

Lehrstuhl für Waldwachstumskunde

Von Strukturparametern zu Nachhaltigkeitskriterien

Ein methodischer Beitrag zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Wäldern

Miriam Pott

Vollständiger Abdruck der vom Promotionsausschuss der Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Dr. rer. silv.

genehmigten Dissertation.

Prüfer der Dissertation:

1. Prof. Dr. H. Pretzsch
2. Prof. Dr. M. Suda

Die Dissertation wurde durch den Promotionsausschuss der Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München am 21.10.2002 angenommen. Datum der mündlichen Prüfung: 16.01.2003

Vorwort

Diese Arbeit entstand am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München unter der Leitung von Herrn Prof. Dr. Hans Pretzsch. Ihm gilt mein besonderer Dank, da er die Idee zu dieser Untersuchung hatte und mir die Möglichkeit gab dieses aktuelle Thema zu bearbeiten.

Ich danke dem Bundesministerium für Forschung und Bildung und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, die durch die Projekte „Deutsche Waldstudie (BMBF) und das Projekt „Planung, Kontrolle und Vollzug in der Forstwirtschaft nach umfassenden Nachhaltigkeitskriterien unter besonderer Berücksichtigung von Struktur und Biodiversität süddeutscher Rein- und Mischbestände aus Fichte, Tanne und Buche“ (DBU) diese Arbeit unterstützt haben.

Große Unterstützung sowie ständige Motivation habe ich am Lehrstuhl von Herrn Dr. Heinz Utschig, sowie von Herrn Dr. Jan Dursky erfahren, bei denen ich mich hier herzlich dafür bedanken möchte. Vielen Dank an Herrn Dr. Petr Biber für die kritischen Diskussionen vor allem im Bereich der Modellbildung.

Undenkbar ist eine solche Arbeit ohne die Hilfestellung, Diskussionsbereitschaft der Kolleginnen und Kollegen am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde. Ihnen allen gilt mein besonderer Dank. Nicht zu vergessen meine Diplomandin Frau Margret Möges mit einem herzlichen Dankeschön für ihre verlässlich sehr gute Arbeit.

Ganz herzlicher Dank an die Experten, die bereit waren, an meiner Befragung teilzunehmen und mir ihr Wissen zur Verfügung stellten. Ohne ihre Bereitschaft auf die nicht ganz gewöhnliche Befragung einzugehen, hätte ich keine Grundlage für die Entwicklung der Methode gehabt.

Nicht zu vergessen für den Erfolg dieser Arbeit ist mein „altes Zimmer“ und die Doktorandengruppe. Mit Eurer Hilfe wurde so manche Klippe genommen. Ein besonderer Dank an Herrn Hans Herling, Frau Dr. Elke Küsters, Herrn Markus Meschederu, Herrn Dr. Folkert Müller, Herrn Stefan Seifert und Herrn Thomas Seifert.

Ich danke vielen lieben Menschen für ihre Unterstützung in fachlicher und vor allem in persönlicher Hinsicht mit Ideen, Aufmunterungen und Gesprächen. Ganz lieben Dank an Alex, Astrid, Bernhard, Christa, Christoph, Elke, Erwin, Esther, Florian, Folkert, Gerhard, Helga, Jane, Jem, Kerstin, Lorenz, Margret, Markus, Matthias, Nicole, Rainer, Ralf, Ruth, Stefan, Thomas, Ulli, Ulrich und Ursula.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort

Inhaltsverzeichnis

0 Zusammenfassung	1
1 Einleitung	3
1.1 Grundgedanken und Zielsetzung	3
1.2 Stellenwert der nachhaltigen Waldbewirtschaftung in der öffentlichen und fachlichen Diskussion	5
1.3 Quantifizierung von Struktur- und Habitatdiversität	12
1.4 Vorgehensweise: Das Konzept der Arbeit	14
2 Material	17
2.1 Merkmalkatalog	17
2.2 Versuchsflächen	20
2.2.1 Kriterien für die Auswahl der Versuchsflächen	21
2.2.2 Beschreibung der Versuchsflächen	21
3 Methode	29
3.1 Befragung von Experten	29
3.1.1 Auswahl der Experten	30
3.1.2 Verwendung der Fotos	32
3.1.3 Vorgehensweise der Befragung	32
3.2 Indizes zur Quantifizierung von Bestandesstruktur	36
3.2.1 Vorstellung der Strukturindizes	36
3.2.2 Berechnung und Beschreibung der Strukturkennwerte	39
3.3 Verfahrensweisen der statistischen Analyse und der Modellbildung	42
3.3.1 Grundlagen der statistischen Korrelationsanalyse	42
3.3.2 Methode der ordinalen Regression	43
4 Ergebnisse aus der Expertenbefragung	48
4.1 Bewertung der verschiedenen Waldbilder	49
4.2 Bewertung je Kriterium	58

5 Modellierung ausgewählter Kriterien der Nachhaltigkeit	65
5.1 Ergebnisse der Korrelationsuntersuchungen	65
5.2 Modellierung mit der ordinalen Regression	69
5.3 Validierung der Bewertungsfunktionen	83
6 Anwendungsbeispiel der Bewertungsfunktionen	89
6.1 Beschreibung des Ausgangszustandes der Bestände	90
6.2 Ergebnisse und Bewertungen der fortgeschriebenen Bestände	90
7 Diskussion	104
7.1 Diskussion des Datenmaterials	105
7.2 Diskussion der Methodik der Befragung von Experten	109
7.3 Diskussion der Konstruktion von Bewertungsfunktionen	110
7.4 Diskussion der Modellergebnisse	111
8 Literatur	114

0 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit beschreibt die Entwicklung von Bewertungsfunktionen, die es ermöglichen, in Abhängigkeit von aus Inventurdaten abgeleiteten Informationen Zustände und Veränderungen des Waldes im Hinblick auf Nachhaltigkeitskriterien sichtbar zu machen. Zur Charakterisierung der Nachhaltigkeit von Wäldern und Forstbetrieben werden verschiedene Merkmale näher betrachtet. Die aufgestellten Merkmale lehnen sich an die sogenannten Helsinki-Kriterien an. Für die Merkmale Artenvielfalt Flora, Artenvielfalt Fauna, Habitateignung Reh, Habitateignung Höhlenbrütern, Habitateignung Totholz bewohnende Insekten, waldbaulicher Handlungsspielraum, kurz- und langfristiges Nutzungspotenzial, Stabilität, Elastizität, Anpassungsvermögen, Ästhetik, Erholungswert und Naturnähe werden Schätzfunktionen zur Bewertung von Waldbeständen entwickelt.

Für die Untersuchung wurden verschiedene Beispielbestände mit den Baumarten Fichte und Buche in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen und verschiedenen Altersstufen ausgewählt. Diese finden sich in den Versuchspartellen des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München, die im Rahmen des ertragskundlichen Versuchswesens in Bayern unter langfristiger Beobachtung stehen. Sie sind für diese Untersuchung besonders geeignet, da zu diesen Beständen bereits umfangreiches Datenmaterial vorliegt.

Die Versuchsflächendaten bildeten das Datenmaterial für die Expertenbefragung, in der Experten diese Bestände hinsichtlich der unterschiedlichen Merkmale bewerten sollten. Die Bewertung der Merkmale erfolgte anhand von Fotos der Versuchsflächen und wurde mittels Bewertungsbögen numerisch erfasst. Bei den Experten handelte es sich um Mitarbeiter von Naturschutzorganisationen, von Zertifizierungsinstitutionen oder von Organisationen, die den Wald betreffende Themen bearbeiten. Es wurden Naturwissenschaftler befragt, die z. B. für bestimmte Tierarten Habitatuntersuchungen durchgeführt haben oder die Spezialisten für bestimmte Pflanzensamensetzungen oder Tierarten, vor allem in Bezug auf den Wald, sind. Außerdem bekamen Forstwissenschaftler, Forstbetriebsbeamte, Forstpraktiker sowie einige Waldbesitzer den Bewertungsbogen und die Fotos. Wichtig für die Ansprache als Experte war, dass die befragte Person sich im Zusammenhang mit ihrem Spezialgebiet mit dem Wald auseinandergesetzt hat.

Die Expertenbefragung mit Hilfe fotografischer Information lieferte neue Erkenntnisse in Form von qualitativen Bestandeseinschätzungen, die in einer deskriptiven Analyse herausgearbeitet werden. Weiterhin wurden ertragskundliche Bestandesdaten der Versuchspartellen verwendet, um Strukturindizes zu berechnen. Die Ergebnisse der Expertenbefragung wurden in einem nächsten Schritt den Strukturindizes und weiteren waldwachstumskundlichen Kenngrößen der Bestände gegenübergestellt. Aufbauend auf den

gewonnenen Daten wurden mit Hilfe einer ordinalen Regression Schätzfunktionen zur Bewertung der Versuchsbestände hinsichtlich der verwendeten Nachhaltigkeitskriterien aufgestellt. Ziel dieses Verfahrens war es, Strukturindizes oder Kombinationen von Strukturkennwerten zu finden, die ein vorher definiertes Merkmal der Nachhaltigkeit hinreichend erklären.

Als Faktoren der ordinalen Regression wurden einerseits die klassischen waldwachstumskundlichen Kenngrößen Bestandesalter, Stammzahl pro Hektar, Volumen pro Hektar, Mischungsanteil Fichte und Mischungsanteil Buche verwendet. Zum anderen wurden die Strukturindizes Aggregationsindex von CLARK & EVANS, das Segregationsmaß von PIELOU, der Artprofil-Index nach PRETZSCH und der Bhd-Variationskoeffizient eingesetzt.

Die Schätzfunktionen setzen sich somit sowohl aus klassischen waldwachstumskundlichen Kenngrößen und berechenbaren Strukturindizes zusammen. Es zeigte sich, dass die klassischen Größen zumeist einen höheren Erklärungsanteil bei der Bewertung von Beständen im Hinblick auf die oben genannten Nachhaltigkeitskriterien haben. Mischungsanteile, Volumen sowie Durchmesser differenzierung zeigten sich als die Kenngrößen mit den höchsten Erklärungsanteilen.

Die Kombination von Expertenwissen und Bestandesstrukturbeschreibungen ergibt einen Wissensgewinn, aus dem sich ein praktikables Bewertungsmodell für die forstliche Praxis entwickeln lässt. Hierdurch wird eine einfache und reproduzierbare Bewertung von Beständen ermöglicht.

Die herausgearbeiteten Schätzfunktionen wurden an weiteren Beständen angewendet und getestet. Es wurde zunächst die Bewertung des Istzustandes gezeigt. In einem weiteren Schritt wurden diese Bestände mit dem Waldwachstumssimulator SILVA unter verschiedenen Behandlungsstrategien fortgeschrieben. Die Bestandeskennwerte der fortgeschriebenen Bestände wurden genutzt, um wiederum eine Bewertung vorzunehmen. So wurde deutlich, in welche Richtung sich die Bestände im Sinne einer nachhaltigen Bewirtschaftung entwickeln. Durch die Quantifizierung ist es möglich, die Unterschiede zwischen verschiedenen Beständen und die Veränderungen über der Zeit sichtbar zu machen.

Die vorliegende Arbeit zeigte, dass über eine Expertenbefragung mit Hilfe von visueller Information eine Bewertung von Beständen durchführbar ist. Die verwendeten Strukturparameter der Bestände zeigten sich als geeignete Größen mit einem hohen Erklärungsanteil für die Einordnung der Bestände hinsichtlich der aufgestellten Nachhaltigkeitskriterien. Die aufgestellten Schätzfunktionen sind geeignete Methoden zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Waldbeständen.

1 Einleitung

1.1 Grundgedanken und Zielsetzung

Die Forstwirtschaft muss heute einem umfassenden, insbesondere ökologisch geprägten Anforderungsprofil gerecht werden. Die Ansprüche an den Wald sind in den letzten Jahren stark angestiegen und haben sich über den Bereich der Holzproduktion hinaus erweitert. Die Forderungen an den Wald überschreiten dabei mittlerweile den klassischen forstlichen Nachhaltigkeits-Begriff. So wird es nicht mehr nur als Aufgabe der Forstwirtschaft angesehen, den Rohstoff Holz nachhaltig zu produzieren, sondern auch die verschiedenen Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes nachhaltig zu gewährleisten. Es stellt sich die Frage, wie diese zum Teil divergierenden Ansprüche erfüllt und vor allem wie der Grad der Erfüllung dieser Anforderungen beurteilt und damit zusammenhängende Defizite überprüft werden können.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Erarbeitung von Methoden zur Beurteilung einer multikriteriell verstandenen Nachhaltigkeit von Waldbeständen sowie deren Überprüfung an praktischen Beispielen aus im südlichen Bayern gelegenen Wäldern. Anhand der Methoden soll festgestellt werden, inwieweit ein Forstbetrieb Leistungen, die über die Holzproduktion und monetäre Aspekte hinausgehen, nachhaltig erbringt. Grundlage dieser Bewertung soll dabei die Evaluierung von Bestandesstrukturen sein. Über Strukturindikatoren, die aus vorhandenem Datenmaterial berechnet werden können, sollen weitere Bestandes- und Betriebsinformationen zu diesem Zweck nutzbar gemacht werden. Dafür soll ein biometrisches Modell entwickelt werden, mit dem Bestände hinsichtlich der verschiedenen Nachhaltigkeitsmerkmale beurteilt werden können. Derartige Methoden sind notwendig, damit zukünftige Untersuchungen zur Nachhaltigkeit hinsichtlich der ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Funktionen von Waldflächen gemäß der Helsinki-Resolution H1 (MCPFE 1993) standardisiert und durchführbar gemacht werden können. Auf der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder Europas in Helsinki wurde dazu ein Kriterienkatalog aufgestellt (MCPFE 1993). Diese Kriterien bilden den Ausgangspunkt zur Ableitung weiterer Indikatoren und Merkmale, die als Weiser bestimmte Anforderungen der Nachhaltigkeit charakterisieren sollen..

Eine breite Auswahl an Vorschlägen zur numerischen Erfassung von Merkmalen der Nachhaltigkeit sind bereits vorhanden. Neben dem Kernbereich der nachhaltigen Holznutzung, sind vor allem detaillierte Untersuchungen zu charakteristischen und gefährdeten Tierarten in Wäldern, deren nachhaltige Erhaltung von Bedeutung und in der Literatur beschrieben. So werden je nach Tierart und deren Bedarf an Waldfläche verschiedene räumliche Dimensionen und Strukturen in die Untersuchungen einbezogen (u.a. WIEGAND 1998, PECHACEK 2002). Da es sich hier um einen wichtigen Gedankengang im

Zusammenhang mit der Methodik dieser Arbeit handelt wird die Quantifizierungen von Strukturbeschreibung in Abschnitt 1.3 ausführlich eingegangen. In diesen Untersuchungen werden überwiegend sehr spezielle Aspekte der Nachhaltigkeit betrachtet. Eine Kombination der unterschiedlichen Ansprüche zur ökologischen, ökonomischen und soziologischen Merkmalen der Nachhaltigkeit können zumeist nicht dargestellt werden.

Eine Methode, um die komplexen und oftmals divergierenden Zusammenhänge unterschiedlicher Merkmale der Nachhaltigkeit zu untersuchen, ist die Einbeziehung von Expertenwissen über eine Befragung. In dieser Arbeit soll über die visuelle Ansprache von Waldbeständen, das gesamte Erfahrungswissen von Experten genutzt werden. Das Wissen der Experten ist in ihrem Beruf gewachsen und nicht nur auf Detailfragen beschränkt. Damit sollen komplexe Zusammenhänge erfasst werden, die sonst aufwendige Erfassungen nötig machen über die aber oft nur Einzelfragen beantwortet werden können, nicht aber umfassende Sachverhalte. Es sei aber angemerkt, dass diese Vorgehensweise nie die Genauigkeit detaillierter Untersuchungen zur einzelnen Merkmalen der Nachhaltigkeit erreicht. Vielmehr führen die Befragungen dazu, einen allgemeinen Überblick über komplexe Fragestellungen zu bekommen.

Die Betrachtung der räumlichen Struktur von Waldbeständen ist ein neuer Gedankengang, um Merkmale der Nachhaltigkeit zu untersuchen. Durch Daten aus langfristig beobachteten Versuchsflächen und Inventurdaten der Forsteinrichtung können Bestände und Wälder sowohl ertragskundlich als auch räumlich charakterisiert werden. Auf diese Weise können unter anderem Aussagen über den Aufbau des Bestandes, über den Holzvorrat oder die Baumartenzusammensetzung gewonnen werden. Ein weiterer Nutzen der Versuchsflächen ist, neben den klassischen Kennwerten auch Aussagen zur räumlichen Struktur eines Bestandes zu treffen, wenn die Positionen der Bäume zueinander bekannt sind.

Die Struktur von Waldbeständen entsteht durch äußere und innere Einflüsse. Die Bäume eines Bestandes beeinflussen sich gegenseitig in ihren Wuchsbedingungen und prägen somit gegenseitig ihr Wuchsverhalten. Damit beeinflusst die räumliche Struktur innerhalb eines Bestandes die Konkurrenz der Bäume untereinander. Dies wirkt sich auf den Zuwachs aus, was wiederum die Struktur verändert. Auch äußere Einflüsse wie z.B. Durchforstungen, aber auch Windwurf, Sturm- und Schneebruch sowie Insektenkalamitäten haben Einfluss auf den räumlichen Aufbau des Bestandes.

Die Struktur eines Waldbestandes kann über eine ganze Reihe von Indizes numerisch beschrieben werden, wobei diese unterschiedliche Aspekte der räumlichen Struktur beschreiben. Verschiedene Raumstrukturmuster können Indikatoren für die Eignung eines Bestandes im Hinblick auf unterschiedliche Anforderungen der Nachhaltigkeit sein.

Ziel dieser Arbeit ist es, Kriterien und Indikatoren für die multikriteriell verstandene nachhaltige Bewirtschaftung von Wäldern aus großflächig vorhandenem Inventurdaten der Forsteinrichtung für Fichten-, Buchen- und Fichten-Buchenbestände im südbayerischen Raum abzuleiten. Damit soll zur Operationalisierung und Objektivierung der Beurteilung von Nachhaltigkeit beigetragen werden. Ausgangspunkt ist folgende Hypothese: Es bestehen Zusammenhänge zwischen einigen Merkmalen als Weiser der Nachhaltigkeit und bestimmten Strukturkennwerten. Lässt sich dies nachweisen, könnte daraus geschlossen werden, dass die Strukturinformation charakteristisch und wichtig für die Ausprägung des Merkmals ist. Dadurch kann ein biometrisches Modell konstruiert werden, das neben den klassischen und räumlichen Strukturkennwerten der Bestände auch die numerische Bewertung durch Experten von Merkmalen der Nachhaltigkeit enthält.

Es ergibt sich folgende Zielhierarchie für diese Arbeit:

Hauptziel:

Entwicklung von Bewertungsfunktionen, die es ermöglichen, in Abhängigkeit von aus Inventurdaten abgeleiteten Informationen Zustände und Veränderungen des Waldes im Hinblick auf Nachhaltigkeitskriterien sichtbar zu machen.

Teilziele:

- Verknüpfung von Expertenwissen und Bestandeskennwerten.
- Grundlage zur Bewertung der Nachhaltigkeit sollen leicht verfügbare Bestandesstrukturkennwerte sein, um die Merkmale in funktionaler Abhängigkeit von der Bestandesstruktur zu beschreiben.
- Aus dieser funktionalen Abhängigkeit sollen anschließend über vorhandene Indikatoren die Merkmale der Nachhaltigkeit geschätzt werden, die auf weitere Fichten-, Buchen- und Fichten-Buchen-Bestände im südbayerischen Raum angewendet werden können.

1.2 Stellenwert der nachhaltigen Waldbewirtschaftung in der öffentlichen und fachlichen Diskussion

Die Entwicklung der letzten Jahre und Jahrzehnte hat in der Öffentlichkeit das Bewusstsein für den Zustand unserer Umwelt geschärft. Der Begriff der Nachhaltigkeit, der zunächst vor allem die forstliche Wirtschaftsweise prägte, ist heute ein fester Bestandteil der öffentlichen Diskussion. „Sustainable development“ wird als unabdingbare Voraussetzung für eine auch das Wohl kommender Generationen berücksichtigende Nutzung der nur begrenzt verfügbaren natürlichen Ressourcen gesehen.

Auch auf politischer Ebene wird der Handlungsbedarf zunehmend erkannt. Schon die Weltkommission für Umwelt und Entwicklung der Vereinten Nationen betont in ihrem

Bericht „Our Common Future“ von 1987, dass Umweltschutz und Wirtschaftswachstum gemeinsam angegangen werden müssen, um "heutige Bedürfnisse zu befriedigen, ohne die Überlebensfähigkeit zukünftiger Generationen einzuschränken". Zu diesem Zweck wurde erstmals das Leitbild des „sustainable development“ erarbeitet. Der Begriff der Nachhaltigkeit wurde dort folgendermaßen definiert: „Nachhaltigkeit bedeutet allgemein, natürliche Ressourcen, die der Mensch nutzt, so zu bewirtschaften, dass ihr Potenzial auf Dauer erhalten und unbegrenzt nutzbar bleibt.“ (HAUFF 1987). Aufgrund des so genannten BRUNDTLAND-Berichts, nach der Norwegerin Gro Harlem BRUNDTLAND, die diese Kommission leitete, berief die Generalversammlung der Vereinten Nationen die Konferenz über Umwelt und Entwicklung (UNCED) ein. Diese Konferenz, auch bekannt als der Erdgipfel, fand vom 3. - 14. Juni 1992 in Rio de Janeiro statt.

