischen Amplitude von Baumarten geeignet sind, wurde für die Entwicklung von PICUS v1.2 ein anderer Ansatz gewählt (vgl. Lexer und Hönninger 1998a, Lexer und Hönninger 1997). Für 8919 Erhebungspunkte der ÖWI standen Oberhöhendaten zur Verfügung. Die Oberhöhe bot sich als Indikator für das Wuchspotential einer Art aus zwei Gründen an: (a) Die Bedeutung erreichbarer Baumhöhen im interspezifischen Konkurrenzkampf um die Resource Licht, und (b) die relativ geringe Sensitivität dieses Bestandesparameters gegenüber waldbaulichen Eingriffen (Kramer und Akca 1987). Letzterer Punkt ist angesichts der intensiv bewirtschafteten Wälder in Mitteleuropa eine wichtige Voraussetzung für die durchgeführten Analysen. Je drei 3-parametrische Richards-Funktionen wurden an die artspezifischen Wertepaare aus Oberhöhe und Alter angepaßt (Abbildung 5-2).

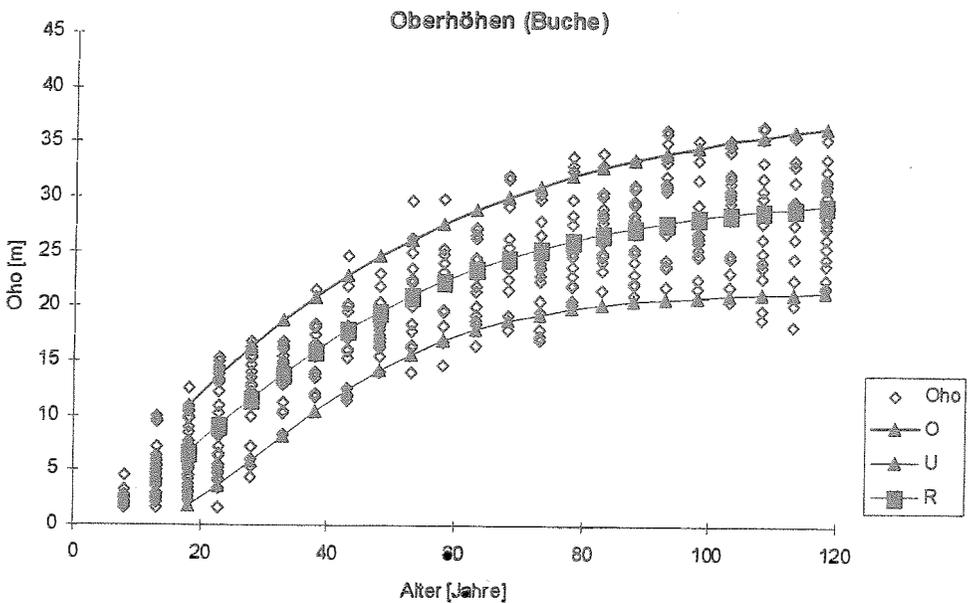


Abbildung 5-2. Referenzkurve der Oberhöhe in Abhängigkeit vom Alter sowie obere und untere Umhüllende für die Baumart Buche (*Fagus sylvatica*). - Daten: Österreichische Waldinventur.

Figure 5-2. Reference for dominant height, upper and lower envelope for common beech (*Fagus sylvatica*). - Data: Austrian Forest Inventory.

Zur Parametrisierung der Umhüllenden wurden die jeweils drei kleinsten bzw. größten Werte je Altersstufe verwendet. Jeder Oberhöhenwert wurde gemäß dem patch-Modellkonzept durch Normalisierung auf 1 skaliert. Um den inherenten Alterstrend in den Daten zu berücksichtigen, wurden alle Beobachtungen auf ein Referenzalter bezogen (Abbildung 5-3).

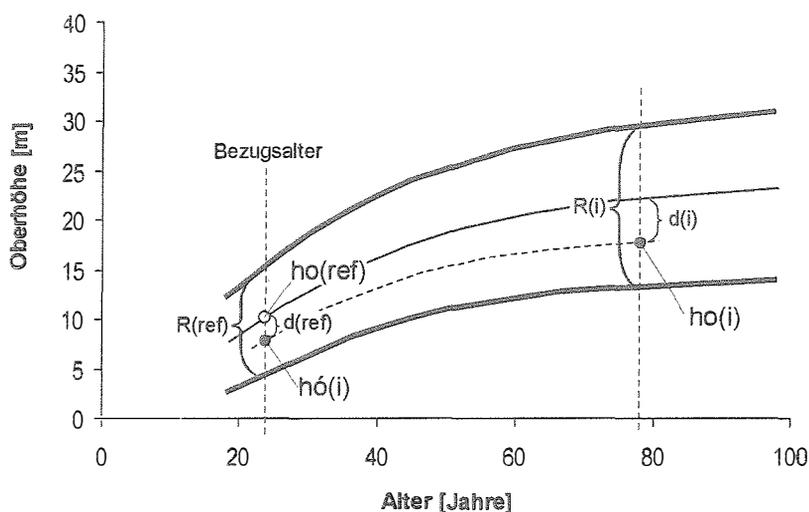


Abbildung 5-3. Konzept zur Herleitung eines Wachstumsindikators (GVI) aus Oberhöhendaten der Österreichischen Waldinventur.- $ho(i)$ = Oberhöhe (i), $h_o(i)$ = auf das Bezugsalter bezogene $ho(i)$, $ho(ref)$ = Oberhöhe laut Referenzkurve im Bezugsalter.

Figure 5-3. Scheme for the derivation of the growth vitality index (GVI) from dominant height data of the Austrian Forest Inventory.- $ho(i)$ = dominant height (i), $h_o(i)$ = $ho(i)$ related to the reference age, $ho(ref)$ = dominant height according to the reference at reference age.

Kahn (1995) verwendete in einem ähnlichen Ansatz Daten von ertragskundlichen Versuchsflächen, ging jedoch auf dieses Problem nicht näher ein. Für jeden der verwendeten 8919 Oberhöhenpunkte der ÖWI wurden die in patch-Modellen zur Charakterisierung der Umwelt verwendeten bioklimatischen Indices berechnet und der Wachstumsindikator GVI in univariatem Ansatz baumartenspezifisch gegen jeden der bioklimatischen Indices GDD (effektive Temperatursumme) und SMI (Wasserversorgungsindikator) geplottet (Lexer und Hönninger 1998a). Die Streudiagramme zeigten wie erwartet eine mehr oder weniger diffuse Punktwolke. Ausgehend vom theoretischen Ansatz limitierender Faktoren (vgl. Thomson et al. 1996) wurde davon ausgegangen, daß ein Umweltfaktor wie etwa die effektive Temperatursumme (GDD) innerhalb von GDD-Kategorien bestimmend für das mögliche Wachstumspotential einer Baumart wirkt, für die unter diesem Potential liegenden Beobachtungen des Wachstumsindikators (GVI) jedoch keinen entscheidenden Faktor darstellt. Unter dieser Annahme wurde gefolgert, daß eine Umhüllende der univariaten Punktwolke von GVI und GDD die Wachstumsresponse der betrachteten Baumart in bezug auf den Faktor GDD darstellt, unter der Voraussetzung, daß andere Faktoren nicht limitierend wirken. Thomson et al. (1996) beschreiben ein ähnliches Problem unter der Bezeichnung "factor ceiling" und schlagen zur Parametrisierung der Umhüllenden vor, die Achse mit dem Umweltfaktor zu kategorisieren und je entstehendem Abschnitt die n maximalen Ausprägungen der Responsevariable zu mitteln. Für die gegenständlichen Analysen wurden je GDD-Abschnitt die drei größten Werte für GVI zur Parametrisierung von Polynomen zweiter oder dritter Ordnung verwendet. In Abbildung 5-4 sind die auf diese Weise abgeleiteten Responsefunktionen für *Fagus sylvatica* und *Picea abies* dargestellt.

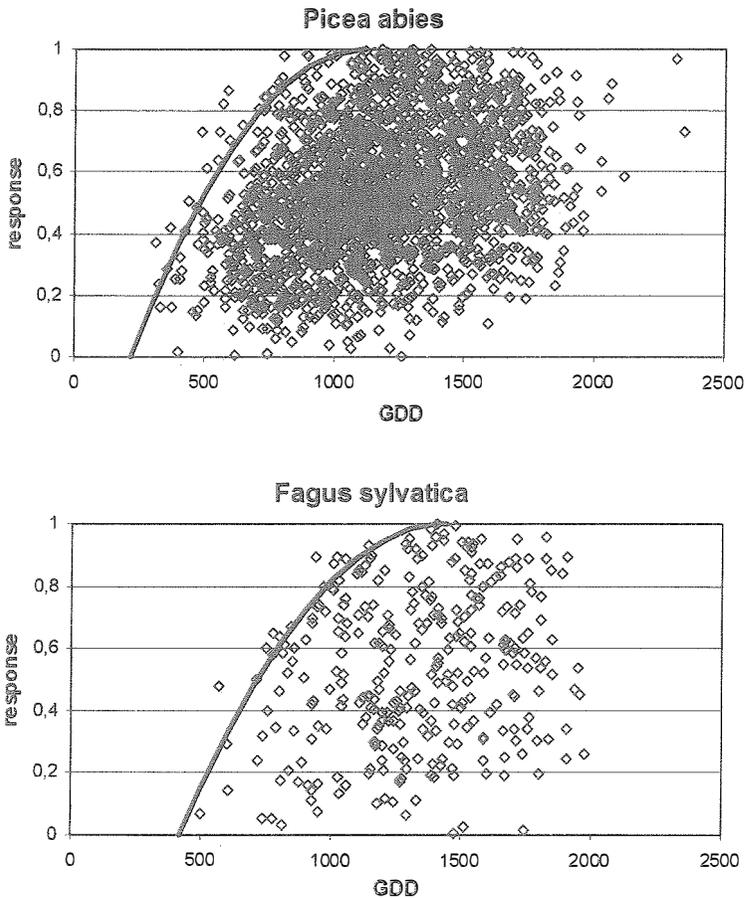


Abbildung 5-4. Aus Daten der Österreichischen Waldinventur abgeleitete Responsefunktionen in bezug auf die effektive Temperatursumme $>5.5\text{ °C}$ (GDD) für *Picea abies* und *Fagus sylvatica*.

Figure 5-4. Temperaturresponse (heat sum $>5.5\text{ °C}$) as derived from forest inventory data for *Picea abies* and *Fagus sylvatica*.

Aus Abbildung 5-4 ist ersichtlich, daß der "kalte" Teil der Temperaturresponse in der linken Hälfte der Streudiagramme gut definiert zu sein scheint, während für den "warmen" Teil die Datenbasis der ÖWI offenbar nicht ausreicht. Gründe dafür können sein, daß (i) aufgrund der Oberhöhendefinition der ÖWI Bestände auf extremeren Standorten nicht in der Datenbasis vertreten sind, und (b) daß die ÖWI generell nicht die vollständige physiologische Amplitude der heimischen Hauptbaumarten abdeckt. Um eine konsistente Parametrisierung für alle in PICUS berücksichtigten Baumarten zu ermöglichen, wurde folgendes Vorgehen gewählt:

- (a) Da die verfügbaren Daten für den "kalten" Teil der zu parametrisierenden Responsefunktion auf keinen oder nur sehr geringe Unterschiede zwischen Polynomen zweiter und dritter Ordnung hindeuteten, wurde für alle Arten ein Polynom zweiter Ordnung gewählt.

- (b) Da aus den verfügbaren Daten eine Reduktion des Wachstumsindikators GVI unter super-optimalen Temperaturbedingungen nicht ersichtlich war und auch theoretische Überlegungen es nahe legten (vgl. Bonan und Sirois 1992, Schenk 1996), wird das Baumwachstum bei höheren effektiven Temperatursummen (GDD) nicht reduziert (vgl. Bugmann und Solomon 2000).
- (c) Die resultierende halbe Parabel kann mittels Angaben zu Minimum- und Optimumwerten für GDD parametrisiert werden.
- (d) Auf Basis von 9834 Erhebungspunkten der ÖWI wurde der jeweils niedrigste Wert für GDD, bei dem eine Baumart noch beobachtet wurde, nach Abstimmung mit Angaben in der pflanzenökologischen Literatur (u.a. Ellenberg 1996, Mayer 1974, Leibundgut 1982, Larcher 1995) als Minimumwert definiert.
- (e) Optima für Baumarten, die im Oberhöhendatensatz nicht ausreichend oder gar nicht vertreten waren, wurden nach Reihung der Baumarten im Anhalt an die Literatur definiert.

In Abbildung 5-5 sind für ausgewählte Baumarten die neuformulierten Temperaturresponsefunktionen dargestellt.

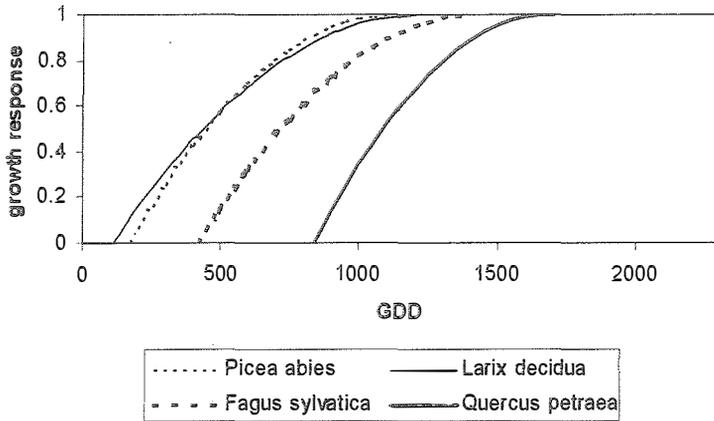


Abbildung 5-5. Auf Basis der Österreichischen Waldinventur abgeleitete Responsefunktionen in bezug auf die effektive Temperatursumme (GDD) für ausgewählte Baumarten.

Figure 5-5. Response functions for temperature (GDD) as derived from data of the Austrian Forest Inventory for selected tree species.

Der Effekt von Winterfrost auf die Verjüngungsetablierung wurde mittels Formel (5-13) beschrieben.

$$WTR = \sqrt{\left(1 - \frac{WT}{WT_{\max(j)}}\right)} \quad (5-13)$$

WT = aktuelle Winterminimumtemperatur

WT_{max(j)} = minimale Winterminimumtemperatur für Art (j)

Werte für WT_{max} wurden aus Kienast (1987), Prentice und Helmisaari (1991), Bugmann (1994) und Sykes und Prentice (1995) entnommen.

5.4.2 Wasserversorgung

5.4.2.1 Verwendeter Indikator

Die Wasserversorgung an einem Standort wird mittels des Indikators SMI charakterisiert, der aus einer Wasserbilanz resultiert (Formel 5-14).

$$SMI = 1 - \frac{\sum_{bgs}^{egs} AET}{\sum_{bgs}^{egs} PET} \quad (5-14)$$

AET = aktuelle Evapotranspiration

PET = potentielle Evapotranspiration (nach Thornthwaite und Mather 1957)

bgs = Beginn der Vegetationsperiode ($T > 5.5^{\circ}C$)

egs = Ende der Vegetationsperiode

Die Herleitung sowie die erforderlichen Initialisierungs- und Klimaparameter sind in Kapitel 4 ausführlich beschrieben.

5.4.2.2 Modellierung der Response

Auf ähnliche Weise wie für die effektive Temperatursumme (GDD) wurde mittels des Oberhöhendatensatzes der ÖWI die generelle Form der Responsefunktion in bezug auf den Wasserversorgungsindikator SMI definiert. Der üblicherweise in patch-Modellen verwendete funktionale Zusammenhang zwischen Wachstum und Wasserversorgung konnte damit im Allgemeinen bestätigt werden (Abbildung 5-6).

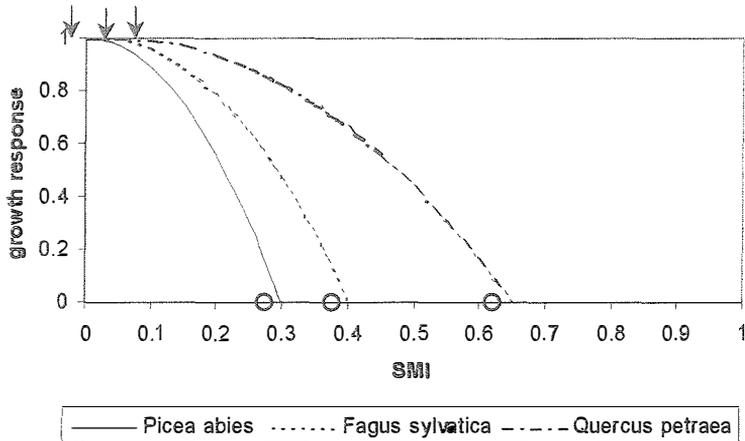


Abbildung 5-6. Auf Basis der Österreichischen Waldinventur abgeleitete Responsefunktionen in bezug auf den Faktor Wasserversorgung (SMI) für ausgewählte Baumarten.- SMI_{tol} (Pfeil) und SMI_{max} (Kreis) hervorgehoben.

Figure 5-6. Response functions for water supply (SMI) as derived from data of the Austrian Forest Inventory for selected tree species.

Der Parameter SMI_{tol} charakterisierte jenen Bereich von SMI, bis zu dem keine deutliche Reduktion des Wachstumsindikators (GVI) erkennbar war. SMI_{max} stellt den maximal tolerierbaren SMI-Wert dar. Für *Picea abies*, *Larix decidua*, *Pinus sylvestris*, *Abies alba*, *Fagus sylvatica* und *Quercus* spp. konnte aus den Oberhöhendaten jeweils ein Schätzwert für den Parameter SMI_{tol} abgeleitet werden. Der Parameter SMI_{max} kann natürlich nicht direkt aus Inventurdaten ermittelt werden. Im Wesentlichen erfolgte die Parameterschätzung im Anhalt an die pflanzenökologische Literatur (Ellenberg 1996, Leibundgut 1984, Larcher 1995, Fiedler et al. 1973). Als Anhalt für die Schätzung von SMI_{max} wurde zusätzlich das 95. Quantil der SMI-Werte verwendet, bei denen eine Baumart im Datensatz der ÖWI vorkam. Von der Verwendung von Extremwerten für SMI wurde unter Berücksichtigung der Schätzfehler für die Wasserspeicherkapazitäten Abstand genommen. Mit Ausnahme der Baumarten *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra* sowie den Eichenarten konnten für die meisten der in PICUS berücksichtigten Baumarten in bezug auf ihre relative Reihung überaus plausible Werte für SMI ermittelt werden. Für die beiden Kiefern- sowie die Eichenarten ergab sich offensichtlich das Problem, daß im ÖWI-Datensatz alle Standorte, auf denen diese Arten beobachtet wurden, relativ hohe Werte für die Wasserspeicherkapazität (WHC) aufwiesen, aber davon ausgegangen werden muß, daß gerade diese Arten auch auf physiologisch flachgründigen Standorten vorkommen.

5.4.3 Nährstoffversorgung

5.4.3.1 Berücksichtigte Parameter

Mechanismen, die die Standortsproduktivität in Abhängigkeit vom Nährstoffstatus erklären sollen, sind zum Teil noch ungeklärt (Marschner 1986, Mengel 1991, Fiedler et al. 1973, Williams 1996). Für die statistische Modellierung der Standortsproduktivität als Funktion von chemischen und physikalischen Bodenparametern fehlt, von wenigen Ausnahmen abgesehen, die Datengrundlage (u.a. Herzberger 1996). Angesichts von über 20 für ein Sukzessionsmodell für mitteleuropäische Wälder zu parametrisierenden Baumarten ist auch auf absehbare Zeit keine Änderung dieser Ausgangslage zu erwarten. Auf der Suche nach Alternativen für die in "klassischen" patch-Modellen verwendete Responsefunktion, die das Baumwachstum an den pflanzenverfügbaren Stickstoff koppelt (Bugmann 1994, Lindner 1998), wurde von zwei Überlegungen ausgegangen:

- (i) in Ermangelung einer quantitativen empirischen Datenbasis zur Modellentwicklung sollte auf vorhandenes "unscharfes" Expertenwissen zurückgegriffen werden,
- (ii) die verwendeten Parameter sollten möglichst Bestandteil von Wald- oder Bodeninventuren sein.

Expertenwissen zum Zusammenhang von Baumwachstum und Nährstoffstatus kommt u.a. in im Zuge von Standortkartierungen abgegebenen Baumartenempfehlungen zum Ausdruck (Englisch und Kilian 1998). Die Unschärfe, die diesem "weichen" Expertenwissen zu eigen ist, kann einerseits auf die Komplexität des betreffenden Problems - der Zusammenhang von Nährstoffversorgung und Wuchsleistung -, andererseits auf die mangelhafte Datenbasis zurückgeführt werden (Zimmermann 1996, Mayer et al. 1993). Dementsprechend vage und unscharf ist auch die Information, die in Aussagen wie "... wächst gut auf gut nährstoffversorgten Böden ..." oder "... wächst schlecht auf sandigen sauren Böden ..." enthalten ist. Eine weitere Ursache für inherente Unschärfe rührt wohl auch von der Tatsache her, daß nur mit relativ großem Aufwand "genaue" quantitative Maßzahlen zu chemischen und physikalischen Bodenparametern zu erheben sind. Um die zweifellos vorhandene "weiche" Wissensbasis zu Nährstoffansprüchen heimischer Baumarten besser nutzen zu können, wurde ein auf Methoden der fuzzy set - Theorie (u.a. Zadeh 1973, Zimmermann 1996, Leung 1997) basierender Ansatz zur Abbildung des Effektes des Nährstoffstatus auf das Baumwachstum entwickelt.

An Standorts- bzw. Bodenparametern wurden der pH-Wert (PH) und das C/N-Verhältnis (CN) der obersten 30 cm Mineralboden sowie die Wasserspeicherkapazität (WHC) des Standortes verwendet. Diese drei Parameter stellen einen Kompromiß dar in bezug auf das Bestreben, einerseits möglichst gut kausal-orientiert zu interpretierende quantitative Merkmale zu verwenden, und der Verfügbarkeit dieser Merkmale andererseits. Die drei ausgewählten Parameter werden häufig im Zuge von Standortkartierungen bereitgestellt oder lassen sich zumindest halbwegs zuverlässig schätzen (Ulrich und Shrivastava 1978, Lexer et al. 1999, Lexer und Hönninger 1998b).

5.4.3.2 Modellierung der Response

Nachfolgend wird kurz das in PICUS v1.2 integrierte Fuzzy-Logic-Control Modul (FLC) vom Mamdani-Typus beschrieben. In einem FLC wird die Wissensbasis mit Regeln anstelle von Algorithmen modelliert. Regeln verbinden eine oder mehrere Inputgrößen mit Hilfe linguistischer Variablen mit einer Output- oder Kontrollvariablen. Nach Zadeh (1973) kann eine linguistische Variable in vereinfachter Form als Quatrupel (X, T, U, \tilde{M}) definiert werden. X ist dabei der Name der Variable, T das Term-Set von X , U stellt die Basisvariable dar, die mit dem Term-Set $T(x)$ über Zugehörigkeitsfunktionen \tilde{M} verbunden ist. Üblicherweise sind Zugehörigkeitsfunktionen normalisiert, sodaß das Supremum von \tilde{M} gleich 1 ist. Wird präziser Input bereitgestellt (im Sinne von "crisp" das Gegenstück zu "fuzzy"), erfolgt als erster Schritt die Fuzzifizierung dieser Variablen (d.h. der Zugehörigkeitsgrad eines präzisen Inputs zu einem oder mehreren Fuzzy Sets wird bestimmt). Eine Regel wird abgearbeitet, sobald der Zugehörigkeitsgrad der Prämisse größer als Null ist. Die Regelkonsequenzen aller Regeln, für die vorige Bedingung erfüllt ist, werden aggregiert und wieder in eine präzise ("crisp") Steuergröße übersetzt (i.e., defuzzifiziert).

Im gegenständlichen Fall bestand das Term-Set von PH aus vier Termen, CN und WHC wurden über drei Terme und die Kontrollvariable NRES (Response auf den Nährstoffstatus) über fünf Terme definiert. Der Zustandsraum bestand demzufolge aus 36 Regeln der Form

$$\text{WENN } x_1 \text{ IS } A_{1j} \text{ AND } x_2 \text{ IS } A_{2j} \text{ AND } x_3 \text{ IS } A_{3j} \text{ THEN } y \text{ IS } A_j$$

Wobei die x_i die Inputgrößen PH, CN und WHC repräsentieren, A_{ij} den Term(j) der linguistischen Variable (i) und A_j den Term (j) der Kontrollvariable y darstellen. Je ein kompletter Regelsatz wurde für insgesamt vier Responsekategorien formuliert. Responsewerte für intermediäre Typen wurden durch lineare Interpolation zwischen diesen vier Basiskategorien errechnet (Abbildung 5-7).

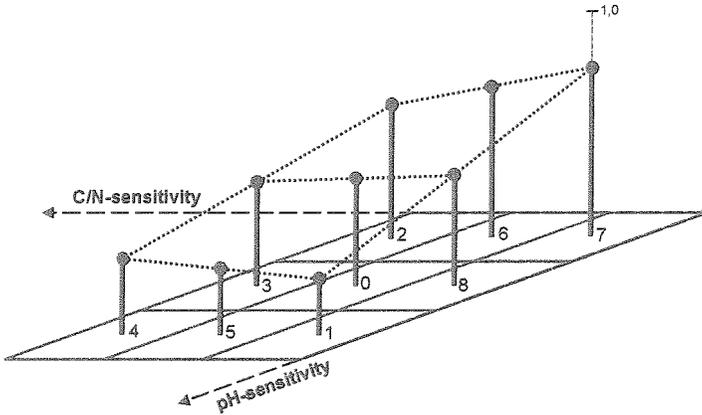


Abbildung 5-7. Schema für die Definition von zusätzlichen Responsegruppen durch lineare Interpolation zwischen 4 Grundtypen in bezug auf die Nährstoffresponse (generell intolerant = Kategorie 4, generell tolerant = Kategorie 7, sensitiv in bezug auf niedrige pH-Werte = Kategorie 1, sensitiv in bezug auf hohe C/N-Verhältnisse = Kategorie 2).

Figure 5-7. Scheme for the calculation of additional response categories by interpolation between 4 basic response categories (generally intolerant = 4, generally tolerant = 7, sensitiv to low pH = 1, sensitiv to unfavourable C/N-ratios = 2).

Jede der in PICUS berücksichtigten Arten wurde gestützt auf Literatur (Ellenberg 1996, Leibundgut 1982, Steiner und Lexer 1998) in dieses Schema eingeordnet (siehe Anhang Tabelle A-7a). Als Ergänzung wurden für Arten mit Anfälligkeit für Mangelchlorosen auf karbonatischen Böden wegen schwer löslicher Phosphor-, Eisen- und Manganverbindungen (Rehfuess 1990, Vosko et al. 1988) Regeln formuliert, die bei pH-Werten über 6.5 die Baumartenresponse negativ beeinflussen.

Die Zugehörigkeitsfunktionen wurden nach Turksen (1991) und Dubois und Prade (1996) mittels "direct ratings" in Trapezform definiert. Die Kompatibilität der Prämissen wurde mit dem γ -Operator nach Zimmermann und Zysno (in Mayer et al. 1993) ermittelt (Formel 5-14), die Konsequenz einer Regel wird mit dem nicht-kompensatorischen Einstein-Operator (Formel 5-15) berechnet, um sicherzustellen, daß der Zugehörigkeitsgrad der Regelkonsequenz nicht den der aggregierten Prämissen übersteigt (Zimmermann 1996).

$$\text{aggOp} = \left(\prod_{i=1}^n \mu_{ij}(x) \right)^{1-\gamma} \cdot \left(1 - \prod_{i=1}^n (1 - \mu_{ij}(x)) \right)^{\gamma} \quad (5-14)$$

$\mu_{ij}(x)$ = Zugehörigkeitsgrad der Prämisse (ij)

$$\inf Op = \frac{\mu_{ij}(x) \cdot \mu_j(y)}{1 + (1 - \mu_{ij}(x)) \cdot (1 - \mu_j(y))} \quad (5-15)$$

$\mu_{ij}(x)$ = Kompatibilität nach Formel (5-14)

$\mu_j(y)$ = Zugehörigkeitsgrad zu Term (j) der Regelkonsequenz

Schließlich werden mit dem Maximum-Operator (Zimmermann 1996) die Konsequenzen aller unter einem Inputset gültigen Regeln aggregiert (Formel 5-16).

$$\mu^{conseq}(y) = \max(\mu_r^{conseq}(y)) \quad (5-16)$$

Zur Defuzzifizierung des aus Ansatz (5-16) entstehenden Fuzzy Sets $\mu^{conseq}(y)$ wird die Schwerpunktmethod (COG) eingesetzt (Formel 5-17), wobei das Fuzzy Set stückweise integriert wird (Bartsch 1998).

$$y^{COG} = \frac{\sum_{i=1}^n \int_{t_i}^{t_{i+1}} y \cdot f(y) dx}{\sum_{i=1}^n \int_{t_i}^{t_{i+1}} f(y) dx} \quad (5-17)$$

5.4.4 Strahlung

5.4.4.1 Modellierung der Strahlung

Das in PICUS v1.2 integrierte Strahlungsmodell ist im Hinblick auf die angestrebte weitere Entwicklung des Modells relativ detailliert konzipiert (vgl. Urban 1990). Um den Effekt einer Horizontüberhöhung durch umgebende Topographie berücksichtigen zu können, wird auch die einlangende kurzwellige Strahlung über dem Kronendach modelliert und dabei nach direkter und diffuser Strahlung unterschieden. Vereinfachend werden isotropische Verhältnisse unterstellt ("uniform overcast sky" nach Monteith und Unsworth 1990). Der Horizont an jedem zu simulierenden Standort wird über mindestens vier Winkelangaben (Azimuth und Höhe) definiert (E, S, W, N). Für n repräsentative Tage pro Jahr wird die einlangende Strahlung in 10-Minuten-Schritten integriert. Wird die Sonnenposition durch überhöhten Horizont verdeckt, wird keine direkte Strahlungskomponente berücksichtigt. Die Formeln zur Berechnung der einlangenden Strahlung über dem Kronendach sind Swift (1976), Garnier und Ohmura (1968), Frank und Lee (1966), Buffo et al. (1972), Brock (1981), Keith und Kreider (1978), Liu und Jordan (1960) sowie Hungerford et al. (1989) entnommen.

Auf einer schiefen Ebene einlangende Strahlung wird mit Formel (5-18) berechnet,

$$I_s = I_0 \cdot \cos(X \wedge S) \cdot p^m \quad (5-18)$$

I_s = direkte Strahlung auf eine schiefe Ebene

I_0 = Solarkonstante (für 10-Minutenintervall)

$(X \wedge S)$ = Scalar des Vektors zur Sonne und des Vektors normal zum Hang

p = Transmissionskoeffizient der Atmosphäre

m = Optische Luftmasse (Index für die Weglänge durch die Atmosphäre)

wobei der Ausdruck $(X \wedge S)$ mittels Ansatz (5-19) berechnet wird.

$$\begin{aligned} \cos(X \wedge S) = & [(\sin lat \cdot \cos H) \cdot (-\cos asp \cdot \sin slope) - \sin H \cdot (\sin asp \cdot \sin slope) + \\ & (\cos lat \cdot \cos H) \cdot \cos decl + [\cos lat \cdot (\cos asp \cdot \sin slope) + \\ & \sin lat \cdot \cos slope] \cdot \sin decl \end{aligned} \quad (5-19)$$

H = Stundenwinkel der Sonne bezogen auf Sonnenhöchststand [Radiant]

$Decl$ = Deklination der Sonne [Radiant]

Lat = geographische Breite [Radiant]

Asp = Exposition [Radiant]

$Slope$ = Hangneigung [Radiant]

Die optische Luftmasse errechnet sich aus Formel (5-20).

$$m = \frac{1}{\cos slope} \quad (5-20)$$

Der Transmissionskoeffizient p kann entweder über I_0 und Meßdaten der Globalstrahlung ermittelt oder nach Ansätzen von Bristow und Campbell (1986), Lexer (1997) und Scheifinger und Kromp-Kolb (1999) geschätzt werden. Die einfallende direkte Strahlung auf einer horizontalen Ebene folgt aus (5-21).

$$DRhor = I_0 \cdot \cos ZA \cdot p^m \quad (5-21)$$

$DRhor$ = direkte Einstrahlung auf einer horizontalen Ebene

$\cos ZA$ = Cosinus des Zenitwinkels der Sonne

Die Globalstrahlung (direkte und diffuse Komponente) wird nach Hungerford et al. (1989) geschätzt und daraus mittels Ansatz (5-23) die diffuse Strahlungskomponente abgeleitet.

$$GLOBhor = \sqrt{DRhor \cdot \cos ZA \cdot I_0} \quad (5-22)$$

$$DIFFhor = GLOBhor \cdot \left(1 - \frac{GLOBhor}{I_0 \cdot \cos ZA} \right) \quad (5-23)$$

Mit Formel (5-24) wird die diffuse Strahlung an einem Hang geschätzt, unter der Annahme, daß das ideell über dem Hang aufgespannte Kugelsegment die einlangende diffuse Strahlung charakterisieren kann.

$$DIFFslo = DIFFhor \cdot \cos(\text{slope} \cdot 0.5)^2 \quad (5-24)$$

Der Weg der Sonne über die Hemisphäre wird in m Sektoren geteilt und Strahlung jeweils aus dem Zentrum der Sektoren an n Tagen innerhalb eines Jahres angesetzt. Ist ein Sektorenzentrum durch Gelände abgedeckt, wird die nächste "freie" Sonnenposition verwendet.

Zur Modellierung der Strahlung im Kronenraum wurde nach Monteith und Unsworth (1990) unterstellt, daß (a) Blattmasse zufällig in den jeweiligen Kronenzellen verteilt ist, (b) daß eine sphärische Verteilung der Blattwinkel vorliegt, und (c) daß die Transmission von Strahlung im Kronenraum durch das Beer-Lambert'sche Gesetz (Monsi und Saeki 1953) beschrieben werden kann. Für die Modellierung der in einer Kronenzelle einlangenden direkten Strahlung wurden für jede berücksichtigte Sonnenposition je Kronenzelle ($n \times m$) zur Sonne ausgerichtete Strahlungsprismen definiert. Da das modellinterne Koordinatensystem immer Nord/Süd-orientiert ist, sind dafür zwei Drehbewegungen notwendig (Abbildung 5-8). Durch eine Drehung um die x -Achse (Winkel shy) wird das Prisma auf den Zenithwinkel der Sonne eingestellt (Formel 5-25).

$$shy = \arctan\left(\frac{\tan(sh)}{\sin(sa)}\right) \quad (5-25)$$

Mittels Formel (5-26) erfolgt die Ausrichtung in bezug auf den Sonnenazimuth.

$$sax = \arctan\left(\frac{\tan(sa)}{\cos(shy)}\right) \quad (5-26)$$

Um die in jedem Strahlungsprisma befindliche Blattmasse ermitteln zu können, mußten die Schnittkörper von Prisma und Kronenzellen berechnet werden. Zu diesem Zweck wurden die Kronenzellen in 27 Subelemente zerlegt. Die Zentren dieser Subelemente wurden in das lokale Koordinatensystem jedes Prismas transformiert und auf Zugehörigkeit zum Prisma überprüft. Auf diese Weise konnte der Anteil der das Prisma schneidenden Kronenzellen und damit die anteilige Blattmasse im Prisma ermittelt werden. Die über einer bestimmten Kronenzelle (i) in bezug auf eine Sonnenposition (m, n) kumulierte Blattmasse wurde mittels Formel (5-27) zur Berechnung der in Kronenzelle (i) einlangenden direkten Strahlung verwendet.

$$I_{d(i,m,n)} = I_{d0(m,n)} \cdot \left(1 - \exp\left(-k \cdot \text{cumLA}_{(i,m,n)}\right)\right) \quad (5-27)$$

$I_{d(i,j)}$ = in Kronenzelle (i) einfallende direkte Strahlung für Sonnenposition (m) am Tag (n)

I_{d0} = über dem Kronendach einlangende direkte Strahlung für Sonnenposition (m) am Tag (n)

k = Extinktionskoeffizient

$\text{cumLA}_{(i,m,n)}$ = kumulative Blattmasse für Kronenzelle (i) in bezug auf Sonnenposition (m, n)

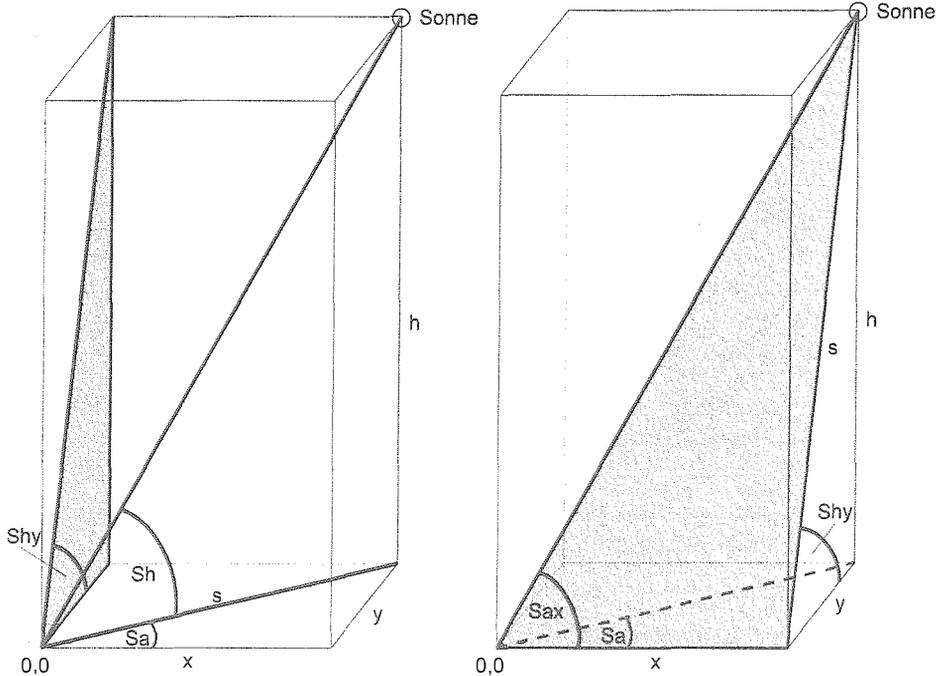


Abbildung 5-8. Ansatz zur Ausrichtung der Strahlungsprismen auf die Sonnenposition.
Figure 5-8. Calculating the tilt angles to adjust the radiation prisms according to the sun's position.

Nach Ross (1981) und Monteith und Unsworth (1990) wird ein Anteil von 20% der mittels (5-27) als nicht transmittiert berechneten Strahlungsmenge als diffuse Strahlung in die sechs Hauptrichtungen eines Kubus bis zu einer maximalen Distanz von sechs Kronenzellen gestreut. Zusätzlich dringt auch über dem Kronendach einlangende diffuse Strahlung in vertikaler Richtung in das Bestandesinnere vor und wird mittels Formel (5-27) vermindert. Der gestreute Anteil der nicht transmittierten diffusen Strahlung (20%) wird mit dem gestreuten Anteil der direkten Strahlung in die benachbarten Kronenzellen weitergeleitet. Dieser Prozess wird in zwei Iterationsschritten berechnet. Unterschiedliche Wellenlängen der Strahlungskomponenten werden nicht berücksichtigt. Output des Strahlungsmodelles sind für jede Sonnenposition (m) an jedem Tag (n) direkte und diffuse Strahlung, die bei gegebener Bestandesstruktur in jeder Kronenzelle (i) einlangen. Diese Quantitäten können zu repräsentativen Werten zeitlich aggregiert werden und in W/m^2 , in $\mu\text{mol Photonen}/J$ (Thornley and Johnson, 1990) oder auf 1 normalisiert zur Verfügung gestellt werden.

5.4.4.2 Modellierung der Response

Für jedes Baumindividuum wird ein Indikator für das individuell erfahrene Lichtregime (avL) als das gewogene Mittel von allen Kronenzellen, in denen ein Individuum mit Blattmasse vertreten ist, berechnet. Dieser Wert wird dann in bezug gesetzt zu avL eines Solitärs der gleichen Größe und Art (vgl. Abschnitt 5.3.3). Die Form der Lichtresponse entspricht im Wesentlichen der aus früheren patch-Modellen (e.g., Bugmann 1994). Formeln (5-28) und (5-29) definieren die Response für die schattenintoleranteste (Typ 1) bzw. schattentoleranteste Art (Typ 9). Die Response der übrigen Artengruppen wird durch Interpolation ermittelt.

$$avLR = 1 - 1.1195 \cdot e^{-4.5992(avL)} \quad (5-28)$$

$$avLR = 1.2166 \cdot \left(1 - e^{-5.1687 \cdot avL}\right)^{7.5960} \quad (5-29)$$

Der Lichtkompensationspunkt für die schattentoleranteste Artengruppe liegt bei einem relativen Lichtangebot von etwa $avL = 0.025$ und entspricht Meßwerten für *Abies alba* und *Taxus baccata* (Larcher 1995). Durch den zusätzlichen Formfaktor in Formel (5-29) wird die Definition des Kompensationspunktes für schattenintolerante Arten vermieden. Dieser ist für schattentolerante Arten relativ gut abgesichert, während in bezug auf Lichtbaumarten doch größere Unsicherheiten bestehen (u.a. v.Lüpke 1998). Die Form der Funktionen stützt sich auf der Literatur entnommene Daten zu Verjüngungsstudien (u.a. Mosandl et al. 1991, Lüpke 1987).

5.5 Schätzung der "steady state"-Vegetationszusammensetzung

5.5.1 Allgemeines

Die meisten Studien mit patch-Modellen waren nicht primär an der Dynamik auf einzelnen simulierten patches interessiert, sondern an der Dynamik größerer Flächen. In diesem Zusammenhang ist insbesondere der Begriff der Equilibriumfläche (Bormann und Likens 1979, Whittaker 1953) von Bedeutung. Die Equilibriumfläche ist diejenige Fläche, auf der bestimmte Vegetationsattribute über die Zeit mehr oder weniger konstant bleiben können ("quasi-equilibrium landscape"). Offensichtlich hängt diese Flächengröße in bedeutendem Maße vom betroffenen System selbst ab, indem artenreiche Systeme eine größere Fläche für dieses Quasi-Equilibrium benötigen (vgl. u.a. Korpel 1995, Remmert 1991, Mayer 1974). Theoretische Überlegungen gehen von der Voraussetzung aus, daß für das Erreichen eines Equilibriumzustandes die Flächengröße einer Störung klein im Vergleich zur betrachteten Gesamtfläche sein muß (u.a. Whittaker und Levin 1977). Nach Shugart (1984) beträgt die minimale erforderliche Flächengröße zur Erreichung des Quasi-Euqilibriums 50 mal die Größe der systemtypischen Störung. In klassischen patch-Modellen ohne Berücksichtigung von Nachbarschaftsbeziehungen zwischen den simulierten patches wird die Größe eines patches üblicherweise in Anlehnung an diese systemtypische Störungsfläche gewählt. Nach Shugart würde demnach für die häufig benutzte Flächengröße für einen patch von etwa 800 m^2 (u.a. Botkin et al. 1972, Kienast 1987, Bugmann 1994, Kräuchi 1994) die minimale Flächengröße zur nachhaltigen Gewährleistung von "steady state" - Bedingungen etwa 4 ha betragen. Viele Anwendungen von patch-Modellen bleiben jedoch zum Teil deutlich unter dieser in Shugart (1984) genannten theoretischen Minimumgröße (vgl. Martin 1992, Pastor und Post 1985,

Kienast 1987, Solomon 1986, Kräuchi 1994). Bugmann (1994) kam aufgrund von Analysen mit dem Modell FORECE (Kienast 1987) zum Schluß, daß mindestens 200 patches für Modelle vom Typ FORECE erforderlich sind, um robuste Statistiken für Equilibriummerkmale wie etwa die Artenzusammensetzung zu ermöglichen. Dies würde einer Gesamtfläche von etwa 16 ha entsprechen. Um die "steady state" – Vegetationszusammensetzung zu schätzen werden meist Mittelwerte über 100 bis 300 Jahren verwendet. Die Länge des Simulationszeitraumes, der im Falle von Sekundärsukzessionen beginnend mit einer Kahlfäche ("bare ground") bis zum Erreichen des Equilibriumzustandes Verwendung findet, differiert zum Teil beträchtlich zwischen den Modellanwendungen (vgl. Lasch et al. 1998, Lindner et al. 1997, Bugmann 1994).

Im Gegensatz zu FORECE simuliert PICUS die Waldentwicklung nicht auf einzelnen voneinander unabhängigen patches sondern berücksichtigt Nachbarschaftsbeziehungen in bezug auf das Strahlungsregime im und unter dem Kronendach und im bezug auf die Samenverbreitung. Bevor PICUS zur Simulation von "steady state" – Vegetation verwendet werden kann, muß folglich das Konvergenzverhalten dieses analysiert werden. Eine klassische und immer wieder verwendete Outputgröße von patch-Modellen ist die Artenzusammensetzung im Equilibrium (u.a. Botkin et al. 1972, Shugart 1984, Solomon 1986, Bugmann 1994, Kräuchi 1994, Lexer und Hönninger 2001). Im folgenden Abschnitt wird das Konvergenzverhalten von mit PICUS v1.2 simulierter Equilibrium-Baumartenzusammensetzung.

5.5.2 Methoden

Zu diesem Zweck wurden drei kontrastierende Standorte der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (ÖWBZI) ausgewählt (Tabelle 5-1). Standort 488 ist ein Eichen-Hainbuchenstandort im Osten Österreichs (Hauptwuchsgebiet 8 nach Kilian et al. 1994) mit Traubeneiche als der dominierenden Baumart in der erwarteten potentiellen natürlichen Vegetation. Für Standort 170 wird laut Waldinventur ein Fichten-Tannen-Buchenwald als potentielle natürliche Waldgesellschaft erwartet, für Standort 413 ein Fichten-Tannenwald (FBVA 1995). Für jeden Standort wurde mit der aktuellen Modellversion PICUS v1.2 die Vegetationsentwicklung beginnend von einer Kahlfäche über 1500 Jahre auf unterschiedlichen Flächengrößen mit je 20 Wiederholungen simuliert. Dabei wurde je Standort für alle Simulationsläufe jeweils ein identes Klimafile über 1500 Jahre verwendet um allfällige Effekte eines stochastisch generierten Klimas zu vermeiden. Die simulierten Flächen wurden als Quadrate über die Anzahl der patches von je 10 m Seitenlänge definiert und umfaßten die Varianten 2x2 (0.04 ha), 4x4 (0.16 ha), 6x6 (0.36 ha), 8x8 (0.64 ha), 10x10 (1.0 ha), 12x12 (1.44 ha und 14x14 (1.96 ha). Um das Problem von Flächenrändern zu vermeiden, wurden sämtliche Flächen im Sinne eines "selbstähnlichen" Waldes behandelt. Am südlichen Rand der definierten patches werden somit die patches des nördlichen Randes angeschlossen und vice versa (vgl. Weishampel und Urban 1996).

Tabelle 5-1. Ausgewählte Standorte zur Analyse des Effektes der Flächengröße.- T_Y = Jahresmitteltemperatur (1961-90), P_Y = durchschnittliche Jahresniederschlagssumme (1961-90), CN = C/N-Verhältnis der obersten 30 cm Mineralboden, WHC = Wasserspeicherkapazität, PNV 8 = Eichen-Hainbuchenwald, PNV 6 = Fichten-Tannen-Buchenwald, PNV 5 = Fichten-Tannenwald.

Table 5-1. Selected sites for the analysis of the effects of the simulated area on model output.- T_Y = annual mean temperature (1961-95), P_Y = annual mean precipitation (1961-95), CN = C/N-ratio of the uppermost 30 cm mineral soil, WHC = site water holding capacity, PNV 8 = oak/hornbeam-forest, PNV 6 = spruce/fir/beechn-forest, PNV 5 = spruce/fir-forest.

Standort (ÖWBZI-ID)	PNV (FBVA 1995)	Seehöhe [m]	T_Y [°C]	P_Y [mm]	PH	CN	WHC [cm]
488	8	600	7.9	802	4.0	32.5	12.6
170	6	630	7.2	985	3.8	23.8	28.3
413	5	1540	3.8	1229	4.8	10.8	19.2

Für die simulierten artspezifischen Biomassen konnte erwartungsgemäß in den wenigsten Fällen die Hypothese der Normalverteilung aufrecht gehalten werden. Das Konvergenzverhalten wurde daher graphisch über den Parameter q (Gleichung 5-30) beurteilt.

$$q = \frac{(Q_3 - Q_1)}{m} \quad (5-30)$$

$Q_3 - Q_1$ = Interquartilabstand
 m = Median

Um mögliche Effekte von Zeitpunkt und Periodenlänge bei der Ermittlung des "steady states" zu identifizieren, wurden je Simulationslauf insgesamt 9 "steady state"-Vegetationszusammensetzungen ermittelt (Tabelle 5-2). Mittels nicht-parametrischer Tests (Kruskall-Wallis-Test für mehr als zwei unabhängige Stichproben, Friedman-Test für mehr als zwei abhängige Stichproben) wurden die Biomassen ausgewählter typischer Baumarten je Standort auf Effekte des Zeitpunktes und der Periodenlänge sowie auf den Effekt der Flächengröße getestet (vgl. Tabelle 5-2). Für den Fall signifikanter Ergebnisse wurden mittels Mann-Whitney-U-Tests (für zwei unabhängige Stichproben) bzw. mittels Wilcoxon-Tests (für zwei abhängige Stichproben) auf paarweise Unterschiede innerhalb der Faktorguppen geprüft. Ab mehr als vier paarweise zu vergleichenden Größen wurde α mittels Bonferroni-Korrektur modifiziert (Bortz et al. 1990).

Tabelle 5-2. Experiment zur Ermittlung der simulierten "steady state"-Vegetationszusammensetzung. Effekte: Zeitpunkt, Periodenlänge, Flächengröße (nicht dargestellt).

Table 5-2. Experimental design in estimating the steady state species composition. Main effects: point in time, period of time, simulated area (not shown).

Zeitpunkt [Simulationsjahr]	Periodenlänge [Jahre]		
	100	200	300
600	500-600	400-600	300-600
1000	900-1000	800-1000	700-1000
1500	1400-1500	1300-1500	1200-1500

5.5.3 Ergebnisse

Auf allen analysierten Standorten bestehen zum Bezugszeitpunkt "Simulationsjahr 600" für einen Großteil der simulierten Flächengrößen signifikante Unterschiede zwischen den mit unterschiedlichen Periodenlängen ermittelten baumartenspezifischen Biomassen (Tabelle 5-3). Dieser Anteil verringert sich für den Bezugszeitpunkt "Simulationsjahr 1000" deutlich und ist auf Flächengrößen über 0.36 ha (6 x 6 patches) beschränkt. Zum Bezugszeitpunkt "Simulationsjahr 1500" bestehen nur mehr für Standort 413 auf den größten Flächen signifikante Unterschiede zwischen den Periodenlängen. In den meisten dieser Fälle unterschieden sich die artspezifischen Biomassen, die anhand der 100-jährige Periode ermittelt wurden, von den übrigen ($\alpha = 0.05$). Wird der Effekt des Bezugszeitpunktes betrachtet, zeigten sich für Periodenlängen von 300 Jahren für fast alle Flächengrößen, Standorte und Baumarten signifikante Unterschiede, die in paarweisen Tests (Wilcoxon) immer auf den Zeitpunkt "Simulationsjahr 600" zurückzuführen waren. Die mit Bezug auf die Simulationsjahre 1000 und 1500 ermittelten artspezifischen Biomassen unterschieden sich im Allgemeinen nicht signifikant voneinander.