Eine nachhaltige Wirtschaftsweise gilt schon seit langer Zeit als Grundprinzip einer ordnungsgemäßen Forstwirtschaft. Im Jahr 1713, also vor fast 300 Jahren prägte H. C. VON CARLOWITZ den Begriff der Nachhaltigkeit. 100 Jahre später definierte Georg Ludwig HARTIG (1804) in seiner Anweisung zur Taxation der Forste die Nachhaltigkeit folgendermaßen: „... denn es lässt sich keine dauerhafte Forstwirtschaft denken und erwarten, wenn die Holzabgabe aus den Wäldern nicht auf Nachhaltigkeit berechnet ist. Jede weise Forstdirection muß daher die Waldungen des Staates taxieren lassen und sie zwar so hoch als möglich, doch so zu benutzen suchen, daß die Nachkommenschaft wenigstens ebensoviel Vorteil daraus ziehen kann, als sich die jetzt lebende Generation zuneigt.“ Bereits im Mittelalter gab es Bestrebungen einer nachhaltigen Waldbehandlung, die sich in den Betriebsarten des Nieder- und des Mittelwaldes, welche damals weit verbreitet waren, zeigen. HASEL (1985) schreibt hierzu: „Die geschichtliche Bedeutung des Niederwaldes liegt darin, dass hier zuerst der Gedanke des forstlichen Nachhaltigkeitsbetriebes sich Geltung verschafft hat, ...“.

Wenngleich die Vielschichtigkeit des Begriffes der forstlichen Nachhaltigkeit schon seit langer Zeit diskutiert wird (SPEIDEL 1984, LEIBUNDGUT 1970, DIETERICH 1957, BAADER 1942, HEYER 1842), erweist sich die Umsetzung dieses Gedankens mangels allgemein akzeptierter und erfassbarer Nachhaltigkeitskriterien außerhalb des Bereichs der Holzproduktion als außerordentlich schwierig. Die Beschlüsse von Rio de Janeiro mit ihren erweiterten Anforderungen an die Nachhaltigkeit verleihen diesem Defizit eine hohe Aktualität.

Die Bedeutung der Wälder ist im Laufe der Zeit immer vielschichtiger geworden (DIETERICH 1957). Der Wert der Wälder als Lieferant des nachwachsenden Rohstoffes Holz wird dabei in Mitteleuropa geringer, vielmehr hat der Wald als Ressource für Boden, Wasser, Klima, Luft, als Biotop, als Rückzugsgebiet für verschiedene Arten und als Erholungsgebiet für die

Bevölkerung an Bedeutung gewonnen. Dem Wald werden somit vielschichtige Aufgaben zugeschrieben, indem er Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktionen gleichermaßen gerecht werden soll.

Die Gewährleistung der nachhaltigen Holzproduktion fußt traditionell auf bewährten Verfahren der Forsteinrichtung, die auf der Ansprache von ertragskundlichen Merkmalen auf Bestandesebene basieren. Auch wenn die meisten deutschen Landesforstverwaltungen die im Rio-Folgeprozess festgelegte umfassende Nachhaltigkeitskontrolle in ihre Programme aufgenommen haben (vgl. z.B. Nachhaltigkeitsbericht des RHEINLAND-PFÄLZISCHEN MINISTERIUMS FÜR UMWELT UND FORSTEN, 1998), liegen die Schwerpunkte bei der Umsetzung in die Praxis noch anders. Hier wird vor allem nach der ursprünglichen Bedeutung des Nachhaltigkeitsbegriffs, nämlich einer nachhaltigen Holzproduktion gearbeitet. So ist auch heute noch das wichtigste Instrument im gängigen Forsteinrichtungsverfahren die Hiebsatzherleitung (FER 1982). Von Bedeutung ist in diesem Zusammenhang, dass zur Berechnung des Hiebsatzes nach wie vor Ertragstafeln herangezogen werden, deren Gültigkeit für gegenwärtige Wuchsbedingungen von verschiedener Seite in Frage gestellt wurde (PRETZSCH 1992b, PRETZSCH u. UTSCHIG 2000, KÜSTERS 2001, REIMEIER 2001). Im ARBEITSKREIS ZUSTANDSERFASSUNG UND PLANUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG wurden zwar Nachhaltigkeitskriterien im Anhalt an die gesamteuropäischen Kriterien (Helsinki-Kriterien) in der Forsteinrichtung aufgestellt (1999), für die Praxis muss jedoch gesagt werden, dass diese Nachhaltsweiser zwar formal berechnet, aber in der praktischen Umsetzung nur am Rande berücksichtigt werden (HANEWINKEL 2001).

Die Merkmale, die bei Stichprobeninventuren erfasst werden, sollen in erster Linie die Nachhaltigkeit im Bereich der Holzproduktion gewährleisten. Zusätzlich bieten diese Ergebnisse bisher jedoch ungenutztes Informationspotenzial im Hinblick auf Merkmale, die die Nachhaltigkeit anderer Bereiche, wie beispielsweise die biologische Vielfalt, beschreiben und mit Indikatoren wie der Struktur der untersuchten Wälder verknüpft sind. Mit einer Verfahrensweise zur Erfassung solcher Merkmale aus den Daten der ohnehin routinemäßig und flächendeckend vollzogenen Stichprobeninventuren könnten ökologische Zustandsvariablen und Entwicklungsgänge quantitativ erfasst werden. So könnten diese Kennzeichen für die Betriebssteuerung im Sinne einer multifunktionalen Nachhaltigkeit nutzbar gemacht werden. Zudem könnten sie eine Argumentationsbasis für die Öffentlichkeitsarbeit wie auch für den Zertifizierungsprozess werden.

Neben der naturalen Komponente schließt der Begriff der allgemeinen Nachhaltigkeit nach heutigem Verständnis auch ökonomische und soziale Dimensionen ein, wobei auf diese Erweiterung des Begriffs in Rio de Janeiro besonderer Wert gelegt wurde. Neben einer Konvention zur biologischen Vielfalt findet der Wald in den Beschlüssen der Konferenz von

Rio in Form einer Walderklärung zusätzliche Beachtung. Diese legt die Grundsätze für Bewirtschaftung, Schutz und nachhaltige Entwicklung der Wälder aller Klimazonen fest. So wird unter anderem gefordert, dass Wälder nachhaltig, unter Beachtung der Bedürfnisse gegenwärtiger und künftiger Generationen, zu bewirtschaften und zu erhalten sind. Dabei sind alle Schutz- und Nutzfunktionen, einschließlich der Funktion als Kohlenstoffspeicher und -senke, sowie die Bedürfnisse der im und vom Wald lebenden Menschen zu berücksichtigen (VOSS 1997).

Den Wäldern der Erde kommt somit besondere Bedeutung für die Verwirklichung des „sustainable development“ zu. Die Absicht, die diesbezüglichen Ergebnisse des UNCED-Gipfels von 1992 umzusetzen, führte 1993 zur Zweiten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, die in Helsinki stattfand. Dort wurde die internationale Diskussion über den Wald fortgesetzt, an der sich nicht nur die Staaten und ihre jeweiligen Forstministerien, sondern in weiterer Folge auch der private Forstsektor, die internationale Waldgemeinschaft und Nichtregierungsorganisationen aus dem Umweltbereich beteiligten.

37 europäische Staaten und die Europäische Gemeinschaft unterschrieben in Helsinki vier Resolutionen. Dabei einigte man sich zum ersten Mal auf eine gemeinsame Definition für nachhaltige Waldbewirtschaftung, die in der Helsinki-Resolution H1 zu finden ist und folgenden Wortlaut hat:

"Nachhaltige Bewirtschaftung bedeutet die Betreuung und Nutzung von Wäldern und Waldflächen auf eine Weise und in einem Ausmaß, das deren biologische Vielfalt, Produktivität, Verjüngungsfähigkeit und Vitalität erhält sowie deren Potential, jetzt und in der Zukunft die entsprechenden ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Funktionen auf lokaler, nationaler und globaler Ebene zu erfüllen, ohne anderen Ökosystemen Schaden zuzufügen." (MCPFE 1993).

In dieser Definition lässt sich die Vielschichtigkeit des Begriffes erkennen. Die sehr allgemein gehaltene Formulierung gibt weder konkrete Ziele vor, noch enthält sie Angaben, was eine ordnungsgemäße Waldbewirtschaftung im Sinne dieser Forderung konkret ausmacht und wie sie überprüfbar wird. Im Anschluss an die Helsinki-Konferenz wurden deswegen in den Experten-Folgetreffen in Genf (1994) und in Antalya (1995) gesamteuropäische Kriterien und Indikatoren erarbeitet und aufgestellt.

Auf der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder Europas in Helsinki aufgestellten Kriterien (MCPFE 1998), die kurz als die sechs Helsinki-Kriterien (HK) bezeichnet werden (Tabelle 1.1). Sie beschreiben die verschiedenen Aspekte der forstlichen Nachhaltigkeit:

Tabelle 1.1: Helsinki-Kriterien (MCPFE 1998).

Nr.	Code	Beschreibung
1	HK 1	Erhaltung und angemessene Verbesserung der Waldressourcen und ihr Beitrag zu globalen Kohlenstoffkreisläufen.
2	HK 2	Erhaltung der Gesundheit und Vitalität von Waldökosystemen.
3	HK 3	Erhaltung und Förderung der produktiven Funktionen der Wälder (Holz- und Nichtholzprodukte).
4	HK 4	Erhaltung, Schutz und angemessene Verbesserung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen.
5	HK 5	Erhaltung und angemessene Verbesserung der Schutzfunktionen in der Waldbewirtschaftung (insbesondere Boden und Wasser).
6	HK 6	Erhaltung anderer sozioökonomischer Funktionen und Bedingungen.

Für alle diese Kriterien wurden in Experten-Folgetreffen beschreibende und quantifizierende Indikatoren entwickelt. Auf der Dritten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder Europas in Lissabon 1998 wurden diese gesamteuropäischen Kriterien und Indikatoren sowie Richtlinien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung auf operationaler Ebene angenommen und verabschiedet (MCPFE 1998). Sie sind ein Instrument, um die Fortschritte hinsichtlich nachhaltiger Waldbewirtschaftung in ganz Europa zu messen und darüber zu berichten. Die Zahl der zu bearbeitenden Indikatoren ist sehr umfangreich. Es wurden sowohl deskriptive als auch quantitative Indikatoren aufgestellt. Ein Teil der benötigten Daten wird nicht über übliche Inventuren erfasst. Die zusätzlichen Aufnahmen sind zeitaufwändig und kostenintensiv. Somit ist die Überprüfung der Kriterien mit einem erheblichen Kostenfaktor verbunden.

Auch in Kanada entstand ein ähnlicher Katalog, „Criteria and Indicators of Sustainable Forest Management in Canada“ (CANADIAN COUNCIL OF FOREST MINISTERS 1997). Dort werden ebenfalls 6 Kriterien aufgeführt, zu denen es mehrere Bereiche gibt, für die wiederum verschiedene Indikatoren ausgewiesen und berechnet werden. Auch hier ist die Zahl der zu bearbeitenden Indikatoren mit 83 recht hoch.

An den auf den Ministerkonferenzen zum Schutz der Wälder Europas verabschiedeten Kriterien und Indikatoren orientieren sich auch die Anforderungen der PEFC-Zertifizierung (LAMMERTZ et al. 1999) und weitere mit diesem Problem befasste Projekte (SPELLMANN 2002). In Deutschland wurden die Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung zunächst evaluiert (WOLFF 2001). Als erstes Ergebnis zeigt sich, dass einige Indikatoren auf nationaler Ebene präzisiert werden müssen, um den spezifischen Waldverhältnissen in Deutschland Rechnung zu tragen. Hier wird auch angemerkt, dass für die Interpretation der Indikatoren ein Ziel- und Bewertungssystem fehlt.

In Deutschland präzisiert das Deutsche Gesetz zur Erhaltung des Waldes und zur Förderung der Forstwirtschaft (Bundeswaldgesetz) von 1975 den gesellschaftlichen Anspruch an den Wald wegen seines wirtschaftlichen Nutzens (Nutzfunktion) und wegen seiner Bedeutung für die Umwelt, insbesondere für die dauernde Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, das Klima, den Wasserhaushalt, die Reinhaltung der Luft, die Bodenfruchtbarkeit, das Landschaftsbild, die Agrar- und Infrastruktur und die Erholung der Bevölkerung (Schutz- und Erholungsfunktion) zu erhalten, erforderlichenfalls zu mehren und seine ordnungsgemäße Bewirtschaftung nachhaltig zu sichern, die Forstwirtschaft zu fördern und einen Ausgleich zwischen dem Interesse der Allgemeinheit und den Belangen der Waldbesitzer herbeizuführen (Bundeswaldgesetz §1).

Das Nationale Forstprogramm Deutschland (BMELF 2000) hat die Definition für nachhaltige Waldbewirtschaftung von der Helsinki-Konferenz übernommen. Es werden nun Ausschnitte aus diesem Programm genannt, die wiederum die vielschichtige Bedeutung des Waldes zeigen und Hinweise für wichtige Merkmale zur Nachhaltigkeit geben. Diese Beschreibung stellt eine Auswahl dar, die eine Bedeutung für diese Arbeit hat. Sie hat nicht den Anspruch der vollständigen Abdeckung aller Bereiche.

Habitateignung

Wälder sind in der dicht besiedelten Kulturlandschaft Deutschlands bedeutende ökologische Ausgleichsräume, da sie einerseits großräumig zusammenhängende, naturnahe Ökosysteme bilden, andererseits, insbesondere in waldärmeren Gebieten, als letztes Refugium für viele Arten dienen, deren Habitate außerhalb des Waldes mehr und mehr beeinträchtigt worden sind (BMELF 2000). Unter anderem aus diesem Grund gibt es in dem Bereich Habitateignung eine breit angelegte Forschung (KUNH 1998, STORCH 1999). Aus der Habitateignung oder dem Vorhandensein eines Habitats wird auf das Vorhandensein bestimmter Tier- und Pflanzengruppen rückgeschlossen. Einzelne Tierarten stehen wiederum für das Vorhandensein mehrerer Tierarten oder auch Lebensgemeinschaften (Leitarten). Über die Habitateignung solcher Indikatorarten können demnach nicht nur Rückschlüsse auf das Vorhandensein einer Art, sondern vieler Arten, sowohl der Fauna als auch der Flora geschlossen werden.

Artenvielfalt

Der Anteil waldbundener Arten an der heimischen Fauna und Flora ist hoch: Annähernd die Hälfte der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands kommt in Wäldern vor; rund ein Drittel hat hier den Schwerpunkt des Vorkommens. Die Zahl der Tierarten und ihre Individuendichte sind im Wald höher als in jedem anderen Lebensraum zu Lande. Von den rd. 45.000 Tierarten in Deutschland kommen allein in Buchenwäldern etwa 6.800 vor, 1.800 sind eng an diese Wälder gebunden (BMELF 2000). Die Artenvielfalt wird in den Diskussionen um die

Biodiversität, der auch durch die Konvention zur biologischen Vielfalt ein hoher Stellenwert zugemessen wird, sehr oft als erstes Kriterium für Nachhaltigkeit genannt. Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt ist ein konkretes Ergebnis der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro. Die Biodiversität ist im Übereinkommen definiert als die Variabilität aller lebenden Organismen aller Lebensräume und der ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören. Diese beinhalten die Variabilität innerhalb der Arten, zwischen den Arten und die Vielfalt der Lebensräume (KORN 2001). Für die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt in Deutschland spielen die Wälder eine besonders wichtige Rolle. Als ursprünglich vorherrschende Vegetationsform in Mitteleuropa sind naturnahe Wälder wichtige Lebensräume für heimische Tier- und Pflanzenarten (BMELF 2000).

Erholungsfunktion

Die Bevölkerung in Deutschland hat eine traditionell enge Verbindung zum Wald. Dies führt in einem derart dicht besiedelten Land dazu, dass der Wald auch als Stätte der Erholung intensiv genutzt wird. Mit zunehmender Freizeit und wachsender Mobilität steigen auch die Ansprüche der Bevölkerung an den Wald. Insbesondere in stadtnahen und ländlichen Intensiverholungsgebieten hat der Wald eine wichtige Rolle für die physische und psychische Regeneration der Menschen.

Auch die Beiträge der Waldbewirtschaftung zum Umwelt- und Naturschutz fördern die Erholungsfunktion des Waldes, da die Bedürfnisse und Ansprüche der Erholung suchenden Bevölkerung sich vor allem auf eine naturnahe und vielgestaltige Landschaft richten. Der Erholungswert einer Landschaft steigt mit zunehmender Bewaldung, sofern ein Mindestanteil offener Landschaftsteile als Kontrast verbleibt (BMELF 2000, AMMER und PRÖBSTL 1991).

Klimaschutz

Die Erhaltung der Vitalität der Wälder ist auch im Hinblick auf die dauerhafte Speicherung von Kohlenstoff wichtig. Unter Klimagesichtspunkten kommt deshalb der Sicherung der Stabilität und Anpassungsfähigkeit der Wälder an geänderte Umweltbedingungen hohe Bedeutung zu. Dies ist auch Ziel der Helsinki-Resolution H 4 („Strategie für die langfristige Anpassung der Wälder in Europa an die Klimaveränderung“) im Rahmen der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa. Zur Zeit fehlt es jedoch noch an gesichertem Wissen, sowohl über Richtung und Ausmaß einer möglichen Klimaänderung auf regionaler Ebene als auch über die Anpassungsfähigkeit von Baumpopulationen und ganzen Waldlebensgemeinschaften. Klimaänderungen können den Wald in zweifacher Hinsicht gefährden. Neben der Gefährdung des Waldes durch Änderungen der durchschnittlichen Klimaverhältnisse in kürzeren Zeiträumen als zuvor stellen neue Klimaextreme (z.B. stärkere und häufigere Orkane, Dürreperioden) eine Gefahr dar (BMELF 2000). Zum Thema Klimawandel und Waldbewirtschaftung gibt es erste abgeschlossene Projekte. LINDNER et al. (2002) untersuchten Wälder und Forstwirtschaft Deutschlands im globalen Wandel. Ziel

dieses Projektes war die Abschätzung und erste Bewertung einer möglichen Klimaveränderung auf die Wälder und die Forstwirtschaft Deutschlands (LINDNER et al. 2002).

1.3 Quantifizierung von Struktur- und Habitatdiversität

In den letzten Jahren entstanden verschiedene Arbeiten, die Zusammenhänge zwischen Struktur eines Waldes und Funktionen des Waldes untersucht haben. So machte DETSCH (1999) einen waldökologischen Vergleich von Natur- und Wirtschaftswäldern, bei dem die Arten- und Strukturdiversität der beiden Nutzungstypen auf Bestandesebene untersucht wurde. Auch in den USA wurde die Struktur unbehauelter und behauelter Bestände untersucht (HALE et al. 1999). HALE et al. kamen zu dem Ergebnis, dass unbehauelte Bestände in ihrer pflanzlichen Zusammenstellung sich nicht signifikant von behauelten Altholz-Beständen unterscheiden, wohl aber in strukturellen Einzelheiten. JEDICKE (1996a) untersuchte die Habitate von Spechten in Deutschland und stellte eine Verbindung zwischen Waldstruktur und dem Vorkommen von Vogelgemeinschaften dar. Er macht die Bedeutung struktureller Eigenschaften des Waldes für Vögel deutlich (JEDICKE 1996b). Dieser Zusammenhang wird bei PECHACEK (2002) noch genauer untersucht. Hier münden die Strukturuntersuchungen in einer exakten Formel zur Darstellung der Habitatgröße für den Dreizehen-Specht. Die Wirkung der Veränderung der Habitatstruktur auf bestimmte Insekten als wichtige Tiergruppe wird von INGS und HARTLEY (1999) in Schottland untersucht.

Gerade bezüglich der Erfassung der Biodiversität gibt es viele Arbeiten über Waldstruktur und Artenvielfalt. Nachhaltig bewirtschaftete Wälder mögen zu einer Erhöhung der Artenvielfalt führen, was eins der Ziele heutiger Waldbewirtschaftung ist (HEYWOOD 1995, PAOLETTI 1999, SIMBERLOFF 1999). Viele Aspekte der Struktur haben einen Einfluss auf die Artenvielfalt, wie zum Beispiel die Waldgröße. GERELL (1988) und HANSSON (1997) beschreiben für unterschiedliche Tiergruppen, dass Artenvielfalt in größeren Waldflächen höher als in kleineren Waldstücken ist. HOBBS stellte bereits 1988 fest, dass die Artenzahl auf stadtnahen Waldflächen positiv mit der Größe der Flächen korreliert. Ein Zusammenhang besteht auch mit der Bewirtschaftungsweise. In Mischwäldern leben mehr Arten als in Reinbeständen (ROTHLÄNDER et al. 2001). Vor allem aber höhere Strukturdiversität auf höherer, nämlich auf Landschaftsebene, wenn verschiedene Bestandestypen, verschiedene Altersklassen einen räumlich komplexeren Wald bieten, bringt hohe Artenvielfalt (HANSKI und HAMMOND 1995, SCHULZ 2001, ROTHLÄNDER et al. 2001). Die Erhöhung der Artenvielfalt ist auch ein Kriterium der Helsinki-Resolution (MCPFE 1998).

Eine wichtige Voraussetzung für die objektive Nutzung von Strukturinformationen als Indikatoren ist die Kenntnis der Funktion bestehender Strukturen als auch ihre numerische Formulierung. KÖHL und ZINGG (1996) untersuchten verschiedene Diversitätsindizes im

Zusammenhang mit Biodiversität in Waldbeständen. Sie zeigen, dass verschiedene Indizes (u.a. Shannon-Index, Simpson-Index und Artenvielfalt und Artenzahl) beim Vergleich der verschiedenen Bestände die Diversitätsunterschiede nur unvollständig abbilden. Die zeitliche Entwicklung der Diversität kann mit Hilfe dieser Indizes ebenfalls nicht ausreichend beschrieben werden. Dagegen belegen zahlreiche Fallstudien belegen den Nutzen von numerischen Strukturinformationen bei der Evaluierung von Habitateigenschaften. So beurteilt WIEGAND (1998) den Zusammenhang zwischen den Landschafts- und Waldstrukturen und ihre Eignung als Lebensraum für den Braunbären als so eng, dass ausgewählte Strukturinformationen für die Einschätzung der Habitatqualität ausreichen. PECHACEK (2002) weist in diesem Zusammenhang auf das Vorkommen des Dreizehenspechtes in Verbindung mit bestimmten Waldstrukturen hin. Diese Erkenntnisse legen den Schluss nahe, dass von vorhandenen numerisch beschreibbaren Bestandesstrukturen auf den Funktionserfüllungsgrad von Wäldern oder Waldökosystemen geschlossen werden kann. Dies hat den Vorteil, dass im Gegensatz z.B. zu der Erfassung des komplexen Merkmals Habitateignung für eine bestimmte Tierart, die Bestandesstrukturen viel leichter erhebbar, oftmals sogar bekannt sind. So kann beispielsweise mit geringerem Aufwand Baumartenanteil, Mischung, Höhenstrukturierung oder Flächenbedeckung erfasst werden, als das Vorkommen einer Käfer- oder Vogelpopulation. Schwer messbare Größen wie die Artenvielfalt können somit aus leicht messbaren Größen der Forsteinrichtung geschätzt werden. Ein wichtiger Aspekt dieser Arbeit ist es, Waldstrukturen als Indikatoren für Nachhaltigkeitskriterien zu untersuchen und die Nachhaltigkeitskriterien in funktionaler Abhängigkeit von diesen Indikatoren darzustellen.

Wenngleich einige Studien recht straffe Korrelationen zwischen Bestandesstrukturen und Tierpopulationen belegen, sind bisher keine allgemein gültigen Aussagen möglich (ALTENKIRCH 1982, ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE 1984, ELLENBERG et al. 1985). Es besteht aber Übereinstimmung darin, dass mit Zunahme der horizontalen und vertikalen Strukturierung eines Waldes in der Regel auch die Vielfalt der darin vorkommenden Tier- und Pflanzenarten ansteigt und die zwischenartlichen Verknüpfungen, die zur ökologischen Stabilität beitragen, zunehmen (HABER 1982).

Die räumliche Struktur eines Waldbestandes, beschrieben durch seinen horizontalen und vertikalen Aufbau zu einem gegebenen Zeitpunkt, prägen in entscheidendem Maße die weitere Bestandesentwicklung. Das gilt prinzipiell für alle Waldaufbauformen, insbesondere aber für den angestrebten Wald von morgen: für strukturreiche Mischbestände mit komplizierten inner- und zwischenartlichen Konkurrenzprozessen (PRETZSCH 1996). Die Quantifizierung von Bestandesstrukturen gibt allerdings für sich allein betrachtet noch keine Auskunft über die Wertigkeit eines Bestandes hinsichtlich eines bestimmten Merkmals zur

Nachhaltigkeit. Deshalb werden in dieser Arbeit Methoden zur umfassenden Beschreibung der Nachhaltigkeit entwickelt.

1.4 Vorgehensweise: Das Konzept der Arbeit

Dieser Abschnitt gibt einen Überblick über die für diese Arbeit gewählte Vorgehensweise. Es wird gezeigt, wie durch die neuartige Kombination von verschiedenen Methoden und der Verwendung unterschiedlichsten Datenmaterials, das größtenteils bereits bekannt ist und vorliegt, neues Wissen gewonnen und zur Anwendung gebracht werden kann.

Zur Verdeutlichung der Vorgehensweise dient eine graphische Darstellung (Abbildung 1.1). Eckig umrandete Begriffe weisen Arbeitsschritte aus. In den Kreisen finden sich die Kurzbegriffe für die verwendeten Materialien. Diese sind entweder bereits vorhanden oder werden durch Anwendung einer hier entwickelten Methode als Zwischenergebnis bereitgestellt. Diese Ergebnisse und Daten werden dann in den folgenden Arbeitsschritten weiter genutzt.

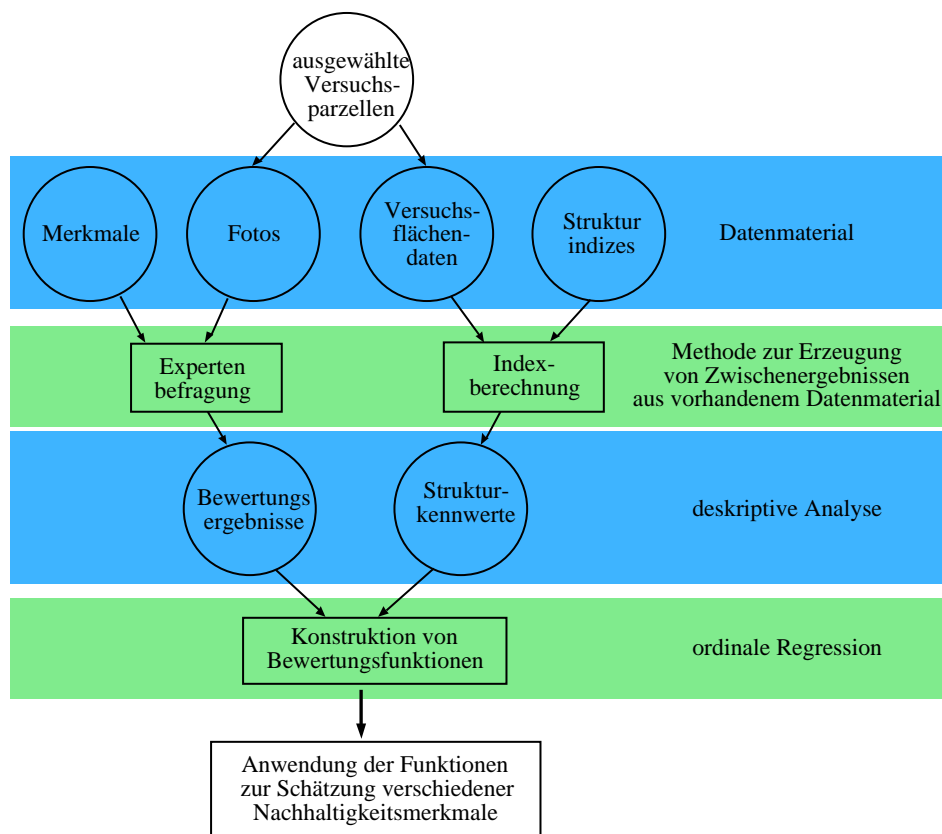


Abbildung 1.1: Modell für die Vorgehensweise.

Zunächst werden für den Wald geeignete Merkmale zur Beschreibung der Nachhaltigkeit aufgestellt. Ausgangsdatenmaterial dieser Arbeit bilden ausgewählte Versuchspartellen des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München, die im Rahmen des ertragskundlichen Versuchswesens in Bayern unter langfristiger Beobachtung stehen. Sie

sind für dieses Vorhaben besonders geeignet, da zu diesen Beständen bereits umfangreiches Datenmaterial vorliegt.

Diese Daten werden zunächst unterschiedlich weiter verwendet. Die Versuchspartellen werden zum einen anhand einer auf visuelle Eindrücke gestützten Expertenbefragung im Hinblick auf Nachhaltigkeit beurteilt. Diese Befragung greift auf die Merkmale und Fotografien der Versuchspartellen zurück. Die Expertenbefragung liefert neue Erkenntnisse in Form von Bestandeseinschätzungen. Diese werden in einer deskriptiven Analyse herausgearbeitet. Zum anderen werden aus den Versuchsflächendaten Strukturkennwerte der Bestände herausgearbeitet. Bei den Strukturkennwerten handelt es sich sowohl um klassische ertragskundliche Kennwerte wie Stammzahl oder Vorrat. Es werden aber auch Strukturindizes mit den Versuchsflächendaten für die verschiedenen Bestände berechnet. Auf die Erkenntnisse der deskriptiven Analyse stützt sich die Erarbeitung einer Bewertungsfunktion für jedes Merkmal zur Nachhaltigkeit. Hierzu wird das Verfahren der ordinalen Regression angewendet. Die herausgearbeiteten Funktionen dienen anschließend zur Einschätzung der Nachhaltigkeitsmerkmale in unterschiedlichen Beständen.

Wissensgewinn entsteht durch die Kombination zweier Aspekte zur Charakterisierung von Beständen. Die verschiedenen berechneten Strukturkennwerte der einzelnen Bestände werden hierbei den Experteneinschätzungen gegenübergestellt. Ziel dieser Neukombination ist es, Indizes oder Kombinationen von Kennwerten zu finden, die für ein bestimmtes Nachhaltigkeitskriterium gute Aussagen treffen. Das heißt, es werden die Kriterien-Index-Kombinationen gesucht, bei denen die Bewertungsergebnisse der Experten einen Zusammenhang mit den Strukturkennwerten erkennen lassen. Daraus soll ein Modell für die weitere Anwendung entstehen.

Aus den obigen Erläuterungen ergibt sich auch der Aufbau der folgenden Kapitel. In Kapitel 2 „Material“ werden zunächst die verwendeten Merkmale der Nachhaltigkeit dargestellt. Darauf folgt die Vorstellung der Versuchsflächen in Abschnitt 2.2, die bei der Expertenbefragung und Indexberechnung Verwendung finden.

Kapitel 3 „Methoden“ erläutert zunächst die Befragung der Experten und stellt die verwendeten Strukturindizes vor. Abschnitt 3.3 stellt die Vorgehensweise bei der Verknüpfung der Einschätzungen aus der Expertenbefragung und den Bestandesstrukturkennwerten vor, ohne näher auf die Ergebnisse der beiden vorangegangenen Methoden einzugehen.

Eine Vorstellung der Resultate aus der statistischen Analyse der Expertenbefragung erfolgt in Kapitel 4 „Ergebnisse aus der Expertenbefragung“. Dabei werden sowohl die verschiedenen Bestände als auch die unterschiedlichen Kriterien näher beleuchtet.

In Kapitel 5 „Modellierung ausgewählter Kriterien der Nachhaltigkeit“ werden die Strukturkennwerte und die Ergebnisse aus der Expertenbefragung verknüpft. Hier wird die Herleitung und Validierung des Modells vorgestellt.

Nach dieser theoretischen Bearbeitung wird in Kapitel 6 das erarbeitete Modell auf andere Bestände angewendet, und ermöglicht die Überprüfung der Anwendungsmöglichkeit des Modells. Hier wird außerdem gezeigt, wie anhand der Modellergebnisse die Veränderung von Beständen und der Wertigkeit im Laufe der Zeit dargestellt werden kann. Dafür werden die Bestände mit dem Waldwachstumssimulator SILVA (PRETZSCH 1992a, 2001) fortgeschrieben. Über die dabei gewonnenen Strukturinformationen und mit Hilfe des entwickelten Modells wird gezeigt, wie sich der Bestand im Hinblick auf die verschiedenen Merkmale der Nachhaltigkeit unter bestimmten Behandlungsstrategien entwickeln kann.

2 Material

In diesem Kapitel wird das verwendete Datenmaterial eingeführt und erläutert. So werden zum einen die untersuchten Merkmale der Nachhaltigkeit aufgelistet und erklärt. Zum anderen werden die herangezogenen Versuchsflächen vorgestellt.

2.1 Merkmalkatalog

Merkmale dienen der Charakterisierung. Sie sollen einen Gegenstand, einen Begriff oder einen Zustand näher kennzeichnen. Merkmale dienen dem Erkennen und dem Unterscheiden. Zur Anwendung in dieser Arbeit kommen vor allem solche Merkmale, die durch die Forstwirtschaft beeinflusst werden und von denen angenommen wird, dass sie durch die Waldstruktur beeinflusst werden. Als räumliche Skala wird der Bestand gewählt. Die Merkmale sollen auf dieser Ebene beschrieben werden. Ein weiteres Kriterium besteht darin, dass bereits vorhandenes Datenmaterial wie die aus Forsteinrichtungsdaten zur Verfügung stehenden Informationen genutzt werden.

Ausgangspunkt für die Auswahl der Merkmale sind die Helsinki-Kriterien. Diese und die dafür erarbeiteten Indikatoren sind, wie in der Einleitung erwähnt, noch nicht geeignet eine Einschätzung der Nachhaltigkeit von Waldbeständen in durchführbarem Maße zu aufzuzeigen.

Das Helsinki-Kriterium 1 "Erhaltung und angemessene Verbesserung der Waldressourcen und ihr Beitrag zu globalen Kohlenstoffkreisläufen" bezieht sich auf die Landschaftsebene. Demnach wird hier kein Merkmal heraus gearbeitet, das für die Betrachtungsebene des Bestandes bedeutend ist. Zumal in Deutschland der rechtliche Rahmen zu diesem Kriterium bereits gegeben ist, da die Waldfläche insgesamt laut Gesetz nicht abnehmen darf.

Das Helsinki-Kriterium 2 hat die Erhaltung der Gesundheit und Vitalität von Waldökosystemen zum Inhalt. In den weiteren Erläuterungen, die aus den Beschlüssen der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder Europas (MCPFE 1998) hervorgegangen sind, wird nach Schäden gefragt, die durch Luftverunreinigung entstehen. Diese Schäden sollten wiederum aus der Veränderung der Blatt- und Nadelmasse ermittelt werden. Des Weiteren wird nach Sturmwurfflächen, Brandflächen und Verjüngungsflächen als quantitativer Indikator gefragt. Diese Indikatoren zeigen allerdings nur das Ausmaß verschiedener Schädigungen. Sie geben keinen Hinweis darauf, ob eine Fläche gefährdet ist und damit weniger nachhaltig oder nicht. Mit den aufgeführten Indikatoren wird nur ein Ist-Zustand abgefragt. Auf Bestandesebene ist unter anderem nach Bestandesstabilität gefragt. Stabilität im Hinblick auf ein Schadereignis wie einen Sturm, also ein kurzfristiges Schadereignis. Eine hohe Stabilität bedeutet, dass ein Bestand nur einen geringen oder gar keinen Schaden durch das Ereignis davon trägt. Insektenkalamitäten stellen eine andere Art der Schadeinwirkung dar. Auch hier wird durch die Indikatoren der Helsinki-Kriterien der Ist-Zustand erhoben.

Wichtig ist aber im Hinblick auf die Nachhaltigkeit der Wälder, wie widerstandsfähig ein Bestand über längere Zeit gegen Schadeinflüsse ist. Und dabei ist nicht die Widerstandskraft eines einzelnen Baumes gefragt, sondern ob die Bestandesstruktur durch solche Schadeinwirkungen erhalten bleibt. Dieses Thema soll über die Elastizität eines Bestandes abgefragt werden, da diese nicht hinreichend durch die bis jetzt vorhandenen Indikatoren beantwortet werden kann.

Im Helsinki-Kriterium 3 „Erhaltung und Förderung der produktiven Funktionen der Wälder (Holz- und Nichtholzprodukte)“ ist die klassische Sichtweise der Nachhaltigkeit verankert, nämlich das Gleichgewicht zwischen Holzzuwachs und Holzentnahme. Hier geht es um die Holzproduktion. Diese Frage wird mit der klassischen Forsteinrichtung auf Betriebsebene beantwortet und kann auch auf Landschaftsebene ermittelt werden. Auf Bestandesebene stellt sich die Frage, ob die Holznutzung lang- oder kurzfristig gesichert ist. Diese Einschätzung ist ein Blick in die Zukunft.

Im Helsinki-Kriterium 4 der Erhaltung, dem Schutz und der angemessenen Verbesserung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen werden um einen Flächenveränderungen von natürlichen und naturnahen Waldtypen hinzugezogen. Leider ist keine Definition gegeben, wie die Waldtypen als naturnah klassifiziert werden. Auf Bestandesebene kann nur überprüft und eingeschätzt werden, ob ein Bestand naturnah ist, was in dieser Arbeit abgefragt werden soll. Die Frage nach Flächenveränderungen stellt sich erst ab der Betriebsebene und ist somit auf der in dieser Arbeit gewählten räumlichen Ebene nicht zu beantworten. Ein Konzeptbereich dieses Helsinki-Kriteriums behandelt die gefährdeten Arten. Laut der Definition aus der Konvention der biologischen Vielfalt wird dort nur allgemein die Artenvielfalt als die Artenzahl in einem Gebiet bezeichnet. Diese Überprüfung wird im Rahmen der Beschlüsse und Resolutionen der dritten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder Europas in Lissabon (1998) in den Auflistungen der deskriptiven und quantitativen Indikatoren nicht vorgesehen. Da die Wichtigkeit der biologischen Vielfalt allerdings bereits durch die auf dem Rio-Gipfel verabschiedete Konvention zur biologischen Vielfalt aufgezeigt wurde, soll der Artenvielfalt auch in dieser Arbeit mehr Beachtung geschenkt werden. Die Aufnahme dieses Merkmals in den Katalog soll ermöglichen nicht immer die aufwendigen Zählungen und Untersuchungen der Artenvielfalt durchführen zu müssen.

Die im Helsinki-Kriterium 5 angesprochene Verbesserung der Schutzfunktionen des Waldes insbesondere in Bezug auf den Boden und das Wasser wird durch Waldflächenanteil mit Schutzfunktionen ausgedrückt, was sich auf einer anderem räumlichen Ebene als der des Bestandes abspielt. Aus diesem Grund wird dieses Kriterium in dieser Arbeit nicht näher betrachtet.

Die Erhaltung anderer sozioökonomischer Funktionen und Bedingungen hat das Helsinki-Kriterium 6 zum Thema. Die Indikatoren dieses sehr weit gehaltenen Kriteriums beinhaltet unter anderem die Bereitstellung von Erholungsmöglichkeiten, wobei die Waldfläche, die in der Bundesrepublik Deutschland öffentlich zugänglich ist, als quantitativer Indikator

aufgelistet ist. Die Erhebung, ob eine Waldfläche überhaupt zu Erholungszwecken genutzt wird, bedarf einer aufwendigen Besucherzählung. Deswegen soll hier der Erholungswert eines Waldbestandes sowie die Ästhetik eines Waldbestandes abgefragt werden.

Ökologische Nachhaltigkeitskriterien wie Ressourcenverfügbarkeit oder Biodiversität, gesellschaftliche Nachhaltigkeitskriterien wie zum Beispiel die Frage der Erholungsleistung und auch die wirtschaftliche Nachhaltigkeit sollen in dem hier aufgestellten Merkmalen enthalten sein. Aus der kritischen Betrachtung der Helsinki-Kriterien und ihrer Indikatoren ergibt sich für diese Arbeit der in Tabelle 2.1 dargestellte Merkmalkatalog.

Tabelle 2.1: Merkmalkatalog.

Artenvielfalt		Habitat-eignung			waldbau-licher Spielraum	Nutzungs-potenzial		Stabi-lität	Elasti-zität	An-passungs-vermögen	Ästhe-tik	Er-holungs-wert	Natur-nähe
Flora	Fauna	Reh	Höhlen-brüter	Totholz bewoh-nende Insekten		kurz-fristig	lang-fristig						

In Tabelle 2.1 sind die verwendeten Merkmale aufgelistet und werden im Folgenden einzeln erläutert.

- **Artenvielfalt**

Artenvielfalt definiert sich als Vielfalt zwischen den Arten und bezieht sich auf die Anzahl vorkommender Arten. Artenzahlen und Artenvielfalt sind wichtige Begriffe in der Naturschutzdiskussion und Thema vieler Forschungsarbeiten (SCHULZ 2001). Da in dem Testlauf zur Befragung immer wieder die Frage nach der Definition der Artenvielfalt gestellt wurde, erfolgte eine Aufteilung in Artenvielfalt der Flora und Artenvielfalt der Fauna.

- **Habitat-eignung**

Bewährte Indikatorarten und damit gut erforschte Arten stellen Totholz bewohnende Insekten und Höhlenbrüter dar. Sie werden oft als typisch für unterschiedliche Waldstrukturen genannt, in denen auch weitere Tierarten ihren Lebensraum finden (DETSCH et al. 1994). Das Reh wurde als typische Wald-Feld-Art hinzugenommen. Ein wichtiger Aspekt ist der Verbiss der Naturverjüngung, wodurch das Reh eine wichtige Rolle für die Entwicklung des Waldes spielt.

- **Waldbaulicher Handlungsspielraum**

Ein Faktor, der sowohl im ökonomischen Bereich bei Aussagen oder Prognosen helfen kann, der aber auch im ökologischen Bereich von Nutzen ist. Mit dem Merkmal waldbaulicher Handlungsspielraum wird die Möglichkeit betrachtet, vielfältige waldbauliche Konzepte zu realisieren und auf verschiedene Situationen reagieren zu können.

- **Nutzungspotenzial**

Die ökonomische Qualität soll über das Nutzungspotenzial des Bestandes bewertet werden. Dabei werden zwei zeitliche Gesichtspunkte betrachtet: zum einen ob gute oder schlechte

Möglichkeiten bestehen kurzfristig nutzen zu können und zum anderen wie die langfristigen Nutzungsmöglichkeiten aussehen.

- **Stabilität**

Unter Stabilität wird hier die Fähigkeit eines Bestandes verstanden, bei einer kurzfristig wirkenden Störung im ursprünglichen Zustand zu verharren. Damit ist zum Beispiel das Sturmwurfisiko gemeint oder andere kurzfristige abiotische Risikofaktoren.

- **Elastizität**

Durch die Elastizität wird ein etwas längerer Zeitraum abgefragt, wobei es darum geht, ob es einem Bestand trotz eingetretenem Schadereignis gelingen kann, sich zu regenerieren.