Aus Tabelle 5-4 ist ersichtlich, daß auf allen Standorten die Flächengröße zumindest für einzelne Baumarten einen signifikanten Effekt ausübt. Auf den ersten Blick scheint kein konsistentes Muster für die drei untersuchten Standorte zu bestehen. Detailliertere Analysen ergaben, daß sich im Falle von signifikanten Unterschieden zwischen den berücksichtigten Flächengrößen im Allgemeinen immer die kleinsten Flächengrößen 0.04 ha (2x2) und 0.16 ha (4x4) von allen anderen signifikant unterschieden und sich signifikante Unterschiede (Bonferroni-Korrektur für α) zwischen größeren Flächenvarianten für die Bezugsjahre 1000 und 1500 als Ausnahme erwiesen.

Tabelle 5-3. Effekt der Periodenlänge (100, 200, 300 Jahre) bei gegebener Flächengröße (definiert über 100 m²-patches: 2x2, 4x4, 6x6, 8x8, 10x10, 12x12, 14x14) für drei Zeitpunkte. – FS = *Fagus sylvatica*, QR = *Quercus robur*, PA = *Picea abies*, AA = *Abies alba*, QP = *Quercus petraea*, PS = *Pinus sylvestris*. n.s. = für keine Flächengröße signifikant bei $\alpha = 0.05$. Tests: Friedman, Wilcoxon.

Table 5-3. Effect of "period of time" at three points in time for different simulated areas (characterized by the number of quadratic 100 m² – patches: 2x2, 4x4, 6x6, 8x8, 10x10, 12x12, 14x14).- FS = *Fagus sylvatica*, QR = *Quercus robur*, PA = *Picea abies*, AA = *Abies alba*, QP = *Quercus petraea*, PS = *Pinus sylvestris*. n.s. = not signifikant at $\alpha = 0.05$ for all simulated areas. Tests: Friedman, Wilcoxon.

Zeitpunkt	Standort 170			Standort 488			Standort 413		
	FS	PA	QR	QP	PS	FS	PA	AA	FS
600	Alle	>6x6	>8x8	alle	>8x8	alle	alle	Alle	>8x8
1000	>14x14	>8x8	n.s.	n.s.	10x10	8x8	>8x8	>6x6	>10x10
1500	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	14x14	>12x12	>10x10

Tabelle 5-4. Effekt der Flächengröße bei gegebener Periodenlänge und Zeitpunkt.- FS = *Fagus sylvatica*, QR = *Quercus robur*, PA = *Picea abies*, AA = *Abies alba*, QP = *Quercus petraea*, PS = *Pinus sylvestris*. n.s. = keine signifikanten Unterschiede zwischen den Flächengrößen bei $\alpha = 0.05$, * = signifikante Unterschiede bei $\alpha = 0.05$, *** = signifikante Unterschiede bei $\alpha = 0.001$. Test: Kruskal-Wallis.

Table 5-4. Effect of "simulated area" for given "period of time" and "point in time".- FS = *Fagus sylvatica*, QR = *Quercus robur*, PA = *Picea abies*, AA = *Abies alba*, QP = *Quercus petraea*, PS = *Pinus sylvestris*. n.s. = no significant differences among simulated areas at $\alpha = 0.05$, * = significant at $\alpha = 0.05$, *** = significant at $\alpha = 0.001$. Test: Kruskal-Wallis.

Zeitpunkt	Periode	Standort 170			Standort 488			Standort 413		
		FS	PA	QR	QP	PS	FS	PA	AA	FS
600	300	***	***	*	n.s.	***	***	***	***	*
1000	300	***	***	n.s.	*	***	***	***	***	n.s.
1500	300	**	***	n.s.	n.s.	n.s.	***	***	n.s.	n.s.

Durch die bisherigen Analysen wurde festgestellt, ob bzw. welche Effekte auf die geschätzte "steady state" - Baumartenzusammensetzung durch unterschiedliche Bezugszeitpunkte, verschieden lange Perioden zur Ermittlung der artspezifischen Biomassen bzw. durch unterschiedlich große simulierte Flächen auftreten. Die Abbildung 5-9 zeigt am Beispiel des Standortes 170 die auf unterschiedlich großen Flächen simulierten Biomassen (Simulationsdauer 1500 Jahre, Periodenlänge zur Ermittlung des "steady state" 300 Jahre) von charakteristischen Baumarten unterschiedlicher Dominanzklassen (*Quercus robur*: beigemischt, *Picea abies*: codominant, *Fagus sylvatica*: dominant). Deutlich ist zu erkennen, daß bis zu Flächengrößen von etwa 0.36 ha (6 x 6 patches) die Streuung rasch abnimmt. Über Flächen von 1.0 ha (10 x 10 patches) weiter zunehmende Flächengrößen können offensichtlich die Variabilität des betrachteten Modelloutputs nicht mehr weiter reduzieren. In simulierten Mischbeständen aus

schattenintoleranten und -toleranten Baumarten scheinen schattentolerante Baumarten wie etwa *Fagus sylvatica*, *Abies alba* oder auch *Picea abies* bei kleinen Flächengrößen im Vergleich zu größeren geringere Biomassen aufzuweisen. Dieser Effekt ist aber offenbar zusätzlich von anderen Faktoren abhängig. Ab Flächengrößen von etwa 0,36 ha ist er zudem kaum mehr zu bemerken. In den Abbildungen 5-10a-c ist der Konvergenzindikator q für ausgewählte Baumarten für alle drei analysierten Standorte dargestellt. Zu beachten ist, daß sich q nicht nach absoluten Werten vergleichen läßt.

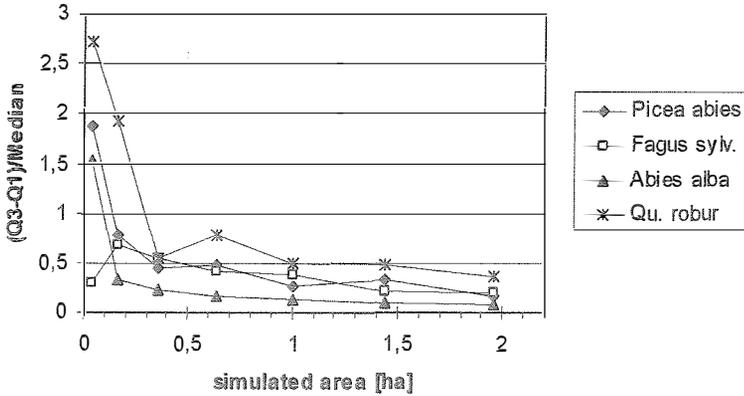


Abbildung 5-10a. Konvergenzverhalten ausgewählter artspezifischer Biomassen für Standort 170.- Simulationsdauer 1500 Jahre, Periodenlänge zu Ermittlung des "steady state" 300 Jahre.
Figure 5-10a. Convergence of selected species biomass at site 170.- Simulation period 1500 years, period for determining the steady state species composition 300 years.

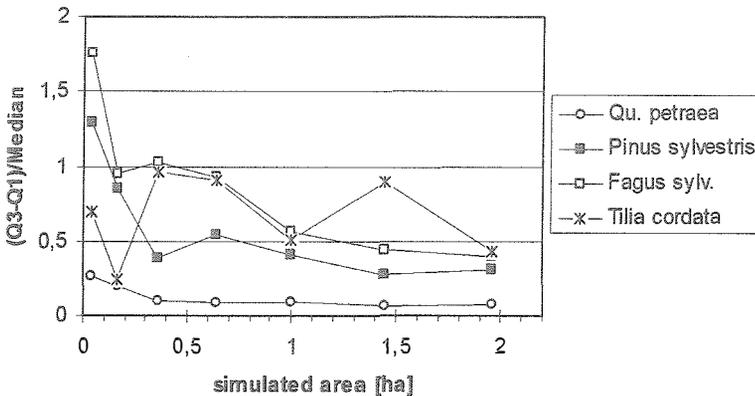


Abbildung 5-10b. Konvergenzverhalten ausgewählter artspezifischer Biomassen für Standort 488.- Simulationsdauer 1500 Jahre, Periodenlänge zu Ermittlung des "steady state" 300 Jahre.
Figure 5-10b. Convergence of selected species biomass at site 488.- Simulation period 1500 years, period for determining the steady state species composition 300 years.

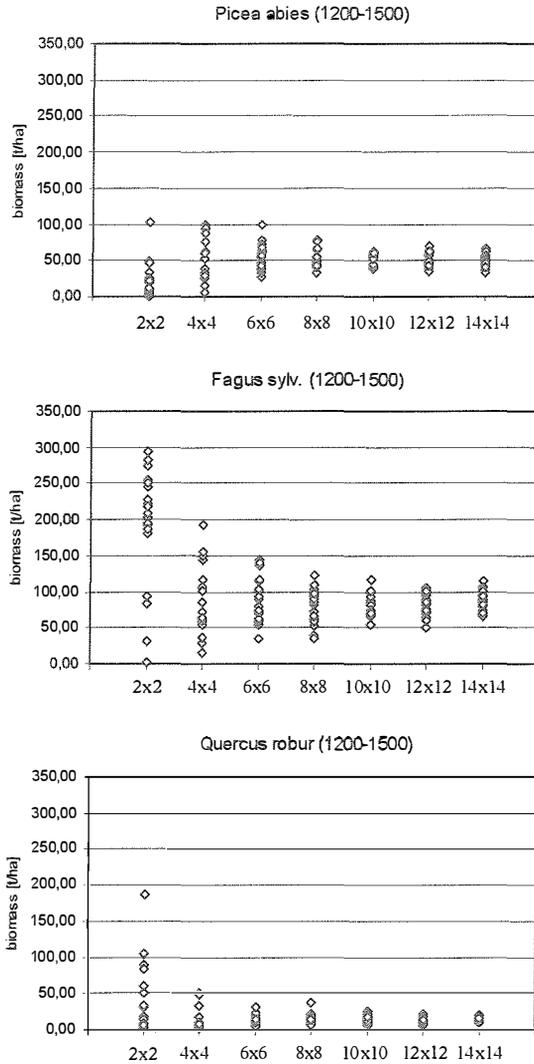


Abbildung 5-9. Simulierte Biomassen für *Quercus robur*, *Picea abies* und *Fagus sylvatica* in Abhängigkeit von der Größe der simulierten Fläche.- Standort 170, Simulationsdauer 1500 Jahre, Periodenlänge zu Ermittlung des "steady state" 300 Jahre.

Figure 5-9. Simulated aboveground biomass for *Quercus robur*, *Picea abies* and *Fagus sylvatica* for different simulated areas.- Site 170, simulation period 1500 years, period for determining the steady state species composition 300 years.

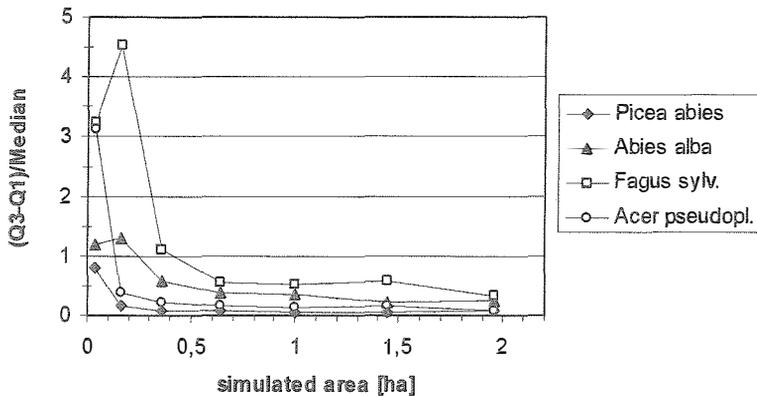


Abbildung 5-10c. Konvergenzverhalten ausgewählter artspezifischer Biomassen für Standort 413.- Simulationsdauer 1500 Jahre, Periodenlänge zu Ermittlung des "steady state" 300 Jahre.
Figure 5-10c. Convergence of selected species biomass at site 413.- Simulation period 1500 years, period for determining the steady state species composition 300 years.

5.5.4 Diskussion und Folgerungen

Das beschriebene Experiment sollte Aufschluß darüber geben, unter welchen Prämissen mit dem patch-Modell PICUS v1.2 robuste Schätzungen der Equilibrium-Baumartenzusammensetzung (i.e., potentielle natürliche Vegetation (PNV) sensu Tüxen (1956)) möglich sind. Alle drei analysierten Faktoren (Simulationsdauer, Periodenlänge zur Ermittlung des Equilibriums, simulierte Fläche) beeinflussten in unterschiedlichem Ausmaß die simulierten artspezifischen Biomassen im Equilibrium. Für das Outputmerkmal "Baumartenzusammensetzung im Equilibrium" kann, gestützt auf die Ergebnisse der beschriebenen Simulationsexperimente, zusammenfassend gefolgert werden:

- beginnen die Simulationsläufe bei Kahlfächenbedingungen ("bare ground"), ist in den analysierten Ökosystemen eine Simulationsdauer von mindestens 1000 Jahren erforderlich,
- die Periodenlänge zur Ermittlung des Equilibriumzustandes sollte nicht kürzer als 200 Jahre gewählt werden,
- für alle drei analysierten Standorte gilt, daß für PICUS v1.2 eine selbständige Fläche von 1.0 ha eine akzeptable Flächengröße zur Simulation von "steady state" - Baumartenzusammensetzungen zu sein scheint,
- am Beispiel von *Quercus robur* auf Standort 170 (Abb. 5-10a) und *Tilia cordata* (Abb. 5-10c) wird auch ersichtlich, daß die simulierten Biomassen beigemischter Baumarten offensichtlich erst bei größeren Flächen, wenn überhaupt, konvergieren.

Die Simulation einer 1.0 ha großen selbstähnlichen Fläche mit 26 potentiell vertretenen Baumarten in Einjahresintervallen über 1500 Jahre benötigt auf einem Rechner der Klasse Pentium III 450 Mhz mit Dualprozessor etwa 40 Minuten. Diese Zeit schwankt beträchtlich in Abhängigkeit der Anzahl der tatsächlich vertretenen Baumarten und ist hauptsächlich auf die aufwendigen Algorithmen des Verjüngungsmoduls zurückzuführen. Angesichts des geringen Grenznutzens von Flächengrößen über 1.0 ha empfiehlt sich für Simulationen mit PICUS die Verwendung dieser Flächengröße.

Systematische Analysen für andere Modelle sind in der Literatur kaum vertreten. Eine Ausnahme bildet die Arbeit von Bugmann (1994). Im Vergleich zu dessen Ergebnissen für das Modell FORECE scheint die für PICUS v1.2 erforderliche Minimumnachhaltsfläche in bezug auf die Baumartenzusammensetzung im Equilibrium deutlich geringer zu sein. Allerdings können die Hektarangaben zur erforderlichen Nachhaltsflächengröße wohl weder aus Bugmann (1994) noch aus dem vorliegenden Experiment verallgemeinert werden.

6 ANALYSE DER UNSICHERHEIT VON SIMULIERTER VEGETATION AUFGRUND FEHLERBEHAFTETER INPUTGRÖSSEN

6.1 Allgemeines

Output eines Simulationsmodelles kann aus unterschiedlichen Gründen mit Unsicherheit behaftet sein. Prinzipiell unterscheiden v.d.Voet und Mohren (1994) als Ursachen inkorrekte Modellstruktur und Unsicherheit in numerischen Inputs. Letzteres kann sich sowohl auf Parameterschätzungen als auch auf Initialisierungsmerkmale und die das Modell treibenden Variablen beziehen (Klepper 1997, O'Neill und Gardner 1979). Gründe für solche Unsicherheiten können unvollständiges oder mangelhaftes Wissen oder auch im Modell nicht berücksichtigte Variabilität des modellierten Systems selbst sein (Botkin und Nisbet 1992). Techniken zur Modellevaluierung umfassen daher auch so verschiedene Ansätze wie Strukturanalyse (Vergleich mehrerer Modelle, die unterschiedliche Formulierungen desselben Prozesses beinhalten), Sensitivitätsanalyse und Unsicherheitsanalyse. Die beiden letzteren Methoden weisen in bezug auf deren Durchführung Ähnlichkeiten auf und dementsprechend "unsicher" scheint auch der Gebrauch dieser Begriffe in der Literatur zu sein (vgl. Mayer und Butler 1993, Power 1993, Summers et al. 1993, Smith und Rose 1995, v.d.Voet und Mohren 1994, Klepper 1997, Vanclay und Skovsgaard 1997). Zur Klärung dieser Begriffe wird in dieser Arbeit Morgan und Henrion (1990) und Loehle (1997) gefolgt, denen zufolge Sensitivitätsanalysen den Effekt von Änderungen in Modellparametern quantifizieren, Unsicherheitsanalysen hingegen die Unsicherheit (i.e., die Variabilität) in Modelloutputgrößen infolge von Unsicherheit in Inputgrößen darstellen.

Im Gegensatz zu datenorientierten "statistischen" Modellen kann im Falle von mechanistisch orientierten Modellen selten auf eine repräsentative Datenbasis zur Parameterschätzung zurückgegriffen werden. Üblicherweise basieren Parameterschätzungen in diesen Fällen auf schwierig zu extrapolierenden räumlich und zeitlich limitierten Experimenten, auf Literaturangaben oder auch auf noch stärker subjektiv beeinflussbaren Quellen (Guan et al. 1998, Bossel 1992). In solchen Fällen können Sensitivitätsanalysen Aufschluß darüber geben, welche Modellparameter den Modelloutput am stärksten beeinflussen. Prinzipiell sind zwei Ansätze möglich. Entweder wird ein Parameter nach dem anderen verändert und jedesmal ein Simulationslauf durchgeführt oder es kommen Monte Carlo Methoden zur Anwendung (Gardner et al. 1981), bei denen wiederholt der komplette zu testende Parametersatz aus jeweils parameterspezifischen Verteilungen generiert wird. Für patch-Modelle wurden Sensitivitätsanalysen u.a. von Leemans (1991), Kräuchi (1994), Bugmann (1994) und Huth und Ditzer (2000) durchgeführt. Dabei wurde im Allgemeinen getestet, wie einzelne Outputgrößen (z.B. artspezifische Biomassenanteile an der "steady state" - Vegetationszusammensetzung) auf Veränderungen der Modellparameter reagieren. Meistens wurden in diesen Experimenten die artspezifischen Parameter, die die Umweltresponse der modellierten Baumarten definieren, analysiert. Huth und Ditzer (2000) schlagen vor, mehr als eine abhängige Variable für Sensitivitätsanalysen zu benutzen. Üblicherweise wurden Sensitivitätsanalysen in univariaten Ansätzen durchgeführt (d.h. der Effekt von Parameteränderungen wurde Parameter für Parameter analysiert, während die übrigen Parameter konstant gehalten wurden). Dieses Vorgehen erscheint verständlich, wenn man bedenkt, daß in patch-Modellen zwischen 200 und 300 solcher Parameter vorhanden sind (vgl. Bugmann 1994, Leemans 1991, Lexer und Hönninger 2001).

Unsicherheitsanalysen analysieren, wie sich Unsicherheit in Initialisierungsparametern oder externen treibenden Variablen im Modell fortpflanzen und auf den Modelloutput auswirken.

Unsicherheitsanalysen von komplexen Vegetationsmodellen wurden bisher relativ selten durchgeführt. Ein Beispiel stellt die Arbeit von v.d.Voet und Mohren (1994) dar, in der die Wachstumsraten von Douglasie bezüglich des Effektes von unsicheren Parameterschätzungen analysiert wurden. Hintergrund des vorliegenden Experiments ist der Umstand, daß benötigte Information zu Bodenmerkmalen oder Klima in räumlich expliziten Simulationsstudien fast immer geschätzt und damit mit Schätzfehlern behaftet ist (Lexer et al. 2000b, Kienast et al. 1996, Bolliger et al. 2000). Aufgrund des häufigen Einsatzes von patch-Modellen in der Klimafolgen- und Biodiversitätsforschung auf regionaler und nationaler Ebene erscheint es allerdings von zunehmendem Interesse, mögliche Unsicherheiten in simulierten Größen (meist als assessment endpoints sensu Suter (1993) in Risikostudien verwendet) aufgrund von fehlerbehafteten Inputs zu analysieren.

Eine Vielzahl von Methoden stehen für solche Analysen zur Verfügung. Für einen Überblick wird u.a. auf Jackson et al (1981) und Iman und Helton (1988) verwiesen. Da komplexere Modelle mit vielen involvierten und möglicherweise auch diskontinuierlichen Gleichungen mit analytischen Methoden kaum zu analysieren sind (vgl. Hwang et al. 1978, Hall et al. 1982) bieten sich Methoden der Monte Carlo – Simulation an (Morgan und Henrion 1990). Voraussetzung dazu ist die Kenntnis (oder zumindest die Definition) der Fehlerverteilung der Inputvariablen. Zufallsrealisierungen jeder Inputvariable basierend auf diesen Fehlerverteilungen werden zu Inputsets zusammengestellt (dabei können auch Abhängigkeiten zwischen den Inputvariablen berücksichtigt werden), die Simulationen werden mit diesen Sets durchgeführt und die Verteilung der interessierenden Outputgrößen wird charakterisiert. Schließlich werden die Beziehungen zwischen den Inputs und den Outputs analysiert um die den Output am stärksten beeinflussenden Inputvariablen zu identifizieren. Die Stichprobe aus den Fehlerverteilungen kann als einfache Zufallsstichprobe (random sampling) oder mittels die Effizienz steigernder stratifizierender Ansätze wie etwa dem Latin Hypercube Sampling (LHS) (Iman et al. 1980) erfolgen. Für LHS wird die entsprechende Fehlerverteilung einer Variable in m Intervalle gleicher Wahrscheinlichkeit unterteilt. Im einfachsten Fall des LHS wird nun eine Zufallsstichprobe aus jedem Intervall (m) gezogen. Durch die gleichmäßigere Verteilung der Stichproben werden üblicherweise Mittelwert und Varianz der unterliegenden Fehlerverteilung besser repräsentiert. Ein Nachteil des LHS ist allerdings die nun notwendige aufwendigere Berechnung von Verteilungsstatistiken wegen der natürlich nicht mehr gegebenen vollständigen Unabhängigkeit der einzelnen Variablenrealisierungen (Morgan und Henrion 1990).

6.2 Daten

In der gegenständlichen Arbeit wird ein dynamisches Vegetationsmodell vom patch-Modelltyp auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldinventur zur Simulation der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft (PNV sensu Tüxen, 1957) eingesetzt. Die für Initialisierung und Betrieb des Modelles notwendigen Variablen (Tabelle 6-1) werden von der ÖWI allerdings nicht direkt zur Verfügung gestellt.

Tabelle 6-1. Benötigte Schlüsselparameter zur Initialisierung und zum Betrieb des Modelles PICUS v1.2 auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldinventur.

Table 6-1. Required variables to initialize and drive PICUS v1.2 at sample points of the Austrian Forest Inventory.

Variable	Charakterisierung	Quelle
WHC	Wasserspeicherkapazität des Mineralbodens (bis zu einer maximalen Tiefe von 100 cm)	Lexer und Hönninger (1998)
PH	PH-Wert der obersten 30 cm Mineralboden	Lexer et al. (1999)
CN	C/N-Verhältnis der obersten 30 cm Mineralboden	Lexer et al. (1999)
$T_{av(m)}$	Mittelwert der Lufttemperatur im Monat (m) aus der Periode 1961-1990	Lexer et al. (in preparation), Scheifinger (unpublished)
$SD_{T_{av(m)}}$	Standardabweichung von $T_{av(m)}$	Lexer et al. (in preparation), Scheifinger (unpublished)
$P_{av(m)}$	Mittelwert der Niederschlagssumme im Monat (m) aus der Periode 1961-1990	Lexer et al. (in preparation), Scheifinger (unpublished)
$SD_{P(m)}$	Standardabweichung von $P_{av(m)}$	Lexer et al. (in preparation), Scheifinger (unpublished)

Mittels probabilistischer Ansätze (Lexer und Hönninger 1998b, Lexer et al. 1999) werden die für die Initialisierung des Modelles erforderlichen Bodenparameter Wasserspeicherkapazität (WHC), pH-Wert des Mineralbodens (PH) und das C/N-Verhältnis des Mineralbodens (CN) geschätzt. Aus Analysen von Lexer und Hönninger (1998b) und Lexer et al. (1999) sind die bei der Schätzung der Parameter WHC, PH und CN entstehenden Fehler zumindest näherungsweise bekannt (Tabelle 6-2).

Tabelle 6-2. Kennwerte zur Charakterisierung der Fehlerverteilung für in der Unsicherheitsanalyse berücksichtigten Variablen.- Schätzfehler für Temperatur (T) bezogen auf Höhenzone 1 (< 700 m a.s.l.).

Table 6-2. Characteristics of the error distribution of variables considered in the uncertainty analysis.- Figures for temperature (T) are valid for altitudes below 700 m a.s.l.

Variable	N	Mean	SD
Δ WHC	381	-0.8828	4.5537
Δ PH	425	-0.0870	0.7811
Δ CN	426	0.3286	7.3493
$\Delta T_{(1)}$	175	0.0461	0.6172
$\Delta T_{(2)}$	175	0.0191	0.4941
$\Delta T_{(3)}$	175	0.0044	0.4687
$\Delta T_{(4)}$	175	-0.0037	0.4437
$\Delta T_{(5)}$	175	0.0100	0.4282
$\Delta T_{(6)}$	175	-0.0040	0.4141
$\Delta T_{(7)}$	175	-0.0015	0.4921
$\Delta T_{(8)}$	175	0.0179	0.4949
$\Delta T_{(9)}$	175	0.0190	0.4609
$\Delta T_{(10)}$	175	0.0379	0.4540
$\Delta T_{(11)}$	175	0.0232	0.4254
$\Delta T_{(12)}$	175	0.0215	0.5833

Aus einem Kreuzvalidierungsverfahren standen Schätzfehler für das langjährige Monatsmittel sowohl für die Lufttemperatur als auch für die Niederschlagssumme (Tabelle 6-3) zur Verfügung (Scheifinger, unveröffentlicht). Da für die Klimaparameter genügend Beobachtungen vorlagen (vgl. Kapitel 4) wurden die entsprechenden Schätzfehler nach drei Höhenstufen stratifiziert analysiert. Basierend auf Scheifinger und Kromp-Kolb (2000) wurde davon ausgegangen, daß die Schätzfehler in größeren Höhen aufgrund der niedrigeren Anzahl von Wetterstationen im Allgemeinen größer sind.

Für die Unsicherheitsanalyse wurden drei Erhebungspunkte der ÖWBZI ausgewählt, die laut ÖWI typische Baumartenvergesellschaftungen als potentielle natürliche Vegetation aufweisen sollten (Tabelle 6-4).

Tabelle 6-3. Kennwerte zur Charakterisierung der Fehlerverteilung für in der Unsicherheitsanalyse berücksichtigte Inputvariable.- Schätzfehler für Niederschlag (P) bezogen auf Höhenzone 1 (< 700 m a.s.l.).

Table 6-3. Characteristics of the error distribution of variables considered in the uncertainty analysis.- Figures for precipitation (P) are valid for altitudes below 700 m a.s.l.

Parameter	n	Mean	SD	Beta-Verteilung (normalisiert)	
				c	d
$\Delta P_{(1)}$	391	0.8915	8.2529	8.2415	7.1459
$\Delta P_{(2)}$	391	0.8067	7.2282	7.7728	8.4172
$\Delta P_{(3)}$	391	0.9354	8.1313	9.8097	8.0814
$\Delta P_{(4)}$	391	0.3438	9.4953	6.9638	5.9321
$\Delta P_{(5)}$	391	0.6515	9.0565	7.3771	4.4908
$\Delta P_{(6)}$	391	0.6907	10.2465	8.7959	7.7595
$\Delta P_{(7)}$	391	0.3254	10.2384	7.3854	5.4453
$\Delta P_{(8)}$	391	0.2095	8.9590	9.3814	9.0532
$\Delta P_{(9)}$	391	0.2794	7.3641	7.2230	5.4779
$\Delta P_{(10)}$	391	-0.2973	7.1493	7.7764	4.3251
$\Delta P_{(11)}$	391	0.0969	9.1382	9.6996	6.1598
$\Delta P_{(12)}$	391	0.8397	9.4258	8.7685	7.1974

Tabelle 6-4. Ausgewählte Standorte für die Unsicherheitsanalyse von PICUS v1.2. - PNV-Typen: PNV 4 = montaner Fichtenwald, PNV 6 = Fichten-Tannen-Buchenwald, PNV 7 = Buchenwald.

Table 6-4. Sites used for the uncertainty analysis of PICUS v1.2.- PNV-types: PNV 4 = montane spruce forest, PNV 6 = spruce/fir/beech-forest, PNV 7 = beech-forest.

Standort ID	T _{year} [°C]	P _{year} [mm]	WHC [cm]	PH	CN	PNV (FBVA 1995)
2	4.59	1587	16.23	7.0	19.5	4
28	6.17	851	18.17	6.9	23.2	6
145	8.22	871	11.08	3.7	12.9	7

6.3 Methoden

Tests nach Shapiro und Wilks auf Normalverteilung der Schätzfehler für WHC, PH und CN erbrachten zwar signifikante Ergebnisse ($\alpha = 0.05$), die Fehler aller drei Bodenparameter wiesen jedoch eine symmetrische Verteilung auf. Versuche, das Datenmaterial mit anderen empirischen Verteilungsfunktionen zu beschreiben, erbrachten keine wesentlich besseren Ergebnisse. Da die festgestellten Abweichungen als nicht gravierend eingeschätzt wurden, kamen zur Beschreibung

der Fehlerverteilung der Bodenparameter Normalverteilungen zur Anwendung. Mittels einfacher Zufallsstichproben wurden je Standort und Parameter jeweils 100 Schätzfehler generiert und ausgehend von den ursprünglichen Schätzwerten der Variablen auf den drei Standorten ("best estimate") zufällig zu Initialisierungssets zusammengestellt. WHC, PH und CN wurden nach Lexer und Hönninger (1998b) und Lexer et al. (1999) unabhängig voneinander geschätzt. Für WHC wurde für die Simulationsexperimente wiederum ein Mindestwert von 5 cm festgesetzt.

Im Klimagenerator werden Monatsmittelwerte der Lufttemperatur sowie die Standardabweichung von Monateinzelwerten um dieses Mittel verwendet, um modellintern stochastisch Klimareihen zu generieren. Es wurde davon ausgegangen, daß primär der Fehler, mit dem das langjährige Mittel behaftet ist, von Interesse ist. Im vorliegenden Fall konnte für den Schätzfehler der Lufttemperatur in den meisten Fällen die Nullhypothese über das Vorliegen einer Normalverteilung bei $\alpha = 0.05$ nicht verworfen werden (Test nach Shapiro und Wilks). Die aktuelle Standardversion PICUS v1.2 verwendet zur Beschreibung der Niederschlagsverteilung eine 2-parametrische Gammaverteilung. Für diesen Fall würde sich eine Fehlerberechnung als relativ komplexe Aufgabe darstellen. Aus Gründen der Einfachheit wurde daher eine ältere Version des in PICUS integrierten Klimagenerators (Modellversion PICUS v1.0) für die vorliegende Unsicherheitsanalyse verwendet, die auch die Niederschlagsverteilung mittels Normalverteilung approximiert. Der Schätzfehler für den mittleren monatlichen Niederschlag konnte mit einer 2-parametrischen Beta-Verteilung am besten beschrieben werden (vgl. Tabelle 6-3). Es wurde sowohl für die Lufttemperatur als auch für die Niederschlagssumme unterstellt, daß die Streuung der einzelnen Monatswerte um den jeweiligen Mittelwert konstant bleibt. Das Schema der durchgeführten Unsicherheitsanalyse ist in Abbildung 6-1 dargestellt.

Für alle drei ausgewählten Standorte wurden jeweils 100 Szenarios über 1500 Jahre beginnend von einer Kahlfläche simuliert. Das Mittel der baumartenspezifischen Biomassenanteile der Simulationsjahre 1200 bis 1500 wurde als Schätzer für die "steady state" - Vegetationszusammensetzung verwendet. Das Klassifikationsschema von Starlinger (vgl. Kapitel 4) wurde eingesetzt, um die simulierte Baumartenvergesellschaftung einem bestimmten PNV-Typ der ÖWI (FBVA 1995) zuzuordnen.

An deskriptiven Statistiken wurden für jeden analysierten Standort die resultierenden Verteilungen der Biomassen ausgewählter Baumarten dargestellt sowie die entsprechenden PNV-Typen zugeordnet. Interessiert in erster Linie der simulierte PNV-Typ als Output, ist es von Interesse, welche Faktoren bzw. Faktorkombinationen die Wahrscheinlichkeit, den "wahren" PNV-Typ zu simulieren, beeinflussen. Zu diesem Zweck wurden schrittweise logistische Regressionsmodelle ($\alpha = 0.05$ für die Aufnahme einer Prediktorvariablen, $\alpha = 0.10$ für den Verbleib im Modell) eingesetzt, die die Abweichungswahrscheinlichkeit des simulierten PNV-Typs vom laut ÖWI erwarteten PNV-Typ beschreiben. Die standardisierten Modellkoeffizienten dienen wiederum als Indikatoren für die relative Bedeutung der beteiligten Prediktoren zur Erklärung der Variabilität in der PNV-Kategorie.

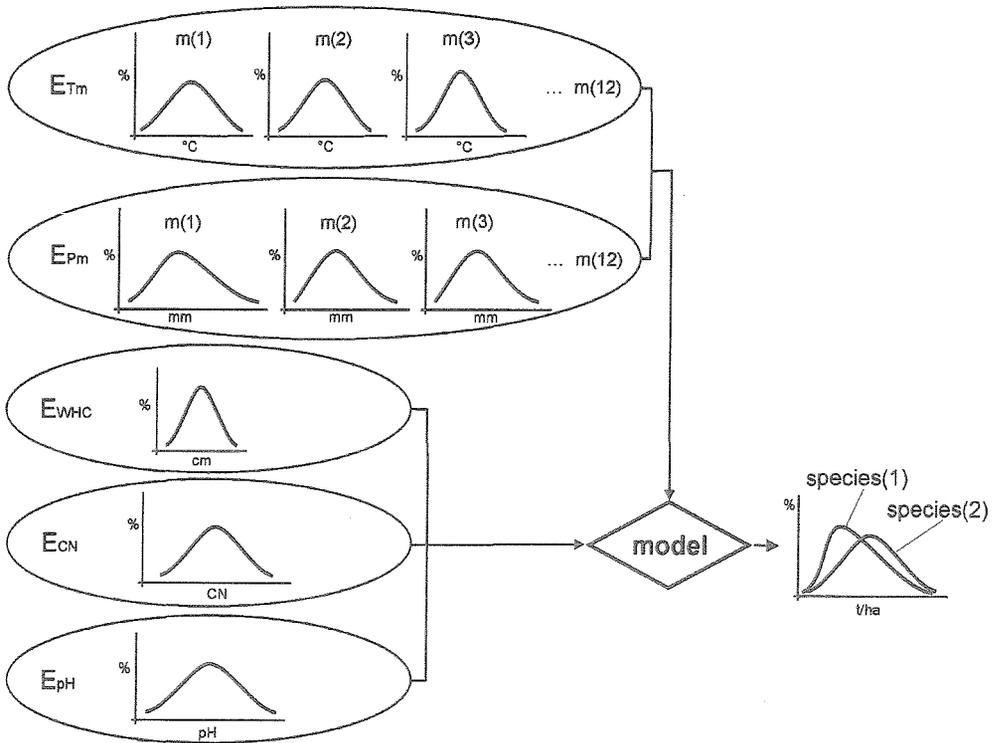


Abbildung 6-1. Schematische Darstellung der durchgeführten Unsicherheitsanalyse mit dem dynamischen Vegetationsmodell PICUS.

Figure 6-1. Schematic representation of the uncertainty analysis of the dynamic vegetation simulator PICUS.

Um den Beitrag der einzelnen Inputvariablen zur Variabilität artspezifischer Outputvariablen (Biomasse/ha) zu quantifizieren, wurden in einem ersten Schritt einfache univariate Pearson'sche Korrelationskoeffizienten zwischen Input- und Outputgrößen berechnet. Korrelationsmaße stellen einen globalen Schätzer für den linearen Beitrag jeder Inputvariable über die gemeinsame Verteilung aller übrigen beteiligten Inputvariablen dar. Weiters wurden schrittweise lineare multiple Regressionsmodelle für simulierte artspezifische Biomassen erstellt ($\alpha = 0.05$ für die Aufnahme eines Prediktors ins Modell, $\alpha = 0.10$ für den Verbleib im Modell bei Hinzunahme weiterer Prediktoren). Die Varianzinflation (VIF) wurde zur Kontrolle möglicher Multikollinearität, Residualplots zur Überprüfung der modellierten Zusammenhänge, die standardisierten Regressionskoeffizienten SRC (Gleichung 6-1) als Indikator für den Einfluß der Inputvariablen auf die analysierte Outputgröße verwendet (Morgan und Henrion 1990).

$$SRC(x_i, y) = \frac{b_i \times s_i}{s_y} \quad (6-1)$$

s_i = Standardabweichung von x_i
 b_i = Koeffizient für x_i
 s_y = Standardabweichung von y

Als potentielle Prediktorvariable wurden in den Analysen WHC, PH, CN, der Niederschlag in der Vegetationsperiode PVEG (April-September), der Jahresniederschlag (PYEAR), die effektive Temperatursumme >5.5 °C (GDD), die Winterminimumtemperatur (TMIN) als kältestes Monatsmittel des Jahres, die quadratischen Terme für PH, CN und GDD sowie als Wechselwirkungsterme die Quotienten aus WHC und CN (WHC/CN), aus GDD und PVEG (GDD/PVEG), die Kombination von WHC und PVEG (WHCxPVEG) sowie die Wechselwirkungen von WHC und PH (WHCxPH) und PH und CN (PH/CN) verwendet.

6.4 Ergebnisse

6.4.1 Standort 145 (Buchenwald)

Auf dem Erhebungspunkt 145 wird laut ÖWI Buchenwald (PNV-Typ 7) als potentielle natürliche Vegetation angesprochen. Die simulierten "steady state" - Baumartenzusammensetzungen der insgesamt 100 Simulationsläufe wurden nach PNV-Typen klassifiziert und in Abbildung 6-2 dargestellt.

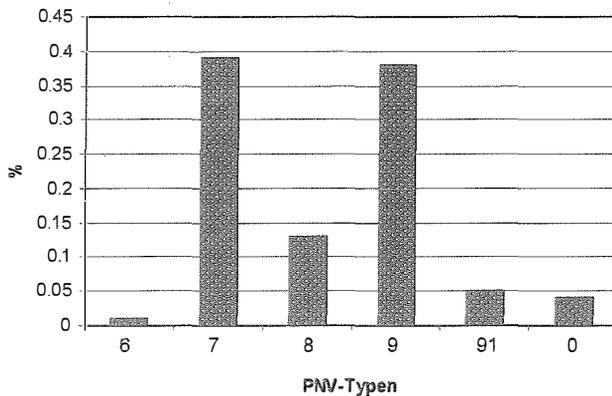


Abbildung 6-2. Verteilung simulierter PNV-Typen (FBVA 1995) für Standort 145.- 0 = nicht klassifiziert, PNV 6 = Fichten-Tannen-Buchenwald, PNV 7 = Buchenwald, PNV 8 = Eichen-Hainbuchenwald, PNV 9 = Kiefern-Stieleichenwald/bodensaurer Eichenwald, PNV 91 = subkontinentaler Eichenmischwald. N = 100.

Figure 6-2. Relative frequency of simulated PNV-types (FBVA 1995) at site 145.- 0 = not classified, PNV 6 = spruce/fir/beech-forest, PNV 7 = beech forest, PNV 8 = oak/hornbeam-forest, PNV 9 = pine/oak-forest, PNV 91 = mixed oak forest. N = 100.

Insgesamt konnten nur vier simulierte Baumartenvergesellschaftungen keinem der PNV-Typen der Waldinventur zugeordnet werden. Neben 39 Buchenwaldgesellschaften (PNV 7) wurden 39 bodensaure Eichenwälder (PNV 9), 5 subkontinentale Eichenmischwälder (PNV 91) sowie ein Fichten-Tannen-Buchenwald (PNV 6) simuliert. Offensichtlich ist die Bandbreite von möglichen PNV-Typen auf Standort 145 weitestgehend auf Buchen- und Eichengesellschaften beschränkt. Die Wahrscheinlichkeit unter Berücksichtigung der Unsicherheit in den wichtigsten Initialisierungsmerkmalen als PNV einen Buchenwald zu simulieren beträgt demnach $p = 0.39$, die Wahrscheinlichkeit für einen Eichentyp immerhin $p = 0.56$. Bei Verwendung der bestmöglichen Schätzwerte für die Initialisierungsmerkmale ("best estimate") wird PNV-Typ 7 mit dominierender Buche simuliert (Abbildung 6-3). Die Verteilung der simulierten Biomassen von vier für Standort 145 charakteristischen Baumarten spiegelt das Ergebnis auf der Ebene der Waldgesellschaft (PNV-Typen) wider (Abbildung 6-4). In Tabelle 6-5 werden deskriptive Kennwerte für ausgewählte simulierte Baumarten sowie standörtliche Schlüsselmerkmale angeführt.

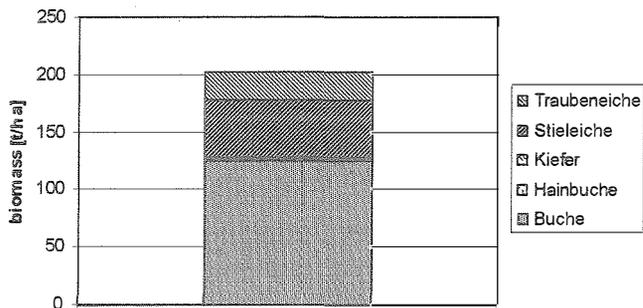


Abbildung 6-3. Mit "best estimate" – Werten für Boden- und Klimaparameter simulierte Equilibriumartenzusammensetzung für Standort 145.

Figure 6-3. Simulated steady state species composition with "best estimates" for soil and climate parameters at site 145.

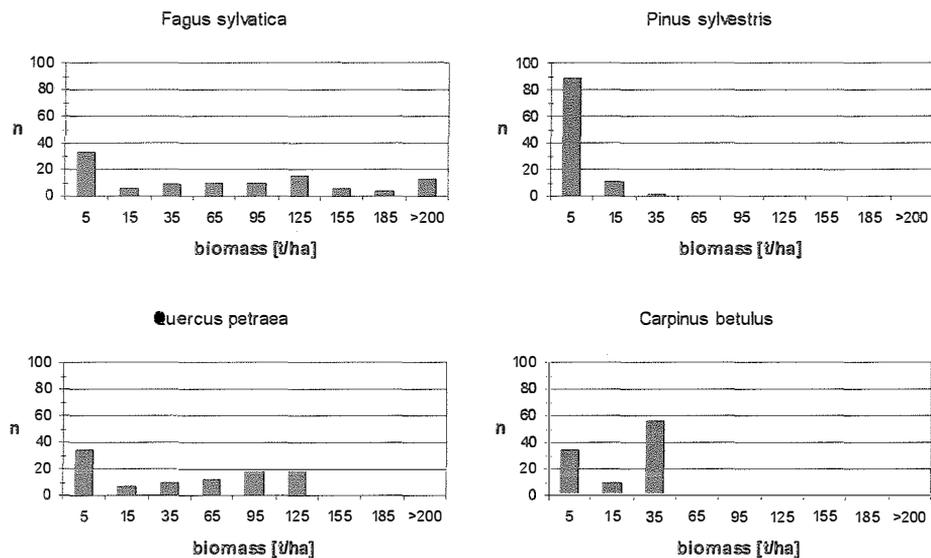


Abbildung 6-4. Verteilung simulierter Biomassen im Equilibrium für ausgewählte Baumarten auf Standort 145.

Figure 6-4. Distribution of simulated biomass for selected species of the steady state species composition at site 145.

Tabelle 6-5. Deskriptive Kennwerte von Standortssparametern und simulierten Baumartenbiomassen [t/ha] für Standort 145.

Table 6-5. Descriptive statistics of site parameters and simulated species biomass [t/ha] for site 145.

Baumart	N	Mittelwert	SD	Minimum	Maximum
Pinus sylvestris	100	4.25	4.59	0.1643	20.82
Carpinus betulus	100	18.86	14.16	0.0979	48.04
Fagus sylvatica	100	80.45	80.70	0.0042	278.07
Quercus petraea	100	54.71	46.79	0.3747	130.33
WHC [cm]	100	9.65	3.59	5.00	18.97
PVEG [mm]	100	535	25.87	474	594
GDD	100	1642	40	1554	1757
TMIN [°C]	100	-1.77	0.58	-3.39	-0.43
PH	100	3.87	0.83	2.72	7.02
CN	100	17.12	8.04	4.00	41.78
SMI	100	0.252	0.09	0.08	0.42

Die geschätzten Koeffizienten des Logit-Modelles zur Erklärung der Variabilität des simulierten PNV-Typs (vgl. Abbildung 6-1) sind in Tabelle 6-6 aufgelistet. Die Deviance Statistik ist mit $D = 34.15$ nicht signifikant ($\alpha = 0.05$). Neben der Temperatursumme GDD, die in Parabelform in das Modell eingeht, sind PH und CN signifikant. Das Modell laut Tabelle 6-6 weist ein $R_L^2 = 65.5$ auf (vgl. Gleichung 6-2).

$$R_L^2 = 100 \cdot \frac{(L_0 - L_p)}{(L_0 - L_s)} \quad (6-2)$$

L_0 = log likelihood des Modelles nur mit Interzept
 L_p = log likelihood des Modelles mit p Parametern
 L_s = log likelihood des gesättigten Modelles ($p = n$)

Das log likelihood des gesättigten Modells L_s wird nach Hosmer und Lemeshow (1989) nach Gleichung (6-3) geschätzt, wobei D die Deviance des parametrisierten Modells darstellt.

$$L_s = L_p + 0.5 \cdot D \quad (6-3)$$

Das Ergebnis (Tabelle 6-6) ist in bezug auf den signifikanten Effekt der Wasserspeicherkapazität (WHC) wenig überraschend. Unter der Annahme eines linearen Zusammenhanges erhöht sich die Wahrscheinlichkeit PNV-Typ 7 (Buchenwald) zu simulieren bei Zunahme von WHC um 1 cm etwa um den Faktor 2. Der starke Einfluß des pH-Wertes überrascht etwas, ist jedoch bei Berücksichtigung der höheren Toleranz von *Quercus* spp. – in diesem Fall vor allem *Quercus petraea* - in bezug auf niedrige pH-Werte gut erklärbar. Weder der Niederschlag direkt noch die effektive Temperatursumme (GDD) erweisen sich als signifikant. Bedenkt man die Form der Temperaturresponse in PICUS v1.2 überrascht letzteres wiederum wenig.

Tabelle 6-6. Signifikante Einflußfaktoren auf die Abweichung vom "wahren" PNV-Typ 7 auf Standort 145. - Modell: Logit.

Table 6-6. Parameters with significant effect on the divergence from the expected "true" PNV-type 7 at site 145. - Modell: Logit.

Variable	Schätzer	SD	Wald χ^2	SRC	Odds Ratio
Absolutglied	-12.1693				
PH	0.8750	0.3913	5.0010	0.4020	2.399
WHC	0.7565	0.1549	23.8490	1.4981	2.131

Aus Tabelle 6-7 ist deutlich das kontrastierende Verhalten der analysierten Baumarten zu entnehmen. *Pinus sylvestris* und *Quercus petraea* weisen qualitativ einen ähnlichen Zusammenhang mit den Inputgrößen auf. Je physiologisch seichtgründiger ein Standort (niedrige Werte für WHC), desto höher der Anteil dieser Baumarten. Der Zusammenhang mit PH und CN ist generell schwächer ausgeprägt. Im Allgemeinen korrelieren die Biomassen von *Pinus sylvestris* und *Quercus petraea* positiv mit PH und CN und weisen auf die im Modell enthaltene Toleranz dieser Baumarten in bezug auf die Nährstoffausstattung eines Standortes hin. *Carpinus betulus* und *Fagus sylvatica* zeigen das gegenteilige Verhalten.

Tabelle 6-7. Pearson Korrelationskoeffizienten für simulierte artspezifische Biomassen und Standortvariablen für Standort 145.

Table 6-7. Pearson correlation coefficients for simulated biomass of selected species and site parameters at site 145.

Variable	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Carpinus bet.</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Quercus petraea</i>
WHC	-0.5598 ***	0.4589 ***	0.8799 ***	-0.6905 ***
PVEG	-0.0799 ns	-0.0504 ns	0.0759 ns	-0.0922 ns
PYEAR	-0.1084 ns	-0.0603 ns	0.0875 ns	-0.0806 ns
TMIN	-0.0639 ns	-0.0616 ns	0.0998 ns	-0.0489 ns
PH	0.1274 ns	0.3248 **	0.2233 *	-0.1711 ns
CN	0.4859 ***	-0.2900 **	-0.1289 ns	0.2384 *
GDD	-0.1049 ns	0.0210 ns	-0.0754 ns	0.0587 ns
SMI	0.6151 ***	-0.5774 ***	-0.8530 ***	0.7285 ***

Werden nun nicht hoch aggregierte PNV-Typen als abhängige Variable in erklärenden Modellansätzen verwendet, sondern artspezifische Equilibriumbiomassen, zeigt sich folgendes Ergebnis (Tabelle 6-8). Temperatur- und Niederschlagswerte alleine weisen keinen signifikanten Einfluß auf die simulierte Biomasse der Baumarten auf. WHC (meist in Kombination mit PVEG), PH und CN sind die bestimmenden Faktoren für den Standort 145. Aus den standardisierten Regressionskoeffizienten und partiellen Bestimmtheitsmaßen in Tabelle 6-9 läßt sich entnehmen, daß auf der Ebene einzelner Arten entweder die Wasserversorgung den höchsten Einfluß ausübt (*Quercus petraea* und *Fagus sylvatica* als quasi korrespondierende Arten), oder aber die Nährstoffausstattung des Standortes (*Carpinus betulus*).

Der Anteil einer Baumart an der Bestandesbiomasse wird natürlich auch durch die anderen beteiligten Baumarten mitbestimmt. Auf Standort 145 ist offensichtlich der Anteil der Buche nicht unabhängig vom Anteil der Eichen. Ebenso interessant ist auf Standort 145 das Verhältnis von Buche zu Hainbuche bei Berücksichtigung der Unsicherheit in den initialisierten Standortbedingungen. Die Quotienten von Buche und Traubeneiche bzw. von Buche und Hainbuche versuchen diese Beziehung abzubilden. Der Quotient aus Buche und Traubeneiche wird bei höheren pH-Werten (PH), engeren C/N-Verhältnissen (CN) und höherer Wasserspeicherkapazität (WHC) weiter. Im Falle des Quotienten aus Buche und Hainbuche begünstigen niedrigere Winterminimumtemperaturen (TMIN) und bessere Wasserversorgung die Buche.