- **Anpassungsvermögen**

Über das Anpassungsvermögen wird nun ein langer Zeitraum betrachtet, der sich über mehrere Umtriebszeiten erstreckt. Damit soll der Forderung nach Weiterbestehen des Waldes auch unter sich ändernden Klima- und Umweltbedingungen Rechnung getragen werden.

Die drei Begriffe Stabilität, Elastizität und Anpassungsvermögen unterscheiden sich durch den zugrunde gelegten Zeitraum und können damit auch im Hinblick auf Einflüsse unterschiedlichen zeitlichen Ausmaßes gesehen werden. Damit sind zum Beispiel Sturmereignisse, Insektenkalamitäten, aber auch Klimaveränderungen gemeint.

- **Ästhetik und Erholungswert**

Die Erholungsfunktion setzt sich zusammen aus den Merkmalen Ästhetik und Erholungswert, die der sozialen Dimension von Nachhaltigkeit zuzuordnen sind. Hierbei ist zu bedenken, dass die geforderten Leistungen des Waldes stark vom subjektiven Empfinden der Erholungssuchenden abhängig sind (AMMER und PRÖBSTL 1991).

- **Naturnähe**

Die Naturnähe von Landschaftsausschnitten gilt als wichtiger Weiser dafür, in welchem Maß Bestände ein Entwicklungspotenzial in sich tragen. Die Definition von Naturnähe ist dabei nicht unumstritten und ist je nach Ausrichtung der Definierenden unterschiedlich (GRABHERR et al. 1998). In dieser Arbeit soll die Naturnähe im Vergleich mit der potenziellen natürlichen Vegetation eingewertet werden.

2.2 Versuchsflächen

Für die Überprüfung inwieweit Strukturkennwerte mit der Erfüllung der aufgeführten Merkmale der Nachhaltigkeit zusammen passen, werden konkrete Waldbestände benötigt. Der Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München betreut ein umfangreiches Netz langfristig beobachteter Versuchsflächen. Das Datenmaterial dieser Flächen steht zur Verfügung, so dass zusätzliche waldwachstumskundliche Erhebungen im Rahmen dieser Untersuchung nicht notwendig waren.

2.2.1 Kriterien für die Auswahl der Versuchsflächen

Das wichtigste Kriterium bei der Auswahl der Versuchsflächen ist, dass die Bestände ein breites Spektrum von Merkmalsausprägungen hinsichtlich der in Tabelle 2.1 aufgestellten Merkmale zur Nachhaltig abdecken. Die Bestandestypen oder Waldformen, die in dieser Arbeit benutzt werden, beschränken sich auf eine Auswahl aus den drei für Südbayern charakteristischen Baumarten Fichte, Tanne und Buche. Die Flächen sollen mit einer oder mehreren der aufgezählten Baumarten bestockt sein. Außerdem sind unterschiedliche Bestandesalter und Baumartenmischungen von Bedeutung, da sich dies in unterschiedlichen Bestandesstrukturen widerspiegeln. Es werden Flächen benötigt, deren letzter Erhebungszeitpunkt nicht allzu weit zurück liegt, da Versuchsflächendaten und die Informationen, die mit Hilfe von Bildern erhoben werden, miteinander verknüpft werden. Wichtig ist auch, dass einzelbaumweise Aufnahmen vorliegen. Neben den Größen Brusthöhendurchmesser und Baumhöhe sind die Stammfußkoordinaten von Bedeutung für die Berechnung der Strukturindizes, die eine räumliche Beschreibung zulassen. Unter diesen Voraussetzungen wurden 14 Parzellen aus dem Versuchsflächennetz des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde ausgewählt.

2.2.2 Beschreibung der ausgewählten Versuchsflächen

Ein Teil der ausgewählten Versuchsflächen befindet sich im Stadtwald Traunstein. Die weiteren verwendeten Parzellen liegen im Nationalpark Bayerischer Wald, um das Spektrum an Baumartenmischung und Bestandesbehandlung zu erweitern. Dort konnte auf Flächen, die seit Jahrzehnten außerhalb der Bewirtschaftung liegen, zurückgegriffen werden. In der Diskussion um die Erhaltung oder Erhöhung der biologischen Vielfalt werden oft derartige Flächen als Vergleich angeführt (DETSCH 1999). Zunächst wird eine kurze Charakterisierung der 14 ausgewählten Bestände in Form einiger waldwachstumskundlicher Kenngrößen in Tabelle 2.2 gegeben. Darauf folgt eine Beschreibung der Versuchsanlagen und der einzelnen Parzellen. Da die fotografische Dokumentation zur Veranschaulichung der Bestände eine wichtige Rolle in dieser Arbeit einnimmt, werden die fotografischen Aufnahmen neben den Parzellenbeschreibungen abgebildet (Abbildungen 2.1 bis 2.11).

Tabelle 2.2: Charakterisierung der 14 Parzellen aus dem Stadtwald Traunstein und dem Nationalpark Bayerischer Wald mit Angabe der Baumarten, des Bestandesalters, der Oberhöhen, der Durchmesser des Oberhöhenbaumes, der Stammzahl pro Hektar, des Vorrates pro Hektar und des Mischungsanteils von Fichte und Buche.

Parzellennummer	Baumarten	Alter in Jahren	ho in m	do in cm	N/ha	V/ha in VfmD	Mischungsanteil
TRS 146/2	Fichte Buche	63	Fichte: 30,5 Buche: 32,9	Fichte: 40,3 Buche: 32,9	558	465	Fichte: 0,33 Buche: 0,67
TRS 146/3	Buche sLaubholz	64	Buche: 27,9 sLaubholz: 25,3	Buche: 31,7 sLaubholz: 28,5	616	298	Fichte: 0,1 Buche: 0,7
TRS 146/4	Fichte	36	Fichte: 24,1	Fichte: 19,6	913	316	Fichte: 1
TRS 146/6	Buche sLaubholz	52	Buche: 24,2 sLaubholz: 24,9	Buche: 27,1 sLaubholz: 29,2	695	255	Buche: 0,8
TRS 147/1	Fichte Tanne	41	Fichte: 22,0 Tanne: 19,9	Fichte: 34,0 Tanne: 27,2	1332	350	Fichte: 0,7 Buche: 0,05
TRS 147/2	Fichte Buche	44	Fichte: 23,7 Buche: 20,7	Fichte: 38,7 Buche: 26,4	1144	402	Fichte: 0,85 Buche: 0,15
TRS 147/4	Fichte Buche	63	Fichte: 31,3 Buche: 23,4	Fichte: 48,2 Buche: 22	545	643	Fichte: 0,8 Buche: 0,2
ZWI 137/1	Buche Tanne Fichte	320	Buche: 22 Tanne: 29,3 Fichte: 43,8	Buche: 37,5 Tanne: 42 Fichte: 80,5	831	719	Fichte: 0,25 Buche: 0,46
ZWI 138/2	Buche Fichte Tanne	410	Buche: 29 Fichte: 46,1 Tanne: 41	Buche: 55,8 Fichte: 96,4 Tanne: 93	692	691	Fichte: 0,4 Buche: 0,53
Hirschau	Fichte Buche Tanne	155	Fichte: 43,2 Buche: 24 Tanne: 41,2	Fichte: 78,1 Buche: 27,9 Tanne: 68,6	266	902	Fichte: 0,7 Buche: 0,2
ZWI 111/3	Fichte Buche	110	Fichte: 39,5 Buche: 35,5	Fichte: 58,1 Buche: 42,4	236	523	Fichte: 0,5 Buche: 0,45
ZWI 111/4	Buche	125	Buche: 36,3	Buche: 44,7	317	497	Buche: 1
ZWI 111/5	Fichte	105	Fichte: 40,8	Fichte: 54,2	246	664	Fichte: 1
ZWI 111/7	Buche Fichte	110	Buche: 32,9 Fichte: 36,6	Buche: 14,5 Fichte: 67,8	288	435	Fichte: 0,7 Buche: 0,3

Stadtwald Traunstein:

Der Stadtwald Traunstein liegt im Wuchsbezirk 14.4 „Oberbayerische Jungmoräne- und Molassevorberge, im Teilwuchsbezirk 14.4/3 „Östliche kalkalpine Jungmoräne“. Pro Jahr fallen in diesem Gebiet etwa 1500 mm Niederschlag, wovon ein Großteil in den Sommermonaten während der Vegetationszeit niedergeht. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 7,3°C, während der Vegetationszeit liegt sie bei 15,1°C.

Die ausgewählten Parzellen im Stadtwald Traunstein stammen von zwei Versuchen, in denen die Struktur und die Leistung von Fichten-Reinbeständen im Vergleich zu Mischbeständen untersucht wird. Die Versuche TRS 146 und TRS 147 wurden 1996 bzw. 1997 jeweils im Rahmen eines studentischen Praktikums angelegt. Ziel des Versuches TRS 146 ist ein Leistungsvergleich zwischen den drei Bestandestypen Fichten-Reinbestand, Fichten-Buchen-Mischbestand und Buchen-Edellaubholzbestand. Aus diesem Versuch wurden vier Parzellen ausgewählt. Bei den im Versuch TRS 147 angelegten Parzellen handelt es sich um drei Fichten-Reinbestände unterschiedlichen Alters und drei Fichten-Buchen-Mischbeständen ebenfalls aus drei Altersbereichen. Von diesen Parzellen wurde eine Parzelle mit einem Fichten-Reinbestand gewählt und zwei Parzellen, die mit den Baumarten Fichte und Buche bestockt sind. Die verwendeten Daten, die in Tabelle 2.3 aufgelistet sind, stammen von Aufnahmen aus den Jahren 1996 (TRS 146) und 1997 (TRS 147).



Abbildung 2.1: Foto der Parzelle TRS 146/2.

Parzelle TRS 146/2:

Der Bestand ist ein 63-jähriger Fichten-Buchen-Mischbestand mit einem sehr geringen Anteil an weiteren Laubböhlzern. In der Oberschicht von Fichten dominiert, findet sich im Unterstand allerdings die Buche so zahlreich, dass sie einen Gesamtanteil von 67 % ausmacht. Aus Bohrspananalysen und den Revierbucheintragungen ist ersichtlich, dass die Fichten ca. 20 Jahre älter sind als die Buchen (RIEMANN, 1998).



Abbildung 2.2: Foto der Parzelle TRS 146/3.

Parzelle TRS 146/3:

Bei dieser Parzelle handelt es sich um einen 64-jährigen Laubholzbestand. Er besteht zu über 70 % aus Buche in der Oberschicht und weist einen Anteil von über 20 % Edellaubholz auf. Den Rest machen wenige Fichten aus. Die Buche bildet einen lockeren Zwischen- und Unterstand.



Abbildung 2.3: Foto der Parzelle TRS 146/4.



Abbildung 2.4: Foto der Parzelle TRS 146/6.



Abbildung 2.5: Foto der Parzelle TRS 147/1.

Parzelle TRS 146/4:

In diesem jungen 36-jährigen Fichtenreinbestand sind nur einzelne Laubbäume zu finden, die meist in der Höhe von der Fichte überragt werden. Nur wenige Buchen sind mit der Fichte gleichwüchsig.

Parzelle TRS 146/6:

Der Buchen-Edellaubholz-Bestand mit einem Alter von 52 Jahren hat einen Edellaubholzanteil von 20%. Buche und Edellaubhölzer sind in der Oberschicht gleichwüchsig. Es besteht ein spärlicher Unterstand aus Buche. Der lichte Bestandeseindruck entsteht durch eine vorangegangene starke Durchforstung.

Parzelle TRS 147/1:

Der junge Nadelholzbestand mit einem Alter von 41 Jahren besteht zu 70 % aus Fichte. Als weitere Nadelbaumart befindet sich ein Anteil von 24 % Tanne in diesem Bestand. Einzelne Buchen konnten sich im Unter- und Zwischenstand halten.



Abbildung 2.6: Foto der Parzelle TRS 147/2.

Parzelle TRS 147/2:

Dieser 44-jährige Fichten-Buchen-Mischbestand wird von der Fichte dominiert. Im Gegensatz zur vorigen Parzelle 147/1 ist hier ein Laubholzanteil von 15 % vorhanden.



Abbildung 2.7: Foto der Parzelle TRS 147/4.

Parzelle TRS 147/4:

Der mittelalte Fichten-Buchen-Mischbestand ist um 20 Jahre älter als der vorher genannte Bestand. Er hat einen etwas größeren Laubholzanteil, wobei die Buche von der Fichte, wie in Tabelle 2.4 ersichtlich, deutlich überragt wird.

Bayerischer Wald:

Die sieben Parzellen aus dem Bayerischen Wald liegen alle im Wuchsbezirk 11.3 „Innerer Bayerischer Wald“ in einer Höhenlage von 750-850 m üNN. Eine der Naturwaldparzellen befindet sich in den Höhenlagen des Bayerischen Waldes auf etwa 1000 m üNN. Die Jahresniederschläge in diesem Gebiet liegen bei rund 1300 mm bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von 5,5°C.

Vier der ausgewählten Parzellen im Bayerischen Wald entstammen einem Versuch, der 1954 von ASSMANN und MAGIN im damaligen Forstamt Zwiesel angelegt wurde. Er dient zur vergleichenden Untersuchung der Leistung von Rein- und Mischbeständen der Baumarten Fichte und Buche. Diese bewirtschafteten Flächen gehörten bis vor wenigen Jahren noch zum

Forstamt Zwiesel und befinden sich seit der Nationalparkerweiterung im Jahr 1997 im Gebiet des Nationalparks Bayerischer Wald. Bei zwei weiteren Parzellen handelt es sich um Naturwaldflächen, die seit fast 90 Jahren unter Schutz stehen und auch vor dieser Zeit nur wenig genutzt wurden. Hier wurden die Daten im Jahr 1997 erhoben. Eine weitere Parzelle befindet sich in einem Gebiet, das seit 20 Jahren nicht mehr genutzt wird.



Abbildung 2.8: Foto der Parzelle ZWI 137/1.

Parzelle ZWI 137/1:

Diese Urwaldfläche nahe der Mittelsteighütte steht seit fast 90 Jahren unter Schutz. Es handelt sich um einen Bergmischwald aus Fichte, Tanne und Buche. Dessen Mischungsanteile sind folgendermaßen verteilt: Er besteht zu 46 % aus Buche, zu 29 % aus Tanne und die Fichte ist mit 25 % beteiligt. Das Bestandesalter wird mit ca. 320 Jahren benannt. Hier finden sich mächtige Altbäume und zahlreicher Buchenunter- und zwischenstand aus Naturverjüngung. Durch absterbende Altbäume entstehen immer wieder Femellöcher, die den Bestand weiter strukturieren.



Abbildung 2.9: Foto der Parzelle ZWI 138/2

Parzelle ZWI 138/2:

Die Parzelle am Höllbachgespreng wird ebenfalls seit fast 90 Jahren nicht mehr genutzt und auch vor dieser Zeit waren die Nutzungen sehr gering. Hier handelt es sich ebenfalls um einen Bergmischwald aus Fichte, Tanne und Buche, allerdings mit anderen Mischungsverhältnissen. Die Buche dominiert mit 53 %, gefolgt von der Fichte, die 40 % einnimmt. Die Tanne ist mit 7 % wesentlich geringer vertreten als auf der anderen Urwaldparzelle. Auch hier herrscht eine starke Strukturierung und es gibt größere Verjüngungsbereiche.



Abbildung 2.10: Foto der Parzelle Hirschau

Parzelle Hirschau :

Diese Parzelle stammt nicht aus dem Versuchsflächennetz des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München, sondern wurde nur temporär für ein waldwachstumskundliches Praktikum im Sommer 2000 angelegt und aufgenommen. Auf dieser Fläche, auf der ein Fichten-Buchen-Tannen-Mischbestand stockt, wurde die Nutzung erst vor 20 Jahren aufgegeben. Das Alter der Bäume liegt zwischen 130 und 180 Jahren, das Durchschnittsalter beträgt 155 Jahre. Der Bestand wird von der Fichte mit 69 % Anteil dominiert. Buche und Tanne haben nur einen Anteil von 19 % bzw. 12 %. Auf dem Bild (Abbildung 2.10) sind bereits liegendes Totholz und im Bildhintergrund größere Bestandeslücken erkennbar.

Die Buche ist im Unter- und Zwischenstand zu finden. Sie wird bei einer Oberhöhe von 24 m deutlich von den Fichten und Tannen überragt (s. Tabelle 2.4).

Parzellen ZWI 111/3, ZWI 111/4, ZWI 111/5 und ZWI 111/7

Auf den folgenden vier Parzellen stocken Fichten und Buchen in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen. Dabei ist die Fichte 105 Jahre alt und die Buche 125 Jahre. Im Jahr 2000 fanden auf diesen Parzellen Verjüngungsaufnahmen statt. Die übrigen Daten stammen von der Aufnahme im Herbst 1997.



Abbildung 2.11: Fotos der Parzellen ZWI 111/3, ZWI 111/4, ZWI 111/5 und ZWI 111/7 (von links nach rechts).

Bei den Parzellen ZWI 111/3 und ZWI 111/7 handelt es sich um bewirtschaftete Mischbestände aus Fichte und Buche mit unterschiedlichen Baumartenanteilen und einem durchschnittlichen Bestandesalter von 110 Jahren. Auf beiden Parzellen überragt die Fichte die Buche im Durchschnitt um einige Meter. Auf der Fläche ZWI 111/3 dominiert die Fichte

mit 55%. Der sehr geringe Anteil der Tanne wurde der Fichte zugeordnet. Auf der Parzelle ZWI 111/7 dominiert die Buche mit 70%. Auf Parzelle ZWI 111/4 befindet sich ein bewirtschafteter 125-jähriger Buchenreinbestand. Hier sind erste kleine Fichten in der Verjüngung erkennbar. Die Parzelle ZWI 111/5 ist mit einem bewirtschafteten 105-jährigen Fichtenreinbestand bestockt.

3 Methode

Diese Arbeit besteht aus mehreren methodischen Konzepten, die im Folgenden dargestellt werden. Zum einen die so genannte Befragung von Experten, die der Bewertung von Waldbeständen im Hinblick auf die Merkmale der Nachhaltigkeit dient. Daran schließt sich eine Beschreibung der Strukturindizes zur Charakterisierung der Bestandesstruktur an. Zum anderen die statistische Modellbildung zur Konstruktion von Bewertungsfunktionen, die dazu beitragen sollen, Waldbestände aus vorhandenem Datenmaterial im Hinblick auf die Nachhaltigkeit einschätzen zu können.

3.1 Befragung von Experten

Die Befragung von Experten soll dazu beitragen, konkrete Waldbestände im Hinblick auf unterschiedliche Merkmale der Nachhaltigkeit einzuordnen. Sie ist ein erster Schritt der Brücke zwischen qualitativer und quantitativer Bewertung der Nachhaltigkeit.

Der Begriff Expertenbefragung wurde zur Bezeichnung der Vorgehensweise gewählt, da Experten verschiedener, aber miteinander in Bezug stehender Spezialgebiete befragt wurden. Mit der Expertenbefragung wird aktuelles Forschungswissen zusammengetragen und nutzbar gemacht. Damit ist gewährleistet, dass der neuste Stand der Forschung in die Arbeit einfließt, was über ein reines Literaturstudium nicht möglich wäre.

Experten sind Personen, die berufliche Aufgaben bewältigen, für die eine lange Fachausbildung und praktische Erfahrung benötigt wird. Zu den Fähigkeiten von Experten gehört, dass sie Probleme erkennen und verstehen, Probleme lösen, die Lösung erklären, die eigene Kompetenz einschätzen, Randgebiete ihres Fachs überschauen sowie Wissen erwerben und strukturieren können. Ihr Wissen kann unbewusst und nicht in Worten ausdrückbar sein (WACHSMUTH und MEYER-FUJARE, 1994). NEUBERT (1991) beschreibt, dass zur Auswahl der Experten ihr Sachverstand, ihre Kompetenz und die Verantwortung in ihrer jeweiligen Stellung herangezogen wird. Der gleichen Auffassung sind MENSER und NAGEL (1991).

Das Ziel der hier vorgestellten Expertenbefragung ähnelt dem eines Expertengesprächs oder Experteninterviews, wie es in der sozialwissenschaftlichen Literatur beschrieben wird (u.a.: ROTH, 1995). Bei einem Experteninterview befragt der Forscher eine kleine Auswahl gut informierter Fachleute auf diesem Fachgebiet. Diese Expertengespräche dienen dazu, bisherige Forschungsergebnisse zu bewerten, zu kommentieren oder zu interpretieren (ROTH, 1995).

Das Expertenwissen wird in dieser Arbeit aber nicht über ein so genanntes Expertengespräch ermittelt, sondern mittels einer komparativen Bewertung durch die Experten. Dies geschieht über ein Rating-Verfahren mit einer Rating-Skala (BORTZ & DÖRING 1995). Bei der

Befragung wurde eine bipolare Rating-Skala verwendet mit numerischen Markern von 1 bis 10. Die Werte 1 und 10 wurden dabei durch zwei gegensätzliche Begriffe markiert.

3.1.1 Auswahl der Experten

Für die Durchführung der Befragung wurden Personen und Institutionen verschiedener mit der Thematik der Nachhaltigkeit in der Forstwirtschaft betroffener Bereiche angeschrieben und gebeten an der Befragung teilzunehmen. Es handelt sich hierbei um Mitarbeiter von Naturschutzorganisationen, von Zertifizierungsinstitutionen oder von Organisationen, die den Wald betreffende Themen bearbeiten. Es wurden Naturwissenschaftler befragt, die z. B. für bestimmte Tierarten Habitatuntersuchungen durchgeführt haben oder die Spezialisten für bestimmte Pflanzenzusammensetzungen oder Tierarten sind. Außerdem bekamen Forstwissenschaftler, Forstbetriebsbeamte, Forstpraktiker sowie einige Waldbesitzer den Bewertungsbogen und die Fotos.