Tabelle 6-8. Lineare Regressionsmodelle zur Erklärung der Variabilität in simulierten artspezifischen Biomassen [t/ha] und Biomassenquotienten für Standort 145.- ** = signifikant bei $\alpha = 0.01$, *** = signifikant bei $\alpha = 0.001$.

Table 6-8. Linear regression models for species-specific biomass [t/ha] as simulated at site 145.- ** = significant at $\alpha = 0.01$, *** = significant at $\alpha = 0.001$.

Baumart	Absolutglied	PH	CN	WHC	TMIN	WHCxPVEG	R ²
Quercus petraea	169.6737	-11.4358 **	1.7082 ***			-0.0172 ***	0.60
Carpinus betulus	-17.8661	6.1247 ***	-0.6537 ***	1.8784 ***			0.45
Fagus sylvatica	-191.5156	23.4047 ***	-1.9703 ***			0.0372 ***	0.87
Pinus sylvestris	6.5335		0.2916 ***			-0.0014 ***	0.59
Fagus sylv./Quercus.pet.	-136.7510	21.3146 **	-3.4532 ***	12.9511 ***			0.51
Fagus sylv./Carpinus bet.	-3.4773				1.0699 **	0.0017 ***	0.82

Tabelle 6-9. Bedeutung einzelner Faktoren und Faktorkombinationen zur Erklärung der Variabilität in Modelloutput auf Standort 145.- Gegebene: Standardisierter Regressionskoeffizient (SRC), partielles Bestimmtheitsmaß (in runder Klammer).

Table 6-9. Importance of site parameters and parameter combinations in explaining the variability in simulated species biomass at site 145.- Given criteria: standardized regression coefficient (SRC), partial R² (in parentheses).

Faktor	Quercus petraea	Carpinus betulus	Fagus sylvatica	Pinus sylvestris	Fagus sylv./Quercus pet.	Fagus sylv./Carpinus bet.
PH	-0.2037 (0.041)	0.3604 (0.128)	0.2417 (0.038)		0.2328 (0.053)	
CN	0.2935 (0.071)	-0.3710 (0.105)	-0.1963 (0.047)	0.5097 (0.259)	-0.3638 (0.111)	
WHC		0.4755 (0.211)			0.6098 (0.348)	
TMIN						0.1666 (0.028)
WHCxPVEG	-0.7110 (0.491)		0.8929 (0.787)	-0.5946 (0.329)		0.8839 (0.791)

6.4.2 Standort 28 (Fichten-Tannen-Buchenwald)

Für den Standort 28 wird von der Österreichischen Waldinventur als PNV der Typ PNV 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) angegeben. Von den 100 simulierten "steady state" – Baumartenzusammensetzungen konnten 80 einem der definierten PNV-Typen zugeordnet werden (Abbildung 6-5). Der am häufigsten simulierte Typ war PNV 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) mit $n = 38$. In Abbildung 6-6 ist wiederum die den ursprünglichen Schätzwerten ("best estimate") für die Initialisierungsparameter (WHC, CN, PH) bzw. den Monatsmitteln für Temperatur und Niederschlagssumme entsprechende simulierte Baumartenzusammensetzung im Equilibrium abgebildet. Der aus der Unsicherheitsanalyse ermittelte wahrscheinlichste PNV-Typ entspricht auf Standort 28 somit dem mit den "best estimate" – Inputparametersatz simulierten Ergebnis.

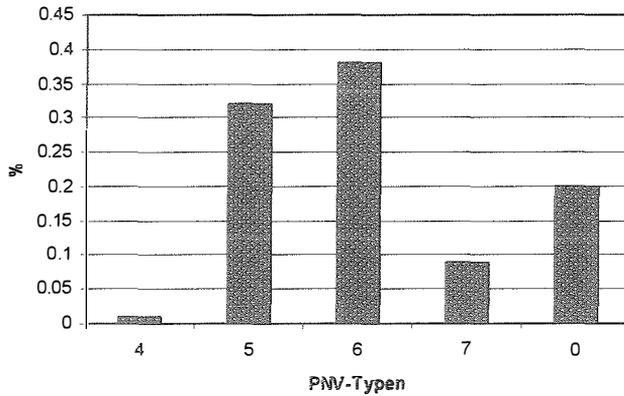


Abbildung 6-5. Verteilung simulierter PNV-Typen (FBVA 1995) auf Standort 28. – 0 = nicht klassifiziert, Typ 4 = montaner Fichtenwald, Typ 5 = Fichten-Tannenwald, Typ 6 = Fichten-Tannen-Buchenwald, Typ 7 = Buchenwald. $N = 100$.

Figure 6-5. Relative frequency of simulated PNV-types (FBVA 1995) at site 28.- 0 = not classified, PNV 4 = montane spruce forest, PNV 5 = spruce/fir-forest, PNV 6 = spruce/fir/beech-forest, PNV 7 = beech forest. $N = 100$.

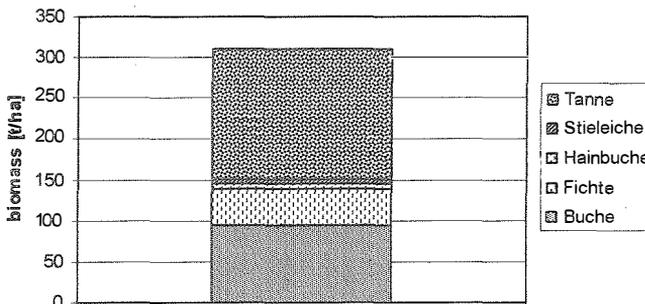


Abbildung 6-6. Mit den "best estimate" – Werten für WHC, PH, CN sowie die Monatsmittel für Temperatur und Niederschlag simulierte Baumartenzusammensetzung für Standort 28.

Figure 6-6. Simulated steady state species composition with "best estimates" for soil and climate parameters at site 28.

In Tabelle 6-10 sind von Baumarten, die für die simulierten PNV-Typen auf diesem Standort als charakteristisch angesehen werden können, grundlegende Kennwerte angeführt. Auffallend die Amplitude der simulierten Biomassen für *Picea abies*, die von nahe 0 bis zu absolut dominierend mit über 200 t/ha reicht. *Abies alba* und *Fagus sylvatica* sind jeweils mit deutlich höheren minimalen Biomassen vertreten. Die simulierten Biomassen ausgewählter Baumarten sind in Abbildung 6-7 dargestellt.

Tabelle 6-10. Deskriptive Kennwerte von Standortmerkmalen und simulierten Baumartenbiomassen [t/ha] für Standort 28.

Table 6-10. Descriptive statistics of site parameters and simulated species biomass [t/ha] for site 28.

Baumart	N	Mittelwert	SD	Minimum	Maximum
<i>Picea abies</i>	100	55.82	51.05	0.29	201.56
<i>Abies alba</i>	100	130.52	46.45	26.74	255.15
<i>Fagus sylvatica</i>	100	75.20	42.54	12.06	193.59
<i>Quercus robur</i>	100	10.42	10.13	1.20	59.78
WHC [cm]	100	17.48	3.86	9.38	26.97
PVEG [mm]	100	529	36	427	607
GDD	100	1175	44	1033	1288
TMIN [°C]	100	-3.69	0.89	-5.80	-1.91
PH	100	6.77	0.83	4.68	8.92
CN	100	22.14	8.37	4.00	46.98
SMI	100	0.081	0.041	0.02	0.21

Aus Tabelle 6-11 sind die linearen Zusammenhänge zwischen den artspezifischen Biomassen und den wesentlichen Inputgrößen bzw. modellintern berechneten Größen (z.B. SMI) angeführt. Wiederum zeigt sich, daß der Niederschlag alleine unter den Bedingungen von Standort 28 keinen allzu großen Erklärungswert in bezug auf die Variabilität artspezifischer Biomassen aufzuweisen scheint, hingegen WHC mit drei von vier Baumarten signifikant korreliert. Noch straffer fällt der Zusammenhang zwischen dem modellintern berechneten Merkmal SMI und den artspezifischen Biomassen aus. PH und CN sind plausibel mit allen Baumarten korreliert. Eine Ausnahme stellt der positive Zusammenhang von CN und *Fagus sylvatica* dar. Auffallend wiederum die offensichtliche Bedeutungslosigkeit der Temperatursumme GDD. Von Bedeutung scheint hingegen die Winterminimumtemperatur TMIN, die auf das Verjüngungsverhalten der Arten wirkt, für die simulierten Biomassen von *Picea abies* und *Fagus sylvatica* zu sein.

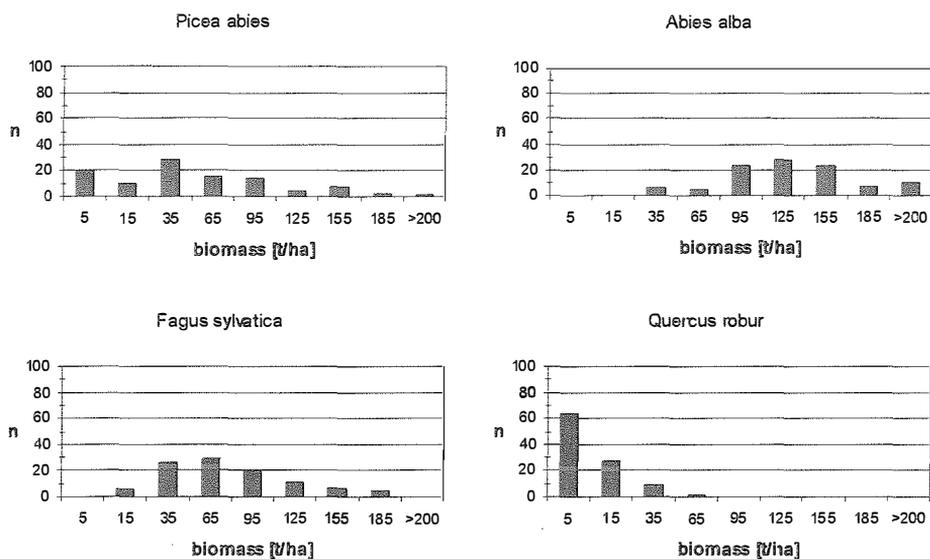


Abbildung 6-7. Simulierte Biomassen im Equilibrium für ausgewählte Baumarten auf Standort 28.

Figure 6-7. Distribution of simulated biomass for selected species of the steady state species composition at site 28.

Tabelle 6-11. Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen simulierten artspezifischen Biomassen und Standortmerkmalen für Standort 28 ($n = 100$).

Table 6-11. Pearson correlation coefficients for simulated biomass of selected species and site parameters at site 28 ($n = 100$).

Variable	<i>Picea abies</i>	<i>Abies alba</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Quercus robur</i>
WHC	0.2263 *	0.5406 ***	-0.1073 n.s.	-0.5728 ***
PVEG	0.1320 n.s.	0.2177 *	-0.0911 n.s.	-0.2049 *
PYEAR	0.0283 n.s.	0.1305 n.s.	0.0183 n.s.	-0.1623 n.s.
TMIN	-0.2753 **	0.1141 n.s.	0.6268 ***	-0.2171 *
PH	-0.5990 ***	0.3566 **	0.3092 **	0.2171 *
CN	-0.4163 ***	-0.0846 n.s.	0.2077 *	0.3382 **
GDD	0.0783 n.s.	-0.1261 n.s.	-0.1256 n.s.	0.2074 *
SMI	-0.3110 **	-0.5726 ***	0.1425 n.s.	0.6903 ***

Tabelle 6-12. Einflüsse auf die Abweichung vom "wahren" PNV-Typ 6 auf Standort 28. - Modell: Logit.

Table 6-12. Parameters with significant effect on the divergence from the expected "true" PNV-type 6 at site 28. - Model: Logit. $\alpha = 0.05$.

Variable	Schätzer	SD	Wald χ^2	SRC	odds ratio
Absolutglied	1.5773	1.4031			
WHCxPVEG	0.00027	0.00011	5.8725 *	0.3205	1.0000
TMIN	1.2767	0.3269	15.2544 **	0.6328	3.5850

Pearson χ^2 und Deviance sind nicht signifikant ($\alpha = 0.05$), das Bestimmtheitsmaß des logistischen Modells ist mit $R_L^2 = 0.27$ relativ niedrig. Die beiden signifikanten Prediktoren erklären somit nur etwa 27% mehr an Variabilität als ein Modell mit dem Absolutglied alleine. Den standardisierten Koeffizienten zufolge übt TMIN den größeren Einfluß auf den geschätzten PNV-Typ aus als der Kombinationsterm aus WHC und PVEG.

In Tabelle 6-13 sind für artspezifische Biomassen bzw. Biomassenquotienten die Koeffizienten für lineare Regressionsmodelle angeführt. Der Anteil der erklärten Variabilität in den artspezifischen Biomassen schwankt zwischen $R^2 = 0.46$ (*Abies alba*) und $R^2 = 0.66$ (*Picea abies*). Die Bestimmtheitsmaße für die analysierten Biomassequotienten liegen generell etwas niedriger. Dies deutet auf eine artenweise unterschiedliche Wirkung der Faktoren hin. An signifikanten Prediktoren treten PH und CN am häufigsten auf, gefolgt von TMIN und dem Kombinationsterm aus WHC und PVEG. GDD ist nur im Modell für *Quercus robur* signifikant.

Aus Tabelle 6-14 ist die Bedeutung der einzelnen Faktoren bzw. Faktorkombinationen für die Erklärung der Variation in den analysierten Outputvariablen anhand der standardisierten Regressionskoeffizienten (SRC) bzw. der partiellen Bestimmtheitsmaße zu entnehmen. Höhere pH-Werte wirken sich deutlich positiv auf die akkumulierten Biomassen von *Abies alba* und *Fagus sylvatica*, schwach positiv auf *Quercus robur* aus. *Picea abies* reduziert Biomasse im Falle höherer Werte für PH. Dieser Effekt gilt sinngemäß auch für den Quotienten von *Abies alba* und *Picea abies*. Für das C/N-Verhältnis (CN) scheint etwas unerwartet der entgegengesetzte Zusammenhang zu bestehen. Das Fehlen von CN im Modell für *Abies alba* in Zusammenhang mit der Bedeutung im Buchenmodell findet allerdings seinen konsistenten Niederschlag im deutlich negativen SRC für den Quotienten aus *Abies* und *Fagus*. Steigende Winterminimumtemperaturen (TMIN) begünstigen *Fagus* zu Ungunsten von *Picea abies*. Der Wechselwirkungsterm von CN und PH ist nur für den Quotienten von *Abies* und *Fagus* bedeutend und wirkt zu Gunsten der Buche. Als einzige Baumart reagiert *Quercus robur* auf steigende Temperatursummen (GDD). Dies jedoch nur schwach positiv. Schließlich weist die Kombination von WHC und PVEG für alle Baumarten mit Ausnahme der Buche einen deutlichen bis starken Effekt auf die simulierten Biomassen auf, wobei *Quercus robur* erwartungsgemäß als einzige der analysierten Baumarten positiv auf sinkende Werte für WHCxPVEG reagiert. Anhand des Verhältnisses von *Abies* und *Fagus* ist feststellbar, daß die Nadelbaumart stärker von steigenden Werten für diese Faktorkombination profitiert.

Tabelle 6-13. Lineare Regressionsmodelle zur Erklärung der Variabilität in simulierten artspezifischen Biomassen und Biomassenquotienten für Standort 28.- * = signifikant bei $\alpha = 0.05$, ** = signifikant bei $\alpha = 0.01$, *** = signifikant bei $\alpha = 0.001$.

Table 6-13. Linear regression models for species-specific biomass [t/ha] as simulated at site 28.- * = significant at $\alpha = 0.05$, ** = significant at $\alpha = 0.01$, *** = significant at $\alpha = 0.001$.

Baumart	Absolutglied	GDD	PH	CN	TMIN	CNPH	WHC _x PVEG	R ²
Picea abies	214.4309		-34.2498 ***	-2.4211 ***	-19.6334 ***		0.00602 ***	0.66
Abies alba	-122.8463		20.6868 ***				0.0123 ***	0.46
Fagus sylvatica	55.6069		16.2555 ***	1.1971 **	31.6882 ***			0.57
Quercus robur	-31.7219	0.0337 *	1.8779 *	0.4009 ***			-0.0028 ***	0.56
A. alba/Fagus sylv.	-0.8277			-0.0821 **	-0.8016 ***	-1.6428 *	0.00029 ***	0.42
Picea abies/A. alba	9.1363		-1.4406 ***	-0.0947 **	-1.1798 ***			0.43

Tabelle 6-14. Bedeutung einzelner Faktoren und Faktorkombinationen zur Erklärung der Variabilität in Modelloutput für Standort 28.- Gegeben: Standardisierter Regressionskoeffizient (SRC), partielles Bestimmtheitsmaß (in runder Klammer).

Table 6-14. Importance of site parameters and parameter combinations in explaining the variability in simulated species biomass at site 28.- Given criteria: standardized regression coefficient (SRC), partial R² (in parentheses).

Faktor	Picea abies	Abies alba	Fagus sylvatica	Quercus robur	Abies a./Fagus sylv.	Picea a./Fagus sylv.
PH	-0.5620 (0.36)	0.3711 (0.138)	0.3184 (0.120)	0.1544 (0.02)		-0.4405 (0.21)
CN	-0.3968 (0.12)		0.2354 (0.054)	0.3310 (0.14)	-0.4594 (0.065)	-0.2907 (0.08)
TMIN	-0.3457 (0.12)		0.6696 (0.393)	-0.1637 (0.02)	-0.4817 (0.194)	-0.3891 (0.13)
CNPH					-0.2694 (0.031)	
GDD				0.1450 (0.04)		
WHC _x PVEG	0.2565 (0.06)	0.5739 (0.318)		-0.6011 (0.34)	0.4187 (0.135)	

6.4.3 Standort 2 (montaner Fichtenwald)

Für Standort 2 wird von der Österreichischen Waldinventur der PNV-Typ 4 (montaner Fichtenwald) angegeben. Von den 99 auswertbaren Simulationsläufen für diesen Standort (ein Szenario konnte wegen eines Rechnerausfalls nicht zu Ende geführt werden) wurden 27 als PNV-Typ 4, 72 als Typ 5 (Fichten/Tannen-Wald) klassifiziert. Auf Standort 2 erwies sich keine einzige simulierte "steady state" – Baumartenzusammensetzung als "nicht klassifizierbar" (Abbildung 6-8).

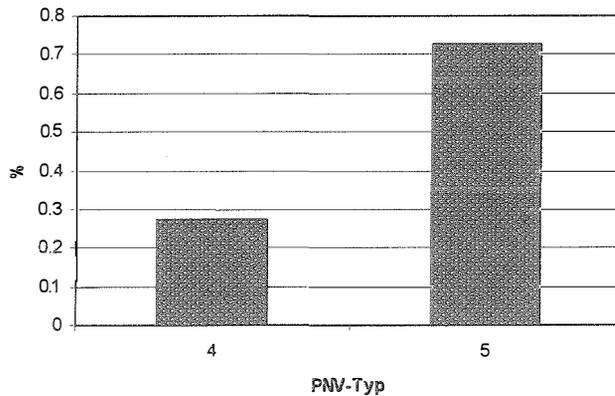


Abbildung 6-8. Verteilung simulierter PNV-Typen (FBVA 1995) auf Standort 2.- Typ 4 = montaner Fichtenwald, Typ 5 = Fichten-Tannenwald. N = 99.

Figure 6-8. Relative frequency of simulated PNV-types (FBVA 1995) at site 2.- PNV 4 = montane spruce forest, PNV 5 = spruce/fir-forest. N = 99.

Auf Standort 2 ist somit eine laut ÖWI nicht als PNV erwartete Baumartenzusammensetzung der am häufigsten simulierte Waldtyp ($p = 0.73$). Wird die Equilibriumvegetationszusammensetzung unter dem "best estimate" – Szenario für die Boden- und Klimaparameter ermittelt, wird diese ebenfalls dem PNV-Typ 5 zugeordnet (Abbildung 6-9).

Ausschlaggebend für den hohen Tannenanteil in Abbildung 6-8 ist der pH-Wert von $pH = 7.0$ (vgl. Tabelle 6-4). Da das fuzzy logic – Modul, mit dem die Nährstoffresponse der einzelnen Baumarten in PICUS v1.2 geschätzt wird, $pH = 7.0$ als maximal möglichen Wert zulässt, ist dies gleichzeitig der "extremste" und für *Picea abies* ungünstigste Wert unter allen 99 beendeten Simulationsläufen für Standort 2. Die Verteilung der simulierten Biomassen von 4 ausgewählten für Standort 2 relevanten Baumarten ist in Abbildung 6-10 dargestellt.

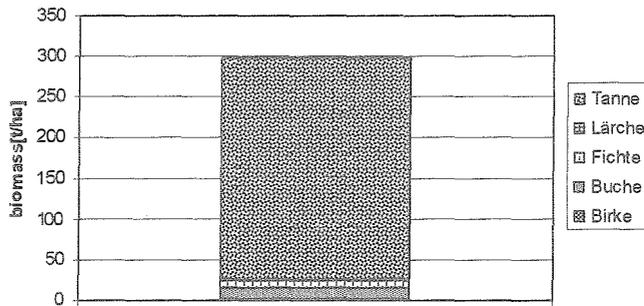


Abbildung 6-9. Mit den "best estimate" – Werten für Boden- und Klimaparameter simulierte Equilibriumbaumartenzusammensetzung für Standort 2.

Figure 6-9. Simulated steady state species composition with "best estimates" for soil and climate parameters at site 2.

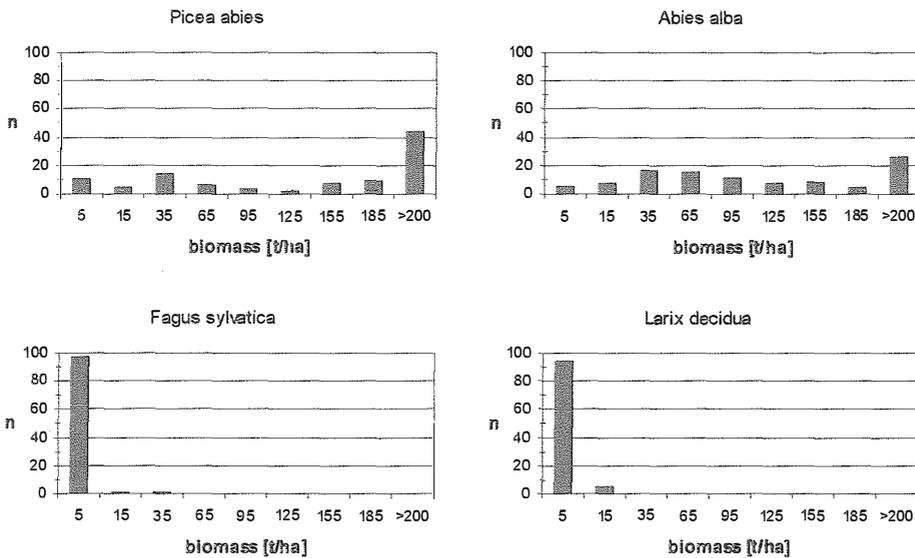


Abbildung 6-10. Simulierte Biomassen im Equilibrium für ausgewählte Baumarten auf Standort 2.- N = 99.

Figure 6-10. Distribution of simulated biomass for selected species of the steady state species composition at site 2.- N = 99.

In Tabelle 6-15 sind grundlegende deskriptive Statistiken von für Standort 2 charakteristischen Baumarten angeführt. Auf Standort 2 werden entweder von Fichte oder Tanne dominierte Waldtypen mit geringfügigen Beimischungen von Lärche (zu Fichte) und Buche (zu Tanne) oder

ein Fichten-Tannemischtyp simuliert. Aus den Maxima geht hervor, daß es auf Standort 2 unter Berücksichtigung der Unsicherheit in den Inputvariablen praktisch zu einem kompletten Baumartenwechsel zwischen diesen beiden Arten kommen kann (vgl. Abb. 6-10).

Tabelle 6-15. Deskriptive Kennwerte von Standortparametern und simulierten Baumartenbiomassen in der "steady state" – Baumartenzusammensetzung [t/ha] für Standort 2 (n = 99).

Table 6-15. Descriptive statistics of site parameters and simulated species biomass [t/ha] at site 2 (n = 99).

Baumart	n	Mittelwert	SD	Minimum	Maximum
Picea abies	99	159.03	106.70	0.1300	332.98
Abies alba	99	123.48	94.46	4.58	331.74
Fagus sylvatica	99	1.36	4.45	0.00	40.06
Larix decidua	99	3.27	3.50	0.57	18.45
WHC [cm]	99	15.4	3.8	7.4	24.9
PVEG [mm]	99	943	37	848	1032
GDD	99	540	43	455	674
TMIN [°C]	99	-3.05	0.78	-5.19	-1.32
PH	99	6.8	0.8	4.8	8.9
CN	99	18.4	8.1	4.0	43.3
SMI	99	0.055	0.039	0.011	0.221

Aus Tabelle 6-16 sind die linearen Zusammenhänge zwischen den artspezifischen Biomassen und den wesentlichen Inputgrößen bzw. modellintern berechneten aggregierten Größen (z.B. SMI) angeführt. Niederschlagssummen (PVEG, PYEAR) erweisen sich als wieder vollkommen unkorreliert mit den analysierten Modelloutputgrößen. Die Temperatursumme GDD hingegen korreliert mit allen berücksichtigten Variablen mit Ausnahme von Larix decidua signifikant ($\alpha = 0.05$). Auf diesem Gebirgsstandort verliert hingegen offensichtlich auch die Unsicherheit in der Wasserversorgung (WHCxPVEG, SMI) an Bedeutung.

Die Logit-Analyse (Tabelle 6-17) ermittelt als Faktoren mit signifikanten Einfluß auf die Wahrscheinlichkeit, auf Standort 2 unter Berücksichtigung der Unsicherheit in den Modellinputs PNV-Typ 4 zu simulieren, GDD, PH und CN. Der Parameter R_L^2 als Pendant zum Bestimmtheitsmaß der linearen Regressionsanalyse (Hosmer und Lemeshow, 1989) weist einen Wert von $R_L^2 = 0.49$ auf. Die GOF-Parameter Deviance und Pearson χ^2 sind beide nicht signifikant, was auf einen guten fit des Modells hindeutet ($D = 58.72$, Pearson $\chi^2 = 59.11$ bei 96 Freiheitsgraden).

Tabelle 6-16. Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen simulierten artspezifischen Biomassen und Standortmerkmalen für Standort 2.- n = 99.

Table 6-16. Pearson correlation coefficients for simulated biomass of selected species and site parameters at site 2.- n = 99.

Variable	<i>Picea abies</i>	<i>Abies alba</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Larix decidua</i>
WHC	0.3420 **	0.0886 n.s.	0.0808 n.s.	-0.4942 ***
PVEG	-0.0529 n.s.	0.0502 n.s.	0.0415 n.s.	0.0405 n.s.
PYEAR	-0.0050 n.s.	-0.0090 n.s.	0.0425 n.s.	0.0158 n.s.
TMIN	-0.2190 *	0.2375 *	0.0594 n.s.	-0.0328 n.s.
PH	-0.5925 ***	0.6446 ***	0.1711 n.s.	0.3837 ***
CN	-0.4987 ***	0.3683 **	0.3105 **	0.4291 ***
GDD	-0.3110 **	0.4466 ***	0.4817 ***	-0.0187 n.s.
SMI	-0.4407 ***	-0.0240 n.s.	0.0027 n.s.	0.6633 ***

Tabelle 6-17. Einflüsse auf die Abweichung vom "wahren" PNV-Typ auf Standort 2.- Modell: Logit.

Table 6-17. Parameters with significant effect on the divergence of simulated PNV and the expected "true" PNV-type 6 at site 2.- Model: Logit. $\alpha = 0.05$.

Variable	Schätzer	SD	Wald χ^2	SRC	odds ratio
Absolutglied	29.3041				
GDD	-0.0184	0.00908	4.0956	-0.4391	0.982
PH	-2.4575	0.6553	14.0639	-1.0956	0.086
CN	-0.2600	0.0719	13.0573	-1.1539	0.771

Die signifikanten Parameter erscheinen für Standort 2 als überaus plausibel. Die effektive Temperatursumme (GDD) weist auf diesem Gebirgsstandort deutlich mehr Effekt auf simulierte Baumartenanteile auf als in tieferen Lagen, CN und vor allem PH begünstigen *Abies alba* relativ zu *Picea abies*. In Tabelle 6-18 sind die Koeffizienten von linearen Regressionsmodellen für artspezifische Biomassen bzw. Biomassenquotienten angeführt. Der Anteil der erklärten Variabilität in den artspezifischen Biomassen schwankt zwischen $R^2 = 0.31$ (*Fagus sylvatica*) und $R^2 = 0.73$ (*Picea abies*). Die Bestimmtheitsmaße für die analysierten Biomassequotienten bewegen sich in ähnlicher Größenordnung. An signifikanten Prediktoren treten PH und CN am häufigsten auf. Die Temperatursumme GDD erweist sich auf diesem Standort immerhin im Fall von drei Baumarten als signifikant. Der Kombinationsterm aus WHC und CN geht nur in das Modell für *Larix decidua* signifikant ein, die Kombination aus PH und CN nur im Fall von *Picea abies*.

Aus Tabelle 6-19 ist die Bedeutung der einzelnen Faktoren bzw. Faktorkombinationen für die Erklärung der Variation in den analysierten Outputvariablen anhand der standardisierten Regressionskoeffizienten (SRC) bzw. der partiellen Bestimmtheitsmaße zu entnehmen. Höhere pH-Werte wirken sich deutlich positiv auf die akkumulierten Biomassen von *Abies alba* und

Larix decidua aus *Picea abies* reduziert Biomasse im Falle höherer Werte für PH. Dieser Effekt findet sich sinngemäß auch im Falle der Quotienten von *Picea abies* und *Abies alba* bzw. *Larix decidua* wider. Für das C/N-Verhältnis (CN) gilt interessanterweise der umgekehrte Zusammenhang wobei jedoch in bezug auf den entsprechenden Artparameter für die CN-Sensitivität (siehe Anhang) kaum Unterschiede zwischen den drei Arten bestehen. Die Winterminimumtemperatur (TMIN) beeinflußt das Verhältnis von *Picea abies* und *Abies alba* in relativ geringfügigem Ausmaß. Die Wechselwirkungsterme von CN und PH (für *Picea abies*) sowie von WHC und CN (für *Larix decidua*) sind ebenfalls bloß von untergeordneter Bedeutung. PH, CN und WHC sind in Summe gesehen die bei weitem einflußreichsten Parameter.

Tabelle 6-18. Lineare Regressionsmodelle zur Erklärung der Variabilität in simulierten artspezifischen Biomassen und Biomassenquotienten für Standort 2.- * = signifikant bei $\alpha = 0.05$, ** = signifikant bei $\alpha = 0.01$, *** = signifikant bei $\alpha = 0.001$.

Table 6-18. Linear regression models for species-specific biomass [t/ha] as simulated at site 2.- * = significant at $\alpha = 0.05$, ** = sign. at $\alpha = 0.01$, *** = sign. at $\alpha = 0.001$.

Baumart	Absolutglied	PH	CN	WHC	TMIN	GDD	PH/CN	WHC/CN	R ²
Picea abies	723.4381	-58.8452 ***	-8.2564 ***	10.2866 ***	-20.5262 *	-0.3691 *	-63.0334 *		0.73
Abies alba	-597.0842	62.9008 ***	3.6597 ***		20.3597 *	0.5263 **			0.61
Fagus sylvatica	-26.6570		0.1470 **			0.0468 ***			0.31
Larix decidua	-3.7080	1.3740 ***	0.2687 ***	-0.5569 ***				1.0518 **	0.58
Picea a./Abies a.	52.2578	-6.9115 ***	-0.4285 ***		-2.8829 **				0.47
Picea a./Larix dec.	723.4163	-86.4525 ***	-8.4377 ***	9.8340 ***					0.66

Tabelle 6-19. Bedeutung einzelner Faktoren und Faktorkombinationen zur Erklärung der Variabilität in Modelloutput.- Gegeben: Standardisierter Regressionskoeffizient (SRC), partielles Bestimmtheitsmaß (in runder Klammer).

Table 6-19. Importance of site parameters and parameter combinations in explaining the variability in simulated species biomass at site 2.- Given criteria: standardized regression coefficient (SRC), partial R² (in parentheses).

Faktor	Picea abies	Abies alba	Fagus sylvatica	Larix decidua	Picea a./Abies a.	Picea a./Larix dec.
PH	-0.4460 (0.351)	0.5384 (0.416)		0.3174 (0.108)	-0.5276 (0.328)	-0.5230 (0.331)
CN	-0.6229 (0.205)	0.3119 (0.101)	0.2657 (0.069)	0.6178 (0.189)	-0.3256 (0.096)	-0.5082 (0.2539)
WHC	0.3658 (0.104)			-0.6036 (0.244)		0.2792 (0.078)
TMIN	-0.1509 (0.014)	0.1690 (0.028)			-0.2134 (0.045)	
GDD	-0.1499 (0.036)	0.2414 (0.066)	0.4556 (0.232)			
WHC/CN				0.3050 (0.036)		
PH/CN	-0.2134 (0.015)					

6.5 Diskussion und Folgerungen

Für die drei analysierten Standorte erwies sich in zwei Fällen unter Berücksichtigung der Fehlerstruktur in wesentlichen Modellinputgrößen der laut Waldinventur erwartete Waldtyp auch als der wahrscheinlichste. Auf dem Gebirgsstandort (Standort 2 mit montanem Fichtenwald als PNV) betrug die Wahrscheinlichkeit, den erwarteten Fichtenwald (PNV-Typ 4) zu simulieren nur etwa 27%, die Wahrscheinlichkeit für PNV-Typ 5 (Fichten-Tannenwald) hingegen 73%. Der mit den bestmöglichen Schätzwerten ("best estimate") für die betrachteten Inputgrößen simulierte Waldtyp entsprach mit Ausnahme von Standort 2 dem erwarteten PNV-Typ der Waldinventur. Diese Ergebnisse auf der hochaggregierten Ebene des PNV-Typs bedürfen jedoch einer jeweils spezifischen Betrachtung.

Standort 145 ist laut ÖWI ein Buchenwaldstandort (PNV-Typ 7). Die simulierten Waldtypen zeigen zwar einen hohen Anteil buchendominierter Baumartenvergesellschaftungen, der Anteil der Fälle mit höherem Eichenanteil ist jedoch beträchtlich und beläuft sich in Summe auf 56%. Hingegen vermögen Nadelbaumarten auf diesem Standort offensichtlich keine größere Rolle zu spielen, was angesichts eines mittleren Wertes von GDD = 1642 für die effektive Temperatursumme (GDD) überaus plausibel ist (Ellenberg 1996, Kilian et al. 1994). Zusätzlich weist auch die Wasserspeicherkapazität (WHC) mit im Mittel 9.65 cm unter Berücksichtigung der Niederschlagsverhältnisse auf einen eher nur mäßig frischen bis trockenen Standort hin. GDD scheidet auf diesem Standort angesichts der Bandbreite realisierter Werte von 1554 bis 1757 aufgrund der Schätzfehler für Temperaturwerte und der asymptotischen Form der Temperaturresponse (vgl. Kapitel 5) als signifikanter Einflußfaktor auf simulierte Waldtypen und Baumartenbiomassen aus. Sehr wohl aber erweist sich der Effekt der Wasserversorgung über den Parameter WHC sowohl auf Ebene des Waldtyps als auch für einzelne Baumarten als signifikant. Über das im Modell enthaltene kontrastierende Verhalten von *Fagus sylvatica* und *Quercus petraea* in bezug auf Toleranz gegenüber der standörtlichen Nährstoffausstattung erweisen sich auch PH und CN teilweise als signifikante Einflußfaktoren.

Auf dem Fichten-Tannen-Buchen-Standort (Standort 28) erweist sich der entsprechende Waldtyp auch als der wahrscheinlichste in den Simulationen. In bezug auf den mittleren Wert für GDD befinden sich sowohl *Picea abies* als auch *Fagus sylvatica* relativ nahe ihrem jeweiligen Optimum und die Bandbreite für GDD von etwa 250 Tagesgraden spielt offensichtlich keine wesentliche Rolle. Einzig mit den Biomassen von *Quercus robur* korreliert GDD schwach positiv. Dies ist konsistent mit der Temperaturresponsefunktion für Eiche mit Optimumwerten erst bei höheren GDD-Werten verglichen mit *Fagus sylvatica*. Die Wasserversorgung in Form des Kombinationstermes aus WHC und PVEG erweist sich sowohl auf Ebene des Waldtyps als auch - mit Ausnahme von *Fagus sylvatica* - für alle in der Analyse berücksichtigten Hauptbaumarten als ein wesentlicher Einflußfaktor auf die Variabilität der simulierten Biomassen. Interessant ist auf Standort 28 der signifikante Effekt der Winterminimumtemperatur (TMIN) im Falle von *Fagus sylvatica* und *Picea abies*. Ausschlaggebend dafür dürfte die mit -4°C limitierte Frosttoleranz der Buche sein, da kaum davon auszugehen ist, daß das Kälteerfordernis für eine erfolgreiche Blühinduktion bei Fichte von -2°C bei Maximalwerten für TMIN von knapp über -1.9°C eine wesentliche Rolle gespielt haben dürfte (vgl. Kapitel 5).

Auf Standort 2 sind die sich als signifikant erweisenden Parameter im Allgemeinen ebenfalls überaus plausibel. Mit hohen Niederschlagssummen bei guter Wasserspeicherkapazität spielt die eine eingeschränkte Wasserversorgung keine Rolle. Wohl aber erweist sich für diesen Gebirgsstandort die Temperatursumme als wichtiger Einflußfaktor. Da es sich um einen

karbonatischen Standort handelt, war der signifikante Effekt des pH-Wertes, der sich vor allem bei *Picea abies* auswirkt, zu erwarten (vgl. Kapitel 5).

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die Sensitivität simulierter Equilibriumvegetation auf fehlerbehaftete Input- und Initialisierungsmerkmale in erster Linie abhängig ist von der Lage der Ausgangswerte ("best estimates") am jeweiligen ökologischen Gradienten. Dies bedeutet im Allgemeinen hohe Sensitivität in bezug auf Fehler in den Temperaturparametern auf Gebirgsstandorten und geringe Sensitivität auf Tieflagenstandorten, wobei in letzterem Fall sicherlich ein indirekter Effekt der Temperatur über die Wasserbilanzkalkulationen zur Wirkung kommt (vgl. Thornthwaite und Mather 1957). Diese allgemeine Wirkungsbeziehung ist allerdings auch vor dem Hintergrund zu sehen, daß generell in Hochlagen wegen des ausgedünnten Stationsnetzes auch mit höheren Schätzfehlern für Klimaparameter zu rechnen ist (Scheifinger und Kromp-Kolb 2000). Zusätzlich dürfte in der vorliegenden Analyse der Einfluß der Temperatursumme (GDD) etwas unterschätzt werden, da bei der Generierung der 12 Monatsmittelwerte je Simulationsszenario vereinfachend von miteinander unkorrelierten Fehlern ausgegangen wurde.

Da PICUS v1.2 im Gegensatz zu anderen patch-Modellen ein spezielles Modul zur Berücksichtigung des standörtlichen Nährstoffstatus beinhaltet, sind die Effekte von PH und CN besonders interessant. Es zeigt sich, daß diese Parameter sich in vielen Fällen als signifikant erweisen. Diese trotz der relativ großen Schätzfehler für diese Parameter offensichtliche Sensitivität des Modells sollte jedenfalls kritisch hinterfragt werden. Auffällig und unerwartet die durchwegs negative Reaktion der simulierten Biomassen von *Picea abies* auf weitere C/N-Verhältnisse im Vergleich zu *Abies alba* und *Fagus sylvatica* trotz beinahe identischer Parameterwerte für die CN-Sensitivität. Eine Erklärung für dieses Modellverhalten könnte in einer möglichen Diskontinuität des Fuzzy Controllers zu finden sein. Angesichts der substantiellen Wissenslücken und somit zusätzlicher Unsicherheit in bezug auf den Informationsgehalt, der im fuzzy logic - Modul verarbeitet wurde, sollte dieser Modellkomponente jedenfalls vermehrt Augenmerk geschenkt werden.

Als generelle Aussage kann jedoch die Bedeutung der Wasserspeicherkapazität (WHC) über ein breites Spektrum von Standortsbedingungen hervorgehoben werden. Die Problematik, zuverlässige Schätzwerte für dieses Schlüsselmerkmal zur Verfügung zu stellen, wird auch von Badeck et al. (2001) diskutiert. Die mit der vorliegenden Analyse aufgezeigte Unsicherheit in Modelloutput von PICUS aufgrund fehlerbehafteter Input- und Initialisierungsvariablen sollte Veranlassung sein, die Problematik sowohl in Evaluierungsstudien (z.B. Badeck et al. 2001) als auch für Modellapplikationen in der Klimafolgenforschung (z.B. Lindner et al. 1997, Kienast et al. 1998, Lexer et al. 2000b) verstärkt zu berücksichtigen.

7 EIN STATISCHES MODELL DER VEGETATIONSVERBREITUNG

7.1 Allgemeines

Um ein statisches Vegetationsmodell sinnvoll im ökologischen Parameterraum extrapolieren zu können, ist die Erfassung von Equilibriumzuständen erforderlich (vgl. Kapitel 2). Zur Parametrisierung von Standort/Vegetations-Beziehungen wäre daher ein entsprechender repräsentativer Datensatz von Equilibriumvegetation und Standortparametern erforderlich. Vegetationskundliche Erhebungen in Urwäldern und auch Naturwäldern, von denen angenommen werden kann, daß sie dem vermuteten Equilibriumzustand der Vegetation entsprechen, wären unter Berücksichtigung der inherenten Unsicherheit in bezug auf Naturnähe und Equilibrium-Annahme eine geeignete Basis zur Modellentwicklung. Dieser Ansatz wurde für mitteleuropäische Wälder von Brzeziecki et al. (1993) beschrieben. Zusätzlich muß allerdings berücksichtigt werden, daß der im Rahmen von vegetationskundlichen Aufnahmen erhobene Merkmalsvektor zu Standort und Boden in vielen Fällen äußerst limitiert und oft auf die Vegetation selbst beschränkt ist (vgl. Mucina et al. 1993). Zur Identifizierung bzw. Klassifikation solcher Vegetationsaufnahmen als ein einer bestimmten syntaxonomischen Einheit zugehöriges Element muß natürlich ein – üblicherweise nicht formalisiertes - Modell bestehen ("brain model"). Neben diesem Ansatz über als naturnahe (im Sinne eines Equilibriums) beschriebene reale Vegetationsobjekte existiert das Modell der potentiellen natürlichen Vegetation (Tüxen 1956, Grabherr et al. 1998), welches ein theoretisches Konstrukt darstellt, zu dessen Erstellung ebenfalls Expertenwissen über den Zusammenhang von Standort und Vegetation benötigt wird (Zerbe 1997, Kowarik 1987). Wird jeweils von der Annahme eines Equilibriums ausgegangen, sollte es sich im Allgemeinen in beiden Fällen um ein und dasselbe "Expertenmodell" handeln.

Für die Erhebungspunkte der Österreichischen Waldinventur liegt in Form einer Expertenansprache der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft (i.e., PNV) ein umfangreicher Datensatz vor, der es gestatten sollte, das bis dato nicht formalisierte Expertenmodell des Zusammenhanges von (vermuteter) potentieller natürlicher Vegetation und Standort zu formalisieren und damit nachvollziehbar, analysierbar und extrapolierbar zu machen. Die Ansprachen der PNV auf den Inventurpunkten erfolgten für insgesamt 26 relativ hoch aggregierende potentielle natürliche Waldtypen (siehe Anhang).

7.2 Methodik

7.2.1 Statistisches Modell

Der potentielle natürliche Waldtyp (im Sinne von PNV sensu Tüxen (1956) gebraucht) ist eine nominal skalierte Variable, die in n Kategorien für den Datensatz der Österreichischen Waldinventur (ÖWI) vorliegt. Das Auftreten eines bestimmten PNV-Typs selbst stellt ein dichotomes Ereignis dar, welches $[0,1]$ -kodierte ist ($y = 0$ für den Fall, daß ein bestimmter Waldtyp auf einem Inventurpunkt nicht auftritt; $y = 1$ für den Fall des Auftretens). Für solcherart skalierte abhängige Variable erweisen sich lineare Regressionsmodelle als ungeeignet, da (1) die modellierte abhängige Variable mathematisch selbst an 0 bzw. 1 gebunden sein sollte, und (2)

die Fehler des Modelles durch eine Binomialverteilung anstelle einer im Falle linearer Regressionsmodelle unterstellten Normalverteilung charakterisiert werden. Einen möglichen Lösungsansatz stellen logistische Regressionsmodelle dar (Hosmer und Lemeshow 1989, McCullagh und Nelder 1983, Huisman et al. 1993, ter Braak und Looman 1986). Die grundlegende Form des logistischen Modelles ist mit Gleichung (7-1) gegeben. Mittels der logit-Transformation (Jobson 1992) wird der Modellansatz linearisiert (7-2).

$$\pi(x) = \frac{e^{\beta_0 + \sum_{i=1}^n \beta_i \cdot x_i}}{1 + e^{\beta_0 + \sum_{i=1}^n \beta_i \cdot x_i}} \quad (7-1)$$

$$g(x) = \ln \left[\frac{\pi(x)}{1 - \pi(x)} \right] = \beta_0 + \sum_{i=1}^n \beta_i \cdot x_i \quad (7-2)$$

Die x_i stellen dabei einen Vektor erklärender Variablen dar. Die Koeffizienten des Modelles werden üblicherweise mittels des *maximum likelihood* - Verfahrens geschätzt. Als mögliches alternative Schätzverfahren wird in der Literatur auch die Methode der nicht-iterativen *weighted least squares* beschrieben (Grizzle et al. 1969). In der für die gegenständlichen Analysen verwendeten Prozedur Logistic des Programmpaketes SAS (SAS 1990) wird die *maximum likelihood* - Methode verwendet.

7.2.2 Variablenauswahl und -kodierung

Im Fall der Modellierung der Auftretenswahrscheinlichkeiten von potentiellen natürlichen Waldgesellschaften auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldinventur stehen eine große Anzahl an potentiellen Prediktorvariablen unterschiedlicher Skalierung zur Verfügung (vgl. Kapitel 4). Die kategorischen Variablen Bodengruppe, Relief und das geologische Substrat wurden als Dummy-Variable kodiert (Jobson 1992). Zusätzlich wurde im Verlauf der Modellanalysen die intervallskalierte Variable pH-Wert in zwei pH-Bereiche kategorisiert. Sämtliche Dummy-Kodierungen finden sich im Anhang. Alle biologisch als prinzipiell plausibel erscheinenden Wechselwirkungsterme aus zwei Einzelmerkmalen wurden in der vorliegenden Analyse ebenfalls zur Modellerstellung verwendet.

Im Falle von intervallskalierten Merkmalen wurden zusätzlich quadratische Terme zur Modellerstellung verwendet. Solche polynomischen Terme ermöglichen die Beschreibung von unimodalen Beziehungen zwischen der Responsevariable und der erklärenden Variable. Terme höherer Ordnung ermöglichen zwar im Allgemeinen einen guten *fit*, lassen sich jedoch schwer bis gar nicht biologisch interpretieren (vgl. Zimmermann und Kienast 1999, Guisan et al. 1999). Der Nachteil der Beschränkung auf Terme 2. Ordnung ist allerdings, daß nur eine symmetrische Beziehung der abhängigen Variable mit dem Prediktor modelliert werden kann. Austin (1990) und Austin et al. (1994) schlagen u.a. eine beta-Funktion für die Modellierung von asymmetrischem Responseverhalten vor (vgl. jedoch dazu Oksanen 1997). Huisman et al. (1993) stellten auf der logistischen Funktionsform aufbauende Modelle vor, die es erlauben, asymmetrisches Verhalten entlang eines ökologischen Gradienten darzustellen. Als nachteilig

kann sich im von Huisman et al. (1993) beschriebenen Ansatz allerdings die potentiell große Anzahl an zu schätzenden Parametern für ein einzelnes Prediktormerkmal erweisen.

7.2.3 Modellerstellung

Insgesamt standen für die Modellentwicklung 9565 Probepunkte der Österreichischen Waldinventur mit komplettem Merkmalsvektor zur Verfügung. Deren Verteilung auf die insgesamt 18 in der gegenständlichen Analyse berücksichtigten potentiellen natürlichen Waldtypen ist Tabelle 7-1 zu entnehmen.

Tabelle 7-1. Vorhandene Beobachtungen je potentiell natürlichem Waldtyp auf für die Analysen verwendeten Erhebungspunkten der Österreichischen Waldinventur.

Table 7-1. Frequency of PNV-types at sample points of the Austrian Forest Inventory used for model development.

PNV-Typ	Bezeichnung	n	%
1	Lärchen-Zirbenwald	234	2.44
2	Lärchenwald	66	0.68
3	Subalpiner Fichtenwald	685	26.71
4	Montaner Fichtenwald	1012	10.57
5	Fichten-Tannenwald	1545	16.15
6	Fichten-Tannen-Buchenwald	3244	33.92
61	Hochmontaner Bergahorn-Buchenwald	36	0.37
7	Buchenwald	1187	12.41
8	Eichen-Hainbuchenwald	692	7.23
9	Bodensaurer Kiefern-Stieleichenwald	200	2.09
10	Thermophiler Eichenwald	60	0.63
12	Lindenmischwald	19	0.19
13	Bergahorn-Eschenwald	237	2.48
15	Schwarzerlen-Eschenwald	53	0.55
19	Latschengebüsch	141	1.47
21	Karbonat-Kiefernwald	95	0.99
22	Silikat-Kiefernwald	35	0.37
23	Schwarzkiefernwald	24	0.25
Summe		9565	100.00

Aufbauend auf einer prinzipiellen Vorauswahl von möglichen erklärenden Merkmalen wurden univariate Modelle erstellt und der Erklärungswert der verwendeten Variablen überprüft. Alle Merkmale, die sich im univariaten Ansatz bei $\alpha = 0.25$ als signifikant erwiesen und eine signifikante Verbesserung gegenüber dem Nullmodell mit dem Absolutglied als alleinigem Koeffizienten erbrachten (*likelihood ratio* – Test mit $\alpha = 0.05$), wurden in der nachfolgenden schrittweise durchgeführten multivariaten Modellkalibrierung berücksichtigt. Für die Aufnahme ins multivariate Modell wurde $\alpha = 0.05$ gesetzt, für das Verbleiben im Modell bei Hinzunahme

weiterer Prediktorvariablen die Signifikanzschränke mit $\alpha = 0.10$ definiert. Die Reduzierung der Deviance (D) für die schrittweise erstellten Gesamtmodelle wurde wiederum jeweils mittels *likelihood ratio* - Test, die Koeffizientenschätzer mittels Wald χ^2 - Statistik auf Signifikanz getestet. Bei großen Differenzen zwischen den univariaten und den entsprechenden multivariaten Koeffizientenschätzungen wurde das Modell nochmals im Detail überprüft. Da der *likelihood ratio* - Test im eigentlichen Sinne nicht die Güte der erreichten Anpassung des Modells an das Kalibrierungsmaterial charakterisiert (vgl. Hosmer und Lemeshow 1989, Huisman et al. 1993), wird der *goodness of fit* der erstellten Modelle über andere Parameter beurteilt. Pearson χ^2 (Gleichung 7-3a) und D (Gleichung 7-3b) sind summarische Maße für die Distanz zwischen beobachteten und modellierten Werten und werden standardmäßig von den meisten Statistikpaketen zur Verfügung gestellt. Pearson-Residuen und Deviance-Residuen für individuelle Beobachtungen wurden eingesetzt, um schlecht vom Modell erfaßte Beobachtungen zu identifizieren. Modellspezifische Häufigkeitsverteilungen dieser Residualgrößen wurden geplottet und im Falle von großen Abweichungen die entsprechenden Beobachtungen detailliert analysiert.

$$P\chi^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(y_i - p_i)^2}{p_i \cdot (1 - p_i)} \quad (7-3a)$$

$$D = \sum_{y_i = 0:2} \left[y_i \cdot \ln\left(\frac{y_i}{p_i}\right) \right] + \sum_{y_i = 1:2} \left[(1 - y_i) \cdot \ln\left(\frac{1 - y_i}{1 - p_i}\right) \right] \quad (7-3b)$$

Zusätzlich wurde ein von Hosmer und Lemeshow (1980) vorgeschlagener Parameter \hat{C} berechnet, der die Übereinstimmung von beobachteten Häufigkeiten und Schätzwerten in Wahrscheinlichkeitsintervallen vergleicht (Gleichung 7-3).

$$\hat{C} = \sum_{k=1}^g \frac{(O_k - n_k \cdot \bar{\pi}_k)^2}{n_k \cdot \bar{\pi}_k \cdot (1 - \bar{\pi}_k)} \quad (7-3)$$

Das Intervall der Response-Variablen [0-1] wird dabei in g gleich breite Klassen geteilt und die Pearson χ^2 - Statistik mit (g - 2) Freiheitsgraden für eine 2 x g Kontingenztabelle berechnet. O_k ist die Anzahl der Beobachtungen in einem Intervall, n_k die geschätzte Anzahl von Beobachtungen, $\bar{\pi}_k$ die mittlere geschätzte Wahrscheinlichkeit für alle Beobachtungen in einem Intervall. Eine zu geringe Anzahl von Intervallen (g) differenziert natürlich dementsprechend schlecht zwischen beobachteten und geschätzten Häufigkeiten, mit dem Effekt, daß ein Modell leichter als gut an das Datenmaterial angepaßt akzeptiert wird trotz damit verbundener reduzierter Freiheitsgrade. In der gegenständlichen Analyse wurde das Hosmer-Lemeshow *goodness of fit* - Kriterium sowohl für 8 als auch 10 Intervalle (Intervallbreiten 0.15 bzw. 0.10) berechnet.

7.2.4 Modellevaluierung

In den meisten Fällen sollen logistische Modelle zur Klassifikation eingesetzt werden (vgl. u.a. Guisan et al. 1998, Guisan et al. 1999, Zimmermann und Kienst 1999, Aspinal 1992, Skidmore et al. 1996). Dafür ist allerdings die Festsetzung eines Schwellenwertes (p) notwendig, ab dem eine Schätzung als "WAHR" klassifiziert wird. Dieser Transfer von der eigentlich modellierten kontinuierlichen Responseskala [0-1] auf eine dichotome Skala [Ja, Nein] stellt prinzipiell ein Problem dar (Hosmer und Lemeshow 1989). Häufig wird ein quasi als "natürlich" angesehener Schwellenwert von $p = 0.5$ gewählt (u.a. Lexer 1995a). Guisan et al. (1998) finden p durch die Optimierung der Kappa-Statistik (vgl. Monserud und Leemans 1992) für eine symmetrische Kontingenztabelle mit beobachteten und geschätzten Häufigkeiten. Für ein Modell auf Basis von einzelnen Arten verwendeten Zimmermann und Kienast (1999) einen allgemeinen Schwellenwert von $p = 0.75$ ab dem jede Schätzung auf einem Punkt mit der entsprechenden auftretenden Art als WAHR klassifiziert wurde. Von denselben Autoren wurde für ein Modell auf Basis von Vegetationstypen eine geschätzte Auftretenswahrscheinlichkeit von $p = 0.25$ als ausreichend für eine richtige Klassifizierung angesehen. Im Gegensatz zu diesen eher intuitiven Ansätzen verwenden Schweiger und Sterba (1997) einen Schwellenwert p , der der relativen Häufigkeit des modellierten Merkmales in der Stichprobenpopulation entspricht. Dieser Ansatz kann allerdings im Extrapolationsfall nicht mehr angewendet werden, da nun die relative Häufigkeit eines Merkmales a priori nicht bekannt ist. Die geschätzten Häufigkeiten werden in einer Klassifikationstabelle den entsprechenden beobachteten Häufigkeiten gegenübergestellt. Ein häufig benutzter Parameter zur Quantifizierung des Klassifikationserfolges ist der Anteil der korrekt klassifizierten Beobachtungen p_0 (*intraclass correlation coefficient*).

$$p_0 = \sum_{i=1}^c p_{ii} \quad (7-4)$$

Die p_{ii} in Gleichung (7-4) repräsentieren die Elemente der Hauptdiagonalen der symmetrischen Kontingenztabelle. Es muß allerdings davon ausgegangen werden, daß ein Teil der solcherart festgestellten Übereinstimmung rein zufällig ist (u.a. Fleiss 1981). Nach Cohen (1960) wird diese erwartete Zufallskomponente p_e nach (7-5) berechnet.

$$p_e = \sum_{i=1}^c p_i \cdot p_i \quad (7-5)$$

Wobei die p_i und p_i die Zeilen- bzw. Spaltenhäufigkeiten der Klassifikationstabelle darstellen. Die normalisierte Differenz ($p_0 - p_e$) wird kappa (κ) genannt (Gleichung 7-6) und häufig für den Vergleich von modellierten kategorischen Merkmalen verwendet (u.a. Monserud und Leemans 1992, Guisan et al. 1998, Guisan et al. 1999).

$$\kappa = \frac{p_0 - p_e}{1 - p_e} \quad (7-6)$$

Ein Wert nahe 0 bedeutet, daß die bestehende Übereinstimmung mehr oder weniger auf Zufall beruht. Monserud (1990) schlägt nach Landis und Koch (1977) folgende Charakterisierung von möglichen Kappa-Werten vor (Tabelle 7-2).

Ein häufig auftretendes Problem der statischen Modellierung auf Basis empirischer Daten stellen seltene Merkmale dar. Im Falle von dichotom skalierten zu modellierenden Variablen reagieren logistische Modelle sensitiv auf die relative Häufigkeit der beiden möglichen Merkmalsausprägungen, wobei häufig der Anteil der Beobachtungen in der häufigeren Gruppe überschätzt wird.

Tabelle 7-2. Charakterisierung von kappa-Werten (modifiziert nach Monserud 1990).

Table 7-2. Verbal characterization of values for kappa (modified according to Monserud 1990).

Bereich	Verbale Charakterisierung der Übereinstimmung
< 0.05	Keine
0.05 – 0.20	Schlecht
0.20 – 0.40	Mäßig
0.40 – 0.55	Akzeptabel
0.55 – 0.70	Gut
0.70 – 0.85	sehr gut
0.85 – 0.99	Ausgezeichnet
0.99 – 1.00	Perfekt

Einen klassischen Fall einer schon intrinsisch dichotomen Variable stellt die Modellierung der Sterbewahrscheinlichkeit (oder Überlebenswahrscheinlichkeit) dar. Im Falle der Verbreitung von Vegetationstypen hingegen werden für n Vegetationseinheiten ebenso viele dichotome logistische Modelle erstellt. Die Aufgabe besteht nun in der Benennung des auf einem bestimmten Standort am wahrscheinlichsten auftretenden Vegetationstyps. Üblicherweise wird derjenige Typ ausgewählt, für den die jeweils höchste Auftretenswahrscheinlichkeit geschätzt wird (u.a. Brzeziecki et al. 1993). Zimmermann und Kienast (1999) betrachten es für alpine Grasgesellschaften als eine korrekte Klassifikation, wenn sich die beobachtete Einheit unter (a) den drei wahrscheinlichsten befindet, und (b) wenn die geschätzte Wahrscheinlichkeit gleichzeitig mindestens 25% beträgt.

7.3 Resultate

Für jeden der 18 Waldtypen nach FBVA (1995) wurden logistische Modelle auf der Basis des Kalibrierungsdatensatzes erstellt und aufgrund der in Abschnitt 7.2.3 und 7.2.4 beschriebenen Kriterien beurteilt. Die Koeffizienten des als am besten beurteilten Modelles je Waldtyp sind in den Tabellen 7-3a und 7-3b angeführt. Mit Ausnahme des Absolutgliedes wurden sämtliche Modellparameter auf Signifikanz geprüft ($\alpha = 0.05$).

Für sämtliche erstellten Modelle wurden mehrere *goodness of fit* – Kriterien berechnet (Tabelle 7-4). Die einfachen summarischen GOF-Kriterien D und Pearson χ^2 bestätigen allen Modellen mit Ausnahme des Modelles für Waldtyp 4 (Montaner Fichtenwald) einen guten *fit* ($\alpha = 0.05$). Für letzteren Waldtyp erweist sich die Pearson'sche GOF-Statistik als signifikant bei $\alpha = 0.05$ (Tabelle 7-4). Hier ist anzumerken, daß Pearson's χ^2 generell sensitiver auf einzelne "Ausreißer" unter den Beobachtungen reagiert als D. Die restriktivere Statistik \hat{C} nach Hosmer

und Lemeshow (1980) ist für die Waldtypen 4 (Montaner Fichtenwald), 5 (Fichten-Tannenwald) und 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) signifikant ($\alpha = 0.05$) und deutet damit auf ein deutlich heterogeneres Datenmaterial für diese PNV-Typen hin, welches mit den vorhandenen Prediktorvariablen bzw. dem gewählten statistischen Ansatz offensichtlich nicht optimal erfaßt werden kann.

Tabelle 7-3a. Koeffizienten logistischer Regressionsmodelle für potentielle natürliche Waldtypen auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldinventur (FBVA 1995).
 Table 7-3a. Estimated coefficients for models logistic models of potential natural forest types at sample points of the Austrian Forest Inventory (FBVA 1995).

Standortsmerkmal	PNV-Typ 1	PNV-Typ 2	PNV-Typ 3	PNV-Typ 4	PNV-Typ 5	PNV-Typ 6	PNV-Typ 61	PNV-Typ 7	PNV-Typ 8
Absolutglied	0.0451	-3.3246	-10.9608	-18.0369	-17.2387	-13.2463	-32.5864	-43.1326	-43.7096
GDD	-1.1297		5.8993	3.2421	3.3159	2.9528	7.2817	5.2217	3.4969
GDD ²		-0.0354	-0.6560	-0.2142	-0.1746	-0.1327	-0.4226	-0.1634	-0.0643
SMI	-8.5650			-5.9678	10.1647			16.1600	18.9269
GDDxSMI	1.3400			0.8535	-1.4019	-0.1133		-1.2892	-1.0041
CIG	4.0487		-2.2619	5.0834		-3.5327	-4.1345	1.7244	7.3483
PH									-0.0863
AC1	-0.7593					2.4890			
AC1xGDD						-0.2078		-0.0152	
BAG1					1.5142	-0.9750			
BAG2					1.1722	-0.4828		0.6269	
BAG3				-0.4079	1.3730	-0.3860			0.4354
BAG4		-1.4506			1.4960	-0.4738			
BAG5					1.2931			0.5093	
BAG6					1.7459				
BAG8				1.9215					0.7270
BAG9								-0.5676	0.9133
BAG14		2.0423	-0.6620					1.1784	-1.0214
BAG15		1.5623		0.5127				1.3884	
BAG16		1.2420							
GEO1		2.2605	-0.8353	1.7340		-0.5601	1.4107	1.0092	0.6309
GEO2	0.5467		-0.3483	1.3409				-0.5046	
GEO3				0.8293	0.4860	-0.2619		-0.7107	0.5017
GEO4				0.7023	0.7560	-0.4773		-0.5056	
DFI2			1.0405			0.1824		0.6375	
REL1									
REL3					-0.5365			-0.3630	-0.4164
REL47			-1.3290			-0.5934			
REL56			1.3703		-1.4480	0.3891		-0.7183	

Tabelle 7-3b. Koeffizienten logistischer Regressionsmodelle für pot. Nat. Waldtypen auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldinventur (FBVA 1995).
Table 7-3b. Estimated coefficients for logistic models of potential natural forest types at sample plots of the Austrian Forest Inventory (FBVA 1995).

Standortsmerkmal	PNV-Typ 9	PNV-Typ 10	PNV-Typ 12	PNV-Typ 13	PNV-Typ 15	PNV-Typ 19	PNV-Typ 21	PNV-Typ 22	PNV-Typ 23
Absolutglied	-31.6551	-35.6966	-28.8350	-10.3362	-36.0052	-2.4550	-24.9134	-19.5513	-24.5778
GDD	2.6936	3.7656	2.8469	1.8191	3.7200		1.1037	0.6258	
GDD ²	-0.0655	-0.0950	-0.0859	-0.0720	-0.1116	-0.0614	-0.0294		0.0405
SMI									
GDDxSMI	-0.5265	0.2536							0.3292
CIG	2.5683			-3.1386			9.8251	9.0216	10.5251
PH		-2.3338		-1.5131					
PH2		0.2187		0.1450					
AC1	0.6594								
BAG1			2.9424	1.8072	2.6004	1.2742	4.8052		
BAG2	0.7471								
BAG3				1.6468	1.1209				
BAG4				0.6500					
BAG5								1.2731	
BAG6					2.1607				
BAG8	-1.2519			1.0198	0.9106		6.5062		
BAG9	0.8274								
BAG14			1.7983	1.2165		3.8689	7.7217		5.9308
BAG15				0.7976		3.1288	6.6406		5.7657
BAG16				1.0916		2.6453	6.2262		3.8945
GEO1	1.8952	1.0638							
GEO2	2.0738	1.4369							
GEO3	1.6860			0.8340					
GEO4	1.4746	1.8834		1.0511					
DFI2				-0.4594		-1.7471	-0.9980	-2.1497	
REL1				-2.4443				1.5220	
REL3				2.0704	2.3158	1.1540			
REL47				2.7982	2.1494				
REL56	0.7455				1.9655				1.8104

Tabelle 7-4. Deviance (D) nach Hosmer und Lemeshow (1989), Pearson χ^2 (Jobson 1992) und \hat{C} nach Hosmer und Lemeshow (1980) für logistische Modelle zur Beschreibung des Auftretens von PNV-Typen auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldinventur.- Für alle Tests $\alpha = 0.05$; acht Intervalle für die Berechnung von \hat{C} .

Table 7-4. Deviance (D) according to Hosmer and Lemeshow (1989), Pearson χ^2 (Jobson 1992) and \hat{C} (Hosmer and Lemeshow 1980) for logistic models of potential natural forest types at sample points of the Austrian Forest Inventory.- All tests at $\alpha = 0.05$; 8 intervals in calculating \hat{C} .

PNV-Typ		D		Pearson χ^2		\hat{C}	
1	Lärchen-Zirbenwald	964.19	n.s.	2183.83	n.s.	6.34	n.s.
2	Lärchenwald	572.06	n.s.	7558.26	n.s.	3.03	n.s.
3	Subalpiner Fichtenwald	1889.12	n.s.	2375.35	n.s.	9.01	n.s.
4	Montaner Fichtenwald	4292.64	n.s.	9966.68	*	93.00	*
5	Fichten-Tannenwald	5586.80	n.s.	9096.42	n.s.	41.21	*
6	Fi-Tannen-Buchenwald	8906.81	n.s.	9089.94	n.s.	41.19	*
61	Hochm. Bergah.-Buchenw.	372.88	n.s.	3313.05	n.s.	0.29	n.s.
7	Buchenwald	4901.81	n.s.	6303.53	n.s.	12.30	n.s.
8	Eichen-Hainbuchenwald	2388.07	n.s.	4242.18	n.s.	22.71	*
9	Bodens. Kie-Stieleichenw.	1344.54	n.s.	3607.97	n.s.	3.64	n.s.
10	Thermophiler Eichenwald	501.45	n.s.	2311.44	n.s.	0.44	n.s.
12	Lindenmischwald	232.51	n.s.	5520.70	n.s.	0.03	n.s.
13	Bergahorn-Eschenwald	1829.13	n.s.	7931.41	n.s.	8.96	n.s.
15	Schwarzerlen-Eschenwald	459.68	n.s.	3183.21	n.s.	4.99	n.s.
19	Latschengebüsch	1913.70	n.s.	7453.41	n.s.	4.28	n.s.
21	Karbonat-Kiefernwald	689.41	n.s.	3505.30	n.s.	18.20	*
22	Silikat-Kiefernwald	351.86	n.s.	4561.05	n.s.	1.52	n.s.
23	Schwarzkiefernwald	185.76	n.s.	3278.17	n.s.	12.13	n.s.

Schließlich sind in Tabelle 7-5 die Klassifikationsergebnisse für den Kalibrierungsdatensatz dargestellt. Dabei wurden für jeden der 9565 Erhebungspunkte der Waldinventur die Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten der 18 einzelnen Waldtypen mit den logistischen Modellen laut Tabellen 7-3a und 7-3b geschätzt und der jeweils wahrscheinlichste Typ als bestmögliche Schätzung ("best estimate") für die potentielle natürliche Waldgesellschaft (PNV) an einem Erhebungspunkt verwendet. Insgesamt konnten von den 9565 Beobachtungen 57.3% übereinstimmend mit den Angaben der Waldinventur klassifiziert werden. Die Kappa-Statistik (Cohen 1960) weist mit $\kappa = 0.459$ auf eine akzeptable Übereinstimmung zwischen von Experten auf Inventurpunkten erwarteten und mittels logistischer Modelle geschätzten PNV-Typen hin. Wie erwartet konnten jedoch die selteneren PNV-Typen 9 (Kiefern-Stieleichenwald), 10 (thermophiler Eichenwald), 12 (Lindenmischwald), 13 (Bergahorn-Eschenwald) sowie 15 (Schwarzerlen-Eschenwald) nur schlecht mit den erstellten logistischen Modellen reproduziert werden.

Tabelle 7-5. Klassifikation des Kalibrierungsdatensatzes mittels logistischer Modelle für 18 PNV-Typen.- kappa (κ) nach Cohen (1960).

Table 7-5. Classification of inventory points used for model calibration with logistic regression models for 18 potential natural forest types (PNV-type).- kappa (κ) according to Cohen (1960).

PNV-Typ	ÖWI	Übereinstimmung		kappa
		n	%	
1	234	103	44.02	0.440
2	66	0	0	0
3	685	545	79.56	0.794
4	1012	404	39.92	0.394
5	1545	857	55.47	0.543
6	3244	2563	79.01	0.752
61	36	0	0	0
7	1187	410	34.54	0.337
8	692	491	70.95	0.708
9	200	1	0.50	0.005
10	60	0	0	0
12	19	0	0	0
13	237	21	8.86	0.089
15	53	1	1.89	0.019
19	141	76	53.90	0.539
21	95	2	2.11	0.021
22	35	0	0	0
23	24	7	29.17	0.292
Summe	9565		57.30	0.459

Um die Plausibilität der erstellten Modelle zu veranschaulichen, ist in Abbildung 7-1 für ausgewählte PNV-Typen die Response auf den Faktor GDD (growing degree days), der in alle Modelle signifikant eingeht, dargestellt. Im Allgemeinen erscheinen sämtliche dargestellten Modelle als überaus plausibel. Die Abfolge der höhenzonenbestimmenden PNV-Typen 1 (Lärchen-Zirbenwald), 3 (subalpiner Fichtenwald), 4 (Montaner Fichtenwald), 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) und 7 (Buchenwald) entlang des Temperaturgradienten entspricht den Vorstellungen der Vegetationskunde (vgl. Mucina et al. 1993, Kilian et al. 1994, Ellenberg 1996). PNV-Typ 5 (Fichten-Tannenwald) erscheint ebenfalls relativ zu den anderen Waldtypen sehr plausibel positioniert, allerdings mit relativ niedrigen Auftretenswahrscheinlichkeiten. Dies ist allerdings in den für Abbildung 7-1 verwendeten unterstellten übrigen Standortmerkmalen begründet. Das Auftreten des PNV-Typs 2 (Lärchenwald) ist dem Modell nach über eine verhältnismäßig weite Temperaturamplitude möglich. Das Auftreten der Eichengesellschaften PNV 8 und PNV 9 schließlich wird ab GDD-Werten von etwa 1500 wahrscheinlich. Die Abfolge von Kiefern-Stieleichenwäldern (PNV-Typ 9) und Eichen-Hainbuchenwäldern (PNV-Typ 8) kann ebenfalls als realistisch bezeichnet werden (vgl. u.a. Ellenberg 1996). Der Silikat-Kiefernwald (PNV-Typ 22) schließlich weist die breiteste Amplitude in bezug auf den Faktor GDD auf, was auf die Pioniereigenschaften der dominierenden Baumart dieses Waldtyps (Pinus

sylvestris) hindeutet. Die geringe Auftretenswahrscheinlichkeit laut Abbildung 7-1 ist u.a. auf den unterstellten Wert für den Wasserversorgungsindikator SMI zurückzuführen (SMI = 0.05).

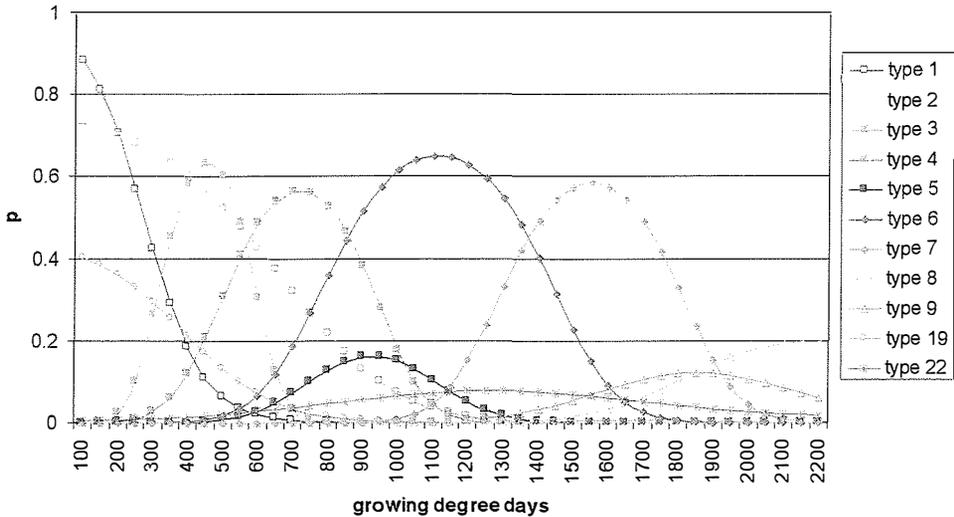


Abbildung 7-1. Response der modellierten Auftretenswahrscheinlichkeit ausgewählter PNV-Typen auf den Faktor GDD (growing degree days). Fixierte Standortmerkmale: SMI = 0.05, $NS_{\text{Jahr}} = 1200$ mm, BAG7, pH = 6.5, GEO1, DFI2.- Typ 1 = Lärchen-Zirbenwald, Typ 2 = Lärchenwald, Typ 3 = subalpiner Fichtenwald, Typ 4 = montaner Fichtenwald, Typ 5 = Fichten-Tannenwald, Typ 6 = Fichten-Tannen-Buchenwald, Typ 7 = Buchenwald, Typ 8 = Eichen-Hainbuchenwald, Typ 9 = Kiefern-Stieleichenwald, Typ 19 = Latschengebüsch, Typ 22 = Silikat-Kiefernwald.

Figure 7-1. Estimated probability of occurrence of selected PNV-types in relation to GDD (growing degree days). Other site parameters: SMI = 0.05, $P_{\text{year}} = 1200$ mm, BAG7, pH = 6.5, GEO1, DFI2.- Type 1 = *Larix decidua*/*Pinus cembra* forest, type 2 = *Larix decidua* forest, type 3 = subalpine *Picea abies* forest, type 4 = montane *Picea abies* forest, type 5 = *Picea abies*/*Abies alba* forest, type 6 = *Picea abies*/*Abies alba*/*Fagus sylvatica* forest, type 7 = *Fagus sylvatica* forest, type 8 = *Quercus* spp./*Carpinus betulus* forest, type 9 = *Pinus sylvestris*/*Quercus robur* forest, type 19 = *Pinus mugo* thicket, type 22 = *Pinus sylvestris* forest on acidic soils.

Anhand des PNV-Typs 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) wird der Effekt der benutzten Dummy-Kodierung demonstriert. Abbildung 7-2a zeigt die modellierte Response-Oberfläche in bezug auf GDD und SMI, wenn als Bodengruppenaggregat BAG4 (Semipodsol auf Kristallin) mit einem pH-Wert von 4.3 und Gründigkeitsklasse DFII (>30 cm) angenommen wird. In Abbildung 7-2b ist die Response-Oberfläche für BAG8 (bindige Braunerde und Parabraunere auf Moräne) mit einem pH-Wert von 6.5 und Gründigkeitsklasse DFI2 (>30 cm) dargestellt. Die Auftretenswahrscheinlichkeit für PNV 6 wird dem Modell zufolge unter den Bedingungen in Abbildung 7-2b als etwas höher eingeschätzt. Die Dummy-Variablen bewirken eine Parallelverschiebung der gesamten Response-Oberfläche. Der Literatur zufolge kann erwartet werden, daß der Buchenanteil an der potentiellen natürlichen Vegetation unter günstigeren Bodenbedingungen (höhere Gründigkeit, Azidität geringer) ansteigt und somit die Klassifikation

einer Baumartenvergesellschaftung als Fichten-Tannen-Buchenwald wahrscheinlicher wird (vgl. Kilian et al. 1994, Ellenberg 1996). Wechselwirkungsterme von Dummy-Variablen und kontinuierlich skalierten Variablen - sogenannte "slope shifter" (Jobson 1992) - wurden zwar getestet, erwiesen sich aber nur in seltenen Fällen als signifikant und wurden aufgrund der meist nicht möglichen biologisch sinnvollen Interpretation nicht in die endgültigen Modelle aufgenommen.

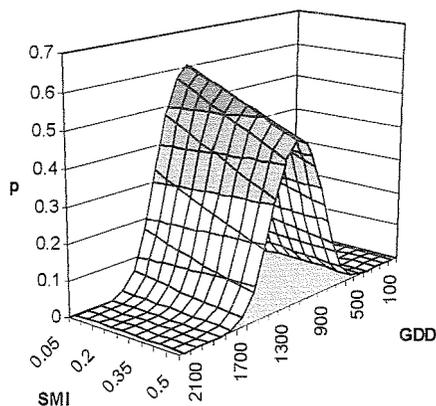


Abbildung 7-2a. Response-Oberfläche für PNV-Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald).- BAG4, pH = 4.3, DFI1, GEO2.

Figure 7-2a. Response of probability of occurrence for PNV-type 6 (*Picea abies*/*Abies alba*/*Fagus sylvatica* forest).- BAG4, pH = 4.3, DFI1, GEO2.

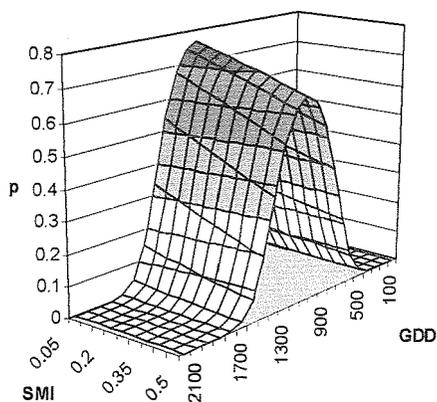


Abbildung 7-2b. Response-Oberfläche für PNV-Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald). – BAG8, pH = 6.5, DFI2, GEO2.

Figure 7-2b. Response of probability of occurrence for PNV-type 6 (*Picea abies*/*Abies alba*/*Fagus sylvatica* forest).- BAG8, pH = 6.5, DFI2, GEO2.

Zur Veranschaulichung werden in Abbildung 7-3 die mit den jeweiligen Modellen geschätzten Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten von drei charakteristischen PNV-Typen dargestellt. Innerhalb der generellen klimatischen Zonierung dieser Waldtypen sind deutlich die durch edaphische Faktoren bedingten kleinräumigeren Unterschiede in den geschätzten Auftretenswahrscheinlichkeiten zu erkennen.

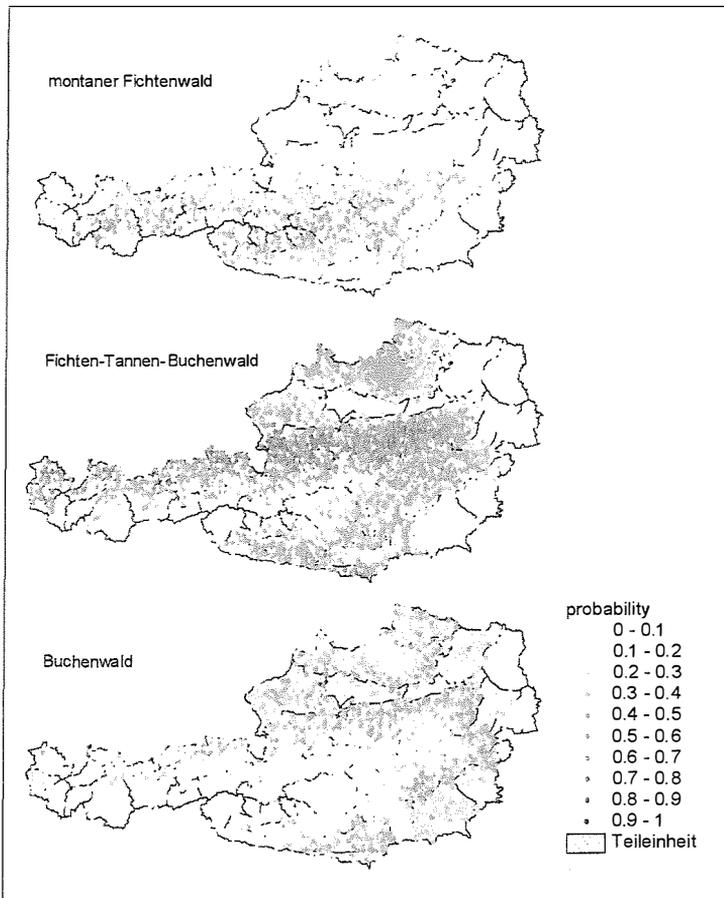


Abbildung 7-3. Geschätzte Auftretenswahrscheinlichkeiten für drei charakteristische Waldtypen auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldinventur.

Figure 7-3. Estimated probabilities of occurrence of three characteristic forest types at sample points of the Austrian Forest Inventory.

8 MODELLVERGLEICHE

8.1 Allgemeines

Bevor Modelle für spezifische Problemlösungen angewendet werden, muß gewährleistet sein, daß die benötigten Attribute plausibel durch das Modell generiert werden können. Im gegenständlichen Fall wird die Vegetationszusammensetzung im Equilibrium (i.e., PNV sensu Tüxen (1956)) analysiert. Um mögliche Schwächen sowohl des dynamischen Modells PICUS v1.2 als auch des statischen logistischen Modellansatzes bei der Simulation der PNV in komplexem alpinem Gelände zu evaluieren, werden beide Modelle auf dem flächendeckenden Erhebungsnetz der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (vgl. Kapitel 4) eingesetzt. Als Vergleichsobjekt dient eine Expertenansprache der erwarteten potentiellen natürlichen Waldgesellschaft auf jeder der von der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (ÖWBZI) beprobten Flächen (Englisch et al. 1991, FBVA 1995). Um die Sensitivität der Modellkonzepte unter geänderten klimatischen Bedingungen und mögliche Unterschiede zwischen ihnen zu analysieren, wird mit beiden Modellen die PNV auf den Erhebungspunkten auch unter einem Klimaänderungsszenario simuliert.

8.2 Initialisierungsdaten für die Simulationsexperimente

8.2.1 Standortparameter

Von den insgesamt 494 zur Verfügung stehenden Erhebungspunkten der ÖWBZI wurden für den Modellvergleich alle Punkte mit potentiellen natürlichen Waldgesellschaften, die auf grund- oder hangwasserbeeinflusste Standorte hindeuteten ausgeschlossen. Die beiden zu vergleichenden Modellansätze unterscheiden sich teilweise in den als Input notwendigen Standortmerkmalen. Für die auf Basis des Datensatzes, der von der Österreichischen Waldinventur zur Verfügung gestellt wird, parametrisierten logistischen Regressionsmodelle mußte derselbe Merkmalsvektor auch für jeden Erhebungspunkt der ÖWBZI zur Verfügung gestellt werden. Zusätzlich mußten für jeden der Erhebungspunkte die notwendigen Klimaparameter zur Verfügung stehen (siehe Kapitel 7.3). Dies reduzierte den zur Verfügung stehenden Datensatz für die Anwendung der logistischen Modelle auf 397 Punkte. Der für das dynamische Modell notwendige Datensatz konnte hingegen für 455 Standorte bereitgestellt werden. Für Simulationen mit PICUS v1.2 wurde ein Mindestwert für WHC von 5.0 cm benutzt. Aus Tabelle 8-1 ist die Amplitude wichtiger Standortmerkmale des verwendeten Evaluierungsdatsatzes ersichtlich. Die bodenphysikalischen und -chemischen Parameter wurden mit wenigen Ausnahmen auf der Grundlage der von der ÖWBZI zur Verfügung gestellten Daten berechnet (vgl. Lexer und Hönninger 1998b, Lexer et al. 1999). Um den Datensatz nicht noch weiter zu reduzieren, wurden einzelne fehlende Parameter durch Schätzwerte ersetzt (vgl. Kapitel 4).

Tabelle 8-1. Deskriptive Kennwerte von ausgewählten Parametern des Evaluierungsdatensatzes.- Quelle: Österreichische Waldbodenzustandsinventur. WHC = Wasserspeicherkapazität [cm], PH = pH-Wert des Mineralbodens (0-30 cm), CN = C/N-Verhältnis des Mineralbodens (0-30 cm), SH = Seehöhe [m].

Table 8-1. Descriptive statistics of selected parameters of the evaluation data set.- Source: Austrian Forest Inventory. WHC = site water holding capacity [cm], PH = pH-value of the uppermost 30 cm mineral soil, CN = C/N-ratio of the uppermost 30 cm mineral soil, SH = elevation a.s.l. [m].

Parameter	N	Mean	SD	Minimum	Maximum
WHC	455	16.3	7.6	2.9	37.6
PH	455	4.9	1.3	3.0	7.0
CN	455	19.1	6.4	7.5	48.2
SH	455	949	403	200	1900

8.2.2 Gegenwärtiges Klima

Die benötigten Klimaparameter wurden vom Stationsnetz der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) sowie des Hydrografischen Dienstes (HZB) extrapoliert (Lexer et al. 2000b, d). Eine detaillierte Beschreibung der angewendeten Methoden findet sich in Scheifinger und Kromp-Kolb (2000). Tabelle 8-2 enthält deskriptive Kennwerte für auf Basis der interpolierten monatlichen Temperaturmittel und Niederschlagssummen (Periode 1961-1995) berechneten klimatischen Indizes.

Tabelle 8-2. Deskriptive Kennwerte von Klimaparametern für 455 Erhebungspunkte der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur. TAV = Jahrestemperaturmittel [°C], CIG = Kontinentalitätsindex nach Gams [rad], SMI = Wasserversorgungsindex, GDD = effektive Temperatursumme > 5.5 °C, WT = Winterminimumtemperatur (kältestes Monatsmittel) [°C], PVEG = Niederschlag in der Vegetationsperiode (Monate 4-9) [mm], PYEAR = Jahresniederschlagssumme [mm].- Klimaparameter beziehen sich auf das Mittel der Periode 1961-1995.

Table 8-2. Descriptive statistics of climate parameters of 455 sample points of the Austrian Forest Soil Survey. TAV = annual mean temperature [°C], CIG = continentality index of Gams [rad], SMI = soil moisture index, GDD = heat sum > 5.5 °C, WT = winter minimum temperature (coldest mean monthly temperature) [°C], PVEG = precipitation during vegetation period (month 4-9) [mm], PYEAR = annual precipitation [mm].- all climate parameters according to the period 1961-1995.

Parameter	Mean	SD	Minimum	Maximum
TAV	5.71	1.62	1.47	9.10
CIG	0.6877	0.2122	0.1593	1.1039
WT	-3.41	1.02	-5.85	-1.21
GDD	1077	355	283	1845
PVEG	685	160	339	1159
PYEAR	1097	290	521	1889
SMI	0.1060	0.1222	0.0071	0.6757

Aus den Extremwerten (Minimum, Maximum) der Lufttemperatur (TAV) ist ersichtlich, daß der Temperaturgradient von subalpinen bis kollinen Standorten reicht. Ebenso zeigen die Niederschlagsminima bzw. -maxima sowie der Kontinentalitätsindex nach Gams (CIG) die weite Amplitude der erfaßten Hygrizitätsverhältnisse auf.

8.2.3 Klimaänderungsszenario

Das Klimaänderungsszenario in gegenständlicher Sensitivitätsstudie wurde in Anlehnung an von globalen Zirkulationsmodellen (GCM) an Gitterpunkten über Mitteleuropa für das Jahr 2050 unter dem "business as usual" – Szenario IS92a des IPCC (Houghton et al. 1992, 1996) prognostizierte Temperatur- und Niederschlagsanomalien definiert (Tabelle 8-3).

Tabelle 8-3. Klimaänderungsszenario für das Simulationsexperiment. – Anomalien für das Jahr 2050 bezogen auf das Mittel 1961-1995.

Table 8-3. The climate change scenario for the simulation experiment. - Anomalies in 2050 refer to the average 1961-1995.

Parameter	Winter (X-XII, I-III)	Sommer (IV-IX)
Temperatur	+2.0 °C	+2.0 °C
Niederschlag	+/- 0%	-15%

Für das Simulationsexperiment mit dem dynamischen Modell PICUS v1.2 wurde die transiente Phase bis 2050 als lineare Rampenfunktion beschrieben. Der Effekt unterschiedlicher Ansätze zur Modellierung der transienten Klimaänderungsphase (sigmoid, treppenförmig, linear) in Simulationsexperimenten wie dem vorliegenden hat sich als vernachlässigbar erwiesen (Bugmann 1994). Die Anomalien beziehen sich dabei auf die Mittelwerte der Klimaparameter. Weiters wurde unterstellt, daß sich die Variabilität um diese Mittelwerte nicht verändert.

8.3 Das dynamische Modell PICUS v1.2

8.3.1 Simulationsexperimente

PICUS v1.2 wurde auf allen 455 Evaluierungspunkten mit den vorliegenden Bodenparametern auf einer Kahlfäche von 1,0 ha selbständlicher Fläche ("bare ground"; i.e., Sekundärsukzession) initialisiert (10 x 10 100 m²-patches) und die Vegetationsentwicklung ohne Managementeingriffe über 1500 Jahre sowohl unter gegenwärtigem Klima als auch unter dem Klimaänderungsszenario (vgl. Tabelle 8-3) simuliert. Die Standortsattribute wurden dabei als homogen auf der simulierten Fläche unterstellt. Das eingesetzte Modell entsprach der in Kapitel 5 beschriebenen Version PICUS v1.2. Die "steady state" – Vegetationszusammensetzung wurde anhand der Simulationsjahre 1200 – 1500 geschätzt. Mittels des Klassifikationsschemas aus Kapitel 4 wurde versucht, jede simulierte Artenkombination einem der von ÖWI und ÖWBZI benutzten PNV-Typen (siehe Anhang) zuzuordnen. War dies nicht möglich, galt die betreffende Artenkombination als "nicht klassifiziert". Das ursprüngliche Klassifikationsschema (Lexer und

Starlinger, in Vorbereitung) mußte allerdings für das gegenständliche Experiment leicht modifiziert werden. Für zwei der berücksichtigten PNV-Typen waren ursprünglich zur Stützung der Klassifikation Seehöhenangaben vorgesehen. Um das Klassifikationsschema auch unter Klimaänderungsbedingungen anwenden zu können, wurden das Attribut "Seehöhe" durch die entsprechende Jahresmitteltemperatur ersetzt.

Die "nicht klassifizierten" Fälle sowohl unter gegenwärtigem Klima als auch unter dem Klimaänderungsszenario wurden gemeinsam einer Clusteranalyse unterzogen, um ähnliche "steady state" – Artenkombinationen zusammenfassend charakterisieren zu können. Zur Anwendung kam ein hierarchisches Verfahren (average linkage) des Programmpaketes SPSS Version 9.0. Als Abstandsmaß wurde die Euklidische Distanz verwendet.

8.3.2 Ergebnisse

8.3.2.1 Nicht klassifizierte Fälle

Von den 455 initialisierten Szenarios unter gegenwärtigem Klimabedingungen konnten 448 mit komplettem Outputdatensatz beendet werden. Davon konnten 369 einem der PNV-Typen der ÖWI zugeordnet werden (Tabelle 8-4). Unter dem Klimaänderungsszenario stieg der Anteil der "nicht klassifizierbaren" Fälle von 17.6% (unter gegenwärtigem Klima) auf 26.7% an.

Tabelle 8-4. Nicht klassifizierbare von PICUS v1.2 simulierte Equilibrium-Artenkombinationen unter gegenwärtigem Klima und unter dem Klimaänderungsszenario (+2.0 °C, -15% Niederschlag während der Monate April-September).

Table 8-4. Number of simulated steady state species compositions under current climate and the climate change scenario (+2 °C, -15% precipitation from April to September) which could not be classified according to FBVA (1995).

Szenario	Fälle (simuliert)	nicht klassifiziert	
		N	%
Heutiges Klima	448	79	17.6
Klimaänderung	449	120	26.7

Die insgesamt 199 nicht klassifizierbaren Artenkombinationen wurden mittels Clusteranalyse in 8 neue Waldtypen gegliedert. Diese Anzahl erwies sich letztendlich sowohl als stabil in den Clusteranalysen als auch als plausibel in bezug auf die gruppierten Fälle. Tabelle 8-5 enthält die mittleren Anteile ausgewählter Baumarten aller 8 ausgeschiedenen neuen Waldtypen.

Tabelle 3-5. Mittlere Artenanteile (oberirdische Biomasse) ausgewählter charakteristischer Baumarten in den Clustertypen. – PA = *Picea abies*, AA = *Abies alba*, LD = *Larix decidua*, PS = *Pinus sylvestris*, AV = *Alnus viridis*, FS = *Fagus sylvatica*, QP = *Quercus petraea*, QR = *Quercus robur*.

Table 3-5. Mean shares of biomass of selected tree species within the cluster types.

Typ	n	PA	AA	LD	PS	AV	FS	QP	QR
C1	75	0.03	0.13	0.00	0.01	0.00	<u>0.68</u>	0.03	0.07
C2	70	0.13	<u>0.39</u>	0.02	0.01	0.00	<u>0.27</u>	0.02	0.10
C3	41	0.01	0.08	0.01	0.02	0.00	<u>0.35</u>	<u>0.16</u>	<u>0.31</u>
C4	4	0.12	<u>0.33</u>	<u>0.54</u>	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00
C5	2	0.00	0.02	0.10	0.07	<u>0.15</u>	0.02	<u>0.26</u>	0.09
C6	5	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.05	<u>0.54</u>	<u>0.36</u>
C7	1	0.01	0.00	0.04	0.00	<u>0.95</u>	0.00	0.00	0.00
C8	1	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.05	0.04	<u>0.80</u>

Von insgesamt 199 über die Clusteranalyse klassifizierten Fällen entfielen ein Großteil auf die Typen C1 (75 Fälle), C2 (70 Fälle) und C3 (41 Fälle). Die Typen C7 und C8 schließlich enthalten nur je eine Artenkombination, die sich aber deutlich von allen anderen Fällen unterscheidet.

Bei PNV-Typ C1 handelt es sich um buchendominierte Artenkombinationen, denen neben einem geringeren Anteil an Eiche (*Quercus robur*, kaum *Quercus petraea*) ein Nadelbaumanteil (*Abies alba*, *Picea abies*) beigemischt ist, der letztendlich eine Klassifizierung als PNV-Typ 7 (Buchenwald) verhindert. Bei Typ C1 handelt es sich somit um einen Übergangstyp zwischen Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) und Typ 7, der relativ hohe Affinität zu Typ 7 aufweist.

Bei Typ C2 handelt es sich ebenfalls um eine Artenkombination aus immergrünen Nadelbaumarten (*Abies alba*, *Picea abies*) sowie *Fagus sylvatica* und *Quercus* spp. Im Unterschied zu C1 dominieren in C2 die Nadelbäume. Der Buchenanteil ist für eine Klassifizierung in PNV-Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) etwas zu hoch. Vereinzelt erweist sich auch der Eichenanteil für Typ 6 als überhöht. Typ C2 stellt im Übergangsbereich von nadel- zu laubdominierten Artenkombinationen jene Ergänzung zu C1 dar, welche im Allgemeinen näher zu PNV-Typ 6 steht.

Bei C3 handelt es sich um laubbaumdominierte Artenkombinationen, denen ein geringer Anteil an *Abies alba* und *Picea abies* beigemischt ist. Für eine Klassifikation als PNV-Typ 8 erwies sich entweder der Hainbuchenanteil als zu gering oder der Anteil an Tanne als zu hoch. Die Zuteilung zum Buchenwald (PNV-Typ 7) wurde in vielen Fällen durch den im Vergleich zur Eiche zu geringen Anteil an Buche unmöglich.

C4 umfaßt insgesamt nur 4 Fälle. Es handelt sich um ausschließlich nadelbaumdominierte Artenkombinationen aus *Picea abies*, *Abies alba* und *Larix decidua*. Es ist bei dieser Artenkombination unter den Randbedingungen, unter denen die Simulationsläufe durchgeführt wurden (u.a. homogene Standortseigenschaften auf den simulierten Flächen) eventuell zu

vermuten, daß es sich nicht um "steady state" – Artenkombinationen, sondern wohl um ein zeitlich begrenztes Übergangsstadium handeln dürfte.

Typ C5 stellt im Prinzip mit nur 2 involvierten Fällen einen Sonderfall dar, da es sich insbesondere bei einer der betroffenen Artenkombinationen um eine eher unplausible Artenvergesellschaftung handelt, wobei *Quercus petraea* mit *Alnus viridis* gemeinsam auftritt. Der zweite Fall ist eine Mischung von Eiche, Birke und Winterlinde, bei denen der hohe Anteil der beiden letzteren Arten eine Klassifikation nach dem PNV-Typenschema der ÖWI verhindert.

Typ C6 umfaßt Mischungen aus *Fagus sylvatica*, *Quercus robur* und *Quercus petraea*, die von Eiche deutlich dominiert wird. Für eine Klassifikation als Kiefern-Stieleichenwald (PNV-Typ 9) fällt der Anteil von *Pinus sylvestris* mit im Mittel 2% Biomassenanteil zu gering aus. Für eine Zuteilung zu Typ 8 (Eichen-Hainbuchenwald) ist wiederum der Anteil der Hainbuche viel zu niedrig bzw. fehlt diese Baumart überhaupt.

Bei den Typen C7 und C8 handelt es sich um Unikate, die in bezug auf die Artenzusammensetzung jedoch durchwegs plausibel erscheinen. C8 ist ein hochsubalpiner Mischungstyp aus hauptsächlich *Alnus viridis* mit etwas beigemischter *Larix decidua*, C7 wiederum besteht fast ausschließlich aus *Quercus robur* und könnte eventuell mit Typ C6 vereint werden.

8.3.2.2 Simulierte PNV unter gegenwärtigem Klima

Unter aktuellen Klimabedingungen konnten von den insgesamt 447 vollständig beendeten Simulationsszenarios 368 einem der definierten PNV-Typen zugeordnet werden. Dies bedeutet, daß 17.7% aller simulierten Szenarios unter aktuellem Klima dem Klassifikationsschema zufolge Artenkombinationen darstellen, die laut dem Expertenschema keinem aktuell bekannten Waldtyp im Sinne der potentiellen natürlichen Vegetation zugeordnet werden konnten. Von den 368 klassifizierten Fällen entsprach die simulierte PNV auf den Erhebungspunkten in 127 Fällen (34.5%) dem von Experten erwarteten Waldtyp (Tabelle 8-6). Die höchste Übereinstimmung innerhalb eines Waldtyps konnte für den Typ 5 (Fichten-Tannenwald) mit 44 von 55 Fällen (80% Übereinstimmung) erzielt werden. Ebenfalls relativ hohe Übereinstimmungsprozente wiesen die PNV-Typen 3 (subalpiner Fichtenwald), 4 (montaner Fichtenwald), 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald), 7 (Buchenwald) und 9 (Kiefern-Stieleichenwald) auf. Im Lärchen-Zirbenwald entsprach ein simuliertes Ergebnis dem erwarteten Waldtyp. Von den mit insgesamt 27 Fällen vertretenen erwarteten Waldtypen 10 (thermophiler Eichenwald), 12 (Lindenmischwald), 13 (Bergahorn-Eschenwald), 15 (Schwarzerlen-Eschenwald), 21 (Karbonat-Kiefernwald) und 22 (Silikat-Kiefernwald) entsprach kein einziger der simulierten PNV.

In Tabelle 8-7 sind einander in einer bivariaten Kontingenztafel die simulierten und erwarteten PNV-Typen gegenübergestellt. Aus den Randsummen der insgesamt im Sample vertretenen 15 Waldtypen (unter den simulierten 447 Szenarios war kein Standort mit erwartetem PNV-Typ 2 (Lärchenwald) vertreten) ist ersichtlich, daß laut Expertenerwartung der PNV-Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) in unterschiedlicher Ausprägung der häufigste Waldtyp ist (36.9%). Fichten-Tannenwald (Typ 5) mit 14.3%, montaner Fichtenwald (Typ 4) mit 13.4% und Buchenwald (Typ 7) mit 11.4% zählen ebenfalls zu den am häufigsten von Experten erwarteten Waldtypen.

Tabelle 8-6. Vergleich von auf Erhebungspunkten der ÖWBZI erwarteten PNV (Experten) mit simulierter PNV (PICUS v1.2) unter aktuellem Klima.- Werte für kappa beziehen sich auf die klassifizierten Fälle.

Table 8-6. Comparison of simulated PNV (PICUS v1.2) with expert reconstructions of PNV (FBVA 1995) under current climatic conditions.- Kappa refers to classified cases only.