Wichtig für die Ansprache als Experte ist für diese Arbeit, dass die befragte Person sich im Zusammenhang mit ihrem Spezialgebiet mit dem Wald auseinander gesetzt hat. Neben den forstlichen Kenntnissen sollen die Experten weitere fachliche Spezialisierungen haben. Diese Spezialisierungen begründen sich darin, dass neben der klassischen forstlichen Komponente weitere Komponenten der Nachhaltigkeit berücksichtigt werden sollen. Dazu gehören, wie bereits in der Einleitung erwähnt und bei SUDA und ZORMAIER (2002) beschrieben, die ökonomische, ökologische und soziale Komponente der Nachhaltigkeit.

Bei den befragten Experten handelt es sich bis auf drei Ausnahmen um forstlich ausgebildete Personen, mit einem abgeschlossenen Fachhochschul- oder Universitätsstudium im Bereich Forstwirtschaft bzw. Forstwissenschaft. Bei den Ausnahmen handelt es sich um zwei Biologen, die seit vielen Jahren auf den Wald bezogene Themen bearbeiten, und um einen Waldbesitzer. Diese Personen sind in verschiedenen forstlichen oder forstlich verwandten Gebieten tätig. Teilgenommen haben mehrere Forstpraktiker, die in einem Forstbetrieb tätig sind und den Wald aktiv bewirtschaften. Einige der Experten haben einen Schwerpunkt in verschiedenen Bereichen der forstwissenschaftlichen Forschung. Durch weitere Experten wurde der Zertifizierungsbereich abgedeckt. Auch Fachleute aus dem Bereich des Naturschutzes waren an der Befragung beteiligt. Bei Anfragen an Organisationen wurde die Bearbeitung der Bewertung an Personen weitergereicht, die aus dem Forstbereich kommen und sich zum Beispiel in Naturschutzorganisationen engagieren und damit auch deren Sichtweise vertreten können. Fachlich ähnlich sind die Experten zu betrachten, die sich nicht direkt in Naturschutzorganisationen engagieren, wohl aber den Ansatz der naturgemäßen Waldwirtschaft verstärkt vertreten, oder solche, die den Naturschutz im Wald in ihrer Forschungsarbeit untersuchen. Ein großer Teil der Experten stammt aus der faunistischen

Forschung. Dabei sind sowohl Insekten- als auch Vogelexperten vertreten. Einige haben sich intensiv mit Habitatansprüchen bestimmter Tierarten beschäftigt.

Für die Befragung wurden 25 Fragebögen verschickt. 23 Experten haben Ihren Bogen ausgefüllt zurück geschickt und an der Befragung teilgenommen.

Zusammenfassend lassen sich die Experten in sechs Kategorien einteilen. Neben fünf Forstpraktikern haben sich vier Forstwissenschaftler und sechs Experten mit einem faunistischen Schwerpunkt an der Befragung beteiligt. Jeweils drei Experten stammen aus dem Naturschutz und aus dem ökologischen Forstbereich zur Verfügung. Bei der Expertenbefragung haben zudem zwei Personen aus dem Bereich Zertifizierung teilgenommen. Die Tabelle 3.1 fasst diese Aussagen zusammen.

Tabelle 3.1: Anzahl der an der Befragung teilgenommenen Experten, eingeteilt nach Kategorien.

Expertenkategorie	Anzahl
Forstpraktiker	5
Forstwissenschaftler	4
faunistischer Schwerpunkt	6
Naturschutz	3
Ökologisch/Forstlich	3
Zertifizierung	2
Summe	23

Die meisten der Experten wurden vor der Befragung persönlich kontaktiert, um eine hohe Rücklaufquote zu gewährleisten. Ein Pretest hatte ergeben, dass ohne vorherige Kontaktaufnahme der Befragten die Rücklaufquote der Befragungsbögen unzureichend waren. Vor- und Nachteile einer solchen Vorgehensweise der persönlichen Expertenauswahl werden bei SCHRAML (2001) beschrieben. Zusammenfassend stellt SCHRAML neben der hohen Rücklaufquote die Überprüfung des Sachverstandes bzw. der Kompetenz als Vorteil dar. Als Nachteil bringt er die Validität der Aussagen zur Diskussion, da die Expertenauswahl durch die persönliche Kontaktaufnahme beeinflusst werden kann

Viele Experten zu befragen scheint hier das entstehende Ergebnis nicht zwingend wirklichkeitsnäher werden zu lassen. Eher ist die Auswahl der Experten ausschlaggebend, die in diesem Fachgebiet begrenzt ist. Dies ist begründet durch den nicht unendlich großen Bereich der Forstwissenschaft und -wirtschaft oder der verwandten Spezialgebiete aus der Biologie, als auch durch die räumliche Begrenzung auf ein spezielles Gebiet, in diesem Fall Südbayern.

3.1.2 Verwendung der Fotos

Es gibt viele Hinweise und Arbeiten, die besagen, dass bildliche Informationen besser, d.h. schneller und vollständiger aufgenommen und verarbeitet werden als z.B. Text und Zahlen. (LANG, 1995; DITTRICH, 1993; MEYER, 1999). In der Befragung wurden Bestände gezeigt, über die es zwar Informationen in Form von Zahlen und Beschreibungen gibt, aber die durch diese Zahlen nicht vollständig beschrieben werden. Wichtig für das Erfassen von Bestandesstrukturen ist die Beschreibung des dreidimensionalen Waldaufbaus. Dieser ist durch die Fotos zu erfassen. Damit soll herausgefunden werden, welche Informationen, neben den aus den Zahlen ersichtlichen, in diesen Beständen noch enthalten sind, oder ob Informationen aus einer Zusammenfassung von Einzelinformationen herausgezogen werden können. Damit können solche Informationen gemeint sein, derer man sich oft nicht bewusst ist, oder die sich nur für wenige Personen, somit Experten in einem bestimmten Bereich, erschließen. Mittels der hier gewählten Visualisierungsform soll die Aufnahme der unterschiedlichen in den Bildern enthaltenen Informationen für die Experten erleichtert werden. Die Visualisierung dient somit als Hilfsmittel bei der Expertenbefragung. Die Experten wiederum geben ihre Schlüsse und ihr Wissen zu den Beständen, das sie aus den aus dem Bild ersichtlichen Informationen und ihrem Fachwissen zusammengefasst haben, in der Beantwortung der Befragung in diesem Fall durch eine Taxation der Bestände wieder.

Durch die Befragung mit Fotos wird außerdem die Möglichkeit getestet, ob auf derartigen Bildern genügend Information ersichtlich ist, so dass einige Untersuchungen nicht mehr in den Beständen direkt durchgeführt werden müssen. Dieser methodische Ansatz soll in dieser Arbeit ebenfalls beleuchtet werden. Dies würde für die Zukunft eine erhebliche Kosten- und Arbeitersparnis bedeuten. Denn eine Vielzahl der verwendeten Informationen sind flächendeckend nicht nur im südbayerischen Raum vorhanden und könnten so die nicht flächendeckend vorhandenen Informationen für die Kriterien, wo es möglich ist, ersetzen.

3.1.3 Vorgehensweise der Befragung

Bei der durchgeführten Befragung wurden die in Abschnitt 2.2.2 beschriebenen 14 Waldbilder unterschiedlicher Waldbestände aus Fichte, Tanne und/oder Buche mehreren Expertinnen und Experten vorgelegt. Diese Waldbilder wurden bei der Beschreibung der eingesetzten Bestände bereits vorgestellt (Abbildungen 2.1 bis 2.11). Sie wurden im Sommer 2000 mittels einer Digitalkamera aufgenommen. Die Fotos der Bestände wurden von der Mitte der kürzeren Seite entlang der Längsseite der Versuchsfläche aufgenommen, so dass auf den Fotos nur die Versuchsfläche zu sehen ist (Abbildung 3.1).

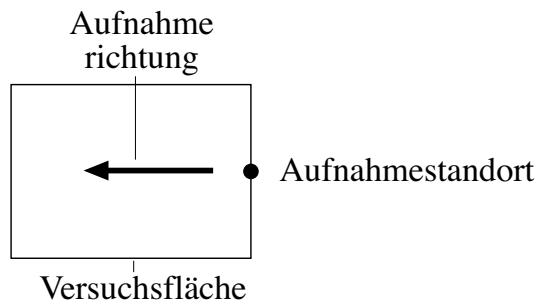


Abbildung 3.1: Skizze zum Aufnahmeverfahren der Waldbilder.

Die Nummerierung der Fotos für die Befragung erfolgte wie in Tabelle 3.2 aufgelistet und richtet sich nicht mehr nach der Herkunft der Bilder unterschiedlicher Versuche.

Tabelle 3.2: Bildnummern der aufgenommenen Fotos mit zugehöriger Parzellenbezeichnung der Bestände.

Bildnummer	Parzellenbezeichnung
1	ZWI 111/4
2	TRS 147/4
3	ZWI 111/7
4	TRS 146/4
5	ZWI 138/2
6	TRS 147/2
7	Hirschau
8	ZWI 137/1
9	ZWI 111/5
10	TRS 146/6
11	TRS 146/3
12	TRS 147/1
13	TRS 146/2
14	ZWI 111/3

Die befragten Personen erhielten über diese Bilder nur die Information, dass es sich um südbayerische Fichten-Buchen- oder Bergmischwald-Bestände handelt. Mit den Waldbildern bekamen die Experten einen Bewertungsbogen (Abbildung 3.2) auf dem die 14 Merkmale, nach denen die Befragung erfolgen soll, genannt sind.

Befragung zu Nachhaltigkeitskriterien	
Name:	Datum:
Arbeitsbereich:	
Artenvielfalt Flora	Nutzungspotenzial / lang
Artenvielfalt Fauna	Stabilität
Habitategnung Reh	Elastizität
Habitategnung Vogel	Anpassungsvermögen
Habitategnung Insekt	Ästhetik
Waldbaulicher Spielraum	Erholungswert
Nutzungspotenzial / kurz	Naturnähe

Abbildung 3.2: Bewertungsbogen für die Expertenbefragung

Zusätzlich wurde ein Erläuterungsbogen (Abbildung 3.3) mit den Definitionen der einzelnen Merkmale an die Hand gegeben, auf dem die einzelnen Merkmale sowie die Bewertungsskalen erläutert sind (1 für schlechte Bewertung bis 10 für sehr gute Bewertung).

Merkmale:

Artenvielfalt

Wie schätzen Sie die Artenvielfalt der Flora und Fauna in diesem Bestand ein?
 1 = sehr gering, 10 = sehr hoch

Habitategnung

Einschätzung, wie gut der Wald als Habitat für

- Rehe
- Höhlenbrüter
- Totholz bewohnende Insekten

geeignet ist.
 1 = nicht geeignet, 10 = sehr gut geeignet

Waldbaulicher Spielraum

Sehen Sie in einem derartigen Wald einen großen Spielraum für die Möglichkeiten der Waldbewirtschaftung?
 1 = keine Möglichkeiten, 10= sehr gute Möglichkeiten

Nutzungspotenzial

Wie beurteilen Sie das kurz- und langfristige Nutzungspotenzial eines derartigen Bestandes (monetär)?
 über einen kurzen Zeitraum (20 Jahre)
 über einen langen Zeitraum (120 Jahre)
 1 = sehr niedrig, 10 = sehr hoch

Stabilität

Wie stabil schätzen Sie den Bestand gegenüber kurzfristigen Schadereignissen ein?
(= das Vermögen im ursprünglichen Zustand zu verharren)
1 = sehr instabil, 10 = sehr stabil

Elastizität

Die Möglichkeiten eines Bestandes mittelfristig auf ein Schadereignis reagieren zu können
(= Vermögen in den ursprünglichen Zustand zurückzukehren)
1 = keine Elastizität, 10 = sehr hohe Elastizität

Anpassungsvermögen

auf langfristige Veränderungen und Einflüsse, wie zum Beispiel Anpassungsvermögen auf veränderte Umweltbedingungen (langfristig = mehrere Umtriebszeiten (Umtriebszeit: Zeitraum bis zur Erreichung des Produktionsziels)) ohne Zusammenbruch des Ökosystems Wald
1 = keine Möglichkeiten der Anpassung, 10 = sehr hohes Anpassungsvermögen

Ästhetik

Wie hoch schätzen Sie den ästhetischen Wert eines solchen Bestandes ein?
1 = sehr niedrig 10 = sehr hoch

Erholungswert

Wie hoch schätzen Sie den Erholungswert eines solchen Bestandes ein?
1 = sehr niedrig, 10 = sehr hoch

Naturnähe

Einschätzung der Naturnähe im Hinblick auf die potentielle natürliche Vegetation
1 = keine Naturnähe, 10 = hohe Naturnähe

Abbildung 3.3: Erläuterungsbogen mit den Definitionen der einzelnen Merkmale.

Es handelt sich hierbei um die Merkmale der Nachhaltigkeit, die zu Beginn dieser Arbeit als Merkmalskatalog vorgestellt wurden (s. Abschnitt 2.1). Die Fotos der unterschiedlichen Parzellen sollen je nach Eignung pro Merkmal eingereiht werden. Dabei benutzen die Expertinnen und Experten ihr Fachwissen derart, dass sie aufgrund der Informationen, die aus den Fotos ersichtlich sind, auf andere Informationen, die sie durch ihre Arbeit gewonnen haben, schließen können. Sie sollen nur diejenigen Merkmale bewerten, für die sie sich kompetent fühlen. Ihre Bewertung wird auf dem Bewertungsbogen für jedes Merkmal einzeln eingetragen. Mehreren Bildern kann der gleiche Wert zugeordnet werden. Die Ziffern der Bilder, die gleich bewertet werden, werden übereinander in den Bewertungsbogen geschrieben, wie in Abbildung 3.4 ersichtlich.

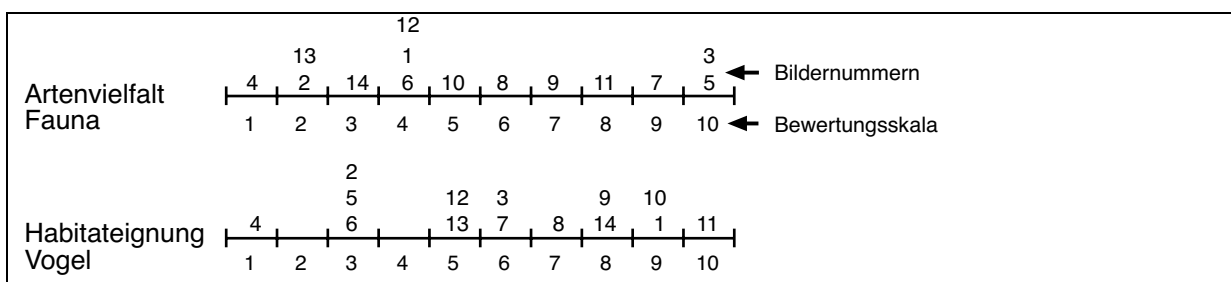


Abbildung 3.4: Beispiel zum Ausfüllen des Bewertungsbogens:

3.2 Indizes zur Quantifizierung von Bestandesstruktur

Für die in Kapitel 1.5 angeführte Methode der Indexberechnung zur Strukturbeschreibung von Waldbeständen und der Verknüpfung der Ergebnisse der Expertenbefragung mit ausgewählten Strukturkennwerten der verwendeten Bestände, sollen Indizes zur Quantifizierung von Bestandesstrukturen herangezogen werden. Hierbei geht es vor allem darum, aus der Vielzahl von bereits vorhandenen Indizes diejenigen herauszusuchen, die für die Beantwortung dieser Fragestellung geeignet sind. Ziel dieser Arbeit ist es nicht, einen neuen Index herauszuarbeiten, sondern vorhandene, bereits in der Literatur beschriebene und getestete Indizes in neuem Zusammenhang zu nutzen.

Es werden solche Indizes überprüft, die eine bestimmte Art von Struktur für die berücksichtigten Bestände in Form einer einzigen Zahl angeben. Nach einigen Tests stellten sich die im Folgenden beschriebenen Indizes als geeignet heraus. Die verschiedenen Strukturindizes beschreiben jeweils nur einen spezifischen Aspekt der Raum- oder Bestandesstruktur. Die verwendeten Indizes werden im folgenden Abschnitt kurz im Hinblick auf ihre Aussage und Art der Strukturbeschreibung dargestellt. Darauf folgt eine Beschreibung der berechneten Indizes der verwendeten Bestände in Abschnitt 3.2.1

3.2.1 Vorstellung der Strukturindizes

Aggregationsindex von CLARK und EVANS

Bei dem ersten dargestellten Index handelt es sich um den Aggregationsindex R von CLARK und EVANS (1954). Er beschreibt das horizontale Baumverteilungsmuster, wobei sich der Wert nach der Methode des nächsten Nachbarn ergibt. Das bedeutet, dass für jeden Baum einer Parzelle dessen Abstand zu seinem nächsten Nachbarn ermittelt wird. Für die Berechnung von R interessiert nun der durchschnittliche Abstand eines Baumes der Parzelle zu seinem nächsten Nachbarn. Für den Fall, dass die Bäume zufällig verteilt sind, würde man für diesen Abstand einen Wert erwarten, der sich wie folgt berechnet (Formeln 3.1 und 3.2.):

$$\bar{r}_{\text{beobachtet}} = \frac{\sum_{i=1}^n r_i}{N}, \quad \text{Formel 3.1}$$

$$r_{\text{erwartet}} = \frac{1}{2 * \sqrt{\frac{N}{A}}}. \quad \text{Formel 3.2}$$

Es bedeuten:

r_i = Distanz des Baumes zum jeweils nächsten Nachbarn,

$r_{\text{beobachtet}}$ = beobachteter mittlerer Abstand zum nächsten Nachbarn,

r_{erwartet} = bei zufälliger Baumverteilung erwarteter durchschnittlicher Abstand von Bäumen zu ihrem nächsten Nachbarn,

N = Anzahl der Bäume auf der untersuchten Parzelle,

A = Flächengröße der untersuchten Parzelle.

Der Index R (Formel 3.3) ergibt sich als Quotient des tatsächlich beobachteten mittleren Abstandes der Bäume zu ihren jeweils nächsten Nachbarn und dem bei zufälliger Verteilung erwarteten Wert:

$$R = \frac{\bar{r}_{\text{beobachtet}}}{\bar{r}_{\text{erwartet}}}. \quad \text{Formel 3.3}$$

wobei:

$r_{\text{beobachtet}}$ = beobachteter mittlerer Abstand zum nächsten Nachbarn,

r_{erwartet} = bei zufälliger Baumverteilung erwarteter durchschnittlicher Abstand von Bäumen zu ihrem nächsten Nachbarn.

Es wird nach Regelmäßigkeit, Zufälligkeit und Klumpung unterschieden. Werte um 1 zeigen eine zufällige Verteilung der Bäume. Ist der errechnete Wert größer als 1 so deutet das auf eine Tendenz zur regelmäßigen Verteilung der Bäume hin. Werte kleiner als 1 zeigen eine Tendenz zur Klumpung im Bestandesaufbau.

Segregationsmaß nach PIELOU

Der zweite hier vorgestellte Index ist das Segregationsmaß S von PIELOU (1977) (Formel 3.4), das die Artendurchmischung von Beständen charakterisiert. Dabei wird untersucht, ob die Baumarten eine Tendenz zur Segregation, zum räumlich voneinander getrennten Vorkommen, aufweisen (z.B. gruppenweise Mischung) oder ob sie miteinander assoziiert sind (intensive einzelbaumweise Mischung) oder die Verteilung der Baumarten unabhängig voneinander ist. Das Segregationsmaß erfasst die Durchmischung zweier Baumarten aufgrund direkter Nachbarschaftsverhältnisse nach der Methode des nächsten Nachbarn. Dabei werden die Partnerbäume nach der Artzugehörigkeit untersucht. Das Maß errechnet sich wie folgt:

$$S = 1 - \frac{\text{beobachtete Zahl gemischter Paare}}{\text{erwartete Zahl gemischter Paare}}. \quad \text{Formel 3.4}$$

Dabei bezieht sich die erwartete Zahl der gemischten Paare auf eine unabhängige Verteilung der Arten. Die möglichen Werte dieses Maßes liegen zwischen -1 und 1 , wobei $S < 0$ eine Tendenz zur Assoziation und $S > 0$ eine Tendenz zur Segregation bedeutet. Werte um 0 zeigen, dass die Arten unabhängig voneinander verteilt sind.

Artprofilindex nach PRETZSCH

Ein weiterer Index zur Strukturquantifizierung ist der Artprofilindex, der von PRETZSCH (1995b) aus dem Shannon-Index (SHANNON 1948) weiterentwickelt wurde. Dieser Index quantifiziert zusammenfassend Artendiversität und Raumbesetzung der Arten im Waldbestand (PRETZSCH 1996b).

Voraussetzung für die Berechnung des Index ist, dass der Bestand in drei Höhenzonen eingeteilt wird: Zone 1: 100-80% der maximalen Baumhöhe im Bestand (h_{\max}), Zone 2: 80-50% von h_{\max} , Zone 3: 50-0% von h_{\max} . Dabei wird ein Baum einer Höhenzone zugeordnet, wenn er mit seinem Wipfel in die entsprechende Zone ragt. Innerhalb jeder Zone j wird die relative Häufigkeit p_{ij} jeder Baumart i bezogen auf die Gesamtzahl N der Bäume im untersuchten Bestand berechnet (Formel 3.5):

$$p_{ij} = \frac{n_{ij}}{N} \quad \text{Formel 3.5}$$

n_{ij} = Anzahl der Bäume von Art i in Zone j ,

N = Gesamtzahl der Individuen.

p_{ij} = Artenanteile in den Höhenzonen.