PNV-Typ	ÖWBZI	PICUS v1.2				Kappa
		klassifiziert		Übereinstimmung		
		n	%	n	%	
1	8	8	100.0	1	12.5	0.125
2	-	-	-	-	-	-
3	33	28	84.5	11	39.3	0.391
4	60	56	93.3	17	30.4	0.294
5	64	55	85.9	44	80.0	0.789
6	166	129	77.7	38	29.5	0.252
61	3	1	33.3	0	0.0	0
7	49	37	75.5	13	35.1	0.341
8	24	21	87.5	0	0	-0.0002
9	7	6	85.7	3	50.0	0.499
10	8	6	75.0	0	0	0
12	2	2	100.0	0	0	0
13	10	9	90.0	0	0	0
15	5	4	80.0	0	0	-0.00006
21	6	4	66.7	0	0	0
22	2	2	100.0	0	0	0
Total	447	368	82.3	127	34.5	0.228

Betrachtet man die simulierten Artenkombinationen, wird der PNV-Typ 5 (Fichten-Tannenwald) mit 36.9% aller Fälle bei weitem am häufigsten als Ergebnis ausgewiesen. Der Fichten-Tannen-Buchenwald (PNV-Typ 6) ist im Vergleich zur Expertenerwartung um über 20% geringer vertreten. Die relative Häufigkeit von simuliertem und erwartetem Buchenwald (PNV-Typ 7) stimmt wiederum gut überein. Dieses Ergebnis kommt offensichtlich dadurch zustande, daß auf Standorten, die laut Expertenmeinung als potentielle natürliche Vegetation montanen Fichtenwald (PNV-typ 4) aufweisen, der simulierte Tannenanteil zu hoch liegt (laut Klassifikationsschema sind im PNV-Typ 4 maximal 15% Tannenanteil zulässig). Ein ähnliches Bild ergibt sich auch im dem Waldtyp 5 angrenzenden wärmeren Teil des Temperaturgradienten. Hier ist offensichtlich der simulierte Buchenanteil für eine Klassifikation als PNV-Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) zu gering (der Minimumanteil der Buche in Typ 6 ist mit 20% definiert). In Tabelle 8-7 fällt weiters auf, daß das Verhältnis von erwartetem Eichen-Hainbuchenwald (PNV-Typ 8) und Kiefern-Stieleichenwald (PNV-Typ 9) 24 zu 7 beträgt. Unter den simulierten Waldtypen ist es mit nur einem Fall Eichen-Hainbuchenwald zu 25 Standorten mit Kiefern-Stieleichenwald zu Gunsten des Typs 9 verändert. Ausschlaggebend für diese

Umkehrung ist der zu geringe Anteil der Hainbuche in den simulierten Artenkombinationen (der Mindestanteil in PNV-Typ 8 laut Klassifikationsschema beträgt 15%). Von den häufiger vertretenen PNV-Typen 3, 4, 5, 6 und 7 ist der Anteil der ursprünglich nicht klassifizierbaren Fälle mit 22.4% bzw. 23.5% besonders hoch.

Im Folgenden wird der Frage nachgegangen, wie sensitiv das Klassifikationsergebnis in bezug auf ausgewählte artspezifische Schwellenwerte für zulässige bzw. geforderte Baumartenanteile ist. Als besonders relevant in diesem Zusammenhang erwiesen sich *Abies alba* für die Zuordnung zu den PNV-Typen 4 (montaner Fichtenwald) und 5 (Fichten-Tannenwald), *Fagus sylvatica* für die Zuordnung zu PNV-Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald), *Picea abies* und *Abies alba* für die Zuordnung zu PNV-Typ 7 (Buchenwald) und schließlich *Carpinus betulus* für die Klassifikation als PNV-Typ 8 (Eichen-Hainbuchenwald). Wird der für eine Klassifikation als Typ 4 für zulässig erachtete Tannenanteil von 15% auf 20% erhöht, erweisen sich 9 ursprünglich als PNV-Typ 5 (Fichten-Tannenwald) klassifizierte Fälle nun als PNV-Typ 4 (montaner Fichtenwald). Wird im Gegenzug der geforderte Mindestanteil der Tanne in Typ 5 von 15% auf 10% gesenkt, wechseln 6 Fälle von Typ 4 in Typ 5. Wird der Mindestanteil der Buche für eine Klassifikation als Typ 6 von 20% auf 15% gesenkt, können 14 ursprünglich als Typ 5 klassifizierte Fälle als Typ 6 angesehen werden. Der gemeinsame Anteil von Tanne und Fichte verhindert in einigen Fällen die Klassifikation als PNV-Typ 7. Wird der erlaubte Nadelbaumanteil in Typ 7 von 40% auf 49% erhöht, bleiben also immer noch Laubbaumarten mit führender Buche die dominierende Artengruppe, werden drei Fälle statt als Typ 6 als Typ 7 klassifizierbar. Ebenso erlaubt eine Senkung des geforderten Mindestanteiles der beigemischten Baumart Hainbuche in Typ 8 von 15% auf 5% die Klassifikation von 4 ursprünglich als Typ 9 angesprochenen Fällen als Eichen-Hainbuchenwald (PNV-Typ 8). Werden diese genannten Fälle zusätzlich als korrekt klassifiziert akzeptiert, erhöht sich der Anteil der übereinstimmenden Fälle auf 163 von 368 klassifizierten Szenarios (44.3%).

Von den mittels Clusteranalyse neuformierten Waldtypen C1 bis C8 treten die Typen C6 und C8 unter aktuellen Klimabedingungen nicht auf. Von den fünf Fällen, die dem Typ C4 zugeordnet werden, entfallen vier auf Erhebungspunkte, auf denen der PNV-Typ 3 (subalpiner Fichtenwald) erwartet wird, der eine relativ hohe Ähnlichkeit mit Typ C4 aufweist. Bei dem einmal auf einem Erhebungspunkt mit erwarteter PNV "subalpiner Fichtenwald" simulierten Typ C7 handelt es sich zwar ebenfalls um einen Waldtyp der subalpinen Vegetationszone, dieser unterscheidet sich allerdings deutlich von PNV-Typ 3. Die in insgesamt 29 Fällen auf Erhebungspunkten mit erwartetem PNV-Typ 6 simulierten Typen C1 und C2, die beide Ähnlichkeit mit dem Fichten-Tannen-Buchenwald (PNV-Typ 6) aufweisen, könnten ebenfalls durchaus als korrektes Ergebnis akzeptiert werden. Ähnliches gilt für die jeweils sechs Fälle C2 und C3 in Fällen, in denen laut Expertenbeurteilung PNV-Typ 7 erwartet wird. Schließlich können die insgesamt fünf Fälle mit simuliertem Typ C3 auf Eichenwaldstandorten als dem jeweils erwartetem PNV-Typ prinzipiell ähnlich akzeptiert werden. Der relativ hohe Laubbaumanteil (Buche mit etwas Bergahorn und Stieleiche) in Typ C2 auf Standorten mit erwartetem Bergahorn-Buchenwald (PNV-Typ 61) läßt das Simulationsergebnis immerhin als nicht gänzlich unplausibel erscheinen.

Tabelle 8-7. Vergleich von erwarteter PNV (Experten) und simulierter PNV (PICUS v1.2) auf 447 Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur unter aktuellem Klima (1961-95).

Table 8-7. Comparison of simulated PNV (PICUS v1.2) and expert reconstructions of PNV for 447 sample points of the Austrian Forest Soil Survey under current climatic conditions (1961-95).

PNV PICUS v1.2	PNV ÖWBEZI																Total	
	1	2	3	4	5	6	61	7	8	9	10	12	13	15	21	22	N	%
1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.2
2	3	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1.8
3	4	0	11	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	3.8
4	0	0	1	17	9	3	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	33	7.4
5	0	0	11	33	41	61	1	4	1	1	1	0	5	2	1	0	165	36.9
6	0	0	0	2	1	38	0	11	5	0	2	0	1	0	0	0	60	13.4
61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0
7	0	0	0	1	1	22	0	13	7	2	3	1	2	2	2	1	57	12.8
8	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.2
9	0	0	0	0	0	5	0	8	8	3	0	0	0	0	1	0	25	5.6
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0
13	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.2
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0
21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0
C1	0	0	0	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1.4
C2	0	0	0	2	7	24	2	6	0	0	1	0	1	0	1	0	44	9.8
C3	0	0	0	1	1	8	0	6	3	1	1	0	0	0	1	0	22	4.9
C4	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0.9
C5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0.5
C7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.2
Total	n	8	0	33	60	64	165	2	51	24	7	8	2	10	5	6	2	447
	%	1.8	0.0	7.4	13.4	14.3	36.9	0.5	11.4	5.4	1.6	1.7	0.5	2.2	1.1	1.3	0.5	100.0

Tabelle 8-8. Vergleich von auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (ÖWBZI) erwarteter PNV (Experten) mit simulierter PNV (PICUS v1.2). – Modifizierte Schwellenwerte für *A.alba*, *F.sylvatica* und *Carpinus betulus* für die Klassifikation in PNV-Typen. Zuordnung von durch Clusteranalyse formierten Typen: C4 zu Typ 3, C1 zu Typ 6, C2 zu Typ 6, 61, 7, C3 zu Typen 7, 8, 9, 10. Werte für kappa beziehen sich auf 447 simulierte Fälle.

Table 8-8. Comparison of simulated PNV (PICUS v1.2) and expert reconstructions of PNV at sample points of the Austrian Forest Soil Survey.- Modified biomass thresholds for selected species, cluster types considered (C4 = type 3, C1, C2 = type 6, 61, 7, C3 = 7, 8, 9, 10. Kappa refers to 447 simulated cases.

PNV-Typ	ÖWBZI		Picus v1.2 (als korrekt akzeptiert)		kappa
	n	%	n	%	
1	8	1.8	4	50.0	0.499
2	0	0.0	0	--	--
3	33	7.4	15	45.5	0.453
4	60	13.4	26	43.3	0.427
5	64	14.3	50	78.1	0.770
6	166	37.1	81	48.8	0.442
61	3	0.5	1	33.3	0.333
7	49	10.9	28	57.1	0.564
8	24	5.4	7	29.2	0.291
9	7	1.6	4	57.1	0.571
10	8	1.8	1	12.5	0.125
12	2	0.5	0	0.0	0.000
13	10	2.2	1	10.0	0.100
15	5	1.1	0	0.0	0.000
21	6	1.3	0	0.0	0.000
22	2	0.5	0	0.0	0.000
Total	447	100.0	218	48.8	0.391

Werden sowohl die anhand der leicht modifizierten artspezifischen Schwellenwerte als auch die dem erwarteten PNV-Typ ähnlichen Typen aus der Clusteranalyse als korrektes Ergebnis akzeptiert, erhöht sich der Anteil der Fälle mit übereinstimmendem Waldtyp aus Simulation und Expertenansprache auf 218 von 447 (48.8%). Für diesen Fall erreicht die kappa-Statistik den Wert von $\kappa = 0.391$, was nach Monserud (1990) etwa einem "akzeptablen" Ergebnis entspricht.

8.3.2.3 Simulierte PNV unter einem Klimaänderungsszenario

Unter den Bedingungen des Klimaänderungsszenarios (vgl. Kapitel 8.2.3) wird für 197 von 448 Erhebungspunkte (44%) ein anderer Waldtyp simuliert als unter aktuellen Klimabedingungen (Tabelle 8-9). Unter den wärmeren und trockeneren Bedingungen des Klimaänderungsszenarios treten die PNV-Typen 1, 2, 3, und 4, die unter aktuellen klimatischen Bedingungen immerhin 13.2% aller Fälle umfassen, nicht mehr auf. An ihrer Stelle werden von PICUS v1.2 die PNV-Typen 5 und 6 sowie die neuformierten Waldtypen C1 und C2 simuliert, wobei 64.4% unter den geänderten Klimabedingungen als Fichten-Tannenwald (PNV-Typ 5) aufscheinen und somit eindeutig nadelbaumdominierte Waldtypen bleiben. Die übrigen 21 Fälle weisen als erwartete zukünftige potentielle natürliche Vegetation Mischbestände aus Nadel- und Laubbaumarten auf (vgl. Tabelle 8-10).

Tabelle 8-9. Vergleich von mit PICUS v1.2 auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur simulierten Wald-Typen (PNV) unter aktuellem Klima und unter einem Klimaänderungsszenario (+2.0 °C, -15% Niederschlag in den Monaten April-September).
Table 8-9. Comparison of simulated PNV (PICUS v1.2) under current climatic conditions and a climate change scenario (+2 °C, -15% precipitation from April to September) at sample points of the Austrian Forest Soil Survey.

PNV-Typ	Aktuelles Klima		Klimaänderung		Δ	
	n	%	n	%	n	
1	1	0.2	0	0.0	-	1
2	8	1.8	0	0.0	-	8
3	17	3.8	0	0.0	-	17
4	33	7.4	0	0.0	-	33
5	166	37.1	58	12.9	-	108
6	60	13.4	70	15.6	+	10
7	57	12.7	157	35.0	+	100
8	1	0.2	0	0.0	-	1
9	25	5.6	43	9.6	+	18
13	1	0.2	0	0.0	-	1
C1	6	1.3	69	15.4	+	63
C2	44	9.8	26	5.8	-	18
C3	22	4.9	19	4.2	-	3
C4	4	0.9	0	0.0	-	4
C5	2	0.4	0	0.0	-	2
C6	0	0.0	5	1.1	+	5
C7	1	0.2	0	0.0	-	1
C8	0	0.0	1	0.2	+	1
Total	448	100.0	449	100.0	-	-

Tabelle 8-10. Vergleich von mit PICUS v1.2 auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur simulierten PNV-Typen unter aktuellem Klima und unter einem Klimaänderungsszenario (+2.0 °C, -15% Niederschlag im Sommerhalbjahr).

Table 8-10. Comparison of simulated PNV (PICUS v1.2) under current climatic conditions and a climate change scenario (+2 °C, -15% precipitation from April to September) at sample points of the Austrian Forest Soil Survey.

		Klimaänderung										Total	
Aktuelles Klima		5	6	7	8	9	C1	C2	C3	C6	C8	n	%
	1		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2		8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1.79
3		9	4	0	0	0	3	1	0	0	0	17	3.79
4		20	12	0	0	0	0	1	0	0	0	33	7.37
5		20	50	33	0	1	38	20	4	0	0	166	37.05
6		0	0	44	0	0	12	1	3	0	0	60	13.39
7		0	0	49	0	6	0	0	2	0	0	57	12.72
8		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0.22
9		0	0	1	0	24	0	0	0	0	0	25	5.58
13		0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0.22
C1		0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	6	1.35
C2		0	3	25	0	2	7	2	5	0	0	44	9.83
C3		0	0	4	0	8	0	0	1	5	1	22	4.91
C4		0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	4	0.89
C5		0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0.45
C6		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0
C7		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.22
C8		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0
Total	n	58	70	157	0	43	69	26	19	5	1	448	100.0
	%	12.95	15.63	35.04	0.0	9.60	15.40	5.80	4.24	1.12	0.22	100.0	

Erhebungspunkte, für die unter aktuellen klimatischen Bedingungen von PICUS nadeldominierte Mischbestände (zum Teil mit Buche) simuliert werden (PNV-Typen 5 und 6), weisen unter dem Klimaänderungsszenario in über 90% der Fälle einen anderen PNV-Typ auf. Auf Standorten mit ursprünglich simuliertem PNV-Typ 5 (Fichten-Tannenwald) dominieren nun laubbaumreiche (Buche mit Eiche dominierend, Fichte und Tanne beigemischt) Waldtypen (45.2%). In 30.1% der ursprünglich als PNV-Typ 5 klassifizierten Fälle vergrößert sich der Buchenanteil nur mäßig, mit daraus folgender Klassifikation als Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald). Im Vergleich zu diesen hohen Änderungsraten bleiben die unter aktuellem Klima simulierten Buchenwälder (PNV-Typ 7) mehrheitlich (86%) auch unter dem Klimaänderungsszenario Buchenwälder. Die ursprünglich als Kiefern-Stieleichenwälder klassifizierten Fälle werden mit einer Ausnahme auch unter den klimatisch veränderten Bedingungen als PNV-Typ 9 klassifiziert. Auf einem Erhebungspunkt mit ehemals PNV-Typ 9 sowie auf drei weiteren mit ursprünglichem PNV-Typ C2 scheint sich der allgemeine Trend von höheren Anteilen wärmeliebender und eventuell auch trockenoleranterer Baumarten umzukehren. Eine genaue Betrachtung dieser Fälle ergab jedoch, daß geringfügig höhere Anteile von Buche bzw. Fichte und Tanne, die durch die Stochastizität des Modelles bedingt sind, zu dieser unplausiblen Veränderung des Waldtyps unter geänderten Klimabedingungen führten. Insgesamt 43% aller schon unter aktuellem Klima nicht klassifizierbaren Artenkombinationen werden auch unter dem Klimaänderungsszenario einem der Typen C1 bis C8 zugeteilt. Insgesamt erhöht sich der Anteil der "unbekannten" Waldtypen von 79 (17.6%) auf 120 Fälle (26.8%).

8.4 Statisches Modell der Vegetationsverbreitung

8.4.1 Simulationsexperimente

Für jeden Erhebungspunkt mit komplettem Merkmalsvektor wurde mittels der auf Basis der Österreichischen Waldinventur parametrisierten logistischen Modelle die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten der einzelnen potentiellen natürlichen Waldtypen sowohl unter aktuellem Klima als auch unter dem Klimaänderungsszenario geschätzt. Für jedes der beiden Szenarios wurde derjenige Waldtyp mit der höchsten geschätzten Wahrscheinlichkeit an einem Erhebungspunkt als Schätzgröße ("best estimate") verwendet. Die Modelle für die PNV-Typen 19 (Grauerlenwald), 15 (Schwarzerlen-Eschenwald) und 23 (Schwarzkiefernwald) wurden für den Modellvergleich mit PICUS v1.2 nicht verwendet, da diese vom dynamischen Modell nicht simuliert werden konnten (Typen 19 und 15 deuten auf Standorte mit zumindest teilweisem Wasserüberschuss hin, Pinus nigra war nicht im Artensatz von PICUS v1.2 enthalten).

8.4.2 Ergebnisse

8.4.2.1 Simulierte PNV unter gegenwärtigem Klima

Die 15 unabhängig voneinander eingesetzten waldtyp-spezifischen logistischen Modelle auf den 397 Erhebungspunkten erbrachten eine Übereinstimmung von simulierter und erwarteter PNV von 55.2% (Tabelle 8-11). Ein Wert von $\kappa = 0.406$ bedeutet nach Monserud (1990) eine

akzeptable Übereinstimmung. Betrachtet man dieses Ergebnis im Detail, fallen die stark differierenden Übereinstimmungsprozente (intra-class correlation coefficient) für die einzelnen PNV-Typen auf. So kann kein einziger der insgesamt acht Lärchen-Zirbenwälder (PNV-Typ 1) mit dem verwendeten Ansatz identifiziert werden. Das gleiche gilt für die PNV-Typen 61, 9, 10, 12, 13, 21 und 22, die in Summe 8.6% aller Fälle umfassen. Für die Typen 3, 5, 6 und 8 hingegen beträgt die Übereinstimmung jeweils über 50%, für den Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) sogar 80%. Der Anteil von PNV-Typ 6 im Simulationsergebnis ist mit über 49% deutlich höher als laut Erhebung der ÖWBZI erwartet (39%) (vgl. Tabelle 7-1). Eichen-Hainbuchenwald (PNV-Typ 8) wird doppelt so häufig simuliert als von der ÖWBZI angegeben. Letzteres kommt dadurch zustande, daß der PNV-Typ 8 sehr oft auf Standorten mit erwartetem PNV-Typ 9 oder 10, beides ebenfalls Eichenwaldgesellschaften, die höchste Wahrscheinlichkeit aller PNV-Typen aufweist. Auf Erhebungspunkten mit Kiefernwald (PNV-Typen 21 und 22) als erwarteter PNV wird stets Fichten-Tannen-Buchenwald als wahrscheinlichster PNV-Typ angegeben.

In Abbildung 8-1 sind kappa-Werte einzelner PNV-Typen, die für den Kalibrierungsdatensatz (ÖWI) und für den Evaluierungsdatensatz (ÖWBZI) erzielt wurden, einander gegenübergestellt. Der Korrelationskoeffizient nach Pearson ist mit $r_p = 0.93$ hoch signifikant ($\alpha = 0.0001$) und zeigt mit Ausnahme der Lärchen-Zirbenwälder (PNV-Typ 1) den hohen Grad der Übereinstimmung in den Ergebnissen für beide Datensätze auf. Für dieses Resultat dürften folgende Punkte ausschlaggebend sein: (i) die offensichtlich hohe Konsistenz der PNV-Ansprachen auf den Erhebungspunkten von ÖWI und ÖWBZI, (ii) die gute Verallgemeinerbarkeit der logistischen Modellbeziehungen, und (iii) die offenbar weitgehend unverzerrten Schätzwerte für Klima und Bodenparameter, insbesondere für die Wasserspeicherkapazität (WHC).

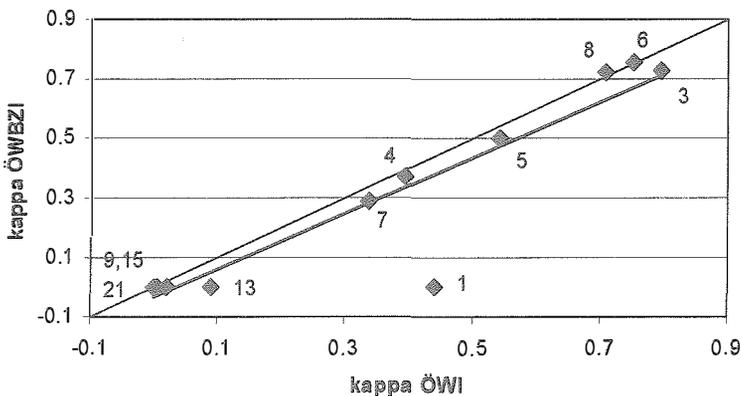


Abbildung 8-1. Vergleich von kappa-Werten individueller PNV-Typen für die Datensätze der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (ÖWBZI; $n = 397$) und der Österreichischen Waldinventur (ÖWI; $n = 9565$).- Modellansatz: logistisch, aktuelles Klima (1961-95).

Figure 8-1. Comparison of kappa for individual PNV-types in the Austrian Forest Inventory data set (ÖWI; $n = 9565$) and the Austrian Forest Soil Survey data set (ÖWBZI; $n = 397$).- Model: logistic, current climate (1961-95).

Tabelle 8-11. Vergleich von simulierten PNV-Typen und auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (ÖWBZI) erwarteter PNV (Experten) unter aktuellem Klima (1961-95).- Modellansatz: logistisch.

Table 8-11. Comparison of simulated PNV (logistic) and expert reconstructions of PNV at sample points of the Austrian Forest Soil Survey (ÖWBZI) under current climatic conditions (1961-95).

PNV-Typ	ÖWBZI		logistische Modelle Übereinstimmung		Kappa
	n	%	n	%	
1	8	2.0	0	0.0	-0.0002
3	26	6.5	19	73.1	0.729
4	55	13.8	21	38.2	0.374
5	57	14.4	29	50.8	0.498
6	155	39.0	124	80.0	0.753
61	4	1.0	0	0.0	0.000
7	44	11.1	13	29.5	0.289
8	18	4.5	13	72.2	0.721
9	7	1.8	0	0.0	0.000
10	6	1.5	0	0.0	0.000
12	1	0.3	0	0.0	0.000
13	9	2.3	0	0.0	0.000
21	5	1.3	0	0.0	0.000
22	2	0.5	0	0.0	0.000
Total	397	100.0	219	55.2	0.4064

Tabelle 8-12. Vergleich von PNV (Experten) und simulierter PNV (logistische Modelle) auf 397 Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur unter aktuellem Klima (1961-95).

Table 8-12. Comparison of simulated PNV (logistic models) and expert reconstructions of PNV at 397 sample points of the Austrian Forest Soil Survey under current climatic conditions (1961-95).

		PNV ÖWBEZI														Total		
PNV Modell		1	2	3	4	5	6	61	7	8	9	10	12	13	21	22	n	%
1		0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0.7
2		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0.2
3		8	0	10	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	8.8
4		0	0	4	21	8	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	9.1
5		0	0	0	13	20	15	1	0	0	0	0	0	1	0	1	60	15.1
6		0	0	0	14	20	124	3	20	0	2	0	0	7	4	1	195	49.1
61		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0
7		0	0	0	0	0	9	0	13	5	0	2	0	1	1	0	31	7.9
8		0	0	0	0	0	3	0	10	13	5	4	1	0	0	0	36	9.1
Total	n	8	0	26	55	57	155	4	44	18	7	6	1	9	5	2	397	100.0
	%	2.0	0.0	6.5	13.9	14.4	39.0	1.0	11.1	4.5	1.8	1.5	0.2	2.3	1.3	0.5	100.0	

Aus Tabelle 8-12 geht hervor, daß die erwarteten PNV-Typen 4 (montaner Fichtenwald), 5 (Fichten-Tannenwald) und auch 7 (Buchenwald) im Simulationsergebnis nur über einen relativ schmalen synökologischen Bereich streuen. Der ökologisch zentrale PNV-Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) hingegen weist im Simulationsergebnis einen breiten Streubereich von PNV-Typ 3 (subalpiner Fichtenwald) bis PNV-Typ 8 (Eichen-Hainbuchenwald) auf. Die Tendenz logistischer Regressionsmodelle, selten auftretende Ereignisse zu unterschätzen bzw. die am häufigsten vorkommenden Ereignisse zu überschätzen (Hosmer und Lemeshow 1989), wird an diesem Beispiel deutlich. Ähnliches gilt sinngemäß für PNV-Typ 13 (Bergahorn-Eschenwald). Zusätzlich stellt sich natürlich die Frage, ob wesentliche Standortseigenschaften, die typisch für Standorte dieser Waldtypen sind, durch den zur Verfügung stehenden Merkmalsvektor erfaßt werden. Im Falle der Kiefernwälder, vor allem des PNV-Typs 21 (Karbonat-Kiefernwald) ist mit hoher Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, daß die mit einem relativ hohen Schätzfehler behaftete nutzbare Feldkapazität (WHC), die der Schlüsselparameter zur Generierung des Wasserversorgungsindikators SMI ist, wesentlichen Anteil an der offenbar wenig gelungenen Modellierung der ökologischen Nische für Karbonat-Kiefernwälder hat. Die Ausscheidung von Silikat-Kiefernwäldern (PNV-Typ 22) als von Experten erwarteter potentieller natürlicher Waldtyp auf den ÖWBZI-Erhebungspunkten ist zusätzlich mit Unsicherheit in bezug auf die Einschätzung der Reversibilität von bodendegradierenden Bewirtschaftungspraktiken (e.g., ehemalige Streunutzung) auf Standorten mit sogenannten sekundären Kiefernwäldern behaftet.

8.4.2.2 Simulierte PNV unter einem Klimaänderungsszenario

Unter dem definierten Klimaänderungsszenario wird mittels des Ansatzes über logistische Modelle für 79.6% von 397 Erhebungspunkten ein anderer PNV-Typ verglichen mit dem Simulationsergebnis unter aktuellem Klima ausgewiesen. Starke Veränderungen treten natürlich auf Standorten auf, für die ursprünglich nadelbaumdominierte Waldtypen der heutigen montanen und subalpinen Höhenstufe simuliert wurden. Unter dem Klimaänderungsszenario verschwinden die PNV-Typen 1 (Lärchen-Zirbenwald), 2 (Lärchenwald) und 3 (subalpiner Fichtenwald) vollständig, Typ 4 (montaner Fichtenwald) wird insgesamt um über 66%, Typ 5 (Fichten-Tannenwald) um 55% reduziert (Tabelle 8-13).

Der Anteil der Buchen- (PNV-Typ 7) und Eichenwälder (PNV-Typen 8, 9 und 10) erhöht sich von 77 (19.4%) auf 233 Fälle (58.7%) (Tabelle 8-14). Der PNV-Typ 10 (thermophiler Eichenmischwald), der unter aktuellem Klima nicht simuliert wurde, wird unter den geänderten klimatischen Bedingungen auf 9 Erhebungspunkten als der wahrscheinlichste Waldtyp ausgewiesen. Anstelle aller ursprünglich simulierten 31 Buchenwälder (ca. 8% aller Punkte) wird unter dem Klimaänderungsszenario mit eichendominierten Waldtypen gerechnet (PNV-Typen 8 und 10). Die ursprünglichen Eichen-Hainbuchenwälder (PNV-Typ 8) werden allerdings auch unter den geänderten Bedingungen zum überwiegenden Teil als PNV-Typ 8 ausgewiesen. Zusammenfassend kann das Simulationsergebnis wie folgt charakterisiert werden: (i) der Anteil der Buchenwälder geht stark zurück, (ii) der Anteil der Eichenwälder, überwiegend PNV-Typ 8 (Eichen-Hainbuchenwald) nimmt stark zu. In Summe wird auf über 41% der Punkte unter dem Klimaänderungsszenario ein Eichenwaldtyp simuliert.

Tabelle 8-13. Vergleich simulierter PNV-Typen unter aktuellem Klima (1961-95) und unter einem Klimaänderungsszenario (+2.0 °C, -15% Niederschlag im Sommerhalbjahr) auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur. – Modellansatz: logistisch.
Table 8-13. Comparison of simulated PNV (logistic models) at sample points of the Austrian Forest Soil Survey under current climatic conditions (1961-95) and a climate change scenario (+2 °C, -15% precipitation from April to september)

PNV-Typ	Aktuelles Klima		Klimaänderung		Δ	
	n	%	n	%	n	
1	3	0.7	0	0.0	-	3
2	1	0.2	0	0.0	-	1
3	35	8.8	0	0.0	-	35
4	36	9.1	12	3.0	-	24
5	60	15.1	27	6.8	-	33
6	195	49.1	125	31.5	-	70
7	31	7.9	69	17.4	+	38
8	36	9.1	155	39.0	+	119
10	0	0.0	9	2.3	+	9
Total	397	100.0	397	100.0	-	-

Tabelle 8-14. Vergleich der simulierten PNV unter aktuellem Klima und unter einem Klimaänderungsszenario (+2.0 °C, -15% Niederschlag im Sommerhalbjahr) auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur.- Modellansatz: logistisch.
Table 8-14. Comparison of simulated PNV (logistic models) at sample points of the Austrian Forest Soil Survey under current climatic conditions (1961-95) and under a climate change scenario (+2 °C, -15% precipitation from April to September).

PNV aktuelles Klima	PNV Klimaänderung						Total		
	4	5	6	7	8	10	n	%	
1	1	0	2	0	0	0	3	0.7	
2	0	0	0	0	0	1	1	0.3	
3	9	15	11	0	0	0	35	8.8	
4	2	10	22	0	2	0	36	9.1	
5	0	2	43	10	5	0	60	15.1	
6	0	0	47	59	88	1	195	49.1	
7	0	0	0	0	30	1	31	7.8	
8	0	0	0	0	30	6	36	9.1	
Total	n	12	27	125	69	155	9	397	100.0
	%	3.0	6.8	31.5	17.4	39.0	2.3	100.0	

8.5 Vergleich der Modellansätze

Die Ergebnisse der Simulationsexperimente mit beiden Modellansätzen unter aktuellen und geänderten klimatischen Bedingungen werden in den folgenden Abschnitten einander gegenübergestellt in bezug auf (i) Übereinstimmung bzw. Abweichungen von der erwarteten PNV auf den simulierten Standorten, (ii) auf die Lage der simulierten PNV-Typen im bioklimatischen Parameterraum von Temperatur und Niederschlag verglichen.

8.5.1 Unter gegenwärtigem Klima

Beim Vergleich der beiden Modellansätze in bezug auf die Übereinstimmung mit der von Experten für die Erhebungspunkte der ÖWBZI erwarteten potentiellen natürlichen Vegetation muß berücksichtigt werden, daß der statische Ansatz über die logistischen Regressionsmodelle ja quasi das formalisierte Expertenmodell darstellt, daß nun auf einem Subsample getestet wurde. Für PICUS v1.2 hingegen stellt das Datenmaterial der ÖWBZI einen als unabhängig zu bezeichnenden Validierungsdatensatz dar, der nicht zur Modellentwicklung verwendet wurde. Betrachtet man die Übereinstimmung der von den beiden Modellansätzen simulierten Waldtypen mit dem erwarteten PNV-Typ, erzielt der statische Ansatz ein Übereinstimmungsprozent (*intra class correlation coefficient*) von 55.2%. Berücksichtigt man den zufällig zu erwartenden Anteil an Übereinstimmung errechnet sich ein kappa von $\kappa = 0.41$, nach Monserud (1990) ein akzeptables Ergebnis. Werden für das dynamische Vegetationsmodell nur die mittels "scharfer" Regeln in die PNV-Typen klassifizierten Fälle berücksichtigt, ergibt sich eine Übereinstimmung von 34.5% bzw. ein Wert von $\kappa = 0.23$. Werden den PNV-Typen ähnliche, durch eine Clusteranalyse der zuvor nicht klassifizierten Artenkombinationen formierte Waldtypen zugeordnet sowie die Schwellenwerte für einzelne Baumarten geringfügig modifiziert (vgl. Kapitel 8.3.2.2), erhöhen sich sowohl die Übereinstimmung als auch kappa auf 48.8% bzw. $\kappa = 0.39$. Diese Werte liegen zwar noch immer unter denen des statischen Ansatzes, weisen aber eine vergleichbare Größenordnung auf. Aus Abbildung 8-2 ist zu erkennen, daß die beiden Modellansätze sich in bezug auf die Übereinstimmung mit der erwarteten PNV auf den Erhebungspunkten zum Teil deutlich unterscheiden.

Der Korrelationskoeffizient nach Pearson zeigt mit $r_p = 0.51$ ($p > 0.0544$) einen nur mäßig straff ausgebildeten Zusammenhang zwischen dem Klassifikationserfolg der beiden Modelle. In bezug auf die PNV-Typen 4 (montaner Fichtenwald), 5 (Fichten-Tannenwald) und 7 (Buchenwald) zeigt sich auf mittlerem Niveau für kappa eine gute Übereinstimmung beider Ansätze. PNV-Typ 1 (Lärchen-Zirbenwald) vermögen offensichtlich beide Modelle nur mit äußerst mäßigem Erfolg zu identifizieren. Vollkommen erfolglos bleiben beide Modelle im Fall der selteneren PNV-Typen 61 (hochmontaner Bergahorn-Buchenwald), 10 (thermophiler Eichenmischwald), 12 (Lindenmischwald), 13 (Bergahorn-Eschenwald), 21 (Karbonat-Kiefernwald) und 22 (Silikat-Kiefernwald). Für die häufigste Einheit, PNV-Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald), sowie für die Typen 8 (Eichen-Hainbuchenwald) und 3 (subalpiner Fichtenwald) ist die Übereinstimmung mit der erwarteten PNV für den statischen Modellansatz deutlich höher.

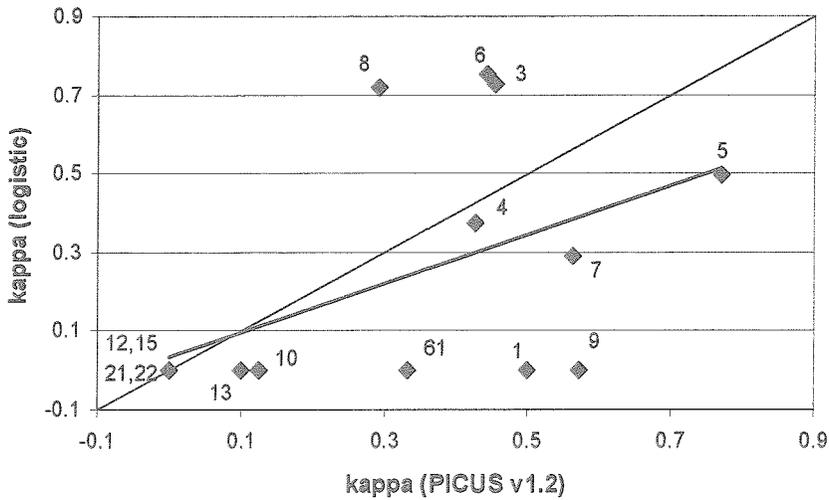


Abbildung 8-2. Vergleich individueller kappa-Werte für PNV-Typen von dynamischem (PICUS v1.2) und statischem (logistische Modelle) Modellansatz für Erhebungspunkte der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur unter aktuellem Klima (1961-95).

Figure 8-2. Comparison of individual kappa values for PNV-types resulting from dynamic (PICUS v1.2) and static (logistic models) model approach at sample points of the Austrian Forest Soil Survey under current climatic conditions (1961-95).

Eine Analyse der Ergebnisse nach Hauptwuchsgebieten (Kilian et al. 1994) ergab, daß die generelle Übereinstimmung zwischen dynamisch simulierter PNV und dem PNV-Typ der ÖWBZI in den Innenalpen (Hauptwuchsgebiet 1) und in den östlichen Zwischenalpen (Hauptwuchsgebiet 3) besonders hoch war, im Hauptwuchsgebiet 6 (Südliche Randalpen mit Klagenfurter Becken) hingegen besonders schlecht. Getrennt nach den häufigsten PNV-Typen auf den ÖWBZI-Erhebungspunkten (Typen 5, 6 und 7) analysiert, wiesen die dynamisch simulierten Ergebnisse auf ÖWBZI-Standorten mit erwartetem PNV-Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) besonders in den nördlichen Randalpen (Hauptwuchsgebiet 4) und im nördlichen Alpenvorland (Hauptwuchsgebiet 7) hohe Übereinstimmung auf. Auffällig im Hauptwuchsgebiet 6 auch die besonders niedrige Übereinstimmung auf Punkten, die laut ÖWBZI als Buchenwaldstandorte (PNV-Typ 7) ausgewiesen waren. Hier simulierte PICUS v1.2 sowohl Fichten-Tannenwälder (PNV-Typ 5) als auch Eichen-Hainbuchenwälder (PNV-Typ 8). Die logistischen Modelle wiederum entsprachen im Allgemeinen im Hauptwuchsgebiet 4 nach Kilian et al. (1994) besonders gut den PNV-Typen der ÖWBZI, im nördlichen Alpenvorland besonders schlecht. Dieses Ergebnis war mehrheitlich auf die Simulationsergebnisse auf Fichten-Tannen-Buchenwald-Standorten (PNV-Typ 6) laut Expertenansprache zurückzuführen. Im nördlichen Alpenvorland wurden auf diesen Standorten durch den statischen Modellansatz häufig Buchen- und Eichen-Hainbuchenwälder (Typen 7 und 8) als wahrscheinlichster Waldtyp ausgewiesen. Im Hauptwuchsgebiet 4 (nördliche Randalpen) betrug die Übereinstimmung für PNV-Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) über 98%. Es ist wiederum interessant darauf hinzuweisen, daß die Hauptwuchsgebiete 6 (südliche Randalpen mit Klagenfurter Becken), 7 (nördliches Alpenvorland) und 8 (sommerwarmer Osten) in Summe bloß knapp 15% aller ÖWBZI-

Erhebungspunkte aufweisen. In diesen Gebieten bestehen nach Angaben von Mayer (1974) auch größere Schwierigkeiten, den potentiell natürlichen Waldtyp zuverlässig anzusprechen. In den Hauptwuchsgebieten 7 und 8 handelt es sich oftmals um ein Standortmosaik in den Übergangsbereichen zwischen Fichten-Tannen-Buchenwäldern und Buchenwäldern bzw. zwischen Buchen- und Eichenwäldern (vgl. Kilian et al. 1994). Das Klagenfurter Becken weist überwiegend sogenannte sekundäre Nadelwälder (*Picea abies* und *Pinus sylvestris*) als aktuelle Bestockung auf ehemals intensiv streugennutzten Standorten auf. Zusätzlich bereitet die Beurteilung des Effektes von Inversionslagen auf die physiologische Eignung von *Fagus sylvatica* und *Abies alba* Schwierigkeiten (vgl. Kilian et al. 1994, Mayer 1974, Aichinger 1960).

In Tabelle 8-15 finden sich die für beide Modellansätze vorliegenden Simulationsergebnisse unter aktuellem Klima gegenübergestellt. Insgesamt stimmt der von beiden Modellen simulierte Waldtyp auf 115 Punkten (29.4%) überein. Während beide Modelle in bezug auf die simulierten subalpinen Fichtenwälder (PNV-Typ 3) und Fichten-Tannen-Buchenwälder (PNV-Typ 6) gute Übereinstimmung zeigen, treten bei den PNV-Typen 4, 5 und 7 doch relativ deutliche Unterschiede zu tage. Während PICUS v1.2 den häufigsten Waldtyp als PNV-Typ 5 ausweist, ist für das statische Modellkonzept der Typ 6 der bei weitem häufigste Waldtyp. Mit 48.8% übersteigt dessen Anteil auch den Wert dieses Typs im ÖWBZI-Datensatz (39.1%) deutlich. PICUS simuliert mit in Summe 11% zwar etwa gleich viele Buchenwälder als laut ÖWBZI erwartet, weist jedoch nur einen einzigen Eichen-Hainbuchen-Typ auf, dessen Anteil vom statischen Modellansatz wiederum deutlich überschätzt wird. Der bei weitem häufigste von PICUS simulierte "unbekannte" Waldtyp C2 entspricht recht gut dem vom statischen Modell auf den davon betroffenen Erhebungspunkten ausgewiesenen PNV-Typ 6. Die räumliche Verteilung der simulierten PNV-Typen entspricht jedoch im Wesentlichen für beide Modellansätze recht gut den erwarteten Waldtypen der ÖWBZI (Abbildung 8-3).

Tabelle 8-15. Vergleich von dynamischem (PICUS v1.2) und statischem (logistische Regressionsmodelle) Modellansatz zur Simulation der PNV auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur unter aktuellem Klima (1961-95).

Table 8-15. Comparison of dynamic (PICUS v1.2) and static (logistic models) modeling approach at sample points of the Austrian forest Soil Survey under current climatic conditions (1961-95).

		PICUS v1.2															Total		
Logistisch		1	2	3	4	5	6	7	8	9	13	C1	C2	C3	C4	C5	C7	n	%
1		0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0.8
2		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0.3
3		1	6	12	4	10	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	35	8.9
4		0	0	2	11	19	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	35	8.9
5		0	0	0	11	45	2	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	60	15.4
6		0	0	0	5	67	38	25	1	7	0	6	32	9	0	1	0	191	48.8
7		0	0	0	0	1	9	9	0	3	0	0	5	3	0	0	0	30	7.7
8		0	0	0	0	4	7	9	0	10	0	0	1	5	0	0	0	36	9.2
Total	n	1	7	15	31	146	56	43	1	20	1	6	41	19	2	1	1	391	100.0
	%	0.3	1.8	3.8	7.9	37.3	14.3	11.0	0.3	5.1	0.3	1.5	10.4	4.9	0.5	0.3	0.3	100.0	

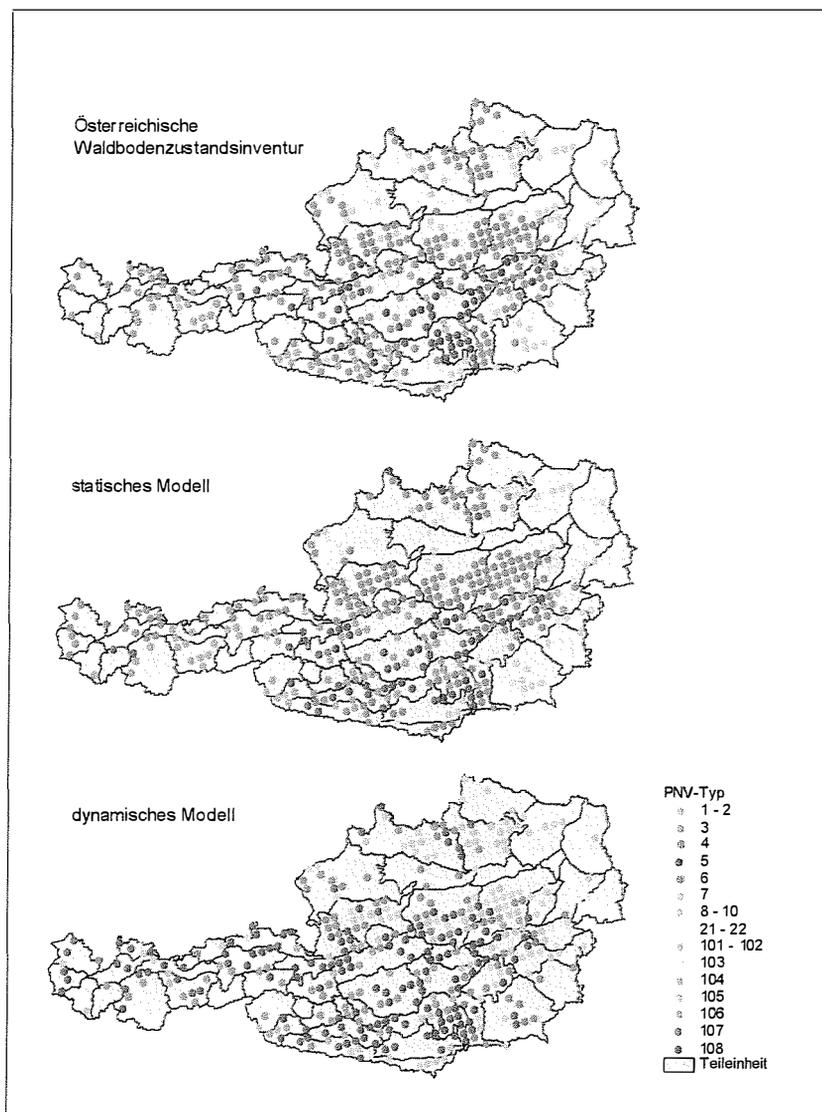


Abbildung 8-3. Räumliche Darstellung der auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur simulierten potentiellen natürlichen Vegetationstypen (PNV-Typ nach FBVA (1995)). [Eine Liste mit den Bezeichnungen der PNV-Codes findet sich im Anhang; 101 = Typ C1, 102 = Typ C2, 103 = Typ C3, 104 = Typ C4, 105 = Typ C5, 106 = Typ C6, 107 = Typ C7, 108 = Typ C8].

Figure 8-3. Spatial distribution of PNV-types at sample points of the Austrian Forest Soil Survey according to FBVA (1995) [top] and as as simulated by static [middle] and dynamic [bottom] modeling approaches, under current climatic conditions. [A description of PNV-types is enclosed in the annex; 101 = C1, 102 = C2, 103 = C3, 104 = C4, 105 = C5, 106 = C6, 107 = C7, 108 = C8].

Wurden bisher die beiden Modellansätze in bezug auf ihre Übereinstimmung mit den Expertenansprüchen der PNV sowohl punktwise als auch summarisch miteinander verglichen, wird in Abbildung 8-4 für flächenmäßig relevante Waldtypen das laut ÖWI (FBVA 1995) erwartete Auftreten im Parameterraum von Temperatur (TAV) (langjähriges Jahresmittel) und Niederschlag (PYEAR) dargestellt. Diese Parameter wurden gewählt, weil so zumindest der Vergleich mit semi-quantitativen biogeographischen Angaben (u.a. Ellenberg 1996) ermöglicht wird. Damit wird zwar der Vergleich mit Angaben in der Literatur erleichtert, zu berücksichtigen ist allerdings, daß diese beiden Parameter in keinem der Modelle direkt verwendet werden. Im Falle der Temperatursumme (GDD) besteht ein sehr straffer Zusammenhang mit der Jahresmitteltemperatur, für den Wasserversorgungsindikator SMI gilt dies hingegen in bezug auf den einfachen Parameter Niederschlagssumme nur stark eingeschränkt. Alle drei dargestellten simulierten PNV-Typen unterscheiden sich sowohl in bezug auf TAV als auch in bezug auf PYEAR signifikant voneinander (Varianzanalyse, $\alpha = 0.05$).

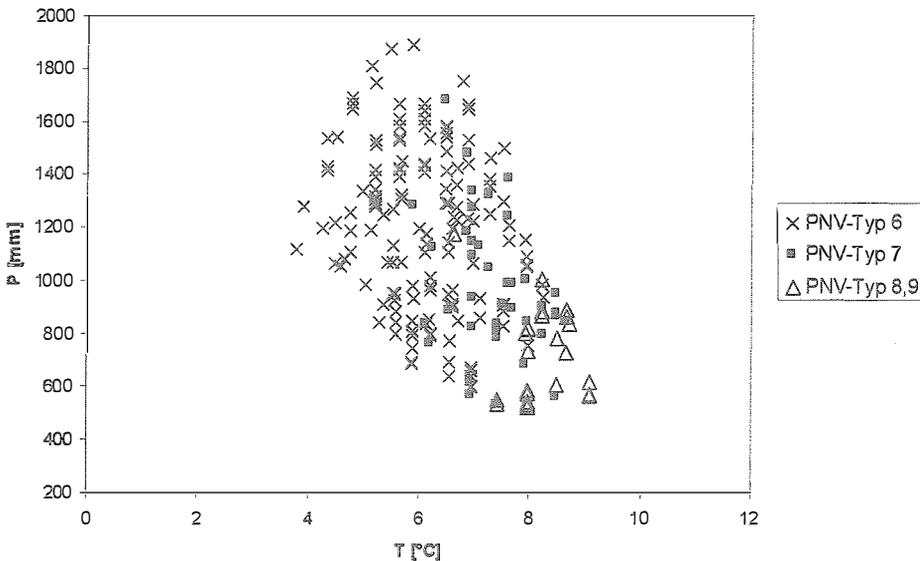


Abbildung 8-4. Auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur rekonstruierte PNV-Typen im Parameterraum von Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlagssumme unter aktuellem Klima (1961-95).

Figure 8-4. Expert reconstructions of PNV at sample points of the Austrian Forest Soil Survey in parameter space of TAV (annual mean temperature) and PYEAR (annual precipitation) under current climatic conditions (1961-95).

In Abbildung 8-5 ist die Lage von drei relevanten auf Erhebungspunkten der ÖWBZI rekonstruierten PNV-Typen, wie sie von den beiden Modellansätzen simuliert wurden, im Parameterraum von TAV und PYEAR dargestellt. Werden die Ergebnisse der beiden formalen Modelle unter aktuellem Klima mit der rekonstruierten PNV (Experten) mittels Varianzanalyse verglichen, stellt sich heraus, daß in bezug auf den Niederschlag (PYEAR) keine signifikanten

Unterschiede zwischen den Modellen bestehen ($\alpha = 0.05$). Die Ergebnisse für TAV sind aus Tabelle 8-16 ersichtlich.

Tabelle 8-16. Varianzanalyse und Bonferroni t-Test auf Unterschiede der Jahresmitteltemperatur zwischen Modellansätzen für drei ausgewählte PNV-Typen (6 = Fichten-Tannen-Buchenwald, 7 = Buchenwald, 8,9 = Eichenwälder).- ÖWBZI = Expertenansprache der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur, LogM = logistische Modelle; aktuelles Klima, $\alpha = 0.05$.

Table 8-16. Analysis of variance and Bonferroni t-test on differences in annual mean temperature (TAV) for selected PNV-types between different approaches to estimate PNV for sample points of the Austrian Forest Soil Survey.- PNV-type 6 = spruce/fir/beece forest, 7 = beech forest, 8,9 = oak forests. ÖWBZI = expert reconstruction, LogM = logistic models; current climatic conditions, $\alpha = 0.05$.

Modell	PNV-Typ 6			PNV-Typ 7			PNV-Typen 8,9		
	\bar{x}	s_x	t-Test	\bar{x}	s_x	t-Test	\bar{x}	s_x	t-Test
ÖWBZI	6.11	0.96	a	7.37	0.69	a	8.17	0.59	a
LogM	6.10	0.84	a	7.71	0.41	b	8.24	0.54	a
PICUS	6.71	1.26	b	7.34	0.74	a	7.46	0.81	b

Die von PICUS v1.2 bei Werten für TAV von über 8 °C und Niederschlagswerten (PYEAR) von unter 800 mm simulierten Fichten-Tannen-Buchenwälder (PNV-Typ 6) erklären sich durch gute Wasserspeicherkapazitäten (WHC) auf den betroffenen Standorten. TAV für von PICUS simulierten PNV-Typ 6 unterschied sich dabei signifikant sowohl von mit dem statischen Ansatz simulierten als auch von den rekonstruierten Fichten-Tannen-Buchenwäldern. Für den Buchenwald (PNV-Typ 7) stimmen die Parameterbereiche, in denen die Modelle diesen Waldtyp simulieren ebenfalls recht gut überein. Im Vergleich zum logistischen Modellansatz erstreckt sich der Vorkommensbereich von PNV-Typ 7 bei PICUS näher an die 6 °C Linie, Experten-PNV und PICUS unterscheiden sich hingegen nicht (signifikant bei $\alpha = 0.05$). Bei den Eichenwaldtypen 8 (Eichen-Hainbuchenwald) und 9 (Kiefern-Stieleichenwald) zeigen sich einige deutliche Unterschiede in bezug auf TAV, wobei mit PICUS Eichenwälder bei signifikant niedrigeren Temperaturen auftreten als dies sowohl bei bei statischem Ansatz als auch im Fall der Experten-PNV der Fall ist (signifikant bei $\alpha = 0.05$). Daß PICUS im Bereich zwischen 6 °C und 8 °C und Niederschlagssummen > 1000 mm vereinzelt Eichenwaldtypen als PNV generiert, ist in bezug auf die Temperaturverhältnisse nach Ellenberg (1996) als nicht sehr plausibel einzuschätzen. Niedrige Schätzwerte für WHC jedoch führen zu hohen Indexwerten für Trockenstress (SMI) und damit bis etwa 6 °C Jahresmitteltemperatur in PICUS potentiell zu eichendominierten Artenkombinationen.

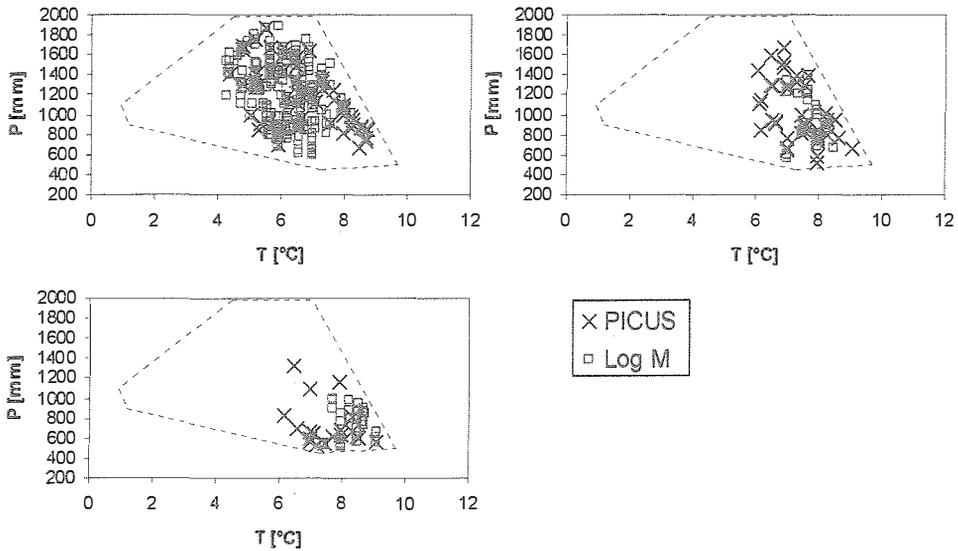


Abbildung 8-5. Simuliertes Auftreten ausgewählter Waldtypen (PNV) unter aktuellem Klima in Abhängigkeit von Jahresdurchschnittstemperatur und Jahresniederschlagssumme.- Die durchbrochene Linie kennzeichnet den von der ÖWBZI repräsentierten Bereich des Parameterraumes. Links oben: PNV-Typ 6, Rechts oben: PNV-Typ 7, unten: PNV-Typen 8,9.

Figure 8-5. Simulated occurrence of selected PNV-types under current climate in bioclimatic space of annual mean temperature (TAV) and annual precipitation (PYEAR).- Dashed line delineates the range represented by the Austrian Forest Soil Survey. Top left: spruce/fir/beech forest, top right: beech forest, bottom: oak forests.

Auch in einem Vergleich der Standorte in bezug auf TAV und PYEAR zwischen den drei PNV-Typen innerhalb eines Modelltyps zeigten sich Unterschiede zwischen den Modellansätzen (Tabellen 8-17 und 8-18).

Tabelle 8-17. Varianzanalyse und Bonferroni t-Test auf Unterschiede von TAV und PYEAR zwischen den von PICUS simulierten PNV-Typen unter aktuellem Klima.- $\alpha = 0.05$.

Table 8-17. Analysis of variance and Bonferroni t-test on differences in annual mean temperature (TAV) and annual precipitation (PYEAR) between PNV-types as simulated by PICUS v1.2 under current climate.- $\alpha = 0.05$.

Parameter	SS	DF	MS	P > F	PNV-Typ		
					6	7	8,9
TAV	13.60	2	6.80	0.0022	a	b	b
PYEAR	2815418.99	2	1407709.49	0.0001	a	a	b

Im Falle von PICUS unterschieden sich die PNV-Typen 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) und 7 (Buchenwald) gemeinsam in bezug auf PYEAR von den Eichenwäldern (PNV-Typen 8 und 9),

in bezug auf TAV zeigte sich hingegen zwischen PNV-Typ 7 und den Eichenwäldern kein signifikanter Unterschied. Die von den logistischen Modellen simulierten PNV-Typen unterschieden sich sowohl in bezug auf TAV als auch in bezug auf PYEAR signifikant voneinander.

Tabelle 8-18. Varianzanalyse und Bonferroni t-Test auf Unterschiede von TAV und PYEAR zwischen den von logistischen Modellen simulierten PNV-Typen unter aktuellem Klima.- $\alpha = 0.05$.

Table 8-18. Analysis of variance and Bonferroni t-test on differences in annual mean temperature (TAV) and annual precipitation (PYEAR) between PNV-types as simulated by logistic models under current climate.- $\alpha = 0.05$.

Parameter	SS	DF	MS	P > F	PNV-Typ		
					6	7	8,9
TAV	183.39	2	91.69	0.0001	a	b	c
PYEAR	8242417.19	2	4121208.59	0.0001	a	b	c

Auf einen grundlegenden Unterschied zwischen den beiden Modellierungsansätzen wird am Beispiel eines einzelnen Erhebungspunktes hingewiesen. Der von PICUS v1.2 auf einem einzigen Erhebungspunkt in den Hochlagen simulierte Grünerlen-Wald (Typ C7) dürfte auf den für den betroffenen Standort vorliegenden niedrigen pH-Wert von 3.2 zurückzuführen sein. Solche Extremwerte für einzelne Standortsparameter auf einem ansonsten durchschnittlichen tiefsubalpinen Standort vermag das statische Modellkonzept aufgrund seines Parametrisierungsansatzes naturgemäß nicht zu berücksichtigen, ist dieses doch auf eine möglichst gute allgemeine Anpassung an den Kalibrierungsdatensatz ausgelegt.

Summarisch lassen sich die Ergebnisse beider Ansätze unter gegenwärtigem Klima wie folgt umreißen. Im Falle von PICUS weist *Abies alba* in der "steady state" – Artenkombination in höheren Lagen (heutige montane Stufe) häufig geringfügig zu hohe Anteile auf. Auf heutigen Buchenstandorten (hauptsächlich heutige submontane Höhenstufe) simuliert PICUS häufig zu hohe Anteile an *Picea abies* und/oder *Abies alba*. Zu geringe Anteile der Hainbuche (*Carpinus betulus*) verhindern oftmals die Klassifikation als Eichen-Hainbuchenwald (PNV-Typ 8). Stattdessen wird ein bodensaurer Kiefern-Stieleichenwald (PNV-Typ 9) simuliert, der Standort also prinzipiell den eichenreichen PNV-Typen zugeordnet. Entsprechend breite Streuung tritt im Bereich der Fichten-Tannen-Buchenwälder (PNV-Typ 6) in bezug auf den simulierten Buchenanteil auf.

Für den statischen Ansatz kann das Modellverhalten nicht auf Basis einzelner Arten charakterisiert werden. Prinzipiell schätzen aber die logistischen Modelle auf mittel- bis hochmontanen Standorten anstelle des PNV-Typs 4 (montaner Fichtenwald) zu häufig die Typen 5 (Fichten-Tannenwald) und 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald). Auf Fichten-Tannen-Buchenwald-Standorten laut ÖWBZI werden häufig die Waldtypen 4 und 5 simuliert. Ebenso wird auf Buchenwaldstandorten (PNV-Typ 7) häufig der PNV-Typ 6 mit Fichte, Tanne und Buche ausgewiesen. Dies ist eine interessante Parallele zum dynamischen Modellergebnis. Insgesamt scheint jedoch das Modellverhalten im Bereich der heutigen submontanen und kollinen Höhenstufe als plausibel. Die Nischen der selteneren Waldtypen werden offenbar von keinem der beiden Modelle identifiziert. Im Falle von PICUS kann dies zum Teil sicherlich

durch den verwendeten Minimumwert von 7 cm für die Wasserspeicherkapazität der Standorte (WHC) erklärt werden, der zum Beispiel die Simulation von Karbonatkiefernwäldern (PNV-Typ 21) in der montanen Höhenstufe praktisch ausschließt.

8.5.2 Unter einem Klimaänderungsszenario

Werden aufgrund der Ergebnisse unter aktuellem Klima beide Modellansätze als brauchbar für die Simulation der potentiellen natürlichen Vegetation auf Basis der von der ÖWBZI ausgeschiedenen Waldtypen betrachtet, interessiert die Sensitivität beider Modelle unter einem Klimaänderungsszenario, welches in Anlehnung an Simulationsergebnisse von globalen Klimamodellen definiert wurde (Houghton et al. 1996). Unter den Szenariobedingungen einer Temperaturerhöhung um +2 °C sowie einer 15%-igen Niederschlagsreduktion während der Monate April bis September generiert PICUS auf 77.8% der Erhebungspunkte einen anderen Waldtyp als unter dem aktuellen Klima. Dieser Anteil ist für den statischen Modellansatz mit 79.6% ähnlich hoch (Tabelle 8-18).

Tabelle 8-19. Gegenüberstellung der mittels statischem (logistisch) und dynamischen (PICUS) Modellansatz simulierten PNV unter einem Klimaänderungsszenario (+2.0 °C, -15% Niederschlag in den Monaten April bis September) auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur.

Table 8-19. Comparison of PNV as simulated by static (logistic) and dynamic (PICUS) modeling approaches under a climate change scenario (+2 °C, -15% precipitation from April to September) at sample points of the Austrian Forest Soil Survey.

PICUS	Logistisches Modell							Total		
	4	5	6	7	8	9	10	n	%	
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	
5	10	15	24	6	0	0	0	55	14.1	
6	1	7	31	10	10	0	0	59	15.1	
7	0	0	2	23	108	0	1	134	34.3	
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	
9	0	0	2	2	22	0	5	31	7.9	
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	
C1	0	4	43	14	1	0	0	62	15.8	
C2	1	1	18	5	1	0	0	26	6.7	
C3	0	0	5	6	6	0	2	19	4.8	
C6	0	0	0	3	3	0	1	4	1.0	
C8	0	0	0	0	0	0	1	1	0.3	
Total	n	12	27	125	66	151	0	10	391	100.0
	%	3.1	6.9	31.9	16.9	38.6	0.0	2.6	100.0	

Auf nur mehr 17.7% aller Erhebungspunkte stimmen die simulierten Waldtypen der beiden Modellansätze noch überein. Unter aktuellem Klima waren es noch knapp 30%. Mit dem statischen Ansatz erhöht sich der Anteil der Eichenwälder (PNV-Typen 8 und 10) von 9.1%

unter aktuellem Klima auf über 40% unter dem Klimaänderungsszenario. Damit sind Eichenwälder der am häufigsten simulierte Waldtyp. Mit dem dynamischen Modell ergibt sich eine relativ geringfügige Steigerung der Eichenwälder (inklusive der Typen C3, C6 und C8) von etwa 10% auf 14%. Abbildung 8-6 zeigt die Unterschiede zwischen den beiden Modellansätzen in bezug auf die unter geänderten Klimabedingungen simulierten PNV-Typen deutlich auf.

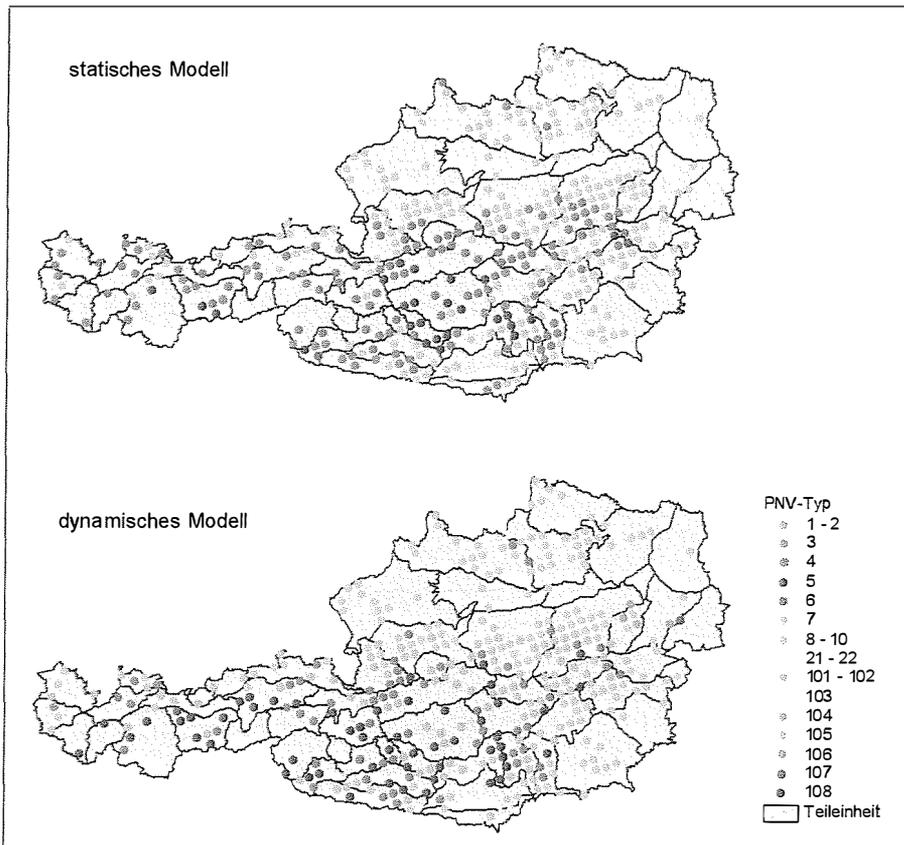


Abbildung 8-6. Vergleich von mit statischem und dynamischen Modellansatz simulierter PNV auf Erhebungspunkten der ÖWBZI unter einem Klimaänderungsszenario (Klimaänderungsszenario (+2 °C, -15% Niederschlag in den Monaten April bis September).

Figure 8-6. Comparison of PNV as simulated by static [top] and dynamic [bottom] modeling approaches under a climate change scenario (+2 °C, -15% precipitation from April to September) at sample points of the Austrian Forest Soil Survey.

Der mit PICUS ermittelte relativ häufigste Waldtyp unter dem Klimaänderungsszenario ist mit knapp 35% Buchenwald (PNV-Typ 7), welcher mit dem statischen Modellansatz seinen Anteil

von knapp 8% relativ geringfügig auf etwa 17% steigert. Ein hoher Anteil von ursprünglich als Typ 5 (Fichten-Tannenwald) oder 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) simulierten Punkten wurde von PICUS als einer der Übergangstypen C1 und C2 ausgeschieden, die ebenfalls großteils relativ starke Affinität zum Buchenwaldtyp (PNV-Typ 7) aufweisen. Zum Verständnis des generellen Verhaltens der beiden Modellansätze unter veränderten klimatischen Bedingungen müssen die Modellergebnisse unter gegenwärtigem Klima herangezogen werden. Vom sehr hohen Anteil des PNV-Typs 5, den PICUS unter aktuellem Klima simuliert, verbleibt ein Teil unter geändertem Klima in dieser Klasse (12%), über 30% wird nun als Typ 6 ausgewiesen, knapp 20% wechseln in den Typ 7, die etwa 35% als C1 oder C2 klassifizierten Fälle liegen in bezug auf die Artenanteile zwischen Typ 6 und 7 (vgl. Tabelle 8-10). Der statische Ansatz teilt ehemals als PNV-Typ 5 klassifizierte Fälle unter dem Klimaänderungsszenario den Typen 6, 7 oder 8 zu. Dies resultiert zwar für beide Modellansätze in etwa gleich großen relativen Veränderungen für PNV-Typ 5, jedoch mit unterschiedlichen Konsequenzen für die übrigen betroffenen zonalen Vegetationsgruppen (insbesondere Typ 7 und Typengruppe 8, 9 und 10) (vgl. Abbildung 8-7). Verstärkt wird die bereits bei PNV-Typ 5 (Fichten-Tannenwald) sichtbare unterschiedliche Response der Modellansätze auf ein verändertes Klima durch das Ergebnis für ehemals als PNV-Typ 6 (Fichten-Tannen-Buchenwald) ausgewiesene Standorte. PICUS sieht ehemals als Typ 6 klassifizierte Fälle nun fast zur Gänze als potentielle Buchenwälder (Typ 7) an, während der statische Modellansatz alle Standorte mit ehemals Fichten-Tannen-Buchenwald (Typ 6) nun dem Waldtyp 8 (Eichen-Hainbuchenwald) zuteilt. Während der überwiegende Teil der von PICUS unter aktuellem Klima als Buchenwald simulierten Fälle unter geändertem Klima potentielle Buchenwälder bleiben, schätzt der statische Modellansatz alle Buchenwaldstandorte nun als potentielle Eichenwaldstandorte ein.

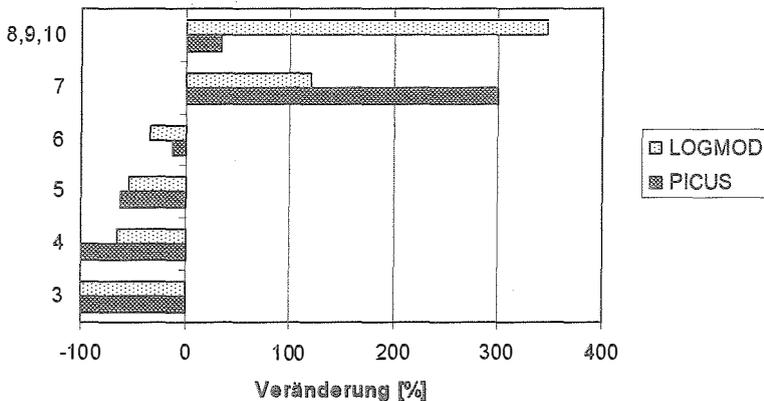


Abbildung 8-7. Relative Veränderung der Anteile wichtiger Waldtypen (Eichenwaldtypen gruppiert) unter dem Klimaänderungsszenario für beide Modellansätze.

Figure 8-7. Relative changes in shares of major PNV-types under a climate change scenario (+2 °C, -15% precipitation from April to September) for static (LOGMOD) and dynamic (PICUS) modeling approaches.

Wo kommen nun die von den beiden Modellansätzen unter dem Klimaänderungsszenario simulierten Waldtypen im Parameterraum von Temperatur und Niederschlag zu liegen? Die

Abbildung 8-8 zeigt zum Teil beträchtliche Unterschiede zwischen den Modellen auf. Im kühleren Bereich des Parameterraumes stimmen die Ergebnisse von dynamischem und statischem Ansatz für PNV-Typ 6 recht gut überein. PICUS generiert allerdings Fichten-Tannen-Buchenwald bei Vorliegen höherer Niederschlagssummen ($PYEAR > 1000$ mm) auch über 8 °C Jahresmitteltemperatur. TAV für PNV-Typ 6 unterscheidet sich daher auch signifikant ($\alpha = 0.05$) zwischen den beiden Modellansätzen. Standorte, für die vom statischen Modell Buchenwald (PNV-Typ 7) simuliert wird, liegen in einem sehr klar abgegrenzten Bereich, der sich in bezug auf Varianz- und Mittelwertvergleich von den Standorten unterscheidet, für die PICUS den PNV-Typ 7 simuliert. Die bioklimatischen Vorkommensbereiche der Eichenwaldtypen 8 und 9 schließlich stimmen in bezug auf Temperatur und unterer Niederschlagsgrenze sehr gut überein. Der statische Modellansatz generiert allerdings Eichenwälder auch bei höheren Niederschlagssummen in Bereichen, in denen PICUS Buchenwälder simuliert (signifikant bei $\alpha = 0.05$).

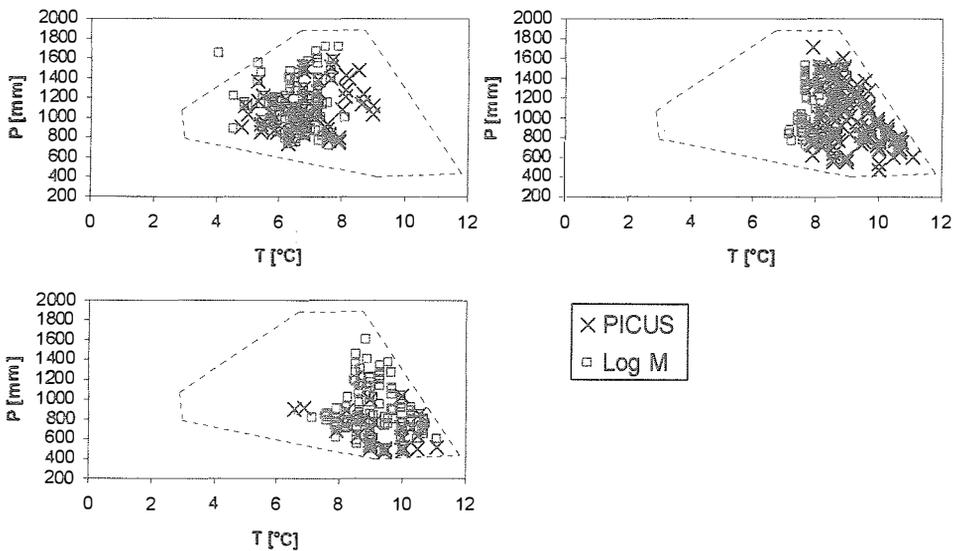


Abbildung 8-8. Simuliertes Auftreten ausgewählter Waldtypen (PNV) auf Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur unter einem Klimaänderungsszenario ($+2$ °C, -15% Niederschlag in den Monaten April bis September) in Abhängigkeit von Jahresdurchschnittstemperatur und Jahresniederschlagssumme.- Die durchbrochene Linie kennzeichnet den von der ÖWBZI repräsentierten Bereich des Parameterraumes. Links oben: PNV-Typ 6, rechts oben: PNV-Typ 7, unten: PNV-Typen 8 und 9.

Figure 8-8. Simulated occurrence of selected PNV-types at sample points of the Austrian Forest Soil Survey under a climate change scenario ($+2$ °C, -15% precipitation from April to September) in bioclimatic space of annual mean temperature (TAV) and annual precipitation (PYEAR).- Dashed line delineates the range represented by the Austrian Forest Soil Survey. Top left: spruce/fir/beech forest, Top right: beech forest, bottom: oak forests.

Innerhalb der Modellansätze unterscheiden sich im Falle der logistischen Modelle in bezug auf TAV wiederum alle PNV-Typen signifikant voneinander, in bezug auf PYEAR die Typen 6 und

7 gemeinsam von den Eichenwäldern (PNV-Typ 8 und 9) (Tabelle 8-20). Für PICUS ergibt sich wiederum das gleiche Bild wie unter aktuellem Klima (Tabelle 8-21).

Tabelle 8-20. Varianzanalyse und Bonferroni t-Test auf Unterschiede von TAV und PYEAR zwischen den von logistischen Modellen simulierten PNV-Typen unter einem Klimaänderungsszenario (+2 °C, -15% Niederschlag in den Monaten April bis September).- $\alpha = 0.05$.

Table 8-20. Analysis of variance and Bonferroni t-test on differences in annual mean temperature (TAV) and annual precipitation (PYEAR) between PNV-types as simulated by logistic models under a climate change scenario (+2 °C, -15% precipitation from April to September).- $\alpha = 0.05$.

PNV-Typ	TAV				PYEAR			
	\bar{x}	s_x	n	t-Test	\bar{x}	s_x	n	t-Test
6	6.53	0.72	128	a	1123.66	235.89	128	a
7	7.91	0.43	69	b	1122.39	243.78	69	a
8, 9	9.14	0.86	143	c	845.39	231.98	143	b

Tabelle 8-21. Varianzanalyse und Bonferroni t-Test auf Unterschiede von TAV und PYEAR zwischen den von PICUS simulierten PNV-Typen unter einem Klimaänderungsszenario (+2 °C, -15% Niederschlag in den Monaten April bis September).- $\alpha = 0.05$.

Table 8-21. Analysis of variance and Bonferroni t-test on differences in annual mean temperature (TAV) and annual precipitation (PYEAR) between PNV-types as simulated by PICUS v1.2 under a climate change scenario (+2 °C, -15% precipitation from April to September).- $\alpha = 0.05$.

PNV-Typ	TAV				PYEAR			
	\bar{x}	s_x	n	t-Test	\bar{x}	s_x	n	t-Test
6	6.88	1.11	59	a	1082.81	227.08	59	a
7	9.08	0.82	137	b	968.74	275.83	137	a
8, 9	9.29	1.07	31	b	653.74	168.93	31	b

Wie plausibel im Vergleich mit der Literatur sind nun mit PICUS v1.2 simulierte Buchenwälder in bezug auf korrespondierende maximal zu verzeichnende Werte für TAV und PYEAR? Die maximale langjährige Jahresmitteltemperatur unter dem Klimaänderungsszenario betrug auf Standorten mit von PICUS simuliertem Buchenwald 10.6 °C bei knapp unter 800 mm Jahresniederschlag. Für unter dem Klimaänderungsszenario simulierte Kiefern-Eichenwälder (PNV-Typ 9) wurde als Maximalwert für die Jahresdurchschnittstemperatur 11.1 °C bei unter 550 mm Jahresniederschlag ermittelt. Diese Charakteristik in bezug auf die Lage simulierter Waldtypen im Parameterraum von Temperatur und Niederschlag erscheint unter Bezugnahme auf Ökogramme mitteleuropäischer Baumarten (Ellenberg 1996) als durchaus plausibel. Ebenso fand Felbermeier (1994) anhand der Analyse von Bestandesmittelhöhen von Buche in Bayern keine Limitierung des Buchenwachstums durch den Faktor Temperatur in o.g. Bereichen.

Ebenso ist auf Basis pollenanalytischer Befunde aus dem Holozän nach Huntley et al. (1989) unter diesen Temperaturbedingungen keine Limitierung des Reproduktionsprozesses der Buche zu erwarten.

Etwas anders stellt sich die Situation im Falle des statischen Modellansatzes dar. In das logistische Modell für PNV-Typ 10 (thermophiler Eichenwald) geht der Wechselwirkungsterm von SMI und GDD mit positivem Vorzeichen in das Regressionsmodell ein. Das der für extremere Bereiche des Indikators SMI zu erwartende Effekt von zunehmend limitierter Wasserversorgung nicht signifikant in das Modell eingeht, ist natürlich durch das ausschließliche Auftreten des Waldtyps 10 unter heute schon als sehr trocken zu bezeichnenden Standortserhältnissen bedingt. Im Modell für den PNV-Typ 8 (Eichen-Hainbuchenwald) geht die Variable SMI zwar mit positivem Vorzeichen ein, der multiplikative Wechselwirkungsterm von SMI und GDD jedoch mit negativem. Dies ergibt in Summe bei zunehmend wärmerem und trockenerem Klima wie im Klimaänderungsszenario unterstellt, abnehmende Auftretenswahrscheinlichkeiten für diesen Waldtyp. Bleibt hingegen die Wasserversorgung ausreichend (Werte für SMI von unter 0.20) steigt die Auftretenswahrscheinlichkeit unter höheren Temperaturen bis zu Optimumwerten für GDD von etwa 1800 an, was etwa Werten für TAV von etwas über 9 °C entspricht. Das kontrastierende Verhalten von statischem und dynamischem Modellansatz im unter Klimaänderungsbedingungen ökologisch besonders sensiblen Bereich der heutigen submontanen und kollinen Höhenstufe ist also ohne Berücksichtigung dieser Details nicht zu interpretieren.

Schließlich wurde auch analysiert, ob die unter Klimaänderungsbedingungen simulierten PNV-Typen der eingesetzten Modelle ihre Lage im bioklimatischen Parameterraum im Vergleich zur Simulation unter aktuellem Klima verändert haben (Tabellen 8-22 und 8-23).

Tabelle 8-22. Varianzanalyse und Bonferroni t-Test auf Unterschiede von Jahresmitteltemperatur (TAV) und Niederschlagssumme (PYEAR) für Standorte mit von PICUS simulierter PNV unter aktuellem Klima und einem Klimaänderungsszenario.- $\alpha = 0.05$, H = aktuelles Klima, CC = Klimaänderungsszenario.

Table 8-22. Analysis of variance and Bonferroni t-test on differences in annual mean temperature (TAV) and annual precipitation (PYEAR) between PNV-types as simulated by PICUS under current climate and a climate change scenario.- $\alpha = 0.05$, H = current climate, CC = climate change scenario.

PNV-Typ		SS	DF	MS	P > F	Klimaszenario	
						H	CC
6	TAV	0.78	1	0.78	0.4568	a	a
	PYEAR	193641.48	1	193641.48	0.1099	a	a
7	TAV	99.77	1	99.77	0.0001	a	b
	PYEAR	68482.55	1	68482.55	0.3536	a	a
8,9	TAV	41.97	1	41.97	0.0001	a	b
	PYEAR	89080.33	1	89080.33	0.1359	a	a

Standorte mit von PICUS simulierten Fichten-Tannen-Buchenwäldern (PNV-Typ 6) verändern ihre Lage im bioklimatischen Parameterraum nicht signifikant (vgl. Tabelle 8-22), wohl aber

Standorte, für die das statische Modell PNV-Typ 6 simuliert (vgl. Tabelle 8-23). Buchenwälder kommen bei PICUS bei nicht signifikant verändertem Niederschlagsverhältnissen unter Klimaänderungsbedingungen bei höheren Temperaturen vor. Ebenso unterscheidet sich TAV für Eichenwaldstandorte signifikant. Der Unterschied des Niederschlagsmittels ist beträchtlich, jedoch nicht signifikant. Das statische Modell platziert PNV-Typ 7 unter Klimaänderungsbedingungen im Mittel in Bereiche signifikant höherer Jahresmitteltemperatur und signifikant höherem Niederschlag. Für Eichenwaldstandorte (PNV-Typen 8 und 9) erhöht sich für von PICUS simulierter PNV TAV signifikant um fast 1°C bei nicht signifikant verändertem Niederschlag. Die Eichenwaldtypen 8 und 9 werden vom statischen Modellansatz unter signifikant wärmeren Bedingungen aber ebenso signifikant höheren Niederschlägen simuliert als unter aktuellem Klima.

Tabelle 8-23. Varianzanalyse und Bonferroni t-Test auf Unterschiede von Jahresmitteltemperatur (TAV) und Niederschlagssumme (PYEAR) für Standorte mit von logistischen Modellen simulierter PNV unter aktuellem Klima und einem Klimaänderungsszenario.- $\alpha = 0.05$, H = aktuelles Klima, CC = Klimaänderungsszenario.

Table 8-23. Analysis of variance and Bonferroni t-test on differences in annual mean temperature (TAV) and annual precipitation (PYEAR) between PNV-types as simulated by logistic models under current climate and a climate change scenario.- $\alpha = 0.05$, H = current climate, CC = climate change scenario.

PNV-Typ		SS	DF	MS	P > F	Klimaszenario	
						H	CC
6	TAV	13.94	1	13.94	0.0001	a	b
	PYEAR	539878.98	1	539878.98	0.0101	a	b
7	TAV	0.8237	1	0.8237	0.0347	a	b
	PYEAR	813928.15	1	813928.15	0.0002	a	b
8,9	TAV	23.27	1	23.27	0.0001	a	b
	PYEAR	424189.84	1	424189.84	0.0034	a	b

9 DISKUSSION

9.1 Modellkonzepte

In der vorliegenden Arbeit werden zwei Modelle der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV), die auf grundsätzlich verschiedenen Modellkonzepten aufbauen, vorgestellt und im Rahmen einer Applikation auf den Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (ÖWBZI) einander vergleichend gegenübergestellt. Bei PICUS v1.2 handelt es sich um ein dynamisches Vegetationsmodell vom "patch model" – Typ, dessen konzeptionelle Basis im wesentlichen auf Botkin et al. (1972) beruht. In einem "bottom up" Ansatz werden Wachstum, Reproduktion und Mortalität von Individuen unterschiedlicher Baumarten auf kleinen Flächen mathematisch beschrieben. Während das ursprüngliche Konzept von Botkin et al. (1972) von der Prämisse ausging, daß die o.g. populationsdynamischen Prozesse auf jeder einzelnen Kleinfläche (i.e., den "gaps" oder "patches") separat und unabhängig von den anderen beschrieben werden kann, berücksichtigt PICUS Nachbarschaftsbeziehungen zwischen Kleinflächen. Die simulierte sukzessionäre Entwicklung von Waldökosystemen ergibt sich so nicht durch die a posteriori erfolgreiche Aggregation von vielen unabhängig voneinander simulierten Kleinflächen sondern als Summe über eine in mindestens Hektargröße simulierte interaktive Zusammenstellung von jeweils 100 m² großen plots. Erst mit diesem räumlich expliziten Ansatz ist es möglich, solche Einflüsse auf populationsdynamische Prozesse zu erfassen, zu deren Herleitung die Berücksichtigung eines einzelnen patches nicht ausreicht.

Generelles Ziel dieses Modelltyps ist es, die ökologische (i.e., "realized") Nische einzelner Arten unter dem Einfluß von zwischenartlicher Konkurrenz zu beschreiben. Voraussetzung dazu wäre allerdings die Kenntnis der physiologischen Amplitude ("fundamental niche" cf. Austin 1980), die dann durch den Effekt von zwischenartlicher Konkurrenz modifiziert wird. Die Definition der physiologischen Amplitude von Baumarten erfolgte in vielen Fällen im wesentlichen anhand von Literaturangaben zur Ökophysiologie von Baumarten. Bei der Entwicklung von PICUS v1.2 stellte jedoch die Verwendung von auf Basis empirischer Daten der Österreichischen Waldinventur geschätzten Optima des Wachstums bzw. extremer Vorkommensbereiche ausgewählter Arten in bezug auf Umweltschlüsselfaktoren zur Überprüfung und Neudefinition der Responsefunktionen für Temperatur und Wasserversorgung einen neuen Ansatz dar. Verglichen mit früheren Modellvarianten für europäische Wälder (e.g. FORECE von Kienast (1987) und FORSUM von Kräuchi (1994)) konnte in früheren Arbeiten (Lexer und Hönninger 1998b) deutlich die Diskrepanz von in diesen Modellen verwendeten Temperaturresponsefunktionen und empirischem Datenmaterial aufgezeigt werden. Die Grenzen des in dieser Arbeit beschriebenen Parametrisierungsansatzes werden allerdings schon dadurch aufgezeigt, daß die Österreichische Waldinventur Bestandesoberhöhen, die als robuster Indikator für standortabhängiges Wachstumsvermögen verwendet wurde, nur für acht Baumarten aufzeichnet, von denen wiederum sechs Nadelbaumarten sind sowie keine Unterscheidung innerhalb der Spezies *Quercus* spp. getroffen wird. Wenn die Bestimmung der physiologischen Amplitude von Baumarten auch mit diesem Ansatz nicht wirklich befriedigend gelöst werden kann, konnte doch mit der neuformulierten Temperaturresponsefunktion anstelle der ursprünglich in den meisten patch-Modellen verwendeten Parabel (Botkin 1993, Shugart 1984, Bugmann et al. 1996) ein wesentlicher Schwachpunkt in bezug auf die Extrapolierbarkeit der Modellbeziehungen unter Klimaänderungsbedingungen beseitigt werden (vgl. Bugmann und Solomon 2000). Da die quasi-asymptotische Beschreibung von Temperatureffekten (GDD) einen empirischen und keinen prozessgestützten Erklärungsansatz darstellt, sind natürlich auch in

diesem Fall der Extrapolation von PICUS im bioklimatischen Parameterraum relativ enge Grenzen gesetzt. In diesem Zusammenhang interessiert vor allem das Modellverhalten unter warmen, für Baumarten "superoptimalen" Temperaturbedingungen und nicht limitierender Wasserversorgung.

Ebenso neu formuliert wurde der Ansatz zur Beschreibung des Effektes der Nährstoffausstattung eines Standorts auf die Vegetationsentwicklung. Das Konzept der "fuzzy set" - Theorie erlaubt die formale Integration von "weichem" Expertenwissen und vage formulierten Regeln zur Beziehung von Standort und Vegetation. Dieses Expertenwissen beruht meist auf jahrzehntelang akkumulierter Erfahrung und wird in Bereichen wie etwa der Standortklassifikation und -kartierung standardmäßig verwendet. In der Regelbasis des fuzzy logic Modules wurden die relativ einfachen quantitativen Merkmale pH-Wert, C/N-Verhältnis und Wasserspeicherkapazität zur Charakterisierung des Nährstoffstatus an einem Standort verwendet. Die Verwendung von physiologisch aussagekräftigeren Parametern wie etwa verschiedene Nährstoffquotienten (Marschner 1986) ist zwar theoretisch durchaus denkbar, allerdings ergibt sich dabei das Problem der stark eingeschränkten Verfügbarkeit solcher bodenchemischer Parameter (Ulrich und Shrivastava 1978). Das Interessante an dem vorgestellten Ansatz ist, daß damit, formal auf die Axiome der fuzzy set Theorie gestützt, auch nicht in Form von "harten" empirischen Befunden vorliegendes Erfahrungswissen elegant genutzt werden kann. Ein Problem des spezifischen Anwendungsfalles stellt allerdings die mangels vergleichbarer und messbarer Parameter schlecht bis kaum mögliche quantitative Evaluierung des Skalars für die Nährstoffresponse dar. Qualitative Überprüfungen von modellierten Responseoberflächen brachten jedoch plausible Ergebnisse (vgl. Lexer et al. 2000a).

Bei dem zweiten verwendeten Modellansatz handelt es sich um ein statisches Equilibriummodell, welches auf Basis der Österreichischen Waldinventur (ÖWI) entwickelt wurde. Parametrisiert wurden dabei 18 voneinander unabhängige logistische Regressionsmodelle, die die Auftretenswahrscheinlichkeit von im Sinne der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) von Experten erwarteten potentiellen natürlichen Waldtypen in Abhängigkeit von Standortmerkmalen beschreiben. Ein wesentlicher Aspekt der Modellentwicklung war es, wo immer möglich die gleichen quantitativen Standortmerkmale zu verwenden, wie sie auch in PICUS v1.2 zur Beschreibung der physiologischen Amplitude einzelner Arten verwendet wurden. Zusätzlich wurden der Bodentyp sowie die topographische Lage am Hang berücksichtigt und somit der Anteil der Prediktoren mit indirekter Wirkung klein gehalten (Austin und Smith 1989). Die Berücksichtigung dieser Merkmale in den Regressionsmodellen wurde dadurch notwendig, daß die direkten Merkmale PH und CN, die zur Charakterisierung der Nährstoffverhältnisse geeignet wären, für die Erhebungspunkte der ÖWI geschätzt werden mußten (Lexer und Hönninger 1998a, Lexer et al. 1999) und die daraus resultierenden Schätzfehler eine offensichtlich zu hohe Variabilität induzierten, um diese Merkmale signifikant in Regressionsmodelle eingehen zu lassen. Die verwendeten *goodness of fit* Kriterien der logistischen Modelle erwiesen sich in einigen Fällen als signifikant, was auf Anpassungsprobleme an das Parametrisierungsmaterial hindeutet. Dieser Umstand relativiert sich jedoch angesichts des Umfanges von über 9000 zur Parametrisierung verwendeten Datensätzen. Generell konnte eine erhebliche Variabilität der Standortmerkmale innerhalb einzelner PNV-Typen festgestellt werden. Dies kann durch die zum Teil sehr weit gefaßten Waldtypen bedingt sein, aber auch bedeuten, daß das unterliegende zur Anwendung gelangende Expertenmodell ("brain model") offenbar nicht einheitlich war, oder Merkmale bei der Expertenrekonstruktion der PNV Verwendung fanden, die sich weder in den Daten der

Waldinventur noch in den für die Inventurpunkte geschätzten Klima- und Bodenparametern manifestierten. Der mögliche Effekt des erstgenannten Aspektes könnte unter Umständen durch eine Stratifizierung nach Wuchsgebieten gemindert werden (vgl. Brzeziecki et al. 1993). Bei der Rekonstruktion des Parametrisierungsdatensatzes ("verification" nach Shugart 1984) konnten zwar in über 57% aller Fälle der richtige PNV-Typ zugeordnet werden ($\kappa = 0.46$), die Nischen seltenerer PNV-Typen wie zum Beispiel Typ 12 (Lindenmischwald), bei denen es sich nicht um ein Aggregat von zonalen Gesellschaften handelt, konnten aber offensichtlich nicht mit dem gewählten Ansatz reproduziert werden. Nach Hosmer und Lemeshow (1989) besteht bei logistischen Modellen die Tendenz, die häufigere Ausprägung eines dichotomen Merkmals zu überschätzen, in diesem Fall also das Nichtauftreten seltener Waldgesellschaften. Daraus resultieren im Klassifikationsfall niedrige geschätzte Auftretenswahrscheinlichkeiten für seltene PNV-Typen und konsequenterweise die Nichtberücksichtigung dieser Typen als wahrscheinlichste Waldgesellschaft an einem Standort. Guisan et al. (1998) schlagen in diesem Zusammenhang ein schrittweises Vorgehen vor, dem zufolge erst nur eine Grobklassifikation mittels der Jahresmitteltemperatur vorgenommen wird. Aufbauend auf solcherart a priori "vorgefilterten" Datensätzen werden dann detailliertere GLMs erstellt. Auf die eher intuitive Einführung von Regeln, die trotz der beschriebenen Probleme die Prognose solcher seltenen Einheiten ermöglichen sollen (u.a. Zimmermann und Kienast 1999) wurde verzichtet. Getestet wurde hingegen der Ansatz über bedingte logistische Modelle (Jobson 1992). Dabei wird eine Hierarchie von logistischen Modellen an immer kleiner und spezifischer werdenden Datensätzen kalibriert, die multiplikativ verknüpft wiederum die Berechnung von Auftretenswahrscheinlichkeiten von individuellen PNV-Typen erlauben. Insgesamt konnte das Klassifikationsergebnis in bezug auf seltene PNV-Typen jedoch auch mit diesem Ansatz nicht substantiell verbessert werden. Neuronale Netze haben sich als Ansatz zur Modellierung nichtlinearer Zusammenhänge in der Ökologie bewährt (e.g., Lek et al. 1996) und würden sich als Alternative zu logistischen Regressionsmodellen ebenso anbieten wie probabilistische Ansätze über das Bayes-Theorem (Brzeziecki et al. 1993, Fischer 1994, Lexer und Hönninger 1998b). Aufrecht bleibt jedoch das Problem, daß mit der PNV ein Objekt direkt modelliert werden soll, das per definitionem in Mitteleuropas Waldökosystemen nur in wenigen Fällen auch direkt beobachtbar ist (Zerbe 1997).

9.2 Simulierte PNV unter aktuellem Klima

Die auf den Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (ÖWBZI) angesprochenen PNV-Typen (FBVA 1995) wurden zur Überprüfung der beiden Modellansätze verwendet. Für den statischen Modellansatz handelt es sich dabei genau genommen natürlich um keinen unabhängigen Datensatz, da die ÖWBZI quasi ein Subsample der ÖWI darstellt. Dieser Vergleich überprüft somit im eigentlichen Sinne nur die Verallgemeinerbarkeit der in den logistischen Regressionsmodellen parametrisierten Beziehungen auf einen gleichartigen Datensatz. Der Unterschied zwischen den beiden Datensätzen der ÖWI und ÖWBZI liegt in erster Linie darin, daß die physikalischen und chemischen Bodenparameter für die ÖWI geschätzt wurden, während sie für die Erhebungspunkte der ÖWBZI gemessen vorlagen (PH, CN) bzw. auf der Grundlage von Primärdaten berechnet wurden (WHC). Für PICUS hingegen stellt die ÖWBZI einen quasi unabhängigen Datensatz dar, da die auf Basis der ÖWI geschätzten artspezifischen Modellparameter im Prinzip unabhängig von der rekonstruierten PNV der ÖWBZI sind.

Das für den Vergleich von erwarteter PNV auf den Inventurpunkten und mit von PICUS simulierter Equilibriumvegetation erforderliche Klassifikationsschema ist prinzipiell als ad hoc zu bezeichnen. Die Erstellung des Schemas konnte sich allerdings auf Angaben in Mayer (1974) und Mucina et al. (1993) stützen. Während die generelle Plausibilität des Klassifikationsschemas gut abgesichert scheint, stellt sich natürlich die Frage nach der Sensitivität von solcherart erfolgten Klassifikationen auf einzelne Artenschwellenwerte. Sensitivitätstests zeigten, daß die Anzahl der einzelnen PNV-Typen zugeordneten simulierten Equilibriumartenzusammensetzungen bis etwa 15% schwanken kann, diese inherente Unsicherheit allerdings in bezug auf die gesamte Stichprobe den Anteil von etwa 6% nicht übersteigt. Der Anteil nicht klassifizierbarer Fälle von etwa 17% kann unterschiedlich betrachtet werden. Einerseits handelt es sich dabei offensichtlich um Artenzusammensetzungen, die nicht in das taxonomische Schema der Vegetationskunde passen, demnach also als unbekannt zu gelten haben. Andererseits muß berücksichtigt werden, daß es sich keineswegs um vollkommen unrealistische Simulationsergebnisse in bezug auf die Artenvergesellschaftung handelt. Dies wurde auch durch das Ergebnis einer Clusteranalyse der nicht klassifizierten Fälle bestätigt. Unter 447 simulierten Equilibriumartenzusammensetzungen trat ein Fall mit offensichtlich wenig plausibler Kombination von *Alnus glutinosa* und *Quercus petraea* auf einem Tieflagenstandort unter Bedingungen limitierter Wasserversorgung auf, was in einem "offenen" stochastischen Modell durchaus als "Zufall" aufgefaßt werden kann. Dies leitet zu einem weiteren bemerkenswerten Aspekt über. Bedingt durch die Art der neuformulierten Temperaturreponse sind in PICUS keinerlei direkte Schwellenwerteffekte in bezug auf diesen Faktor enthalten (vgl. Kienast 1987, Kräuchi 1994, Bugmann 1994). In diesem Zusammenhang interessiert das Modellverhalten insbesondere unter ökologischen Bedingungen, unter denen außerhalb des beobachteten natürlichen geographischen Arels einer Baumart Wasser- und Nährstoffversorgung nicht als limitierende Faktoren wirksam werden. Bugmann (1994) und Bugmann und Cramer (1998) berichten von Schwierigkeiten, *Picea abies* unter trockenen und kühlen Bedingungen zu simulieren. Diese ökologische Merkmalskombination trat im Evaluierungsdatensatz nicht auf. Von besonderer Relevanz ist allerdings, ob PICUS in stande ist, auf Standorten wo *Picea abies* in heutigen intensiv bewirtschafteten sogenannten sekundären Fichtenwäldern außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes dieser Art die dominierende Baumart darstellt, plausible Equilibriumzustände zu generieren. Im Bereich der natürlichen Buchenwälder erscheint die Konkurrenzkraft von *Picea abies* den Modellergebnissen von PICUS zufolge im Vergleich zu *Fagus sylvatica* als etwas zu stark (vgl. dazu Zerbe 1997), auf Standorten mit natürlichen Eichen-Buchenwäldern hingegen spielt *Picea abies* auch ohne die restriktive GDD-Parabel keine Rolle mehr. Dies erhöht die Kreditibilität des Modells unter Klimaänderungsszenarien beträchtlich.

Im Vergleich zum statischen Modellansatz mit etwa 55% mit den PNV-Typen der ÖWBZI übereinstimmenden Fällen schneidet PICUS v1.2 mit Werten zwischen 35% und 49% (unter Berücksichtigung von weitestgehend ähnlichen Artenkombinationen) schlechter ab. Im Unterschied zum statischen "top down" Ansatz kann für PICUS das Muster der Fehlklassifikation auf einzelne Arten zurückgeführt werden. Als charakteristisch erwies sich für PICUS, daß zu geringe Anteile simulierter Hainbuche (*Carpinus betulus*) eine Klassifikation als Eichen-Hainbuchenwald, zu hohe Nadelbaumanteile (*Abies alba* und *Picea abies*) in vielen Fällen auf erwarteten Buchenwaldstandorten die Klassifikation als Buchenwald verhinderten. Für beide Modellansätze gilt, daß seltenere Waldtypen schlecht bzw. gar nicht erfaßt wurden. Für PICUS muß festgestellt werden, daß seltene Baumarten, die natürlich als beigemischte oder fluktuierend beigemischte Arten auftreten, in simulierter Equilibriumartenzusammensetzung in

den meisten Fällen keine Rolle spielen und nur mit äußerst geringen Anteilen auftreten. Mit anderen Worten sind die von PICUS v1.2 in vorliegendem Experiment simulierten PNV-Typen Kombinationen von etwa 10 Baumarten mit wechselnden Anteilen. Reicht also die in PICUS verwendete Kombination aus Modellstruktur und verwendeten Modellparametern offenbar nicht aus, die ökologischen Nischen seltenerer Arten zu beschreiben, gilt für den statischen Modellansatz, daß die zur Verfügung stehenden Standortmerkmale auf den Waldinventurpunkten offensichtlich nicht ausreichen, 18 Waldtypen mittels des gewählten statistischen Ansatzes zu differenzieren. Detailanalysen ergaben, daß etwa der Wasserversorgungsindex SMI sich ebenso wenig nicht signifikant zwischen den PNV-Typen 7, 8, 9 und 10 auf den Erhebungspunkten der ÖWBZI unterschied, wie die nutzbare Wasserspeicherkapazität WHC. Die vergleichende Gegenüberstellung der mit beiden Modellansätzen unter aktuellem Klima simulierten PNV mit den PNV-Typen der ÖWBZI in bezug auf Jahresmitteltemperatur und Niederschlagssumme zeigte im Allgemeinen eine gute Übereinstimmung. PICUS platzierte Fichten-Tannen-Buchenwälder bei geringfügig aber signifikant höheren, Eichenwälder bei signifikant niedrigeren Jahresmitteltemperaturen. Der statische Ansatz unterschied sich von den beiden anderen Klassifikationen durch signifikant höhere Temperaturwerte für Buchenwälder. Dies entspricht sehr gut den summarischen Ergebnissen für simulierte PNV-Typen, mit überhöhten Anteilen von Fichten-Tannenwäldern für PICUS und offensichtlich durch den statischen Modellansatz überschätztem Anteil an Fichten-Tannen-Buchenwäldern. Eichenwälder werden von PICUS auch auf kühleren Trockenstandorten simuliert, was auf eventuelle Unstimmigkeiten im kompetitiven Verhältnis zu Buche hinweist. Innerhalb der beiden formalen Modellansätze scheint für PICUS ein gemischter Effekt von Temperatur und Niederschlag für die Trennung der drei oben genannten Waldtypen bestimmend zu sein, während der statische Ansatz signifikante Unterschiede zwischen diesen Waldtypen in bezug auf beide berücksichtigten Umweltparameter aufweist.