Der Artprofilindex A wird nun wie folgt berechnet (Formel 3.6):

$$A = \sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^z p_{ij} * \ln p_{ij} \quad \text{Formel 3.6}$$

S = Anzahl der vorkommenden Baumarten,

Z = Anzahl der Höhenzonen,

p_{ij} = Artenanteile in den Höhenzonen.

Den geringsten Wert zeigt der Index in einschichtigen Reinbeständen, er steigt in zwei- und mehrschichtigen Reinbeständen an, wird durch Mischung wirksam erhöht und erreicht seine höchsten Werte in stark vertikal strukturierten Mischbeständen. Er beschreibt also Bestandes- und Mischungsstruktur. Ein einschichtiger Reinbestand hat einen sehr geringen Wert, der etwas größer als 0 ist, ein Plenterwald erreicht etwa einen Wert von 2,0 (BIBER 1997). Rare Arten und solche Bestandesglieder, die in wenig besetzten Höhenzonen vorkommen, fließen überproportional in den Artprofil-Index ein (PRETZSCH 2002).

Bhd-Variationskoeffizient

Mit Hilfe des Variationskoeffizienten der Brusthöhendurchmesser (bhd) eines Bestandes kann dessen Dimensionsdifferenzierung ausgedrückt werden. Er gilt als bewährte Maßzahl für die strukturelle Heterogenität von Waldbeständen (PRETZSCH 2002). Der Variationskoeffizient ist definiert als Quotient aus Standardabweichung und Mittelwert (Formel 3.7). Er ermöglicht den Vergleich der Streuung verschiedener Stichproben mit unterschiedlichen Mittelwerten (KÖHLER et al. 1995).

Berechnung der Standardabweichung:

$$s_{bhd} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (bhd_i - \overline{bhd})^2}{n - 1}} \quad \text{Formel 3.7}$$

Es bedeuten:

s_{bhd} = Standardabweichung der bhd,

n = Anzahl der Bäume im Bestand,
 bhd = Brusthöhendurchmesser.

Der Variationskoeffizient der Durchmesser:

$$\text{VarKoeff}_{bhd} = \frac{s_{bhd}}{\overline{bhd}}. \quad \text{Formel 3.8}$$

s_{bhd} = Standardabweichung der bhd,
 \overline{bhd} = arithmetischer Mittelwert der bhd.

3.2.2 Berechnung und Beschreibung der Strukturkennwerte

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der Berechnung der im vorigen Abschnitt vorgestellten Strukturindizes für alle Bestände aufgelistet. Diese Ergebnisse dienen als Datenmaterial für die im folgenden Abschnitt 3.3 beschriebene Methode zur Modellbildung und werden in der Beschreibung der Modellergebnisse in Kapitel 5 wieder aufgegriffen. Die Ergebnisse der Berechnung der Strukturindizes sind in Tabelle 3.3 aufgelistet. Darauf folgt eine Analyse des Wertebereiches für die vier verwendeten Indizes.

Tabelle 3.3: Werte des Aggregationsindex von CLARK & EVANS (1954), dem Segregationsmaß von PIELOU (1977), dem Artprofilindex von PRETZSCH (1995) und dem Bhd-Variationskoeffizienten der einzelnen Bestände.

Bestand	Bild- nummer	CLARK & EVANS	PIELOU	Artprofil- index	Bhd- Variations- koeffizient
ZWI 111/4	1	1,28	-0,05	1,16	0,46
TRS 147/4	2	1,18	0,07	1,59	0,4
ZWI 111/7	3	1,12	0,38	1,26	0,46
TRS 146/4	4	1,25	-0,07	1,03	0,33
ZWI 138/2	5	0,98	0,09	0,79	1,17
TRS 147/2	6	1,33	0,12	1,72	0,44
Hirschau	7	0,99	-0,25	1,45	0,62
ZWI 137/1	8	1,08	0,23	0,79	1,14
ZWI 111/5	9	1,19	0,18	0,58	0,25
TRS 146/6	10	1,28	0,23	1,06	0,36
TRS 146/3	11	1,07	0,13	1,33	1,11
TRS 147/1	12	1,23	0,11	1,62	0,4
TRS 146/2	13	1,25	-0,07	1,07	0,41
ZWI 111/3	14	1,35	0,76	1,43	0,34

Aggregationsindex von Clark & Evans

Die Werte für den Aggregationsindex R von CLARK & EVANS (1954) liegen für die verwendeten Bestände zwischen 0,98 und 1,35 (s. Tabelle 2.5). Die Werte nahe 1 bedeuten,

dass die Bäume in diesen Beständen nahezu zufällig verteilt sind. Dies sind die ungenutzten Bestände ZWI 138/2, ZWI 137/1 und Hirschau. Aber auch die Bäume des Laubholzbestandes TRS 146/3 sind mit einem Wert von 1,07 annähernd zufällig verteilt. Die übrigen Bestände dieser Untersuchung weisen Werte größer als 1 auf, was auf eine Tendenz zur regelmäßigen Verteilung hindeutet. Die höchsten Werte mit 1,33 und 1,35 zeigen der junge Fichten-Buchen-Bestand der Parzelle TRS 147/2 und der 110-jährige Fichten-Buchen-Mischbestand der Parzelle ZWI 111/3. BIBER (1997) zeigte in seiner Untersuchung, dass der Aggregationsindex von CLARK & EVANS (1954) einen praktischen Wertebereich von 0,9 bis 1,9 besitzt. Diese Zahlen wurden durch die Untersuchung vieler verschiedener Bestände ermittelt. Somit wird mit den in dieser Arbeit eingesetzten Beständen der untere mögliche Datenbereich gut abgedeckt. Der obere Datenbereich ist nicht vertreten, wohl aber der mittlere praktische Datenbereich, den BIBER (1997) mit 1,3 angibt. Bestände mit hohen Index-Werten werden als Fichtenreinbestände aus Pflanzung beschrieben, die durch Durchforstung weiter beeinflusst worden sind.

Segregationsmaß nach PIELOU

Das Segregationsmaß nach PIELOU (1977) beschreibt die Durchmischung zweier Baumarten im Hinblick auf Zufälligkeit, Segregation und Assoziation. Die verwendeten Bestände weisen Werte von $-0,25$ bis $0,76$ auf (s. Tabelle 2.5). Der theoretische Wertebereich dieses Maßes liegt zwischen -1 und $+1$. Den niedrigsten Wert zeigt der Bestand Hirschau mit $0,25$, was somit eine Tendenz hin zur Aggregation bedeutet. Nach PRETZSCH (2002) handelt es sich bei Beständen mit einem Segregationswert von $-0,25$ um Bestände mit Einzel- oder Truppmischung. Werte um 0 erhielten die Reinbestände, die naturgemäß kaum andere Baumarten aufweisen. Mehr als die Hälfte der Bestände weisen Werte von $-0,07$ bis $0,13$ auf und liegen damit nahe an 0 , was eine unabhängige Verteilung der Arten voneinander bedeutet. Bei den meisten Beständen handelt es sich um Reinbestände oder Bestände mit hohen Anteilen einer Baumart. Weil nur eine Baumart oder nur vereinzelt Bäume einer anderen Baumart vorhanden sind, ist eine Durchmischung kaum möglich. Den höchsten Wert erreicht der Bestand ZWI 111/3 mit $0,76$. Dieser Bestand, der auch einen hohen CLARK & EVANS-Wert aufweist, zeigt damit eine Tendenz hin zur räumlichen Trennung der Arten. BIBER (1997) zeigte in seiner Arbeit einen praktischen Wertebereich von $-0,3$ bis $0,93$ auf. Diesen Wertebereich decken die ausgewählten Bestände ab.

Artprofilindex nach PRETZSCH

Der Artprofilindex nach PRETZSCH quantifiziert zusammenfassend Artendiversität und vertikale Raumbesetzung der Arten im Bestand. Dieser Wert nimmt zu, je mehr Baumarten im Bestand vertreten sind und je gleichmäßiger sich diese auf die drei Höhenzonen verteilen. Die verwendeten Bestände erreichen Werte von $0,58$ bis $1,72$. Den geringsten Wert weist der 110-jährige Fichtenreinbestand der Parzelle ZWI 111/5 auf. Die nächst höheren Werte

wurden in den beiden Urwaldbeständen ZWI 137/1 und ZWI 138/2 ermittelt. Dieses Ergebnis ist aus der Betrachtung der Bilder der Parzellen nicht zu erwarten, da dort der Eindruck strukturierter Bestände mit mehreren Baumarten gewonnen wurde. Dies deutet darauf hin, dass in diesen Beständen zwar verschiedene Baumarten zu finden sind, aber dass diese Baumarten sich nicht über die verschiedenen Schichtungen verteilen, sondern nur jeweils in einer Schicht zu finden sind. Die beiden anderen Reinbestände (ZWI 111/4 und TRS 146/4) erzielen Werte von 1,03 und 1,16. BIBER (1997) bezeichnet den Wert 1,02 als nahezu maximale Ausprägung des Artprofilindex für Reinbestände. Die höchsten Werte erbringen die jungen Traunsteiner Mischbestände TRS 147/1 und TRS 147/2. Die häufigste Ausprägung des Artprofilindex für Mischbestände liegt laut BIBER (1997) bei 1,45. Bei einem Indexwert um 2 beginnt der oberste Bereich des Wertespektrums. Dieser Bereich wird von plenterwaldartigen Beständen eingenommen. In dem hier gewählten Bestandeskollektiv befindet sich kein Bestand, der so hohe Werte erreicht. Dennoch ist der von BIBER (1997) ermittelte mögliche Bereich, den Bestände anstreben, gut abgedeckt. Die errechneten Mittelwerte seiner Untersuchung liegen für Reinbestände bei 0,6 und bei Mischbeständen bei 1,37 (BIBER 1997).

Bhd-Variationskoeffizient

Die Werte des Bhd-Variationskoeffizienten erstrecken sich für die untersuchten Bestände von 0,25 bis 1,17. Der niedrigste Wert wurde für den 105-jährigen Fichtenreinbestand auf der Parzelle ZWI 111/5 berechnet. Hier gibt es keine jungen Bäume, sondern nur die gleichalten Fichten, deren Durchmesservariation durch Durchforstungen noch verringert wurde. Die höchsten Werte zeigen die zwei Urwaldparzellen ZWI 137/1 und ZWI 138/2. Dort befinden sich auf kleiner Fläche sowohl dicke als auch dünne Bäume verteilt über mehrere Durchmesserklassen. Der im Durchschnitt 64-jährige Laubholzbestand der Parzelle TRS 146/3 erreicht einen fast so hohen Wert, wie die Urwaldbestände. Auch dort sind im Bild (Abbildung 2.2) viele verschieden dicke Bäume zu erkennen. Der erst seit zwanzig Jahren nicht mehr genutzte Bestand der Parzelle Hirschau dagegen erreicht nur einen Wert von 0,62. Dieses ist dadurch erklärbar, dass die Verjüngung erst in den letzten Jahren durch das Ausfallen alter Bäume eintreten konnte. Diese wird erst in einigen Jahren die Durchmesservariation des Bestandes beeinflussen. Alle übrigen Bestände haben Werte um 0,4, was eine geringe Durchmesserdiversifizierung bedeutet. Diese Werte sind nicht verwunderlich, denn bei bewirtschafteten Beständen gibt es angestrebte Durchmesserstufen, die durch Durchforstung gefördert werden. Naturverjüngung ist in vielen der Bestände noch gar nicht möglich, da es sich um geschlossene Bestände handelt. Erst im höherem Alter und beim Aufkommen von Lücken aus Entnahmen oder Absterben größerer Bäume kann Naturverjüngung ankommen, die wiederum die Durchmesservariation beeinflussen würde.

3.3 Verfahrensweisen der statistischen Analyse und der Modellbildung

In diesem Abschnitt wird die Vorgehensweise zur Erarbeitung der Bewertungsfunktionen dargestellt.

Die Zielgrößen für die Bewertungsfunktionen bilden die Merkmale der Befragung der Experten. Die Werte der Merkmale sind ordinal skaliert und sollen in Abhängigkeit von Bestandesstrukturwerten nachgebildet werden. Das Ergebnis dieses Ansatzes ist eine Wahrscheinlichkeitsverteilung, die jedem Wert des abhängigen Merkmals eine Wahrscheinlichkeit zuordnet, die aus einer Kombination von Bestandesstrukturwerten geschätzt wird. Durch zeitliche Veränderungen der Kennwerte der Bestandesstruktur kann für jedes Merkmal die Entwicklung des Bestandes bewertet werden.

Bei zehn möglichen Bewertungen pro Merkmal in den Expertenbefragungen wird dieses Verfahren schnell unübersichtlich, sobald alle Werte pro Merkmal berücksichtigt werden. Aus diesem Grund wird die in der Befragung der Experten vorgegebene Anzahl der Bewertungen in fünf Klassen zusammengefasst, was die Interpretation der Ergebnisse erleichtert. Es wird eine neue Kategorienvariable gebildet. Die Stufen 1 und 2 werden zur neuen Klasse 1, die Stufen 3 und 4 zur neuen Klasse 2, die Stufen 5 und 6 zur neuen Klasse 3, die Stufen 7 und 8 zur neuen Klasse 4 und die Stufen 9 und 10 zur höchsten Klasse 5. Der Nachteil ist jedoch, dass durch die geringere Kategorienanzahl Informationen verloren gehen und dadurch auch der Maximum-Likelihood-Schätzer (vgl. Abschnitt 3.3.2) beeinflusst werden kann. Die Anwendung des Modells wird dadurch aber nicht beschränkt (McCULLAGH 1998).

3.3.1 Grundlagen der statistischen Korrelationsanalyse

Mit Korrelationen werden die Beziehungen zwischen Variablen oder deren Rängen gemessen. Über Korrelationsanalysen soll als Vorbereitung für die spätere Modellbildung ein Eindruck gewonnen werden, wo Zusammenhänge zwischen der Bewertung der Merkmalerfüllung und der Strukturindizes der Bestände bestehen, als auch, welche Strukturkennwerte miteinander korrelieren. Bei dieser Berechnung wird außerdem ersichtlich, ob es sich um positive oder negative Korrelationen handelt und welche Güte diese Korrelationen aufweisen.

Korrelationskoeffizienten sind Maße für den linearen Zusammenhang zwischen zwei Variablen. Der Wertebereich des Korrelationskoeffizienten liegt zwischen -1 und 1. Das Vorzeichen des Koeffizienten gibt die Richtung des Zusammenhangs und sein Absolutwert die Stärke an. Größere Absolutwerte deuten auf stärkere Zusammenhänge hin.

Für quantitative Variablen mit normaler Verteilung verwendet man den Korrelationskoeffizienten nach PEARSON. Für nicht normalverteilte Daten oder wenn Daten mit geordneten Kategorien vorliegen, kann der Rangkorrelationskoeffizient von SPEARMAN

benutzt werden, mit dem die Beziehungen zwischen Rangordnungen gemessen werden. Innerhalb jeder Stichprobe werden zunächst die Ränge bestimmt. Wenn beide Stichproben die gleiche Rangordnung besitzen, wird der Rangkorrelationskoeffizient $r_s = 1$. Sind die Rangordnungen völlig entgegengesetzt, so wird $r_s = -1$. Die Prüfung des Rangkorrelationskoeffizienten gestattet die Einschätzung, ob ein positiver oder ein negativer Zusammenhang vorliegt. Bei fehlender Korrelation hat r_s den Wert 0 oder einen nahe bei 0 gelegenen Wert. (TOUTENBURG 2000, LORENZ 1992).

3.3.2 Methode der ordinalen Regression

Die ordinale Regression ermöglicht es, die Abhängigkeit einer ordinalen Antwortvariable von einer Gruppe von Einflussvariablen zu modellieren. Bei diesen kann es sich um Faktoren oder Kovariaten handeln. Die Gestaltung der ordinalen Regression basiert auf der Methodologie von MCCULLAGH (1980).

Mathematische Grundlage

Die zugrunde liegende Statistik basiert auf der Kombination des verallgemeinerten linearen Modells mit dem Logit-Modell. Die hier vorgestellte Vorgehensweise basiert auf den Ausführungen von BENDER und BENNER (2000) zur Berechnung von ordinalen Regressionsmodellen sowie MCCULLAGH (1998) zur ordinalen Regression.

Um das Prinzip der Klasse der verallgemeinerten linearen Modelle zu verstehen, wird zunächst eine binäre Zielvariable Y betrachtet (BENDER und BENNER 2000). Unter Berücksichtigung nur eines erklärenden Faktors X (binär oder kontinuierlich), stellt sich die Frage ob X einen Einfluss auf Y hat. Da Y nur zwei Werte annehmen kann ($1 = \text{Ja}$ und $0 = \text{Nein}$), wird die Wahrscheinlichkeit eines Ereignisses $\pi(x) = P(Y = 1|X = x)$ gesucht, das mit dem X im Sinne eines geeigneten Modells verknüpft ist. Formel 3.9 beschreibt die Klasse eines verallgemeinerten linearen Modells.

$$f\{\pi(x)\} = \alpha + \beta x. \quad \text{Formel 3.9}$$

In diesem Fall ist f eine geeignete vorgegebene Funktion, α die geschätzte Konstante und β der Regressionskoeffizient für X . Für den Umstand von $m \geq 2$ erklärenden Faktoren $X_1 \dots X_m$, wird βx durch die Linearkombination $\beta_1 x_1 + \dots + \beta_m x_m$ ersetzt.

Um binäre oder ordinale Zielvariablen zu analysieren, wird die weit verbreitete Logit-Funktion zur Verknüpfung mit dem verallgemeinerten linearen Modell genutzt (BENDER und BENNER 2000). In der Formel 3.10 wird diese Funktion vorgestellt. Weitere Verknüpfungsfunktionen werden bei MCCULLAGH und NELDER (1989) diskutiert.

$$f(\pi) = \log \left(\frac{\pi}{(1 - \pi)} \right). \quad \text{Formel 3.10}$$

Die Verknüpfung des verallgemeinerten linearen Modells mit der Logit-Funktion führt zu dem gewöhnlichen logistischen Regressionsmodell (Formel 3.11).

$$\log\left(\frac{\pi(x)}{1-\pi(x)}\right) = \alpha + \beta x \Leftrightarrow \pi(x) = \frac{\exp(\alpha + \beta x)}{1 + \exp(\alpha + \beta x)}. \quad \text{Formel 3.11}$$

Die Berücksichtigung einer kategorischen Zielvariable mit $k+1$ ordinalen Kategorien wird beispielhaft am Zustand der Artenvielfalt gezeigt (Formel 3.12). Der Zustand der Artenvielfalt wird verbal angeordnet, wobei mit Steigerung der Kategorien auch die Artenvielfalt zunimmt.

$$Y = \begin{cases} 0 = \text{geringe} & \text{Artenvielfalt} \\ 1 = \text{mäßige} & \text{Artenvielfalt} \\ 2 = \text{mittlere} & \text{Artenvielfalt} \\ \dots = & \\ k = \text{hohe} & \text{Artenvielfalt} \end{cases}. \quad \text{Formel 3.12}$$

Unter der Annahme, dass $\pi_j(x) = P(Y = j|X = x)$ die Wahrscheinlichkeit der Realisation von $Y = j$ für gegebene $X = x$ bei $j = 0, 1, \dots, k$ ist, basiert die Klasse der „gruppierten kontinuierlichen“ bzw. ordinalen Modelle auf kumulativen Wahrscheinlichkeiten (Formel 3.13).

$$\gamma_j(x) = P(Y \geq j | X = x) = \pi_j(x) + \dots + \pi_k(x), \quad j = 1, \dots, k. \quad \text{Formel 3.13}$$

Der Name „gruppierte kontinuierliche Modelle“ kann dadurch erklärt werden, dass Y eine diskretisierte Variable ist, dem ein latentes kontinuierliches Merkmal D zugrunde liegt, welches durch die Schwellenwerte j definiert wird. Daher kann das Modell mittels kumulativer Wahrscheinlichkeiten γ_j formuliert werden. Indes ist die Annahme einer latenten kontinuierlichen Variable nicht zwingend notwendig, um kumulative Wahrscheinlichkeiten zur Beschreibung von gruppierten Kategorien heranzuziehen. Die Klassen der gruppierten kontinuierlichen Variablen können berechnet werden, indem im verallgemeinerten linearen Modell (Formel 3.9) anstatt von π die kumulativen Wahrscheinlichkeiten eingesetzt werden (Formel 3.14).

Eine weitere Voraussetzung ist die Annahme, dass für die in diesem Fall berücksichtigte Logit-Funktion f die korrespondierenden Regressionskoeffizienten β in einem proportionalen Verhältnis stehen und nicht abhängig vom Schwellenwert j sind.

$$f(\gamma_j(x)) = \alpha_j + \beta x, \quad j = 1, \dots, k. \quad \text{Formel 3.14}$$

Die Beziehung zwischen Y und X wird nun über k Modellgleichungen mit k Regressionskoeffizienten beschrieben. Durch das Einsetzen der Logit-Funktion (Formel 3.10) in die Formel 3.14 entsteht das in der Formel 3.15 dargestellte ordinale logistische Modell, bzw. das von MCCULLAGH (1980) bezeichnete „Proportional-Odds Modell“:

$$\log\left(\frac{\gamma_j(x)}{(1-\gamma_j(x))}\right) = \alpha_j + \beta x \Leftrightarrow \gamma_j(x) = \frac{\exp(\alpha_j + \beta x)}{1 + \exp(\alpha_j + \beta x)}. \quad \text{Formel 3.15}$$

Die Berechnung der Schwellenschätzer α sowie der Lageschätzer β für die Logit-Funktion erfolgt nach dem Maximum-Likelihood Schätzverfahren (BORTZ 1993).