9.3 Modellverhalten unter Klimaänderungsbedingungen

Prinzipiell stimmen die beiden Modelle darin überein, daß Waldtypen der heutigen subalpinen und hochmontanen Vegetationsstufe unter dem unterstellten Klimaszenario keine Rolle mehr spielen. Im ökologisch besonders sensiblen Bereich der heutigen submontanen und kollinen Buchen- und Eichenwälder kontrastieren die beiden Ansätze jedoch deutlich. Während PICUS unter dem Klimaänderungsszenario eine deutliche anteilmäßige Verschiebung der simulierten Waldtypen hin zu Buchenwäldern simuliert, erfolgt unter dem statischen Modellansatz eine starke Zunahme der Eichenwaldtypen (hauptsächlich PNV-Typ 8; Eichen-Hainbuchenwald). Letzteres stimmt wiederum gut mit den Ergebnissen eines statischen Modells zonaler Klimaxvegetation in der Schweiz überein (Brzezicki et al. 1996).

Wie kann nun dieses unterschiedliche Verhalten der beiden Modelle erklärt werden? Prinzipiell kann festgestellt werden, daß der statische Ansatz über logistische Regressionsmodelle primär durch die Temperatur (GDD) bestimmt wird, während PICUS v1.2 deutlich eine gemischte Response auf Temperatur und Wasserversorgung zeigt. Ausschlaggebend für dieses Verhalten sind zwei Aspekte: (a) der Wasserversorgungsindikator SMI geht nur in etwa 50% der logistischen Modelle signifikant ein, und (b) in den logistischen Modellen wird der Temperaturindex GDD als Polynom 2. Ordnung parametrisiert. Während letzteres sehr plausibles und wenig abruptes Verhalten für Waldtypen aus mittleren Bereichen des

Temperaturgradienten (z.B. PNV-Typen 5, 6 und 7) garantiert, kann es für Typen an den Rändern des im Kalibrierungsdatensatz repräsentierten Gradienten zu Unstimmigkeiten kommen. Besonders gut kann dies in vorliegendem Beispiel an PNV-Typ 10 (thermophiler Eichenmischwald) demonstriert werden. Dieser Waldtyp wird unter aktuellen Klimaverhältnissen auf den wärmsten und trockensten Standorten als PNV erwartet (Kilian et al. 1994). Dies führt dazu, daß der Index SMI mit positivem Vorzeichen in das Modell für PNV-Typ 10 eingeht. Während die Temperatur alleine unter aktuellem Klima den PNV-Typ 10 nicht relativ zu anderen thermophilen Waldtypen zu bevorzugen vermag, was zu durchaus plausiblen Verhalten unter gegenwärtigen Umweltbedingungen führt, kann der positive Effekt zunehmend limitierter Wasserversorgung im Extrapolationsfall jedoch zu verzerrten Ergebnissen führen.

Während der statische "top down" Ansatz lediglich die bereits parametrisierten PNV-Typen im n-dimensionalen Parameterraum anders positionieren kann, interessiert die Frage, ob durch den "bottom up" Ansatz des dynamischen Modells "neue" Artenvergesellschaftungen entstehen. PICUS simuliert sowohl unter aktuellem Klima als auch unter dem Klimaänderungsszenario "unbekannte" Equilibriumartenzusammensetzungen, die jedoch mit wenigen Ausnahmen keine unrealistischen Artenkombinationen aufweisen, sondern lediglich durch "unbekannte" Artenanteile auffallen. Deren Anteil steigt unter den veränderten Klimabedingungen deutlich an. Zwei der insgesamt acht durch eine Clusteranalyse neuformierten Waldtypen treten nur unter dem Klimaänderungsszenario auf. Es handelt sich dabei um stark eichendominierte (*Quercus petraea* und *Quercus robur*) Artenkombinationen (Typen C6 und C8). PICUS v1.2 simuliert unter dem Klimaänderungsszenario auf den wärmsten und trockensten Standorten entweder den neuformierten Clustertyp C3, der einen Eichentyp (*Quercus petraea*, *Quercus robur*) mit noch deutlichen Anteilen von *Fagus sylvatica* repräsentiert, oder PNV-Typ 9 (Kiefern-Stieleichenwald). Die Simulation dieser Waldtypen, die keineswegs an der Trockengrenze des Waldes angesiedelt sind, wird durch die im sommerwarmen Osten Österreichs generell hohen Werte für die Wasserspeicherkapazität möglich. Auch die Simulation von Buchenwäldern (PNV-Typ 7) bei Jahresmitteltemperaturen von etwa 11 °C scheint zwar nach autökologischen Analysen von Felbermeier (1994) noch durchaus plausibel zu sein, obwohl nach Ellenberg (1996) unter diesen Verhältnissen eher mit eichendominierten Wäldern als potentieller natürlicher Vegetation zu rechnen wäre.

10 FOLGERUNGEN AUS DEN ANALYSEN

Die Frage, ob und wie ökologische Modelle zu evaluieren sind, ist seit geraumer Zeit Thema zahlreicher Debatten und Kommentare (e.g., Levins 1966, Godall 1972, Botkin 1993, Rykiel 1996, Loehle und LeBlanc 1996). Obwohl eines der am häufigsten genannten Attribute von patch-Modellen jenes der Einfachheit ("simplicity") ist, ist die Evaluierung dieser Modelle offensichtlich eine schwierige Aufgabe. Nach Rykiel (1996) müssen für eine Modellvalidierung drei Dinge gegeben sein: (a) der Modellzweck muß bekannt sein, (b) die zu erfüllenden Testkriterien müssen bekannt sein, und (c) der Kontext der geplanten Modellanwendung muß bekannt sein. In gegenständlicher Arbeit sollten zwei strukturell unterschiedliche Modellansätze auf ihre Fähigkeit überprüft werden, potentielle natürliche Vegetationseinheiten (PNV) explizit im Raum sowohl unter gegenwärtigem Klima als auch unter einem Klimaänderungsszenario plausibel zu simulieren. Es wurde ein dynamisches patch-Modell mit einem formalisierten Expertenmodell der PNV verglichen. Es handelt sich also im eigentlichen Sinn um keine Modellvalidierung (Shugart 1984, Rykiel 1996) sondern um einen Modellvergleich. Hintergrund der Arbeit ist die weitverbreitete Anwendung solcher Modelltypen im Rahmen der Klimafolgenforschung.

Beide Modellansätze vermögen in befriedigender Weise zonale PNV in komplexem alpinem Gelände auf räumlich explizit definierten Punkten zu generieren. Seltenerer azonale und extrazonale PNV-Typen können von beiden Modellansätzen aus unterschiedlichen Gründen kaum identifiziert werden. Unter veränderten Klimabedingungen bestehen starke Unterschiede im Verhalten beider Modelle auf Standorten der heutigen submontanen und kollinen Vegetationsstufe.

Der statische Modellansatz weist die bekannten und oft diskutierten Nachteile der beschränkten Extrapolierbarkeit auf. Zusätzlich bestehen im Rahmen des Parametrisierungsprozesses Probleme mit PNV-Typen an den Rändern von ökologischen Gradienten. Eine Möglichkeit, dieses Problem zu umgehen, wäre der automatische Ausschluß aller PNV-Typen, die unter gegenwärtig für den jeweiligen Typ nicht beobachtbaren Umweltbedingungen simuliert werden (vgl. Brzeziecki et al. 1993). Ob der mit diesem Ansatz zu erzielende Informationsgewinn für diese meist ökologisch besonders sensiblen Standorte zu befriedigen vermag, ist allerdings eine andere Frage. In PICUS v1.2 werden unter diesen Bedingungen die Limits der neuformulierten Temperaturresponsefunktionen aufgezeigt. Mit den hier vorgestellten in PICUS implementierten Neuerungen wurde versucht, offensichtliche Defizite bestehender patch-Modelle zu beheben. Unverändert bleibt allerdings das grundsätzliche Problem bestehen, das die verwendeten Umweltresponsefunktionen das Ergebnis von ökophysiologischen Prozessen zu beschreiben versuchen, selbst aber keinen Prozess erklären, in diesem Sinne auch keine mechanistischen Modelle sind (Battaglia und Sands 1998). Diese diagnostische Feststellung bleibt trotz intensiver Bemühungen, empirische Beziehungen mit statistischen Verfahren zu parametrisieren (vgl. Pacala et al. 1993), bestehen.

Als generelle Folgerung aus den durchgeführten Analysen wird ähnlich wie in Bolliger et al. (2000) vorgeschlagen, für die Klimafolgenforschung wo immer möglich unterschiedliche Modellansätze nebeneinander einzusetzen, um bestehende Unsicherheiten in bezug auf Modellformulierungen besser berücksichtigen zu können.

11 RELEVANZ FÜR DIE WALDBAULICHE PLANUNG UND ENTSCHEIDUNGSFINDUNG

In dieser Arbeit wurden ein dynamischer und ein statischer Modellansatz zur Simulation von potentiell natürlicher Waldvegetation (PNV) vorgestellt und kritisch analysiert. Trotz aufgezeigter Unsicherheiten in den Modellansätzen und teilweiser Unzulänglichkeiten beider Ansätze kann aber festgestellt werden, daß prinzipiell beide präsentierten Modelle dafür geeignet sind, für große Gebiete nachvollziehbare und plausible Schätzungen der zu erwartenden PNV unter aktuellem Klima zu generieren. Angesichts der starken subjektiven Komponente von üblichen ad hoc Ansprüchen der PNV sind objektive Modellansätze grundsätzlich als positiv zu bewerten. Die in beiden Modellansätzen mathematisch formulierten Zusammenhänge von PNV-Typen bzw. von Baumarten mit Standortattributen sind dokumentiert, die Ergebnisse jederzeit reproduzierbar und somit überprüfbar. Stellen beide Modellkonzepte die standortsspezifische potentielle natürliche Vegetation als kategorische Größe sowohl unter aktuellen als auch unter veränderten klimatischen Bedingungen zur Verfügung, bietet das dynamische Modell PICUS v1.2 darüberhinaus zusätzliche Information zu Artenanteilen und Struktur der im Gleichgewicht mit dem Klima simulierten Vegetation (i.e., PNV). Während das statische Modellkonzept nur imstande ist, die jeweiligen Equilibriumzustände zu generieren, vermag das dynamische Modell prinzipiell auch das Übergangsverhalten von aktuell bestehenden Wäldern unter einem sich verändernden Klima zu simulieren (vgl. Lexer et al. 2000b, 2001). Ursprünglich zwar für die Simulation unbewirtschafteter Naturwälder entwickelt, können in dynamischen Modellen wie PICUS v1.2 im Allgemeinen auch Managementroutinen berücksichtigt werden (vgl. Lindner et al. 2000). Es ist zu erwarten, daß zukünftige Modellentwicklungen verstärkt diese Möglichkeit berücksichtigen werden. Tabelle 11-1 zeigt ein Stärken-/Schwächenprofil beider Modellansätze.

Tabelle 11-1. Stärken-/Schwächenprofil von statischem und dynamischem Modellansatz.
Table 11-1. Strengths and weaknesses of static and dynamic modeling approaches.

Kriterium	Dynamisches Modell (PICUS v1.2)	Statisches Modell
PNV unter aktuellem Klima?	+++	+++
PNV unter Klimaänderungsbedingungen?	+++	++
Berücksichtigung der Reaktion bestehender Bestände auf Klimaänderungsszenarios möglich?	++	-
Berücksichtigung von waldbaulichen Eingriffen möglich?	+	-
Zeitaufwand für Applikation?	+	+++
Erklärungswert?	++	-

+++ sehr gut, ++ gut, + befriedigend, - nicht möglich/gering

Wie können nun Instrumente wie die vorgestellten Modelle zur Generierung der PNV in der Waldbewirtschaftung eingesetzt werden? Dies erfordert natürlich als Voraussetzung die Betrachtung der Verwendung des Attributs "PNV" in Planung und Entscheidungsfindung.

Die potentielle natürliche Vegetation (PNV) ist sowohl im mitteleuropäischen Waldbau als auch generell in der Landschaftsplanung eine häufig zitierte und auch angewendete Planungsgrundlage. Üblicherweise wird der Begriff der PNV dabei im Sinne Tüxens (1956) ausgelegt. Es soll aber, wie auch Zerbe (1997) anmerkt, nicht unerwähnt bleiben, daß man trotz der definitorischen Klarheit des Begriffs bei Tüxen und dem nochmals von Kowarik (1987) eindeutig dargelegten Begriffsinhalt in Literatur und praktischer Anwendung auf teilweise recht abenteuerliche Auslegungen des Begriffs der potentiellen natürlichen Vegetation stößt. Obwohl sich in den Kapiteln "klassischer" mitteleuropäischer Waldbaulehrbücher, die sich Fragen der Baumartenwahl und waldbaulichen Zielsetzung widmen (u.a. Burschel und Huss 1997, Mayer 1984) in keinsten Weise der Hinweis auf die potentielle natürliche Vegetation (i.e., "Waldgesellschaft") als eigentliche Zielvorstellung findet, scheint die PNV in den letzten Jahren als eine Art implizite Zielsetzung in der Waldbewirtschaftung Verbreitung gefunden zu haben. Wenn im Sinne einer rationalen Entscheidungsanalyse (Keeney und Raiffa 1993) diejenige waldbauliche Alternative ausgewählt werden soll, die bei Erfüllung bestehender Einschränkungen ("constraints"; z.B. physiologische Eignung, Wirkung auf den Standort) den Gesamtnutzen des Entscheidungsträgers maximiert, würde sich ein Vorgehen nach dem klassischen Schema der Planung und Entscheidungsfindung nach Mintzberg et al. (1976) anbieten (Abbildung 11-1).

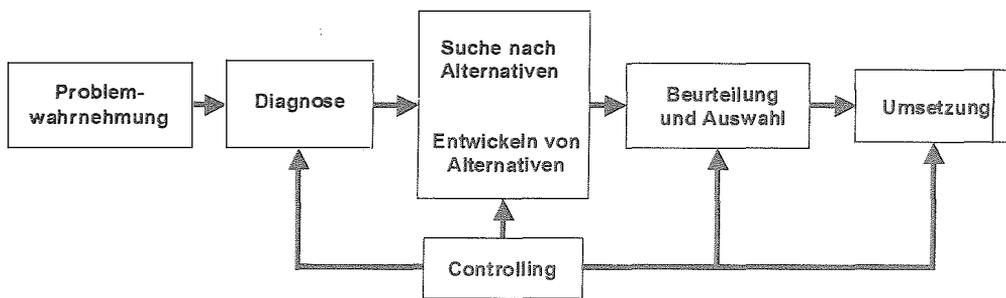


Abbildung 11-1. Schematische Darstellung des Planungs- und Entscheidungsfindungsprozesses nach Mintzberg et al. (1976, verändert).

Figure 11-1. Schematic representation of the planning and decision making process according to Mintzberg et al. (1976, modified).

Von der PNV ableitbar erscheinen das synökologische Verhalten der beteiligten Baumarten, welches bei der Planung von Verjüngungs- und Pflegemaßnahmen genutzt werden kann. Im Allgemeinen wird man weiters davon ausgehen können, daß potentielle natürliche Baumartenvergesellschaftungen sich unter nicht veränderlichen Umweltbedingungen als relativ stabil erweisen sollten (vgl. Otto 1994, Schmidt 1998). Allerdings sind solche Beurteilungen prinzipiell jeweils nur in bezug auf die in der PNV vertretenen Arten in plausibler Weise ableitbar, da die Gründe des Ausschlusses von nicht in der PNV vertretenen Baumarten sehr vielfältig sein können. In ähnlicher Weise ist die Beurteilung der physiologischen Eignung einzelner Arten aufgrund der PNV nur sehr eingeschränkt möglich (vgl. dazu die Ökogramme von Ellenberg 1996). Schließlich sollte im Sinne einer rationalen Entscheidungsanalyse nicht implizit davon ausgegangen werden, daß die Zielvorstellungen des

Entscheidungsträgers/Eigentümers durch die PNV abgebildet werden. Sollte hingegen eine der Zielsetzungen etwa ein möglichst hoher Natürlichkeitsgrad von Waldbeständen sein, so würde sich die PNV als Referenzgröße durchaus anbieten (vgl. Grabherr et al. 1998).

Aus diesen angeführten Gründen geht relativ eindeutig hervor, daß der Nutzen der vorgestellten Modelle bzw. Modellversionen (und der von ihnen zur Verfügung gestellten Information) sich auf die Bereiche Problemwahrnehmung und im Falle von dynamischen Modellen wie sie PICUS v1.2 repräsentiert, zusätzlich auf die Diagnose im Entscheidungsfindungsprozess beschränken wird. Einen klassischen Anwendungsfall dazu stellen Analysen der möglichen Auswirkungen einer Klimaänderung dar. Beide Modellansätze sind gut dafür geeignet, rasch einen Überblick über potentielle Effekte von Umweltveränderungen auf das ökologische Standortspotential, welches durch die PNV abgebildet wird, zu gewinnen. Dabei muß aber berücksichtigt werden, daß statische Modellansätze prinzipiell nur von solchen PNV-Typen ausgehen können, die heute schon bekannt sind. Sich unter veränderten Umweltbedingungen neu formierende "potentiell natürliche" Artenvergesellschaftungen können nur mit dynamischen Modellen berücksichtigt werden. Die mittelfristig zu erwartende Weiterentwicklung dynamischer Modellkonzepte zu Modellen, die sowohl den Effekt von Managementmaßnahmen als auch in verbesserter Form den Effekt veränderlicher Umweltbedingungen auf Waldvegetation abzubilden vermögen, werden den Einsatzbereich um die Entwicklung von waldbaulichen Handlungsalternativen vergrößern.

12 ZUSAMMENFASSUNG

Der Simulation von Vegetationsverbreitung und -dynamik wurde angesichts einer möglichen anthropogen bedingten Klimaänderung in den letzten Jahren große Aufmerksamkeit geschenkt. Mit statischen Vegetationsverbreitungsmodellen und dynamischen gap (oder patch) Modellen wurden häufig zwei vollkommen unterschiedliche Modellansätze angewendet, um die möglichen Konsequenzen einer Klimaänderung für Waldökosysteme abzuschätzen. Die Vor- und Nachteile jedes dieser Modellkonzepte waren Gegenstand intensiver Debatten. In der vorliegenden Arbeit wird die Entwicklung eines statisches und eines dynamischen Modells für Waldvegetation in ostalpinen Ökosystemen beschrieben. Das dynamische 3D-Modell PICUS v1.2 simuliert die Entwicklung von Einzelbäumen mit einer horizontalen räumlichen Auflösung von 100 m² simultan für Flächen bis zu mehreren Hektar Größe in Abhängigkeit von Temperatur, Wasserversorgung, Nährstoffversorgung und Licht. Die Funktionen zur Abbildung des Effektes von Temperatur und Wasserversorgung wurden mittels Oberhöhendaten der Österreichischen Waldinventur, Klima- und Bodendaten neu formuliert. Zur Modellierung des Effektes des Nährstoffstatus an einem Standort auf die Vegetation wurde ein regelbasierter Mamdani Fuzzy Controller entwickelt. Das Konvergenzverhalten von PICUS v1.2 bei der Simulation der Equilibriumvegetation wurde analysiert und eine Mindestgröße von 1.0 ha selbständlicher simulierter Fläche zur robusten Schätzung der steady state – Artenzusammensetzung als erforderlich identifiziert. Die Unsicherheit in simulierten Artenzusammensetzungen bei Einsatz des Modelles auf Inventurpunkten der Österreichischen Waldinventur aufgrund von Unsicherheit in zur Initialisierung des Modelles benötigten Bodenmerkmalen sowie im das Modell treibenden Klimainput wurde anhand ausgewählter Standorte untersucht. Die Sensitivität des Modelloutputs hängt dabei stark von der ökologischen Charakteristik des Standortes ab. Im Allgemeinen erwies sich die Wasserversorgung mit dem Schlüsselparameter Wasserspeicherkapazität als wichtigste Einflußgröße auf das Simulationsergebnis. Die Temperatur in Hochlagen sowie extreme bodenchemische Merkmalsausprägungen (pH, C/N-Verhältnis) wurden ebenfalls als einflußreich auf das Simulationsergebnis identifiziert.

Auf Basis der Österreichischen Waldinventur wurden logistische Regressionsmodelle des Zusammenhanges von Standortmerkmalen und von Experten erwarteter potentieller natürlicher Vegetation (PNV) erstellt. Beide Modelle wurden auf etwa 400 Erhebungspunkten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur zur Simulation der PNV eingesetzt und das Simulationsergebnis mit dem Expertenmodell verglichen. Mit PICUS simulierte Artenkombinationen wurden mittels eines eigens entwickelten Klassifikationsschemas einem der 18 verwendeten taxonomischen PNV-Typen der Inventur zugeordnet. Unter aktuellem Klima betrug die Übereinstimmung von mit PICUS v1.2 simulierter PNV und den PNV-Typen der Waldbodenzustandsinventur zwischen 35% und 48%. 17% aller Fälle konnten keinem der definierten PNV-Typen zugeordnet werden. Der statische Modellansatz erreichte 55% Übereinstimmung.

Unter geänderten Klimabedingungen (+2 °C, Niederschläge in den Monaten April bis September um 15% reduziert) zeigten die beiden Modelle auf Standorten der heutigen submontanen und kollinen Vegetationsstufe unterschiedliches Verhalten. Der Anteil von nichtklassifizierbaren von PICUS v1.2 simulierten Artenkombinationen erhöhte sich auf etwa 24%. Weder unter aktuellem noch unter geänderten Klimaverhältnissen wurden mit Ausnahme von 2 Fällen von PICUS vollkommen unrealistische Artenvergesellschaftungen simuliert.

Während der statische Modellansatz unter geänderten Klimabedingungen einen stark erhöhten Anteil von Eichenwaldtypen simulierte, simulierte PICUS einen bedeutend höheren Anteil von Buchenwäldern und Buchen-Eichen- bzw. Eichen-Buchenwäldern. In höheren Lagen stimmen beide Modelle generell darin überein, daß subalpine Waldtypen und montane Fichtenwälder unter veränderten klimatischen Bedingungen des Szenarios potentiell keine Rolle mehr spielen. Das Verhalten der Modelle im bioklimatischen Parameterraum wird kritisch analysiert. Abschließend wird die Relevanz der vorgestellten Modellkonzepte für die waldbauliche Planung und Entscheidungsfindung diskutiert.

13 SUMMARY

During recent years much attention has been paid to the simulation of vegetation distribution and vegetation dynamics. To analyse the potential effects of a changing climate on forest ecosystems static as well as dynamic modeling approaches have been applied in numerous climate change impact studies. Advantages and shortcomings of both modeling concepts have been and still are intensively discussed. In the present study the development of both, a static and a dynamic model of forest vegetation in the eastern Alps in Central Europe is described. The dynamic model PICUS v1.2 simulates growth, reproduction and death of individual trees at a horizontal spatial resolution of 100 m² simultaneously for areas of several hectares depending on temperature, water supply, nutrient status of the site and light. The environmental response functions used to modify growth as well as regeneration potentials of tree species have been re-evaluated based on the combined network of forest inventory, soil and climate data. The originally used nitrogen response function was replaced by a Mamdani type fuzzy logic control unit, where the concept of linguistic variables has been used to utilize soft expert knowledge on the interrelationship of site nutrient status and tree growth. The convergence behaviour of PICUS v1.2 in simulating the equilibrium species composition was analyzed and found that a minimum area of ca. 1.0 hectare is required to calculate robust estimates of steady state species compositions. As a novelty the uncertainty in species biomass as simulated by PICUS v1.2 when applied at sample points of the Austrian Forest Inventory was analyzed. The sensitivity of model output heavily depends on the ecological characteristics of the simulated sites. In general site water holding capacity was found to be particularly influential on the simulation results. At high altitudes temperature is of similar importance.

Based on data of the Austrian Forest Inventory logistic regression models were developed to predict the probability of occurrence of potential natural vegetation types (PNV). Both, static and dynamic models were applied to simulate PNV at appr. 400 sample points of the Austrian Forest Soil Survey under current climate and under a climate change scenario (+2 °C, precipitation reduced by 15% from April to September). Equilibrium species composition as simulated by PICUS v1.2 was classified according to the PNV-categories of the inventory by means of a newly developed classification scheme. Under current climate the coincidence of PNV as simulated by PICUS and expert PNV at the inventory points was between 35% and 48%. In 17% of all cases PICUS v1.2 simulated a species composition which could not be assigned to one of the PNV-types of the inventory. The static modeling approach yielded an intraclass correlation coefficient of 55%.

Under the climate change scenario the behaviour of the two models differed in today's submontane and colline vegetation zone. The proportion of PICUS simulations not classifiable with the expert scheme increased to 24%. However, in just two cases under both climate scenarios PICUS showed up with an unrealistic species composition. With the static modeling approach the share of oak/hornbeam forests increased strongly under the climate change scenario whereas with PICUS v1.2 the share of beech, beech/oak and oak/beech forests increased. Both models agreed that at higher altitudes subalpine forests and montane spruce forests disappear under the changed climatic conditions. The behaviour of the models in bioclimatic space is critically evaluated. Finally the relevance of both presented modeling approaches for silvicultural planning and decision making is discussed.

14 LITERATUR

- Aichinger, E. 1960. Vegetationskundliche Studien im Raume des Faaker Sees. Carinthia II, Klagenfurt, 150/70:129-216.
- Aspinall, R. 1992. An inductive modelling procedure based on bayes' theorem for analysis of pattern in spatial data. *Int. J. Geographical Information Systems* 6(2):105-121.
- Austin, M.P. 1980. Searching for a model for use in vegetation analysis. *Vegetatio* 42:11-21.
- Austin, M.P. 1987. Models for the analysis of species' response to environmental gradients. *Vegetatio* 69:35-45.
- Austin, M.P. 1992. Modelling the environmental niche of plants: implications for plant community response to elevated CO₂-levels. *Australian Journal of Botany*, 40:615-630.
- Austin, M.P., Cunningham, R.B., Fleming, P.M. 1984. New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. *Vegetatio* 55:11-27.
- Austin, M.P., Smith, T.M. 1989. A new model for the continuum concept. *Vegetatio* 83:35-47.
- Bacastow, R., Keeling, C.D. 1973. Atmospheric carbon dioxide and radiocarbon in the natural carbon cycle: Changes from AD 1700 to 2070 as deduced from a geochemical model. In: Woodwell, G.M., Pecan, E.V. (eds.). *Carbon and the biosphere*. Atomic Energy Commission Report CONF-720510, Washington D.C.
- Badeck, F-W., Lischke, H., Bugmann, H., Hickler, Th., Hönninger, K., Lasch, P., Lexer, M.J., Mouillot, F., Schaber, J., Smith, B. 2001. Tree species composition in pristine European forests. Comparison of stand data to model predictions. *Climatic Change* (im Druck).
- Bartsch, H.J. 1998. Taschenbuch mathematischer Formeln. Fachbuchverlag Leipzig, 699 pp.
- Battaglia, M., Sands, P.J. 1998. Process-based forest productivity models and their application in forest management. *For.Ecol.Manage.* 102:13-32.
- Berryman, A.A. 1976. Theoretical explanation of mountain pine beetle dynamics in lodgepole pine forests. *Environ. Entomol.* 5: 1225 - 1233.
- Birks, H.J.B. 1986. Late-Quaternary biotic changes in terrestrial and lacustrine environments, with particular reference to north-west Europe. In: berglund, B.E. (ed.). *Handbook of holocene Paleocology and Paleohydrology*. Wiley, pp. 3-65.
- Birks, H.J.B. 1993. Quaternary paleoecology and vegetation science – current contributions and possible future developments. *Rev. Paleobot. Palynol.* 79:153-177.
- Blum, W.E.H., Danneberg, O.H., Glatzel, G., Grall, H., Kilian, W., Mutsch, F., Stöhr, D. 1986. *Waldbodenuntersuchung. Geländeaufnahme, Probennahme, Analyse.* Österr. Bodenkundliche Gesellschaft, Arbeitsgruppe Waldbodenuntersuchung.
- Bolliger, J., Kienast, F., Bugmann, H. 2000. Comparing models for tree distributions: concept, structures, and behaviour. *Ecol. Modelling* 134:89-102.
- Bonan, G.B., Sirois, L. 1992. Air temperature, tree growth, and the northern and southern range limits to *Picea mariana*. *Journal of Vegetation Science* 3:495-506.

- Bortz, J., Lienert, G.A., Boehnke, K. 1990. Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik. Springer Verlag, 939 S.
- Bossel, H. 1992. Real-structure description as the basis of understanding ecosystems and their development. *Ecol. Modelling* 63:261-276.
- Botkin, D.B. 1990. *Discordant harmonies: A new ecology for the 21st century*. Oxford University Press.
- Botkin, D.B. 1993. *Forest dynamics. An ecological model*. Oxford University Press, 309 pp.
- Botkin, D.B., Janak, J.F., Wallis, J.R. 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 climate change: effects of parameter estimation and choice of weather patterns 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*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, 258 S.
- Braun, R. 1969. Österreichische Forstinventur – methodik der Auswertung und Standardfehlerberechnung. *Mitteilungen der FBVA Nr. 84*, 60 S.
- Bray, J.R. 1956. Gap-phase replacement in a maple-basswood forest. *Ecology* 37: 598-600.
- Bristow, K.L., Campbell, G.S. 1984. On the relationship between incoming solar radiation and daily maximum and minimum temperature. *Agricultural and Forest Meteorology* 31:159-166.
- Brock, T.D. 1981. Calculating solar radiation for ecological studies. *Ecol. Modelling*, 14:1-19.
- Brown, D.G. 1994. Predicting vegetation types at treeline using topography and biophysical disturbance variables. *J. Veg. Sci.* 5:641-656.
- Brzeziecki, B., Kienast, F., Wildi, O. 1993. Modelling potential impacts of climate change on the spatial distribution of zonal forest communities in Switzerland. *J. Veg. Sci.* 6:257-268.
- Buffo, J., Fritschen, L., Murphy, J. 1972. Direct solar radiation on various slopes from 0° to 60° north latitude. *Res. Paper PNW-142, USDA, Forest Service*, 74 pp.
- Bugmann, H. 1994. On the ecology of mountainous forests in a changing climate: A simulation study. *Diss. ETH No. 10638*, 258 pp.
- Bugmann, H. 1996. Functional types of trees in temperate and boreal forests: classification and testing. *J. Veg. Sci.* 7:359-370.
- Bugmann, H. 1999. Anthropogene Klimaveränderung, Sukzessionsprozesse und forstwirtschaftliche Optionen. *Schweiz. Z. Forstwesen* 150:275-287.
- Bugmann, H. 2001. A review of gap models. *Clim. Change* (in revision)
- Bugmann, H., Cramer, W. 1998. Improving the behaviour of forest gap models along drought gradients. *For. Ecol. Manage.* 103:247-263.
- Bugmann, H., Grote, R., Lasch, P., Lindner, M., Suckow, F. 1997. A new forest gap model to study the effects of environmental change on forest structure and functioning. In: Mohren, G.M.J., Kramer, K., Sabate, S. (eds.) *Impacts of global change on tree physiology and forest ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, 372 pp.

- Bugmann, H., Pfister, Ch. 2000. Impacts of interannual climate variability on past and future forest composition. (submitted).
- Burger, H. 1945. Holz, Blattmenge und Zuwachs. VII. Die Lärche. Schweiz. Anst. forstl. Versuchswes. 24:7-103.
- Burger, H. 1947. Holz, Blattmenge und Zuwachs. VIII. Die Eiche. Schweiz. Anst. forstl. Versuchswes. 25:211-279.
- Burger, H. 1948. Holz, Blattmenge und Zuwachs. IX. Die Föhre. Schweiz. Anst. forstl. Versuchswes. 25:435-493.
- Burger, H. 1950a. Holz, Blattmenge und Zuwachs. X. Die Buche. Schweiz. Anst. forstl. Versuchswes. 26:419-468.
- Burger, H. 1951. Holz, Blattmenge und Zuwachs. XI. Die Tanne. Schweiz. Anst. forstl. Versuchswes. 27:247-286.
- Burger, H. 1952. Holz, Blattmenge und Zuwachs. XII. Fichten im Plenterwald. Schweiz. Anst. forstl. Versuchswes. 28:109-156.
- Burger, H. 1953. Holz, Blattmenge und Zuwachs. XIII. Fichten im gleichaltrigen Hochwald. Schweiz. Anst. forstl. Versuchswes. 29:38-130.
- Burschel, P., Huss, J. 1997. Grundriß des Waldbaus. 2. Auflage, Pareys Studentexte, 487 S.
- Carter, R.N., Prince, S.D. 1988. Distribution limits from a demographic viewpoint. In: Davy, A.J., Hutchings, M.J., Watkinson, A.R. (eds.) Plant population ecology. Blackwell Scientific Publications. 487 pp.
- Christiansen, E., Waring, R.H., Berryman, A.A. 1987. Resistance of conifers to bark beetle attack: Searching for general relationships. *Forest Ecology and Management* 22: 89 - 106.
- Coeln, M., Niu, Y., Führer, E. 1996. Entwicklung von Fichtenborkenkäfern in Abhängigkeit von thermischen Bedingungen verschiedener montaner Waldstufen (Coleoptra: Scolitidae) *Entomol. Gener.*, 21(1/2):37-54.
- Coeln, M. 1997. Grundlagen für ein thermoenergetisches Modell zur fernüberwachung der Borkenkäferentwicklung. Diss. Univ. f. Bodenkultur, Wien, 144 S.
- Coffin, D.P., Lauenroth, W.K. 1990. A gap dynamics simulation model of succession in a semiarid grassland. *Ecol. Modelling* 49:229-236.
- Cramer, W., Field, C.B. 1999. Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): Introduction. *Global Change Biology* 5 (Suppl. 1):3-4.
- Cramer, W., Prentice, I.C. 1988. Simulation of regional soil moisture deficits on a European scale. *Norsk geogr. Tidsskr.* 42:149-151.
- Dale, V.H., Doyle, T.W., Shugart, H.H. 1985. A comparison of tree growth models. *Ecological modelling* 29:145-169.
- Dale, V.H., Gardner, R.H. 1987. Assessing regional impacts of growth declines using a forest succession model. *J. Environ. Manage.* 24:83-93.
- Davis, M.B. 1990. Biology and palaeobiology of global climate change: Introduction. *Trends Ecol. Evol.* 5:269-270.

- Dohrenbusch, A. 1999. Die natürliche Verjüngung der Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordwestdeutschen Pleistozän. Schriften a. d. Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen u. d. Niedersächsischen Forstl. Versuchsanst., Band 123, J.D. Sauerländer's Verlag, 268 S.
- Dubois, D., Prade, H. 1996. What are fuzzy rules and how to use them. *Fuzzy Sets and Systems*, 84:169-185.
- Dunne, Th., Leopold L.B. 1978. *Water in environmental planning*. W.H. Freeman, New York, 818 S.
- Ellenberg, H. 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*. 5. Auflage, Ulmer Verlag, 1095 S.
- Englisch, M., Kilian, W. (eds.) 1998. *Anleitung zur Forstlichen Standortskartierung in Österreich*. FBVA Berichte Nr. 104, 108 S.
- Englisch, M., Kilian, W., Mutsch, F. 1991. *Österreichische Waldbodenzustandsinventur. Erste Ergebnisse*. FBVA Berichte No. 48, 74 S.
- Felbermeier, B. 1994. Die klimatische Belastbarkeit der Buche. *Forstwiss. Cbl.* 113:152-174.
- Fiedler, H.J., Nebe, W., Hoffmann, F. 1973. *Forstliche Pflanzenernährung und Düngung*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 481 S.
- Forman, R.T.T., Gordon, M. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* 31: 733-740.
- Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien 1981. *Instruktionen für die Feldarbeit der Österreichischen Forstinventur 1981-1985*. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, 173 S.
- Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien 1991. *Österreichisches Waldschadensbeobachtungssystem. Ziele, Methoden und erste Ergebnisse*. FBVA Bericht Nr. 49, 128 S.
- Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien 1995. *Instruktionen für die Feldarbeit der Österreichischen Forstinventur 1992-1996*. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, 193 S.
- Frank, E.C., Lee, R. 1966. *Potential solar beam irradiation on slopes*. US Forest Service Research Paper RM-18, Rocky Mtn For. and Range Exp. Station, Fort Collins, Colorado.
- Franklin, J. 1998. Predicting the distribution of shrub species in southern california from climate and terrain-derived variables. *J. Veg. Sci.* 9:733-748.
- Frenzel, B. 1993: *Oscillations of the Alpine and Polar Tree Limits in the Holocene*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 234 pp.
- Friend, A., Shugart, H.H., Running, S.W. 1993. A physiology-based gap model of forest dynamics. *Ecology* 74:792-797.
- Führer, E. 1993. Bemerkungen zur Epidemiologie rindenbrütender Insekten an Fichte. In: *FIW Forschungsberichte 1993/5, Österreichische Gesellschaft f. Waldökosystemforschung und experimentelle Baumborschung*.
- Gams, H. 1932. Die klimatische Begrenzung von Pflanzenarealen und die Verteilung der hygrischen Kontinentalität. *Z. Ges. Erdk.* (56-58):178-198.

- Gardner, R.H., O'Neill, R.V., Mankin, J.B., Carney, J.H. 1981. A comparison of sensitivity analysis and error analysis based on a stream ecosystem model. *Ecol. Modelling* 12:173-190.
- Garnier, B.J., Ohmura, A. 1968. A method of calculating the direct shortwave radiation income of slopes. *Journal of Applied Meteorology* 7(5):796-800.
- Gleason, H.A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bull. Torrey Bot. Club* 53:1-20.
- Gliemeroth, A.K. 1995. Paläoökologische Untersuchungen über die letzten 22000 Jahre in Europa. Akademie der Wissenschaften und der Literatur, Mainz, Gustav Fischer Verlag, 252 pp.
- Goulding, C.J. 1994. Development of growth models for *Pinus radiata* in New Zealand: Experience with management and process models. *For. Ecol. Manage.* 69:331-343.
- Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H., Reiter, K. 1998. Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms, Band 17, 493 pp.
- Guan, B.T., Gertner, G.Z., Parysow, P. 1996. A framework for uncertainty assessment of mechanistic forest growth models: a neural network example. *Ecol. Modelling* 98:47-58.
- Guisan, A., Theurillat, J.-P., Kienast, F. 1998. Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment. *J. Veg. Sci.* 9:65-74.
- Guisan, A., Weiss, S.B., Weiss, A.D. 1999. GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology* 143:107-122.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Modelling* (in press).
- Häckel, H. 1993. *Meteorologie*. Ulmer Verlag, 402 S.
- Häkkinen, R. 1999. Statistical evaluation of bud development theories: application to bud burst of *Betula pendula* leaves. *Tree Physiology* 19:613-618.
- Hall, M.C.G., Cacuci, D.G., Schlesinger, M.E. 1982. Sensitivity analysis of a radiative-convective model by the adjoint method. *Journal of the Atmospheric Sciences* 39:2038-2050.
- Hasenauer, H. 1994. Ein Einzelbaumwachstumssimulator für ungleichaltrige Fichten-Kiefern- und Buchen-Fichtenmischbestände. *Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur Wien*, Band 8, 152 S.
- Hasenauer, H. 1997. Dimensional relationships of open grown trees in Austria. *For. Ecol. Manage.* 96:197-206.
- Hasenauer, H., Stampfer, E., Rohrmoser, Ch., Sterba, H. 1994. Solidärdimensionen der wichtigsten Baumarten Österreichs. *ÖFZ* 3: 28-29.
- He, H.S., Mladenoff, D.J. 1999. Spatially explicit and stochastic simulation of forest-landscape fire disturbance and succession. *Ecology* 80(1):81-99.
- Herzberger, E. 1996. Standortseinflüsse auf die Bonität von Fichtenbeständen in Österreich. Eine Analyse mittels linearer Regressionen. In: Österreichisches

- Waldschadensbeobachtungssystem, Beiträge zum 4. WBS-Seminar, Wien, 23.11.1995, FBVA-Berichte Nr. 93, S. 67-84.
- Hinckley, T.M., Sprugel, D.G., Batista, J.L.F., Brooks, J.R., Brubaker, L.B., Compton, J., Erickson, H.E., Little, R.L., Maguire, D.A., McCarter, J.B., McKay, S.J., Pass, D., Peterson, D.W., Reed, J.P., Tacey, W., Wilkinson, L.E., Whytemare, A. 1996. Use of the JABOWA family of individual-tree based models for exploration of forest responses to global climate change. NCASI Technical Bulletin, 717.
- Holdridge, L.R. 1967. Life zone ecology. Tropical Science Center, San Jose, Costa Rica.
- Houghton J. T., L. G. Meira Filho, B. A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg and K. Maskell (eds., 1996): Climate Change 1995 The Science of Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Houghton, J.T., Callander, B.A., Varney, S.K. (eds., 1992): Climate change 1992 - the supplementary report to the IPCC scientific assessment. Report prepared for IPCC by Working Group I. Cambridge University Press, 200 S.
- Houghton, J.T., Jenkins, G.J., Ephraums, J.J. (eds., 1990): Climate change - The IPCC climatic assessment. Report prepared for IPCC by Working Group I. Cambridge University Press, 365 p.
- Humboldt, A. von 1807. Ideen zu einer Geographie der Pflanzen nebst einem Naturgemälde der Tropenländer. Tübingen, 182 S.
- Hungerford, R.D., Nemani, R.R., Running, S.W., Coughlan, J.C. 1989. MTCLIM: A mountain microclimate simulation model. USDA Forest Service Res. paper INT-414. 52 p.
- Huntley, B., Bartlein, P.J., Prentice, I.C. 1989. Climatic control of the distribution and abundance of beech (*Fagus L.*) in Europe and North America. *Journal of Biogeography* 6:551-560.
- Huntley, B., Berry, B.M., Cramer, W., McDonald, A.P. 1995. Modelling present and future ranges of some European higher plants using climate response surfaces. *J. Biogeogr.* 22:967-1001.
- Huth, A., Ditzer, T. 2000. Simulation of the growth of a lowland Dipterocarp rain forest with FORMIX3. *Ecol. Modelling* 134:1-25.
- Hwang, J.-T., Dougherty, E.P., Rabitz, S., Rabitz, H. 1978. The greens function method of sensitivity analysis in chemical kinetics. *Journal of Chemical Physics* 69:5180-5191.
- Iman, R.L., Davenport, J.M., Zeigler, D.K. 1980. Latin hypercube sampling. (Program User's Guide), US Department of Energy.
- Iman, R.L., Helton, J.C. 1988. An Investigation of uncertainty and sensitivity analysis techniques for computer models. *Risk Analysis* 8(1):71-90.
- Jackson, P.S., Hockenbury, R.W., Yeater, M.L. 1981. Uncertainty analysis for system reliability and availability assessment. *Nuclear Engineering and Design* 68:5-29.
- Jobson, J.D. 1992. Applied multivariate data analysis. Volume II: Categorical and multivariate methods. Springer Verlag, 731 pp.
- Kahn, M. 1995. Quasikausale Modellierung des Standort-Leistungs-Bezuges als Voraussetzung zum Aufbau flexibler Mischbestandsmodelle. *Forstwiss. Cbl.* 114:175-187.

- Keane, R. E., Austin, M., Dahlman, R., Field, C., Huth, A., Lexer, M.J. Peters, D., Solomon, A.M., Wyckoff, P. 2001. Plant mortality in gap models. *Climatic Change* (in print).
- Keane, R.E., Ryan, K.C., Running, S.W. 1996. Simulating effects of fire on northern Rocky mountain landscapes with the ecological process model FIRE-BGC. *Tree Physiology* 16:319-331.
- Keeney, R.L., Raiffa, H. 1993. *Decisions with multiple objectives. Preferences and value tradeoffs.* Cambridge University Press, 569 S.
- Keith, F., Kreider, J.F. 1978. *Principles of solar engineering.* Hemisphere, Washington, DC, 778 pp.
- Kellomäki, S., Väisänen, H. 1997. Modelling the dynamics of the forest ecosystem for climate change studies in the boreal conditions. *Ecol.Modelling* 97:121-140.
- Kienast, F. 1987. FORECE - A forest succession model for southern Central Europe. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, ORNL/TM-10575, Publ.No. 2989.
- Kienast, F., Wildi, O., Brzeziecki, B., Zimmermann, N., Lemm, R. 1998. Klimaänderung und mögliche langfristige Auswirkungen auf die Vegetation der Schweiz. Schlussbericht zu NFP 31, Hochschulverlag AG an der ETH Zürich, 71 S.
- Kilian, W., Majer, C. 1990. Österreichische Waldbodenzustandsinventur. Anleitung zur Feldarbeit und Probennahme. FBVA-Berichte, Sonderheft, 58 S.
- Kilian, W., Müller, F., Starlinger, F. 1994. Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach walddökologischen Gesichtspunkten. FBVA-Berichte Nr. 82, 60 p.
- Kimmins, J.P. 1987. *Forest Ecology.* McMillan Publishing Company, New York, 531 pp.
- Kimmins, J.P., Comeau, P.G., Kurz, W. 1990. Modeling the interaction between moisture and nutrients in the control of forest growth. *For. Ecol. Manage.* 30:361-379.
- Klepper, O. Multivariate aspects of model uncertainty analysis: tools for sensitivity analysis and calibration. *Ecol. Modelling* 101:1-13.
- Korpel, S. 1995. *Die Urwälder der Westkarpaten.* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 310 S.
- Korzhukin, M.D., Ter-Mikaelian, M.T., Wagner, R.G. 1996. Process versus empirical models: which approach for forest ecosystem management? *Can.J.For.Res.* 26:879-887.
- Kowarik, I. 1987. Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. *Tuexenia* 7:53-67.
- Kramer, H., Akca, A. 1987. Leitfaden für Dendrometrie und Bestandesinventur. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, 287 p.
- Kräuchi, N. 1994. Modelling forest succession as influenced by a changing environment. Diss ETH No. 10479, 116 p.
- Kräuchi, N., Kienast, F. 1993. Modelling subalpine forest dynamics as influenced by a changing environment. *Water, Air and Soil Pollution* 68:185-197.
- Landsberg, J.J. 1986. *Physiological ecology of forest production.* Academic Press Inc.

- Larcher, W. 1995. *Physiological plant ecology*. 3rd edition, Springer Verlag, 506 pp.
- Lasch, P., Suckow, F., Bürger, G., Lindner, M. 1998. Sensitivity analysis of a forest gap model concerning current and future climate variability. In: Beniston, M., Innes, J.L. (eds.). *The impacts of climate variability on forests*. Lecture Notes in Earth Sciences, Vol. 74, Springer, pp. 273-288.
- Leathwick, J.R. 1995. Climatic relationships of some New Zealand forest tree species. *J. Veg. Sci.* 6:237-248.
- Leemans, R. 1991. Sensitivity analysis of a forest succession model. *Ecol. Modelling* 53:247-262.
- Leemans, R., Prentice, I.C. 1989. FORSKA, a general forest succession model. Institute of Ecological Botany, Uppsala, 70 p.
- Leibundgut, H. 1982. *Europäische Urwälder der Bergwaldstufe*. Verlag Paul Haupt, 308 S.
- Leibundgut, H. 1984. *Unsere Waldbäume. Eigenschaften und Leben*. Verlag Huber, Frauenfeld/Stuttgart, 168 S.
- Lek, S., Delacoste, M., Baran, P., Dimopoulos, I., Lauga, J., Aulagnier, S. 1996. Application of neural networks to modelling nonlinear relationships in ecology. *Ecol. Modelling* 90:39-52.
- Lenihan, J.M. 1993. Ecological response surfaces for North American tree species and their use in forest classification. *J. Veg. Sci.* 4:667-680.
- Leung, Y. 1997. *Intelligent spatial decision support systems*. Springer, 470 pp.
- Lexer, M.J. 1995a. Beziehungen zwischen der Anfälligkeit von Fichtenbeständen (*Picea abies* (L.) Karst.) für Borkenkäferschäden und Standorts- und Bestandesmerkmalen unter besonderer Berücksichtigung der Wasserversorgung. Diss. Univ. f. Bodenkultur, 208 pp.
- Lexer, M.J. 1995b. Anwendung eines "big leaf" - Modelles zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes in Fichtenbeständen (*Picea abies* (L.) Karst.). *Cbl.ges. Forstwesen*, 4:209-225.
- Lexer, M.J. 1997. Simulation der Globalstrahlung aus täglichen Temperatur- und Niederschlagsdaten. *Forstw.Cbl.* 2/3:109-121.
- Lexer, M.J., Hönninger, K. 1997. Computergestützte Simulation der Waldentwicklung. Modifizierung und Parametrisierung eines Sukzessionsmodelles für österreichische Verhältnisse. Bericht an das BM f. Land- und Forstwirtschaft, 170 S.
- Lexer, M.J., Hönninger, K. 2000. On the definition of the physiological amplitude of alpine tree species in forest succession models. Seventh Symposium on Systems Analysis in Forest Resources, Traverse City, May 28-31, 1997. USDA, Forest Service GTR NC-205, p. 444-449.
- Lexer, M.J., Hönninger, K. 1998a. Defining the physiological amplitude of alpine tree species using the combined network of forest inventory data, soil and meteorological data. *Ecologie* 29(1-2):383-387.
- Lexer, M.J., Hönninger, K. 1998b. Estimating physical soil parameters for sample plots of large scale forest inventories. *For. Ecol. Manage.* 111:231-247.

- Lexner, M.J., Hönninger, K. 1998c. Simulated effects of bark beetle infestations on stand dynamics in *Picea abies* stands: Coupling a patch model and a stand risk model. In: Beniston, M., Innes, J.L. (eds.) *The impacts of climate variability on forests. Lecture Notes In Earth Sciences 74*, Springer Verlag, 329 pp.
- Lexner, M.J., Hönninger, K. 2001. A modified 3D-patch-model for spatially explicit simulation of vegetation composition in heterogeneous landscapes. *For.Ecol. Manage.* 144:43-65
- Lexner, M.J., Hönninger, K., Englisch, M. 1999. Schätzung von chemischen Bodenparametern für Waldstandorte am Beispiel der Österreichischen Waldinventur. *Forstw. Cbl.* 118:212-227.
- Lexner, M.J., Hönninger, K., Vacik, H. 2000a. Modelling the effect of forest site conditions on the ecophysiological suitability of tree species. *Computers and Electronics in Agriculture* 27:393-399.
- Lexner, M.J., Hönninger, M.J., Scheifinger, H., Matulla, Ch., Groll, N., Kromp-Kolb, H. 2000b. The sensitivity of Central European mountain forests to scenarios of climate change: Methodological frame for a large-scale risk assessment. *Silva Fennica* 34(2):113-129.
- Lexner, M.J., Lexner, W., Hasenauer, H. 2000c. The use of forest models for biodiversity assessments at the stand level. *Investigacion Agraria (1)*: 297-316
- Lexner, M.J., Hönninger, K., Scheifinger, H., Matulla, Ch., Groll, N., Kromp-Kolb, H., Schadauer, K., Starlinger, F., Englisch, M. 2001. The sensitivity of Austrian Forests to scenarios of climatic change. A large-scale risk assessment. Monographie Band M-132, Umweltbundesamt, 132 S.
- Lindner, M. 1998. Wirkung von Klimaveränderungen in mitteleuropäischen Wirtschaftswäldern. PIK-Report Nr. 46., Potsdam Institute for Climate Impact Research, 108 pp.
- Lindner, M., Bugmann, H., Lasch, P., Flechsig, M., Cramer, W. 1997. Regional impacts of climatic change on forests in the state of Brandenburg, Germany. *Agric.For.Meteorology* 84:123-135.
- Lindner, M., Lasch, P., Erhard, M. 2000. Alternative forest management strategies under climatic change – prospects for gap model applications in risk analyses. *Silva Fennica* 34(2):101-111.
- Lischke, H., Guisan, A., Fischlin, A., Williams, J., Bugmann, H. 1998. Vegetation responses to climate change in the Alps: Modeling studies. In: Cebon, P., Dahinden, U., Davies, H., Imboden, D., Jäger, C. (eds.) *A view from the Alps: Regional perspectives on climate change*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, pp. 309-350.
- Liu, B.Y.H., Jordan, R.C. 1960. The interrelationship and characteristic distribution of direct, diffuse, and total solar radiation. *Sol.Energy*, 4:1-19.
- Loehle, C. 1997. A hypothesis testing framework for evaluating ecosystem model performance. *Ecol. Modelling* 97:153-165.
- Loehle, C., LeBlanc, D. 1996. Model-based assessments of climate change effects on forests: a critical review. *Ecol.Modelling* 90:1-31.
- Lotter, A.F., Kienast, F. (1992). Validation of a forest succession model by means of annually laminated sediments. Geological Survey of Finland, Special Paper 14, p. 25-31.

- Manley, B.F.J. 1992. The design and analysis of research studies. Cambridge University Press, 353 pp.
- Marschner, H. 1986. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, 674 S.
- Martin, P.H. 1992. EXE: A climatologically sensitive model to study climate change and CO₂-enrichment effects on forests. *Aust.J.Bot.* 40:717-735.
- Martonne, E. de 1926. L'indice d'aridité. *Bull. Ass. Géogr. fr.*, 9:3-5.
- Mayer, A., Mechler, B., Schlindwein, A., Wolke, R. 1993. Fuzzy Logic. Einführung und Leitfaden zur praktischen Anwendung. Addison-Wesley Publishing Company, 289 pp.
- Mayer, D.G., Butler, D.G. 1993. Statistical validation. *Ecol. Modelling* 68:21-32.
- Mayer, H. 1971. Das Buchen-Naturwaldreservat Dobra/Kamplaiten im niederösterreichischen Waldviertel. *Schw. Zeitschrift f. Forstwesen* 122:45-66.
- Mayer, H. 1974. Die Wälder des Ostalpenraumes. Gustav Fischer Verlag, 344 pp.
- Mayer, H. 1979. Die höchsten Bäume Europas - waldvegetationskundliche Voraussetzungen für ein optimales Wachstum. *Phytocoenologia* 6: 55-73.
- Mayer, H. 1984. Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 513 S.
- Mayer, H., Ott, E. 1991. Gebirgswaldbau und Schutzwaldpflege. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York.
- Mayer, H., Zukrigl, K., Schrempf, W., Schlager, G. 1989. Urwaldreste, Naturwaldreservate und schützenswerte Naturwälder in Österreich. 2. Auflage. Institut für Waldbau, Univ. für Bodenkultur Wien, 971 S.
- McLaughlin, S.B., West, D.C., Shugart, H.H., Shriner, D.S. 1978. Air pollution effects on forest growth and succession: Applications of a mathematical model. In: Cooper, H.B.H. (ed.). *Proc. 71st Annual meeting of the Air Control Association*, pp. 1-16.
- Mengel, K. 1991. Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. 7. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena, 466 S.
- Merker, E. 1956. Der Widerstand von Fichten gegen Borkenkäferfraß. *AFJZ*, 7:129 - 187.
- Mintzberg, H., Raisinghani, D., Theoret, A. 1976. The structure of unstructured decision processes. *Administrative Science Quarterly*, 21:246-275.
- Mitchell, H.L., Chandler, R.F. 1939. The nitrogen nutrition and growth of certain deciduous trees of Northeastern United States. *Black Rock Forest Bulletin*, 11.
- Mohren, G.M.J., Burkhart, H.E. 1994. Contrasts between biologically based process models and management-oriented growth and yield models. *For.Ecol.Manage.* 69:1-5.
- Monserud, R.A. 1990. Methods for comparing global vegetation maps. Working Paper WP-90-40, IIASA, Laxenburg, Austria, 31 S.
- Monserud, R.A., Leemans, R. 1992. Comparing global vegetation maps with the kappa statistic. *Ecol. Modelling* 62:275-293.
- Monsi, M., Saeki, T. 1953. Über den Lichtfaktor in den Pflanzengesellschaften und seine Bedeutung für die Stoffproduktion. *Jap.J.Bot.* 14:22-52.

- Monteith, J.L., Unsworth, M.H. 1990. Principles of environmental physics. Chapman Hall Inc., 291 pp.
- Moore, A.D. 1989. On the maximum growth equation used in forest gap simulation models. *Ecol.Modelling*, 45:63-67.
- Morgan, G.M., Henrion, M. 1990. Uncertainty. A guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis. Cambridge University Press, 332 S.
- Mosandl, R., El Kateb, H., Ecker, J. 1991. Untersuchungen zur Behandlung von jungen Eichenbeständen. *Forstwiss. Cbl.* 110:358-370.
- Mucina, L., Grabherr, G., Ellmauer, T. 1993. Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III. Wälder und Gebüsche. Gustav Fischer Verlag, 353 S.
- Mullock, P., Christiansen, E. 1986. The threshold of successful attack by *Ips typographus* on *Picea abies*: A field experiment. *For. Ecol. Manage.* 14: 125 - 132.
- Munro, D.D. 1974. Forest growth models: A prognosis. In: Fries, J. (ed.). Growth models for tree and stand simulation. Dept. of Forest Yield Research, Royal College of Forestry, Stockholm Research Notes, vol. 30.
- Murray, M.B., Cannell, M.G.R., Smith, R.I. 1989. Date of bud burst of fifteen tree species in Britain following climatic warming. *J.Appl.Ecol.* 26:693-700.
- Murray, M.B., Smith, R.I., Leith, I.D., Fowler, D., Lee, H.S.J., Friend, A.D., Jarvis, P.G. 1994. Effects of elevated CO₂, nutrition and climatic warming on bud phenology in Sitka spruce (*Picea sitchensis*) and their impact on the risk of frost damage. *Tree Physiology* 14:691-706.
- Nagel, J. 1995. BWERT: Programm zur Bestandesbewertung und zur Prognose der Bestandesbehandlung. Deutscher Verband Forstl. Forschungsanstalten - Sektion Ertragskunde. Eberswalde/Berlin, S. 184-198.
- Newnham, R.M. 1964. The development of a stand model for Douglas-fir. Ph.D. thesis, Univ. of British Columbia, Vancouver.
- Norby, R.J., Badeck, F.-W., Curtis, P.S., Hurtt, G.C., Huth, A., Kohyama, T., Ogle, K., Penuelas, J. 2001. Aboveground growth and competition in forest patch models: An analysis for studies of climatic change. *Climatic Change* (in print).
- Otto, H.-J. 1994. Waldökologie. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- O'Neill, R.V., Gardner, R.H. 1979. Sources of uncertainty in ecological models. In: Zeigles, B.P.M., et al. (eds.). Methodology in systems modelling and simulation. North Holland, Amsterdam, pp. 447-463.
- Pacala, S.W., Canham, C.D., Silander, J.A. 1993. Forest models defined by field measurements: The design of a northeastern forest simulator. *Can.J.For.Res.* 23:1980-1988.
- Pastor, J., Post, W.M. 1985. Development of a linked forest productivity-soil process model. ORNL/TM-9519.
- Pastor, J., Post, W.M. 1988. Response of northern forests to CO₂-induced climate change. *Nature*, 334:55-58.
- Pollanschütz, J. 1973. Auswertung von Waldinventuren. In: 100 Jahre Universität für Bodenkultur Wien, Band IV, Teil 1, S. 355-368.

- Power, M. 1993. The predictive validation of ecological and environmental models. *Ecol. Modelling* 68:33-50.
- 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. Biogeogr.* 19:117-134.
- Prentice, I.C., Helmisaari, H. 1991. Silvics of north European trees: Compilation, comparisons, and implications for forest succession modelling. *For.Ecol.Manage.*, 42:79-93.
- 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. 1992. Konzeption und Konstruktion von Wuchsmodellen für Rein- und Mischbestände. Institut für Ertragskunde der Forstl. Forschungsanstalt München Nr. 115.
- Pretzsch, H. 1997. Wo steht die Waldwachstumsforschung heute? *Denkmuster – Methoden – Feedback.* AFJZ (6-7):98-102.
- Price, D.T., Zimmermann, N.E., v.d.Meer, P., Lexer, M.J., Leadley, P., Jorritsma, I.T.M., Schaber, J., Clark, D.F., Lasch, P., McNulty, S., Wu, J., Smith, B. 2001. Regeneration in gap models: Priority issues for studying forest responses to global change. *Climatic Change* (in print).
- Rehfuess, K.E. 1990. Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. 2. Auflage, Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin, 192 S.
- Rohmeder, P. 1972. Das Saatgut in der Forstwirtschaft. Paul Parey, 273 pp.
- Ross, R., 1981. The radiation regime and architecture of plant stands. Dr.W. Junk Publishers, 391 pp.
- Rutherford, M.C., Callaghan, M.O., Hurford, J.L., Powrie, L.W., Schulze, R.E., Kunz, R.P., Davis, G.W., Hoffmann, M.T., Mack, F. 1995. Realized niche spaces and functional types: a framework for prediction of compositional change. *J. Biogeogr.* 22:523-531.
- Schadauer, K. 1999. Oberhöhenbonität und Standort der Fichte nach Daten der Österreichischen Forstinventur. *Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien*, Nr. 171, 135 S.
- Scheifinger, H., Kromp-Kolb, H. 2000. Forschungsinitiative gegen das Waldsterben (FIW II). Generalsynopse. Meteorologisches Teilprojekt. Endbericht.
- Schenk, H.J. 1996. Modelling the effects of temperature on growth and persistence of tree species: A critical review of tree population models. *Ecol.Modelling* 92:1-32.
- Schmidt, P.A. 1998. Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? *Forstw. Cbl.* 117:193-205.
- Schopf, A. 1989. Die Wirkung der Photoperiode auf die Induktion der Imaginaldiapause von *Ips typographus* (L.) (Col., Scolitidae). *J. Appl. Ent.* 107:275-288.
- Schultz, A., Wieland, R., Lutze, G. 2000. Neural networks in agroecological modelling – stylish application or helpful tool? *Computers and Electronics in Agriculture* 29:73-97.
- Schwerdtfeger, F. 1981. Waldkrankheiten. Verlag Paul Parey, 486 S.
- Shugart, H.H. 1984. A theory of forest dynamics. The ecological implications of forest succession models. Springer, New York, 278 p.

- Shugart, H.H., Emanuel, W.R. 1985. Carbon dioxide increase: The implication at the ecosystem level. *Plant, Cell and Environment* 8: 381-386.
- Shugart, H.H., Noble, I.R. 1981. A computer model of succession and fire response of the high-altitude Eucalyptus forest of the Brindabella Range, Australian Capital Territory. *Aust.J.Ecol.* 6:149-164.
- Shugart, H.H., West, D.C. 1977. Development of an Appalachian deciduous forest succession model and it's application to assessment of the impact of the chestnut blight. *J. Environ. Manage*, 5: 161-179.
- Skidmore, A.K., Gauld, A., Walker, P. 1996. Classification of kangaroo habitat distribution using three GIS models. *Int. J. Geographical Information Systems* 10(4):441-454.
- Smejkal, G.M., Bindiu, C., Visoiu-Smejkal, D. 1995. Banater Urwälder. Ökologische Untersuchungen in Rumänien. Mirton Verlag, 198 S.
- Smith, E.P., Rose, K.A. 1995. Model goodness-of-fit using regression and related techniques. *Ecol. Modelling* 77:49-64.
- Solomon, A. M. 1986. Transient response of forest to CO₂ - induced climate change: Simulation modeling experiments in eastern North America. *Oecologia* 68: 567- 579.
- 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.
- Steiner, Ch., Lexer, M.J. 1998. Ein klimasensitives statisches Modell zur Beurteilung der Baumarteneignung. *Forstarchiv* 69:92-103.
- Sterba, H. 1997. Waldwachstumsforschung – zwischen Erkenntnisdrang und Praxisanspruch. *AFJZ* (11-12):227-230.
- Sugita, S. 1993. A model of pollen source area for an entire lake surface. *Quaternary Research* 39:239-244.
- Sugita, S. 1994. Pollen representation of vegetation in Quaternary sediments: Theory and method in patchy vegetation. *J.Ecology* 82:881-897.
- Summers, J.K., Wilson, H.T., Kou, J. 1993. A method for quantifying the prediction uncertainties associated with water quality models. *Ecol. Modelling* 65:161-176.
- Suter, G.W. 1993. *Ecological risk assessment*. Lewis Publishers, 538 p.
- Swift, L.W. 1976. Algorithm for solar radiation on mountain slopes. *Water Resources Research*, 12(1):108-112.
- Sykes, M.T., Prentice, I.C. 1995. Boreal forest futures: Modelling the control on species range limits and transient responses to climate change. *Water, Air, Soil Pollution*, 82:415-428.
- Sykes, M.T., Prentice, I.C., Cramer, W. 1996. A bioclimatic model for the potential distributions of north European tree species under present and future climates. *J. Biogeogr.* 23:203-233.
- Tabony, R.C. (1985): Relations between minimum temperature and topography in Great Britain. *Journal of Climatology* 5:503-520.

- Tauber, H. 1965. Differential pollen dispersion and the interpretation of pollen diagrams. *Danmarks Geol.Unders*, Rackke 2(89):1-121.
- Thompson, D.C., Klassen, D.H., Cihlar, J. 1980. Caribou habitat mapping in the southern district of Keewatin, N.W.T.: an application of digital Landsat data. *J. Appl. Ecol.* 17:125-138.
- Thomson, J.D., Weiblein, G., Thomson, B.A., Alfaro, S., Legendre, P. 1996. Untangling multiple factors in spatial distributions: Lilies, gophers, and rocks. *Ecology*, 77(6):1698-1715.
- Thornley, J.H.M., Johnson, I.R. 1990. *Plant and crop modelling*. Oxford University Press.
- Thorntwaite, C.W., Mather, J.R. 1957. Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. *Publ.Clim.* 10(3), 311 p.
- Tuhkanen, S. 1980. Climatic parameters and indices in plant geography. *Acta Phytogeographica Suecia* 67, 105 S.
- Turksen, I.B. 1991. Measurement of membership functions and their acquisition. *Fuzzy Sets and Systems*, 40:5-38.
- Tüxen, R., 1956. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie*, Stolzenau/W. 13:5-42.
- Ulrich, B., Shrivastava, M.B. 1978. Schätzung quantitativer Bodenparameter bei der forstlichen Standortskartierung am Beispiel des hessischen Berglandes. II. Nährstoffhaushalt. *Forstw. Cbl.*, 97:41-50.
- Urban, D.L. 1990. A versatile model to simulate forest pattern. A user's guide to ZELIG version 1.0. Environmental Sciences Department, The University of Virginia, Charlottesville, Virginia, 107 pp.
- Urban, D.L., Bonan, G.B., Smith, T.M., Shugart, H.H. 1991. Spatial applications of gap models. *For.Ecol.Manage.* 42:95-110.
- v.d.Voet, H., Mohren, G.M.J. 1994. An uncertainty analysis of the process-based growth model FORGRO. *For. Ecol. Manage.* 69:157-166.
- v.Lüpke, B. 1987. Einflüsse von Altholzüberschirmung und Bodenvegetation auf das Wachstum junger Buchen und Traubeneichen. *Forstarchiv* 58:18-24.
- v.Lüpke, B. 1998. Silvicultural methods of oak regeneration with special respect to shade tolerant mixed species. *For. Ecol. Manage.* 106:19-26.
- Vanclay, J.K. 1994. *Modelling forest growth and yield*. CAB Int. Wallingford UK., 312 S.
- Vanclay, J.K., Skovsgaard, J.P. 1997. Evaluating forest growth models. *Ecol. Modelling* 98:1-12.
- Vosko, M., Bublinec, E., Klubica, D. 1988. Ecological characteristics of beech and beech ecosystems of Slovakia. In: Korpel, S., Paule, L. (eds.) *Drittes IUFRO Buchensymposium, Proceedings*, S. 101-110.
- Wagner, H. 1989. *Die natürliche Pflanzendecke Österreichs*. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien.

- Wahlenberg, G. 1811. Kamtschadalische Laub- und Lebermoose, gesammelt auf der russischen Entdeckungsreise von dem Herrn Hofrat Tilesius und untersucht von G. Wahlenberg. *Magazin Ges. naturf. Fr.* 5:289-297.
- Walter, A. 1986. *Allgemeine Geobotanik*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 3. Auflage, 279 S.
- Waring, R.H., Pitman, G.B. 1980. A simple model of host resistance to bark beetles. Oregon State University Research Note 65.
- Watt, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. *J. Ecol.* 35: 1-22.
- Webb, T. III 1981. The past 11.000 years of vegetational change in eastern North America. *BioScience* 31:501-506.
- Weishampel, J.F., Urban, D.L. 1996. Coupling a spatially-explicit forest gap model with a 3-D solar routine to simulate latitudinal effects. *Ecol.Modelling* 86:101-111.
- Wendelberger, G. 1962. Die Pflanzengesellschaften des Dachstein-Plateaus. *Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark, Graz*, 62: 120-178.
- West, D.C., McLaughlin, S.B., Shugart, H.H. 1980. Simulated forest response to chronic air pollution stress. *J. Environ. Qual.* 9:43-49.
- Westhoff, V., van der Maarel, E. 1978. The Braun-Blanquet approach. In: Whittaker, R.H. (ed.). *Classification of plant communities*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, pp. 287-399.
- Whittaker, R.H. (ed.) 1978. *Ordination of plant communities*. Dr. W. Junk, The Hague.
- Williams, M. 1996. A three-dimensional model of forest development and competition. *Ecol.Modelling* 89:73-98.
- Woodward, F.I. 1987. *Climate and plant distribution*. Cambridge University Press, 174 pp.
- Wullschleger, S.D., Jackson, R.B., Currie, W.S., Friend, A.D., Luo, Y., Mouillot, F., Pan, Y., Shao, G. 2001. Are below-ground processes needed in gap models to predict forest succession as a consequence of global climate change? *Climatic Change* (in print).
- Zadeh, L.A. 1973. Outline of a new approach to the analysis of complex systems and decision processes. *IEEE Trans. Syst. Man Cybernet.* 3:28-44.
- Zahner, R. 1966. Refinement in empirical functions for realistic soil moisture regimes under forest cover. In: Sopper, W.E. (ed.). *International Symposium on Hydrology*. Penn. State Univ., Pergamon Press, S. 261-274.
- Zahner, R., Stage, A.R. 1966. A procedure for calculating daily moisture stress and its utility in regressions of tree growth on weather. *Ecology*, Vol. 47, No. 1 (reprint).
- Zerbe, S. 1997. Stellt die potentielle natürliche vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar?. *Forstw. Cbl.* 116:1-15.
- Zimmermann, H.J. 1996. *Fuzzy set theory and its applications*. Kluwer Academic Publishers, 3rd edition, 435 pp.
- Zimmermann, N., Kienast, F. 1999. Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: Species versus community approach. *Journal of Vegetation Science* 10:469-482.
- Zukrigl, K., Eckhart, G., Nather, J. 1963. Standortkundliche und waldbauliche Untersuchungen in Urwaldreservaten der niederösterreichischen Kalkalpen. *Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien*, Nr. 62.

Zumr, V. 1982. Flight activity of the spruce bark beetle, *Ips typographus*, to pheromone traps (Col., Scolitidae). *Acta entomologica bohemoslovakia* 79:422-428.

ANHANG

Tabelle A-1. Dummy-Kodierung für das Standortmerkmal "Relief" (FBVA 1995).

Table A-1. Dummy variables for "slope position" (FBVA 1995).

Code ÖWI	1	2	3	4	5	6	7
REL1	1	0	0	0	0	0	0
REL2	0	1	0	0	0	0	0
REL3	0	0	1	0	0	0	0
REL47	0	0	0	1	0	0	1
REL56	0	0	0	0	1	1	0

1	Oberhang und Rücken	5	Talboden
2	Mittelhang	6	Ebene
3	Unterhang	7	Mulde
4	Grabeneinhang		

Tabelle A-2. Dummy-Kodierung für das Standortmerkmal "Geologie" (Lexer et al. 1999).

Table A-2. Dummy variables for "geology" (Lexer et al. 1999).

Code ÖWI	1	2	3	4	5
SUB1	1	0	0	0	0
SUB2	0	1	0	0	0
SUB3	0	0	1	0	0
SUB4	0	0	0	1	0
SUB5	0	0	0	0	1

Tabelle A-3. Dummy-Kodierung für pH-Bereiche.

Table A-3. Dummy variables for ranges of pH.

pH-Bereich	< 6.5	>= 6.5
PH1	0	1
PH2	1	0

Tabelle A-4. Dummy-Kodierung der von der Österreichischen Waldinventur verwendeten Gründigkeitsstufen (FBVA 1995).

Table A-4. Dummy variables for "soil depth" as defined by the Austrian Forest Inventory (FBVA 1995).

Dummy	Gründigkeit (FBVA 1995)		
	1	2	3
DFI1	1	0	0
DFI2	0	1	0
DFI3	0	0	1

1	0 – 30 cm, seichtgründig
2	> 30 cm, mittel- und tiefgründig
3	Sonstig/unbekannt

Tabelle A-5. Dummy-Kodierung der von der Österreichischen Waldinventur verwendeten Bodengruppen (FBVA 1995).
Table A-5. Dummy variables for "soil group" as defined by the Austrian Forest Inventory (FBVA 1995).

Dummy	Bodengruppe																		
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
BAG1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BAG2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BAG3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BAG4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BAG5	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BAG6	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BAG7	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BAG8	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BAG9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
BAG10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
BAG11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
BAG12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
BAG13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
BAG14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
BAG15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
BAG16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

01 Rohböden und Ranker

02 Braunerde und Hangkolluvien auf ärmerem Kristallin

03 Braunerde und Kolluvien auf basenreichem Kristallin und kalkbeeinflusste Braunerde

04 Semipodsol auf Kristallin

05 Klimabedingter Podsol

06 Substratbedingter Podsol

07 Substratbedingter Podsol mit erhöhter Wasserzufuhr

08 Leichte Braunerde und podsolige Braunerde auf Lockersedimenten

09 Bindige Braunerde und Parabraunerde auf Moränen

10 Braunerde und Parabraunerde auf Löß

11 Pseudogley auf Flysch, Werfener Schichten, Fleckenmergel und anderem tonhändigem festem Grundgestein

12 Pseudogley auf Löß

13 Pseudogley auf sonstigen Lockersedimenten

14 Hangpseudogley und Hanggley

15 Alte Verwitterungsdecken

16 Tschernosem

17 Rendsina und Rohböden auf Kalk

18 Mischböden aus Rendsina und Terra fusca

19 Terra fusca und Kalksteinlehm allgemein

Tabelle A-6a. Klassifikationsschema für PNV-Typen der Österreichischen Waldinventur (Starlinger, unveröffentlichtes Manuskript).

Table A-6a. Classification scheme for PNV-types of the Austrian Forest Inventory (Starlinger, unpublished).

Schritt Nr.	Bedingung (IF [...])	THEN	ELSE
1	$AI \geq 20$ und $AI \geq AG$	PNV17	2
2	$(PA+AA+LD+PC+PS+PIN+PU) > 50$	3	14
3	$PU \geq 30$	PNV18	4
4	$(LD+PC) \geq 50$ und $PA < 35$	5	6
5	$PC \geq 15$	PNV01	PNV02
6	$QP+QR+QC+QPU \geq 30$	PNV09	7
7	$PS+PIN > (PA+AA)$	8	10
8	$PN \geq PS$	PNV23	9
9	Bodengruppen 16-19	PNV21	PNV22
10	$FS \geq 20$	PNV06	11
11	$AA \geq 15$	PNV05	12
12	$PC \geq 15$ oder Vegetationstyp 14 oder [TAV $\leq 4,5^\circ\text{C}$ und $WG = 9.1$] oder [TAV $\leq 4,21$ und $WG = 3.1, 4.1, 4.2, 5.1, 5.2, 5.3$] oder [TAV $\leq 3,8^\circ\text{C}$ und $WG = 2.2, 3.2, 5.4, 6.1$] oder [TAV $\leq 3,3^\circ\text{C}$ und $WG = 1.3, 2.1, 3.3$] oder [TAV $\leq 2,81^\circ\text{C}$ und $WG = 1.1, 1.2$]	PNV03	13
13	$QP+QR+QC+QPU \geq 5$ oder $FE+FO \geq 5$ oder $AG+AI \geq 5$ oder [TAV $> 4,5^\circ\text{C}$ und $WG \neq 9.1$] oder [TAV $> 4,21$ und $WG \neq 3.1, 4.1, 4.2, 5.1, 5.2, 5.3$] oder [TAV $> 3,8^\circ\text{C}$ und $WG \neq 2.2, 3.2, 5.4, 6.1$] oder [TAV $> 3,3^\circ\text{C}$ und $WG \neq 1.3, 2.1, 3.3$] oder [TAV $> 2,81^\circ\text{C}$ und $WG \neq 1.1, 1.2$]	PNV04	-
14	$(PA+AA) \geq 40$	15	16
15	$FS \geq QP+QR+QC+QPU$	PNV06	PNV09
16	$(OC+FO) > 50$	PNV24	17
17	$FS \geq (QP+QR+QC+QPU+CP)$	18	23
18	$AG \geq 15$	PNV15	19
19	$(APS+FE+UG+UM) \geq 50$ und $FS < 50$	20	21
20	$(TC+TP+APL+AC+CP) < 35$	PNV13	21
21	$(TC+TP+APS+APL+AC+FE) > 50$ und $TC+TP \geq 15$	13	22
22	$TAV \leq 5,8^\circ\text{C}$	PNV61	PNV07
23	$(QP+QR+QC+QPU+CP+PS) < 50$	24	26
24	$TC+TP \geq 15$ und $(TC+TP+APL+AC+CP) \geq 35$	PNV12	25
25	$AG \geq 15$	PNV15	PNV13
26	$CP \geq 15$	PNV08	27
27	$(QC+QPU) < 10$ und Bodengruppe = 1-15	PNV09	28
28	$QC \geq 5$	PNV91	PNV10

AA = Tanne, AC = Feldahorn, AG = Schwarzerle, AI = Weißerle, APL = Spitzahorn, APS = Bergahorn, BP = Birke, CA = Hasel, CP = Hainbuche, CS = Edelkastanie, FE = Gew. Esche, FO = Blumenesche, FS = Buche, LD = Lärche, OC = Hopfenbuche, PA = Fichte, PC = Zirbe, PIN = Schwarzföhre, PON = Schwarzpappel, PS = Rotföhre, PT = Aspe, PU = Spirke, QC = Zerreiche, QP = Traubeneiche, QPU = Flaumeiche, QR = Stieleiche, SA = Mehlbeere, SAA = Silberweide, SAU = Eberesche, TB = Eibe, TC = Winterlinde, TP = Sommerlinde, UG = Bergulme, UM = Feldulme

Tabelle A-6b. Klassifikationsschema für PNV-Typen der Österreichischen Waldinventur (Starlinger, unveröffentlichtes Manuskript).

Table A-6b. Classification scheme for PNV-types of the Austrian Forest Inventory (Starlinger, unpublished).

01	Lärchen-Zirbenwald	$(LD+PC) \geq 60$, $PC \geq 15$, $PA < 35$, $AA < 5$, $PS < 5$, $PU < 5$, $APS < 5$, $(PIN+TB+APL+AC+UG+UM+TC+TP+CA+CP+OC+QP+QR+QC+QPU+CS+FS+FE+FO+AG+AI+PON+PT+SAA+SA) < 5$
02	Lärchenwald	$LD > 50$, $PC < 15$, $PA < 35$, $PU < 30$, $(APS+FS) < 20$, $PS+PIN < 15$, $AA < 5$, $(TB+APL+AC+UG+UM+TC+TP+CA+CP+OC+QP+QR+QC+QPU+CS+FE+FO+AG+AI+PON+PT+SAA+SA) < 5$
03	Subalpiner Fichtenwald	$(PA+LD+PC) \geq 70$, $PA \geq 35$, $AA < 15$, $PS < 5$, $PU < 5$, $(APS+FS) < 20$, $(PIN+TB+APL+AC+UG+UM+TC+TP+CA+CP+OC+QP+QR+QC+QPU+CS+FE+FO+AG+AI+PON+PT+SAA+SA) < 5$
04	Montaner Fichtenwald	$(PA+LD+PS+PIN) > 50$, $PA \geq 35$, $(PA+AA) \geq PS+PIN$, $AA < 15$, $TB < 5$, $PU < 5$, $(APS+QP+QR+QC+QPU+FS+FE+UG+AI) < 30$, $(APS+FS+FE+UG+AI) < 20$, $(PC+APL+AC+UM+TC+TP+CA+CP+OC+CS+FO+AG+PON+SAA+SA) < 5$
05	Fichten-Tannenwald	$(PA+AA) > 50$, $AA \geq 15$, $LD < 40$, $PS+PIN < 35$, $TB < 5$, $PU < 5$, $(APS+QP+QR+QC+QPU+FS+FE+UG+AI) < 30$, $(APS+FS+FE+UG+AI) < 20$, $(PC+APL+AC+UM+TC+TP+CA+CP+OC+CS+FO+AG+PON+SAA+SA) < 5$
06	Fichten-Tannen-Buchenwald	$(PA+AA) \geq 40$, $FS \geq 20$, $APS < 30$, $FE < 25$, $UG < 25$, $LD < 20$, $PS+PIN < 20$, $TB < 5$, $SA < 5$, $(PC+PU+APL+AC+UM+TC+TP+CA+CP+OC+QP+QR+QC+QPU+CS+FO+AG+AI+PON+SAA) < 5$
61	Hochmontaner Bergahorn-Buchenwald	$(FS+APS) \geq 50$, $FS \geq 20$, $(APS+FE+FO+UG+UM) < 50$, $(PA+AA) < 40$, $UG < 10$, $TB < 5$, $(PC+PS+PIN+PU+APL+AC+UM+TC+TP+CA+CP+OC+QP+QR+QC+QPU+CS+FE+FO+AG+AI+PON+SAA+SA) < 5$
07	Buchenwald	$(FS+QP+QR) \geq 50$, $FS \geq (QP+QR+QC+QPU+CP+OC)$, $FS \geq (APS+FE+UG)$, $APS < 30$, $FE < 30$, $UG < 20$, $(PA+AA) < 40$, $(QP+QC) < 35$, $PS+PIN < 30$, $LD < 25$, $CS < 25$, $SA < 10$, $TB < 10$, $(PC+PU+APL+AC+UM+CA+FO+AG+AI+PON+SAA) < 5$
08	Eichen-Hainbuchenwald	$(CP+QR+PS) \geq 50$, $(QP+QR+QC+QPU+CP) > FS$, $CP \geq 15$, $FE < 40$, $(APS+APL) < 35$, $AC < 35$, $UG+UM < 35$, $AG < 35$, $PS+PIN < 30$, $CS < 30$, $AA < 25$, $CA < 15$, $PA < 15$, $SA < 5$, $(PC+PU+LD+TB+OC+FO+AI+PON+SAA) < 5$
09	Bodensaurer Rotföhren-Eichenwald / Kiefern-Stieleichenwald	$(QP+QR+PS) \geq 50$, $(QP+QR) \geq 30$, $QP+QR+QC+QPU > FS$, $QP+QR+QC+QPU > CS$, $LD < 25$, $AG < 20$, $CP < 15$, $CA < 15$, $(APS+AC) < 10$, $SA < 10$, $(QC+QP) < 10$, $(PC+PIN+PU+TB+APS+APL+UG+UM+OC+QP+FE+FO+AI+PON+SAA) < 5$
91	Subkontinentaler Eichenmischwald	$QP+QR+QC+QPU \geq 50$, $(QC+QP) \geq 10$, $QC \geq 5$, $PS < 20$, $CP < 15$, $(APL+UG+TP) < 10$, $CA < 10$, $SA < 5$, $(PA+AA+PC+PIN+PU+LD+TB+APS+OC+CS+FS+FO+AG+AI+PON+SAA) < 5$
10	Thermophiler Eichenwald (Flaumeichenwald)	$(QP+QP) \geq 50$, $QP \geq 10$, $CP < 15$, $FE+FO < 40$, $AC < 35$, $FS < 30$, $PS+PIN < 30$, $QR < 25$, $TC+TP < 25$, $SA < 20$, $UG+UM < 15$, $OC < 15$, $(APS+APL) < 15$, $QC < 5$, $CA < 5$, $(PA+AA+PC+PU+LD+TB+CS+AG+AI+PON+SAA) < 5$
13	Bergahornwald / Bergahorn-Eschenwald	$(APS+FE+UG) > 50$, $FS < 50$, $(TC+TP+APL+AC+CP) < 35$, $UG < 40$, $(PA+AA) < 40$, $CP < 25$, $(QP+QR) < 25$, $AI < 20$, $AG < 15$, $AC < 10$, $CA < 10$, $TB < 10$, $UM < 5$, $(PC+PS+PIN+PU+LD+OC+QP+QC+CS+FO+PON+SAA+SA) < 5$
15	Schwarzerlen-Eschenwald	$(AG+FE) \geq 50$, $AG \geq 15$, $AG > AI$, $FS < 40$, $(PA+AA) < 40$, $APS < 35$, $QP+QR+QC+QPU < 25$, $CP < 25$, $UG+UM < 15$, $APL < 15$, $AC < 15$, $PON < 15$, $SAA < 15$, $TC+TP < 15$, $CA < 10$, $(PC+PS+PIN+PU+LD+TB+OC+QP+QC+CS+FO+SA) < 5$
17	Grauerlenwald	$(AG+AI+FE+PA) \geq 60$, $AI \geq 20$, $AI \geq AG$, $APS < 35$, $AA < 30$, $FS < 25$, $QR < 25$, $PUN < 25$, $SAA < 25$, $UG+UM < 15$, $CP < 10$, $APL < 10$, $TC+TP < 10$, $CA < 10$, $AC < 5$, $(PC+PS+PIN+PU+LD+TB+OC+QP+QC+CS+FO+SA) < 5$
18	Spirkenwald	$(PU+PS+LD) \geq 60$, $PU \geq 30$, $PA < 30$, $PC < 10$, $AA < 5$, $TB < 5$, $APS < 5$, $FS < 5$, $SA < 5$, $(PIN+APL+AC+UG+UM+TC+TP+CA+CP+OC+QP+QR+QC+QPU+CS+FE+FO+AG+AI+PON+PT+SAA) < 5$
21	Karbonat-Rotföhrenwald	$(PS+PIN+PA) \geq 60$, $PS+PIN \geq 35$, $PS > PIN$, $PS+PIN > (PA+AA)$, $LD < 30$, $PU < 30$, $AA < 5$, $(FS+SA+APS+FE+FO) < 20$, $FE+FO < 10$, $APS < 5$, $(PC+TB+APL+AC+UG+UM+TC+TP+CA+CP+OC+QP+QR+QC+QPU+CS+AG+AI+PON+PT+SAA) < 5$
22	Silikat-Rotföhrenwald	$(PS+PA) \geq 60$, $PS \geq 35$, $PS > (PA+AA)$, $LD < 35$, $AA < 10$, $PC < 5$, $PU < 5$, $(QP+QR+QC+QPU+APS+FS) < 30$, $FS < 10$, $APS < 5$, $(PIN+TB+APL+AC+UG+UM+TC+TP+CA+CP+OC+QP+QC+CS+FE+FO+AG+AI+PON+SAA) < 5$
23	Schwarzföhrenwald	$PS+PIN \geq 60$, $PIN \geq PS$, $PA < 35$, $LD < 30$, $AA < 5$, $(FO+OC) < 35$, $(FS+SA+QP+QR+QC+QPU+APS+FE) < 20$, $FE < 10$, $APS < 5$, $(PC+PU+TB+APL+AC+UG+UM+TC+TP+CA+CP+CS+AG+AI+PON+PT+SAA) < 5$
24	Hopfenbuchen-Blumeneschenwald	$(OC+FO) > 50$, $QP < 35$, $PS+PIN < 40$, $SA < 20$, $(QP+QR) < 15$, $(PA+LD) < 15$, $FS < 15$, $CP < 10$, $AC < 10$, $TC+TP < 5$, $CA < 5$, $(AA+PC+PU+TB+APS+APL+UG+UM+QC+CS+FE+AG+AI+PON+SAA) < 5$

Tabelle A-7a. Für die Simulationsexperimente mit PICUS v1.2 verwendete Artparameter. Table A-7a. Species parameters of PICUS v1.2 as used in the simulation experiments.

Species*	Response							Reproduktion								
	minGDD	optGDD	maxSMI	Light (tol)	CN	PH	WT	SEED (max)	Mastyear	SEED (norm)	Maturity (years)	GERM	SINK [m/sec]	zooD	zoo%	chill
PA	250	1115	0.30	4	1.4	1.5	x	15.000	5	0.20	30	0.40	0.80	30	0.02	-2
AA	320	1100	0.40	1	1.5	1.6	-5	18.500	3	0.45	30	0.60	1.25	30	0.02	-10
LD	170	1218	0.39	8	1.5	1.6	-11	30.000	5	0.40	25	0.50	0.91	30	0.02	x
PC	97	900	0.40	6	1.6	1.8	x	1.510	8	0.33	40	0.80	2.00	500	0.7	-2
PM	90	890	0.40	9	1.7	2.0	x	5.960	4	0.30	25	0.40	0.76	30	0.02	-2
PS	461	1584	0.80	9	1.8	1.8	x	5.000	4	0.30	20	0.30	0.68	30	0.02	-1
TB	700	1443	0.40	1	1.5	1.2	-5	10.380	1	0.50	24	0.90	2.00	300	0.3	-1
AC	800	1700	0.45	8	1.5	1.0	x	4.000	2	0.33	12	0.50	0.93	100	0.05	x
APL	750	1600	0.45	6	1.4	1.5	-17	20.000	1.5	0.33	24	0.60	0.88	100	0.05	x
APS	490	1443	0.37	5	1.5	1.7	x	25.000	2	0.33	27	0.60	0.99	100	0.05	x
AG	730	1700	0.20	8	1.2	1.5	-16	490.000	2.5	0.50	15	0.34	1.88	100	0.01	x
QC	900	1600	0.65	7	2.0	1.5	-5	17.000	4	0.25	40	0.60	3.33	150	0.3	x
AV	200	530	0.32	8	1.8	2.0	x	326.660	2.5	0.50	15	0.40	1.11	100	0.01	x
BP	390	1443	0.35	9	1.7	2.0	x	35.000	2.5	0.35	12	0.17	0.52	100	0.01	x
CB	880	1500	0.50	3	1.6	1.3	-9	11.700	1.5	0.60	15	0.80	1.09	200	0.1	x
CS	890	1700	0.50	5	1.8	1.7	x	1.560	2.5	0.50	24	0.60	2.50	150	0.7	x
FS	420	1443	0.45	1	1.6	1.5	-4	20.500	4	0.60	30	0.60	2.50	60	0.2	x
FE	840	1443	0.37	7	1.3	1.2	-17	15.000	2	0.50	20	0.65	1.47	150	0.1	x
QP	840	1600	0.65	7	1.7	1.9	-5	22.700	4	0.30	40	0.60	3.33	150	0.3	x
QR	900	1600	0.60	6	1.5	1.6	-17	20.300	4	0.25	35	0.50	3.33	150	0.3	x
QPU	1050	1700	0.70	7	2.0	1.2	x	12.000	4	0.45	40	0.65	3.33	150	0.3	x
SAA	400	1700	0.20	8	1.0	1.0	x	300.000	3	0.50	10	0.20	1.38	0	0	x
SA	530	1600	0.55	7	1.8	1.5	x	2.800	1	0.50	20	0.75	2.50	200	0.4	x
SAU	280	1200	0.35	7	1.5	2.0	x	13.070	1	0.50	20	0.80	2.50	200	0.4	x
TC	850	1600	0.55	6	1.7	1.7	-19	7.600	1	0.50	24	0.55	1.38	150	0.2	x
UG	420	1200	0.38	5	1.4	1.4	-16	20.000	2.5	0.50	35	0.30	0.93	150	0.01	x

* AA = Tanne, AC = Feldahorn, AG = Schwarzerle, AI = Weißerle, APL = Spitzahorn, APS = Bergahorn, BP = Birke, CA = Hasel, CB = Hainbuche, CS = Edelkastanie, FE = Gew. Esche, FS = Buche, LD = Lärche, PA = Fichte, PC = Zirbe, PIN = Schwarzföhre, PON = Schwarzpappel, PS = Rotföhre, PT = Aspe, PU = Spirke, QC = Zerleiche, QP = Traubeneiche, QPU = Flaumeiche, QR = Stieleiche, SA = Mehlbeere, SAA = Silberweide, SAU = Eberesche, TB = Eibe, TC = Winterlinde, TP = Sommerlinde, UG = Bergulme.

Tabelle A-7b. Für die Simulationsexperimente mit PICUS v1.2 verwendete Artparameter. **Table A-7b.** Species parameters of PICUS v1.2 as used in the simulation experiments.

Species*	Wachstum						Mortalität		
	agemax	maxD	maxH	G	b2	b3	minDinc(abs)	minDinc(rel)	stressyears
PA	600	210	52	397.00	48.28	0.1149	0.03	0.1	2
AA	700	215	60	307.40	54.60	0.1269	0.03	0.1	2
LD	750	185	48	363.00	52.64	0.1423	0.03	0.1	3
PC	1000	180	26	77.11	27.44	0.0762	0.03	0.1	5
PM	400	50	23	212.29	86.8	0.868	0.03	0.1	2
PS	500	155	45	352.50	56.38	0.1819	0.03	0.1	2
TB	1500	355	22	52.42	11.66	0.0164	0.03	0.1	2
AC	170	80	23	554.92	54.25	0.3391	0.03	0.1	2
APL	350	170	32	299.26	36.12	0.1062	0.03	0.1	3
APS	500	215	37	261.28	33.21	0.0772	0.03	0.1	3
AG	160	130	31	361.81	45.69	0.1757	0.03	0.1	2
QC	500	180	32	254.30	34.11	0.095	0.03	0.1	5
AV	160	20	4	187.37	27	0.675	0.03	0.1	2
BP	160	115	29	437.71	48.17	0.2095	0.03	0.1	2
CB	200	110	27	390.64	46.73	0.2124	0.03	0.1	3
CS	800	355	33	110.00	17.86	0.0252	0.03	0.1	2
FS	600	225	45	334.00	38.84	0.0863	0.03	0.1	3
FE	300	190	42	363.80	42.84	0.1127	0.03	0.1	2
QP	1200	285	45	299.58	30.67	0.0538	0.03	0.1	5
QR	1500	320	52	327.30	31.69	0.0495	0.03	0.1	5
QPU	800	90	25	229.69	52.67	0.2926	0.03	0.1	3
SAA	150	100	27	1113.73	51.4	0.257	0.03	0.1	2
SA	200	55	22	236.87	75.27	0.6843	0.03	0.1	2
SAU	160	65	19	305.31	54.46	0.4189	0.03	0.1	2
TC	900	230	35	214.00	29.30	0.0637	0.03	0.1	3
UG	500	195	43	210.35	42.77	0.1097	0.03	0.1	2

* AA = Tanne, AC = Feldahorn, AG = Schwarzerle, AI = Weißerle, APL = Spitzahorn, APS = Bergahorn, BP = Birke, CA = Hasel, CB = Hainbuche, CS = Edelkastanie, FE = Gew. Esche, FS = Buche, LD = Lärche, PA = Fichte, PC = Zirbe, PIN = Schwarzföhre, PON = Schwarzpappel, PS = Rotföhre, PT = Aspe, PU = Spirke, QC = Zerreiche, QP = Traubeneiche, QPU = Flaumeiche, QR = Stieleiche, SA = Mehlbeere, SAA = Silberweide, SAU = Eberesche, TB = Eibe, TC = Winterlinde, TP = Sommerlinde, UG = Bergulme.

Tabelle A-8a. Übersicht über die in den PNV-Typen erfaßten Waldgesellschaften (FBVA, unveröffentlicht).
Table A-8a. Forest communities within PNV-types of the Austrian Forest Inventory (FBVA, unpublished).

01	Lärchen-Zirbenwald Larici-Pinetum cembrae Pinetum cembrae
02	Lärchenwald Junipero sabiniae-Laricetum Laricetum deciduae
03	Tiefsubalpiner Fichtenwald Larici-Piceetum Soldanello montanae-Piceetum Adenostylo alliariae-Piceetum Zukrigl 1973 (incl. Adenostylo alliariae-Abietetum auct.) Adenostylo glabrae-Piceetum
04	Montaner Fichtenwald Luzulo nemorosae-Piceetum, inneralpine Fichten-Ausbildung Veronico latifoliae-Piceetum Calamagrostio variae-Piceetum, inneralpine Fichten-Ausbildung Carici albae-Piceetum Asplenio-Piceetum
05	Fichten-Tannenwald Luzulo nemorosae-Piceetum, zwischenalpine Tannen-Ausbildung Mastigobryo-Piceetum Galio rotundifolii-Abietetum Wraber 1955 (incl. Galio rotundifolii-Piceetum auct.) Equiseto-Abietetum Adenostylo glabrae-Abietetum Calamagrostio variae-Piceetum, zwischenalpine Tannen-Ausbildung
06	Fichten-Tannen-Buchenwald Luzulo nemorosae-Fagetum, montane Abies-Ausbildung Calamagrostio villosae-Fagetum Mikyska 1972 Asperulo odoratae-Fagetum, mont. Polygonatum vert.-Ausbildung Dentario ennecahylli-Fagetum Lamio orvalae-Fagetum & T.M. 1984, mont. Ausbildung Aposerido-Fagetum, montane Polygonatum vert.-Ausbildung (incl. Adenostylo glabrae-Fagetum auct.) Aposerido-Fagetum, hochmontane Carex ferruginea-Ausbildung Helleboro nigri-Fagetum, montane Polygonatum vert. Ausbildung Helleboro nigri-Fagetum, hochmontane Carex ferruginea-Ausbildung Poo stiriaca-Fagetum, montane Polygonatum vert. Ausbildung Anemone trifoliae-Fagetum
07	Buchenwald Luzulo nemorosae-Fagetum, sub-/tiefmontane Ausbildung Asperulo odoratae-Fagetum, sub-/tiefmontane Ausbildung Carici pilosae-Fagetum (incl. Melittio-Fagetum) Aro maculati-Fagetum Lonicero alpigenae-Fagetum, sub-/tiefmontane Ausbildung Aposerido-Fagetum, sub-/tiefmontane Ausbildung (incl. Pulmonario-Fagetum auct.) Helleboro nigri-Fagetum, sub-/tiefsubmontane Lath. vern. Ausbildung Poo stiriaca-Fagetum, sub-/tiefsubmontane Brachypodium Ausbildung Hacquetio-Fagetum Carici albae-Fagetum (incl. Seslerio-Fagetum, Taxo-Fagetum) Cephalanthero-Fagetum Oberd. 1957 Ostryo-Fagetum
09	Bodensaurer Rotföhren-Eichenwald Deschampsio flexuosae-Quercetum sessiliflorae Cytiso nigricantis-Quercetum Sorbo torminalis-Quercetum Genisto pilosae-Quercetum petraeae Molinio arundinaceae-Quercetum

Tabelle A-8b. Übersicht über die in den PNV-Typen erfaßten Waldgesellschaften (FBVA, unveröffentlicht).
 Table A-8b. Forest communities within PNV-types of the Austrian Forest Inventory (FBVA, unpublished).

08	Eichen-Hainbuchenwald Galio sylvatici-Carpinetum Melampyro nemorisi-Carpinetum Carici pilosae-Carpinetum Festuco heterophyllae-Quercetum Neuh. & Neuh. – Nov. 1964 Primulo veris-Carpinetum Fraxino pannonicae-Carpinetum Asperulo odoratae-Carpinetum Helleboro nigri-Carpinetum
10	Thermophiler Eichenwald Geranio sanguinei-Quercetum pubescentis Pruno mahalab-Quercetum pubescentis Euphorbio angulatae Quercetum pubescentis Cornu-Quercetum pubescentis
12	Lindenmischwald Luzulo-Tilietum cordatae Asperulo taurinae-Tilietum Cynancho-Tilietum platyphyllis Poo nemoralis-Tilietum cordatae Aceri-Carpinetum
13	Bergahorn- und Bergahorn-Eschenwald Mercuriali-Fraxinetum Carici pendulae-Aceretum pseudoplatani Corydalido cavae-Aceretum pseudoplatani Violo albae-Fraxinetum Hacquetio-Fraxinetum excelsioris Asperulo taurinae-Aceretum Ulmo-Aceretum pseudoplatani Arunco-Aceretum Scolopendrio-Fraxinetum Lunario-Aceretum pseudoplatani
61	Hochmontaner Bergahorn-Buchenwald Aceri-Fagetum Aconito paniculati-Fagetum Ranunculo platanifolii-Fagetum Polysticho lonchitis-Fagetum
19	Latschengebüsch Pinetum rotundatae (Pinus uncinata - Ausbildung) Rhododendro ferruginei-Pinetum prostartae Lycopodio annotini-Pinetum uncinatae (Pinus mugo – Ausbildung) Vaccinio myrtilli-Pinetum montanae Erico carnea-Pinetum prostratae (incl. Rhodothamno-Rhododendretum hirsuti)
21	Karbonat-Rotföhrenwald Molinio litoralis-Pinetum Erico-Pinetum sylvestris (incl. Cephalanthero-Pinetum sylvestris) Dorycnio-Pinetum Carici humilis-Pinetum sylvestris
22	Silikat-Rotföhrenwald Vaccinio vitis-idaeae-Pinetum Dicrano-Pinetum Cardaminopsio petraeae-Pinetum Festuco ovinae-Pinetum Festuco eggleri-Pinetum