Mit diesem Verfahren werden die Wahrscheinlichkeiten, die die k+1 ordinalen Kategorien der Variable Y annehmen, nicht direkt geschätzt.

Der Wert, der für eine abhängige Variable Y angegeben wird, hängt davon ab, ob ein vorgegebener Schwellenwert α_k in Abhängigkeit einer latenten Zwischenvariablen Z nicht überschritten wird. Für die Zwischenvariable Z wird in Anlehnung an Formel 3.13 folgende Definition eingeführt (Formel 3.16):

$$Y = j \Leftrightarrow \alpha_{j-1} < Z \leq \alpha_j, \quad j = 1, \dots, k. \quad \text{Formel 3.16}$$

Die Berechnung der Zwischenvariable erfolgt aus der Summe des Produktes der Koeffizientenschätzer β_k mit der unabhängigen Variable x_k nach der Formel 3.17:

$$Z = \sum_{k=1}^K \beta_k x_k. \quad \text{Formel 3.17}$$

Durch Umformulierung der Formel 3.15 in Abhängigkeit von Formel 3.16 ergibt sich:

$$\begin{aligned} P(Y = j) &= \frac{\exp(Z - \alpha_{j-1})}{1 + \exp(Z - \alpha_{j-1})} - \frac{\exp(Z - \alpha_j)}{1 + \exp(Z - \alpha_j)} \\ &= \frac{1}{1 + \exp(Z - \alpha_j)} - \frac{1}{1 + \exp(Z - \alpha_{j-1})} \end{aligned} \quad \text{Formel 3.18}$$

Für k+1=3 vorgebende Kategorien kann dann die Beziehung folgendermaßen formuliert werden (Formel 3.19).

$$\begin{aligned} Y = 1 &| Z_j \leq \alpha_1 \\ Y = 2 &| \alpha_1 \leq Z_j \leq \alpha_2. \\ Y = 3 &| Z_j \geq \alpha_2 \end{aligned} \quad \text{Formel 3.19}$$

Die Schätzer für die Lage der Schwellenwerte α_k werden in Abhängigkeit von $k+1$ abhängige ordinal skalierte Variablen für k Kategorien vorgegeben. Die $k+1$ Kategorie bildet dabei die Referenz. Die Berechnung der Wahrscheinlichkeiten, die jede Merkmalsausprägung der abhängigen Variable Y annehmen kann, erfolgt durch das Einsetzen der Zwischenvariable Z und der Lageschätzer der Schwellenwerte α in Formel 3.20:

$$\begin{aligned}
 P(Y = 1) &= \frac{1}{1 + \exp(Z - \alpha_1)} \\
 P(Y = 2) &= \frac{1}{1 + \exp(Z - \alpha_2)} - \frac{1}{1 + \exp(Z - \alpha_1)} \\
 P(Y = 3) &= 1 - \frac{1}{1 + \exp(Z - \alpha_2)}
 \end{aligned}
 \tag{Formel 3.20}$$

Dieses Verfahren ist in dem Statistiksoftware-Paket SPSS (1999) unter dem Menüpunkt „Ordinale Regression“ aufrufbar. Bei Anwendung der ordinalen Regression liefert die Ergebnisausgabe von SPSS wichtige Information zur Anpassungsgüte des Gesamtmodells und zu den Parameterschätzungen, die im Folgenden kurz vorgestellt werden.

Die Anpassungsgüte des Gesamtmodells wird mittels des $-2LL$ Log-Likelihood-Kriteriums überprüft. Die Differenz zwischen anfänglichem Wert und Endwert des Merkmals wird als χ^2 -Wert angegeben, dem in Kombination mit den Freiheitsgraden das betreffende Signifikanzniveau zugeordnet wird. Zusätzlich wird mit dem Pseudo- R^2 von NAGELKERKE der Erklärungsgehalt der Regression gezeigt (SPSS 1999). Dieses Maß gibt den prozentualen Anteil der durch die ordinale Regression erklärten Varianz an und wird als zusätzliches Entscheidungskriterium herangezogen. Außerdem werden sowohl die partiellen Lageschätzer der Schwellenwerte als auch die partiellen Regressionskoeffizienten anhand des Standardfehlers und ihrer Signifikanz überprüft.

Ein weiteres Entscheidungskriterium für die Eignung des Modells liegt in der Betrachtung des Ergebnisses des Tests zur Parallelität der Kurvensteigungen, die anhand der Höhe des χ^2 -Wertes überprüft wird. Die zugrunde liegende Nullhypothese ist, dass die Steigung der Kurven an den Schnittpunkten aller Kategorien der Zielvariable gleich ist. Sobald der χ^2 -Wert nicht signifikant ist und die Nullhypothese abgelehnt werden kann, sind die Voraussetzungen für die Anwendung des Modells erfüllt, wie es in der von MCCULLAGH (1998) übernommenen Abbildung 3.5 verdeutlicht ist.

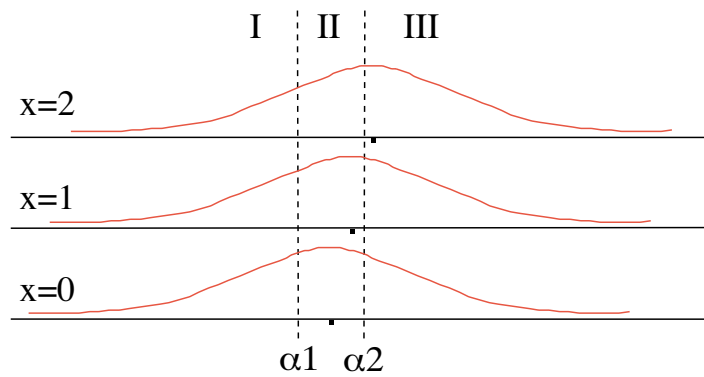


Abbildung 3.5: Darstellung der Funktionsweise des ordinalen Regressionsmodells für unterschiedliche Koeffizienten einer unabhängigen Variable x und drei Kategorien (I-III) der abhängigen Variable Y . Der Kurvenverlauf bei unterschiedlichen Werten der Variable x verläuft parallel, wobei die Steigungen an den Schwellenwerten α_1 und α_2 jeweils unterschiedlich sind.

Validierung der Modellergebnisse

Neben der Überprüfung der Gesamtmodelle für jedes Merkmal der Nachhaltigkeit mit dem $-2LL$ Log-Likelihood-Kriterium, schlägt MCCULLAGH (1998) eine visuelle Interpretation der Residuen vor. In der Statistik-Software SPSS entspricht der vorhergesagte Wert eines Merkmals der Klasse mit der höchsten Wahrscheinlichkeit. Die Berechnung der Residuen erfolgt daher aus der Differenz der vorhergesagten Klasse und der tatsächlich beobachteten Klasse eines Merkmals. Die Zusammenfassung der berechneten Residuen wird pro Merkmal in einem Balkendiagramm dargestellt. Diese Vorgehensweise wird für den Fall von ordinalen Modellen von MCCULLAGH und NELDER (1989) vorgeschlagen.

In dieser Arbeit wurde eine weitere Form der Residuenanalyse entwickelt, mit der die vorhergesagten Wahrscheinlichkeitsverteilungen mit den tatsächlich beobachteten Wahrscheinlichkeiten für die einzelnen Klassen eines Merkmals überprüft werden können. Diese zweite Möglichkeit der Überprüfung stellt die Qualität der Modelle angemessener dar. Im Vergleich ist diese Analyse genauer, da hier die Verteilung der Wahrscheinlichkeiten jeder Klasse Berücksichtigung findet und nicht nur die vorhergesagte Klasse eines Merkmals, die die höchste vorhergesagte Wahrscheinlichkeit aufweist.

4 Ergebnisse aus der Expertenbefragung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der in Abschnitt 3.1 vorgestellten Methode der Befragung von Experten dargestellt. Für die Befragung wurden den Experten 14 verschiedene Waldbilder vorgelegt. Diese Waldbilder wurden in Abschnitt 2.2.2 gezeigt und charakterisiert. Bewertet wurde anhand 14 verschiedener Nachhaltigkeitsmerkmale, die in Abschnitt 2.1 vorgestellt wurden. Für die Taxation stand ein Wertebereich von 1 (schlecht) bis 10 (gut) zur Verfügung.

Da an der Befragung 23 Experten teilgenommen haben und die Befragung aus den vierzehn verwendeten Bildern besteht, liegt zur Auswertung ein Datenmaterial aus 322 Datensätzen vor. Dabei sind nicht bei allen Variablen in jedem Feld Werte zu finden, da die Experten selbst entscheiden konnten, für welche Merkmale sie eine Bewertung der Bestände abgeben. Sie waren dazu aufgefordert, ihre Kompetenz selbst einzuschätzen und nur die Merkmale zu beantworten, für die sie sich kompetent sehen.

Zehn der 23 Experten haben alle Merkmale bewertet, so dass hier 140 komplette Datensätze vorhanden sind. Fünf weitere Experten haben zwar ebenfalls alle Merkmale bewertet, allerdings haben diese fünf Personen bei jeweils einem Merkmal ein Bild vergessen. Diese Datensätze sind somit nicht vollständig.

Bei den Bildern 1, 10 und 13 wurden bei jeweils zwei Merkmalen nicht bewertet. Bei den Bildern 9 bzw. 14 sind die Merkmale Langfristiges Nutzungspotenzial bis Naturnähe, bzw. Stabilität bis Naturnähe nicht einbezogen worden.

Die Merkmale Artenvielfalt Flora, Artenvielfalt Fauna, Habitategnung Reh und Habitategnung Höhlenbrüter sind jeweils von einem Experten nicht beantwortet worden. Die Merkmale Habitategnung Totholz bewohnende Insekten, Waldbaulicher Handlungsspielraum, Kurzfristiges Nutzungspotenzial, Stabilität, Elastizität, Ästhetik, Erholungswert und Naturnähe wurden von jeweils zwei Experten nicht beantwortet. Drei Experten haben keine Wertung zum Langfristigen Nutzungspotenzial gemacht und vier Experten sahen sich nicht kompetent für das Merkmal Anpassungsvermögen.

In den folgenden Abschnitten wird zur besseren Veranschaulichung des Datenmaterials die Bewertung der Experten sowohl je Bild als auch je Merkmal durch Box-and-Whisker-Plots dargestellt. In dieser Darstellungsweise lassen sich zum einen Median und Spannweite der Daten erkennen, zum anderen ist der Vergleich mehrerer Messwert-Reihen visuell leicht möglich. Dadurch können erste Erklärungsansätze für die Bewertung der unterschiedlichen Bestände gefunden werden.

4.1 Bewertung der verschiedenen Waldbilder

Zunächst werden die Bewertungen aller Experten je Bild in Form von Box-and-Whisker-Plots dargestellt. Zur besseren Veranschaulichung und zum besseren Verständnis der Ergebnisse werden auch die vorgelegten Fotos abgebildet. Es wird in der Reihenfolge der Waldbild-Nummerierung (Tabelle 2.4) aus der Befragung vorgegangen.

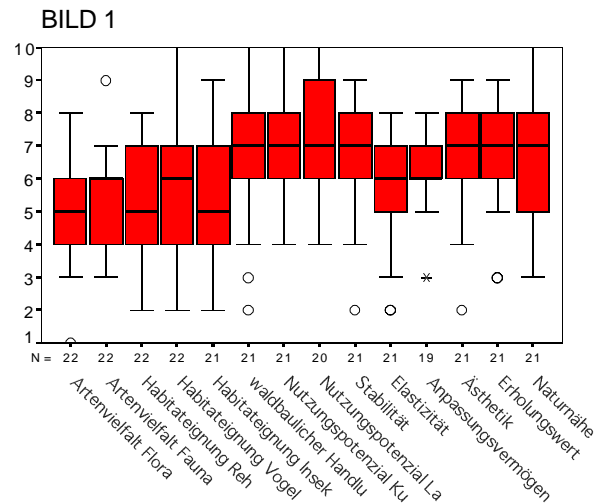


Abbildung 4.1: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 1. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes ZWI 111/4. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 1 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Auf dem Foto, das den als Buchenreinbestand klassifizierten 125-jährigen Bestand aus Zwiesel zeigt (Abbildung 4.1, links), sind einige Fichten in der Verjüngung zu erkennen. In der Bewertung sind zwei Gruppen erkennbar. Die Merkmale, in denen es um Vorkommen von Pflanzen und Tieren geht, nämlich die Merkmale Artenvielfalt Flora, Artenvielfalt Fauna, Habitateignung Reh, Habitateignung Höhlenbrüter und Habitateignung Totholz bewohnende Insekten sind im Mittel mit 5 bis 6 bewertet worden. Die übrigen Merkmale sind überwiegend den ökonomischen und sozialen Aspekten der Nachhaltigkeit zuzuordnen. Hier ist der Bestand durchschnittlich ein bis zwei Stufen höher bewertet worden, im Mittel bei 7. Bei den meisten Merkmalen umfasst der Raum zwischen dem 25- und 75%-Perzentil drei bis vier Werte (Abbildung 4.1, rechts). Die geringste Streuung ist für dieses Waldbild beim Anpassungsvermögen, das mit Werten von 5 bis 8 eine Tendenz zu einer steigenden Wertigkeit zeigt.

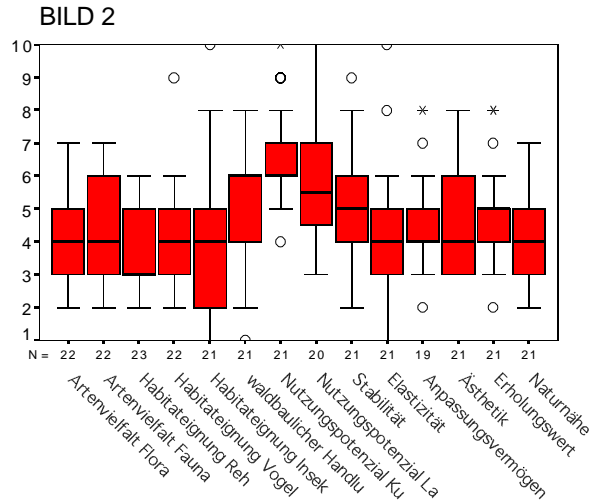


Abbildung 4.2: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 2. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes TRS 147/4. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 2 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Dieser fast 65-jährige Fichten-Buchen-Mischbestand aus Traunstein (Abbildung 4.2, links) wird von den Experten im Median bei vielen Merkmalen um 4 eingestuft (Abbildung 4.1, rechts). Im Nutzungspotenzial wird dieser Bestand höher bewertet. Einige Experten stufen ihn sogar bei 10 ein. Die ökologischen Merkmale und die sozialen Aspekte sowie die Merkmale, die sowohl als ökonomische als auch als ökologische Merkmale gesehen werden, nämlich Stabilität, Elastizität und Anpassungsvermögen sind geringer bewertet als die ökonomischen Merkmale Nutzungspotenzial und waldbaulicher Handlungsspielraum.

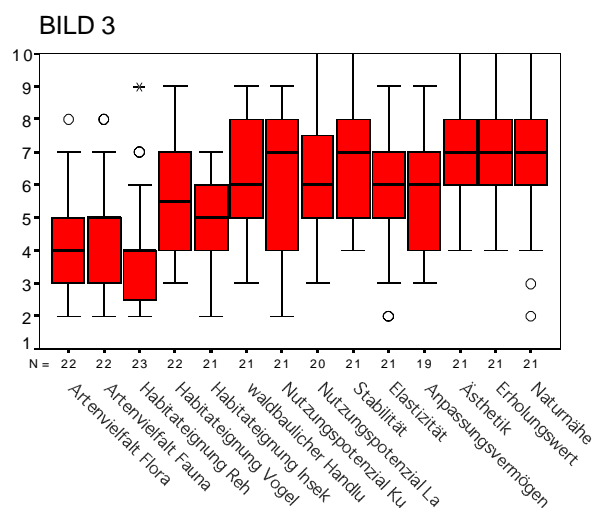


Abbildung 4.3: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 3. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes ZWI 111/7. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 3 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Dieser Mischbestand aus Fichte und Buche der Parzelle ZWI 111/7 (Abbildung 4.3, links) ist sehr uneinheitlich beurteilt worden. Die Merkmale Artenvielfalt und Habitateignung Reh wurden eher im unteren Wertebereich eingestuft, Stabilität, Ästhetik, Erholungswert und Naturnähe erhielten im Durchschnitt die höchsten Werte (Abbildung 4.3, rechts). Gesamt betrachtet liegen die meisten Bewertungen im mittleren Wertebereich.

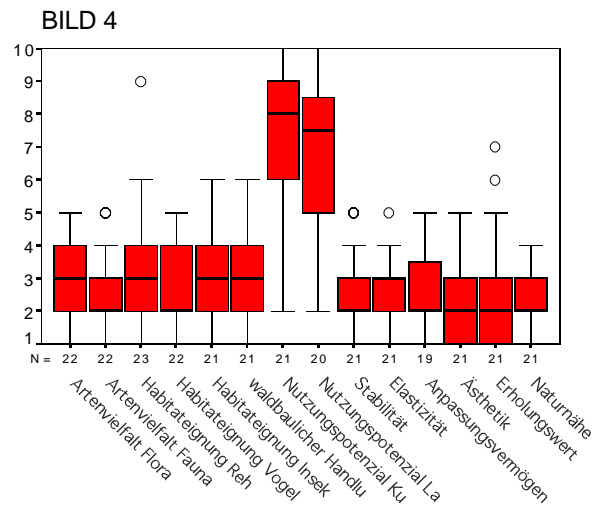


Abbildung 4.4: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 4. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes TRS 146/4. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 4 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Dieser noch recht junge Traunsteiner Fichtenbestand (Abbildung 4.4, links) wird für fast alle Merkmale sehr schlecht mit Werten zwischen 1 und 4 bewertet, in Ausnahmen bis 6 (Abbildung 4.4, rechts). Auffällig ist das konträre Abschneiden der Merkmale Kurzfristiges und Langfristiges Nutzungspotenzial zu allen anderen Merkmalen. Die beiden erstgenannten Merkmale wurden durchschnittlich mit 8 bewertet. Es gibt allerdings auch Experten, die diesen Bestand für dieses Merkmal nur mit 2 taxiert haben.

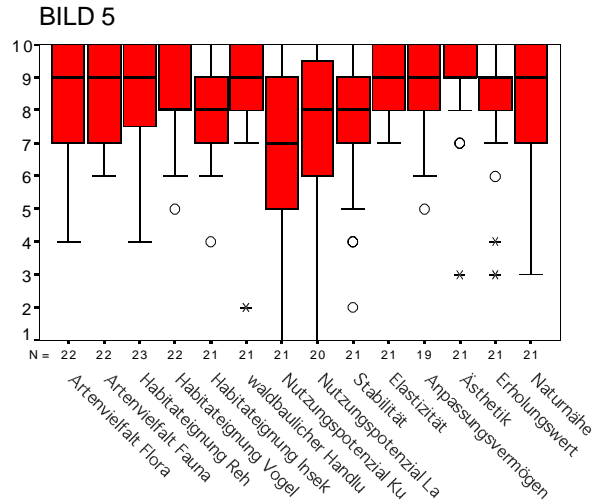


Abbildung 4.5: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 5. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes ZWI 138/2. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 5 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Auf dem Foto dieses unbewirtschafteten Bestandes ZWI 138/2 aus dem Nationalpark Bayerischer Wald sind einige alte Bäume zu sehen, ebenso ein abgestorbener stehender Baum (Abbildung 4.5, links). In der unteren Schicht befinden sich mehrere junge Bäume. Die Box-and-Whisker-Plots (Abbildung 4.5, rechts) sind im oberen Bereich angesiedelt mit Medianen zwischen 8 und 9, was eine gute bis sehr gute Einordnung bedeutet. Auffallend ist, dass bei einigen Merkmale, insbesondere beim Nutzungspotenzial, die Einschätzung der Experten doch eine sehr große Spreitung aufweist.

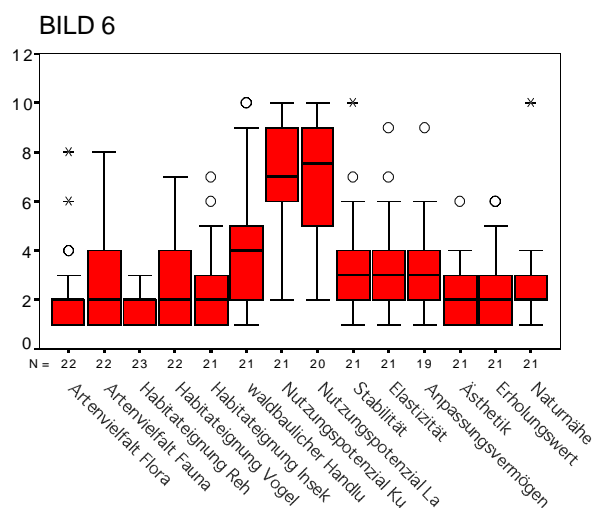


Abbildung 4.6: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 6. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes TRS147/2. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 6 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Der etwas über 40 Jahre alte Fichtenbestand der Parzelle TRS 147/2 hat einen Anteil von 15 % Buche, der auf dem Foto in den hellen Grüntönen erkennbar ist (Abbildung 4.6, links). Mit Ausnahme der Merkmale waldbaulicher Spielraum und Nutzungspotenzial ist dieser Bestand sehr niedrig eingestuft (Abbildung 4.6, rechts). Auch wenn es immer wieder einzelne Experten gibt, die diesen Bestand höher einstufen, was an den Ausreißern zu sehen ist, die in Form von Punkten und Sternchen in der Abbildung 4.6 erkennbar sind. Die Werte für diesen Bestand sind zum Teil sogar niedriger als beim etwas jüngeren Fichtenreinbestand von Bild 4.

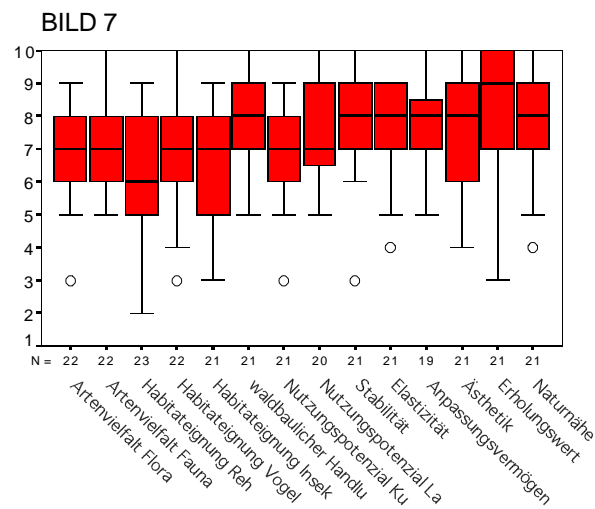


Abbildung 4.7: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 7. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes Hirschau. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 7 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Auf dem Bild dieses seit 20 Jahren nicht mehr bewirtschafteten Bestandes Hirschau ist deutlich liegendes Totholz zu erkennen, außerdem verschieden alte Bäume sowie unterschiedliche Baumarten (Abbildung 4.7, links). Eingordnet wurde der Bestand über alle Merkmale hinweg recht einheitlich im oberen Wertebereich (Abbildung 4.7, rechts). 50% der Werte umfassen bei fast allen Merkmalen drei Werte. Die Gesamtstreuung je Merkmal liegt bei fünf Wertestufen, nur in wenigen Ausnahmen darüber. Hier sei das Merkmal Erholungswert herausgestellt, bei dem die Bewertung zwischen 3 und 10 für dieses Waldbild liegt.

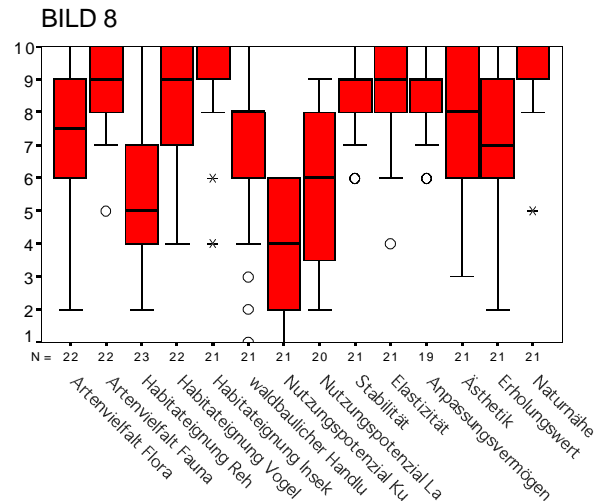


Abbildung 4.8: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 8. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes ZWI 137/1. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 8 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Dieses Waldbild ist ganz klar vom Totholz dominiert (Abbildung 4.8, links). Im Gegensatz zu dem anderen Naturwaldbestand auf Bild 5 ist der Bestand ZWI 137/1 nicht einheitlich über die Merkmale hinweg positiv beurteilt. Die Merkmale Habitataignung Reh und Kurzfristiges und Langfristiges Nutzungspotenzial liegen im mittleren Wertebereich. Hervorzuheben ist hier die besonders hohe Taxierung der Merkmalgruppe Stabilität, Elastizität und Anpassungsvermögen (Abbildung 4.8, rechts). Verständlicherweise ist auch der Lebensraum für Totholz bewohnende Insekten mit Werten zwischen 8 und 10 sehr gut begutachtet. Darauf könnte auch die hohe Taxierung der Artenvielfalt Fauna basieren. Zusammenfassend ist zu sagen, dass über alle Merkmale hinweg die meisten Experten den Bestand mit 5 oder höher bewertet haben.

Besonders hervor zu heben bei diesem knapp über 100-jährigen Fichtenreinbestand aus Zwiesel (Abbildung 4.9, links) ist die eindeutig hohe Bewertung des kurzfristigen Nutzungspotenzials. Sehr schlecht taxiert wurde dagegen die Merkmalgruppe Stabilität, Elastizität und Anpassungsvermögen (Abbildung 4.9, rechts). Da die Merkmale unterschiedliche Bewertungszeiträume betrachten, nämlich Stabilität kurzfristig, Elastizität mittelfristig und Anpassungsvermögen langfristig, bedeutet dies eine steigende Bewertung mit größer werdendem Bewertungszeitraum. Die Naturnähe dieses Bestandes ist ebenfalls sehr niedrig eingestuft.

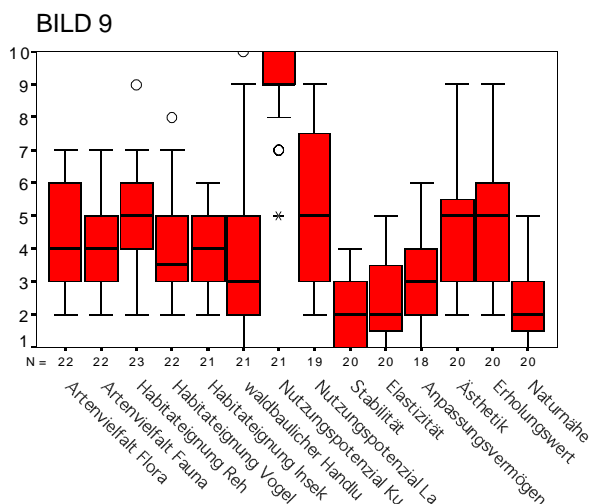


Abbildung 4.9: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 9. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes ZWI 111/5. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 9 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Im Gegensatz zu dem jungen Fichten-Buchen-Bestand auf Foto 6 haben die Experten diesen Bestand (Abbildung 4.9) höher bewertet. Bei einem Vergleich der Fotos kann eine Erklärungsmöglichkeit der Bodenbewuchs sein. Während der jüngere Bestand recht dunkel ist und kaum Bodenbewuchs zulässt, ist dieser Bestand schon aufgehell und die Verjüngung hat sich eingestellt, was auf dem Bild auch zu erkennen ist. Im Ganzen betrachtet liegt aber die Bewertung über die Merkmale hinweg hauptsächlich in der unteren Hälfte des Wertebereiches mit Werten kleiner gleich 6.

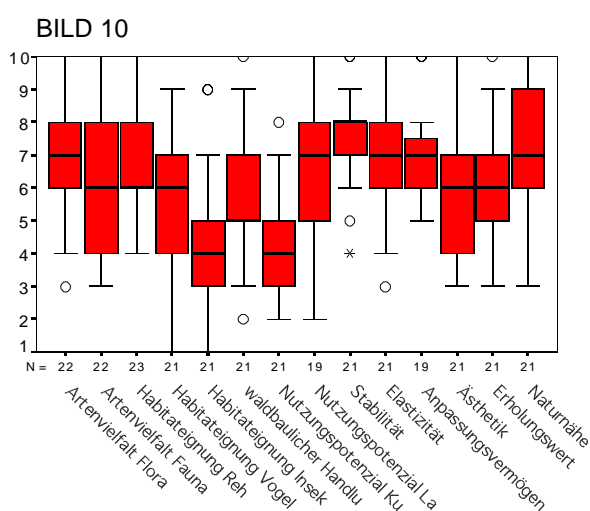


Abbildung 4.10: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 10. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes TRS 146/6. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 10 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Für diesen über 50-jährigen Laubholzbestand der Parzelle TRS 146/6 mit der Hauptbaumart Buche (Abbildung 4.10, links) liegen die Boxen des Box-and-Whisker-Plots für die meisten Merkmale im mittleren Wertebereich (Abbildung 4.10, rechts). Auffällig ist die niedrige Einstufung für das Merkmal Habitateignung Totholz bewohnender Insekten und das kurzfristige Nutzungspotenzial. Abgesehen von den Merkmalen Stabilität und Anpassungsvermögen mit einem Wertebereich von 4 Werten, sind die anderen Merkmale sehr unterschiedlich bewertet worden. Besonders Ästhetik und Naturnähe sind sehr verschieden interpretiert worden.

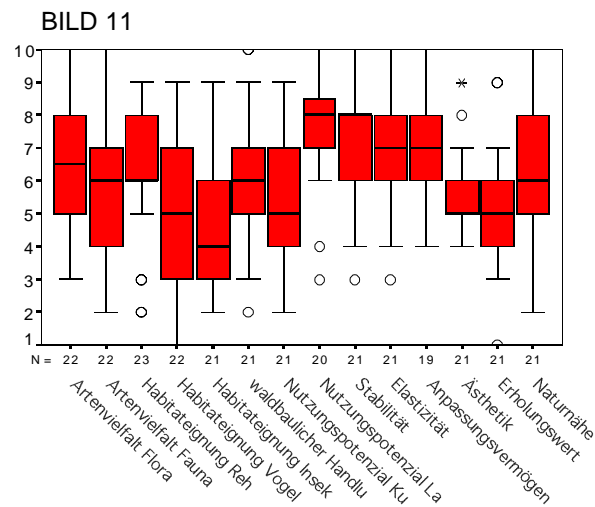


Abbildung 4.11: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 11. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes TRS 146/3. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 11 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Dieser Traunsteiner Laubholzbestand (Abbildung 4.11, links) ist 12 Jahre älter, als der zuvor gezeigte. Auch hier liegen die meisten Einordnungen im mittleren bis oberen Wertebereich (Abbildung 4.11, rechts). Die mittleren Werte je Merkmal liegen bei allen Merkmalen im gleichen Bereich wie bei Bild 10. Ebenso wie oben gezeigt, sind hier die Wertebereiche für die einzelnen Merkmale sehr groß.

Sowohl Bild (Abbildung 4.12, links) als auch das Boxplot-Diagramm zeigen (Abbildung 4.12, rechts), dass hier ein Extrembestand vorliegt. Es handelt sich um einen reinen 41-jährigen Nadelholzbestand ohne Bodenbewuchs. Fast alle Merkmale sind im untersten Wertebereich angesprochen worden. Ausnahmen bilden wiederum das kurz- und langfristige Nutzungspotenzial, das im Durchschnitt hoch bewertet wurde. Dennoch zeigt die große Wertespreitung, dass einige wenige Experten dieses nicht so sehen und den Bestand sehr

niedrig eingestuft haben. Auch die Bewertung des waldbaulichen Handlungsspielraums und der Stabilität weisen eine hohe Spannweite auf.

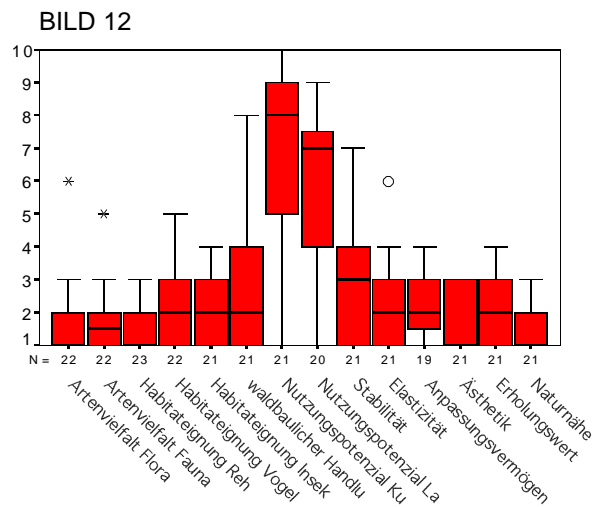


Abbildung 4.12: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 12. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes TRS 147/1. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 12 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

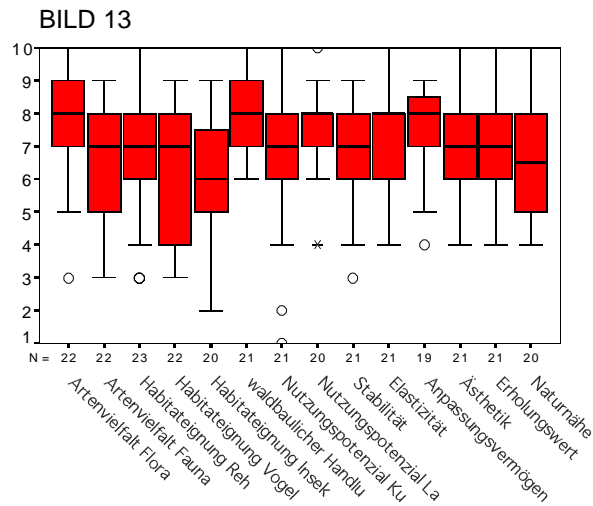


Abbildung 4.13: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 13. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes TRS 146/2. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 13 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Dieser von der Buche dominierte Mischbestand der Parzelle TRS 146/2 (Abbildung 4.13, links) hat die meisten Bewertungen bei 7 und 8 erhalten (Abbildung 4.13, rechts). Auch sind sich die Experten relativ einig in ihren Bewertungen. Nur bei der Betrachtung der Fauna wie

bei der Artenvielfalt Fauna und den Habitateignungen von Höhlenbrütern und Totholz bewohnenden Insekten weichen die Einschätzungen der Experten weiter voneinander ab.

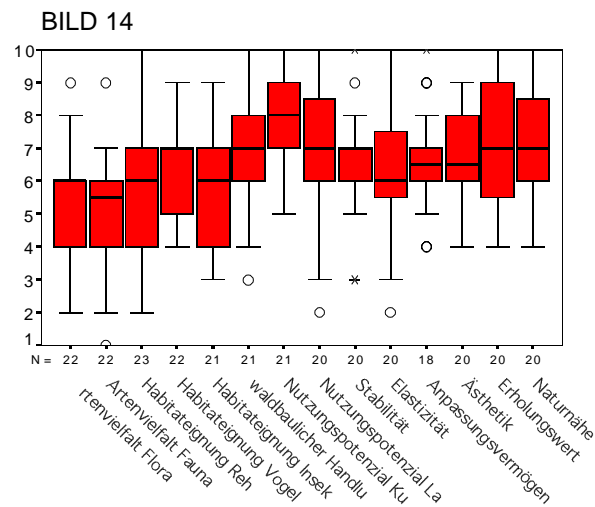


Abbildung 4.14: Ergebnisse der Bewertung des Waldbildes 14. Links: Darstellung des bewerteten Bestandes ZWI 111/3. Rechts: Darstellung der Bewertungen für die berücksichtigten Merkmale in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Bild 14 (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Für die Merkmalgruppen Artenvielfalt und Habitateignung ist dieser Mischbestand aus Zwiesel (Abbildung 4.14, links), der etwa zu gleichen Anteilen aus Fichte und Buche aufgebaut ist, im mittleren Wertebereich um 5 eingeordnet (Abbildung 4.14, rechts). Die übrigen Merkmale liegen in ihrer Bewertung etwas darüber. Kein Merkmal erhält allerdings eindeutig hohe Bewertungen. Auch hier wird wieder nur ein kleiner Wertebereich für die Merkmale Stabilität und Anpassungsvermögen benötigt.

4.2 Bewertung je Merkmal

Eine weitere Betrachtungsmöglichkeit der Ergebnisse aus der Expertenbefragung ist der Vergleich der Bilder pro Merkmal. Dafür wird wiederum die Darstellung als Box-and-Whisker-Plots gewählt. Zur besseren Veranschaulichung werden die Bilder in Bestandestypen eingeteilt. Zum einen in Nadelholzbestände (F), in Laubholzbestände (L), in Mischbestände aus Laub- und Nadelhölzern (M) und in Bergmischwälder (U), die gleichzeitig die Gruppe der unbewirtschafteten Bestände repräsentieren. In den folgenden Abbildungen werden die Bewertungen derjenigen Bilder nebeneinander gezeigt, die der gleichen Bestandestypen angehören. Dabei werden die Bestandestypenbezeichnung der Bildnummer vorangestellt.

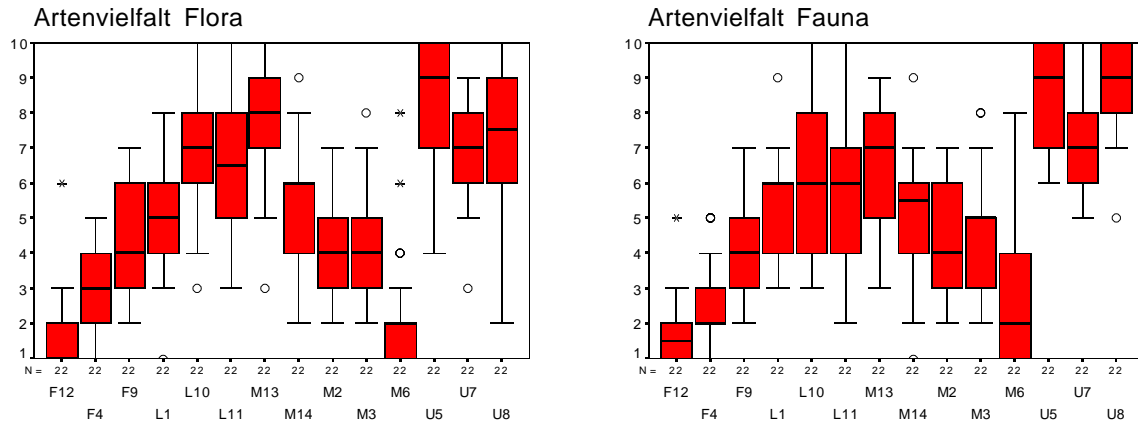


Abbildung 4.15: Darstellung der Bewertung der 14 Bestände in Form von Box-and-Whisker-Plots. Links: Bewertungen für das Merkmal Artenvielfalt Flora. Rechts: Bewertungen für das Merkmal Artenvielfalt Fauna (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, F = Fichtenreinbestand, L = Laubholzbestand, M = Mischbestand, U = un behandelter Bestand, Bergmischwald, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Die Bewertungen der Artenvielfalt Flora (Abbildung 4.15, links) und der Artenvielfalt Fauna (Abbildung 4.15, rechts) zeigen ein ähnliches Bild. Sie werden hier gemeinsam beschrieben. Am niedrigsten wurden ein etwa 40-jähriger Fichtenreinbestand (F12) ohne Bodenvegetation und ein stark von der Fichte dominierter Mischbestand (M6) mit etwa gleichem Bestandesalter eingestuft. Die Bewertungen aller Laubholzbestände liegen über denen der Fichtenreinbestände. Dabei erhält der alte Laubholzbestand (L1) die niedrigste Einstufung. Der etwas über 60-jährige Mischbestand mit dominierender Buche (M13) erhält ebenso hohe Bewertungen wie die drei unbewirtschafteten Bestände. Mit abnehmender Bodenvegetation und zunehmendem Fichtenanteil sinkt die Wertigkeit für das Merkmal Artenvielfalt (M14, M2). Die unbewirtschafteten Bestände bekommen mit die höchsten Bewertungen. Von diesen drei Beständen ist derjenige am niedrigsten eingestuft, der erst seit 20 Jahren unbewirtschaftet ist (U7).

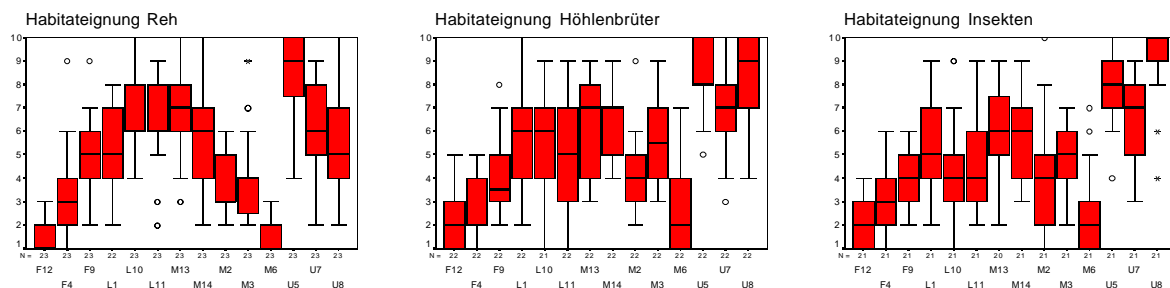


Abbildung 4.16: Darstellung der Bewertung der 14 Bestände in Form von Box-and-Whisker-Plots. Links: Bewertungen für das Merkmal Habitateignung Reh. Mitte: Bewertungen für das Merkmal Habitateignung Höhlenbrüter. Rechts: Bewertungen für das Merkmal Habitateignung Totholz bewohnende Insekten. (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, F = Fichtenreinbestand, L = Laubholzbestand, M = Mischbestand, U = un behandelter Bestand, Bergmischwald, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Auch die drei Merkmale zur Habitateignung verschiedener Tiergruppen sollen gemeinsam besprochen werden. Der Verlauf der Box-and-Whisker-Plots (Abbildung 4.16) zeigt ein ähnliches Bild wie bei den Merkmalen zur Artenvielfalt. Auch hier sind ein etwa 40-jähriger Fichtenreinbestand (F12) und ein stark von der Fichte dominierter Mischbestand (M6) am niedrigsten taxiert worden. Die Reihung innerhalb der Bestandesgruppen ist gegenüber der Abbildung 4.15 ebenfalls gleich geblieben.

Nach Aussage der Experten sind die Fichtenbestände für den Erhalt der Artenvielfalt und als Habitat verschiedener Tiere wenig geeignet. Mit zunehmendem Laubholzanteil und sinkender Nutzungsintensität steigt die Wertigkeit der Bestände.

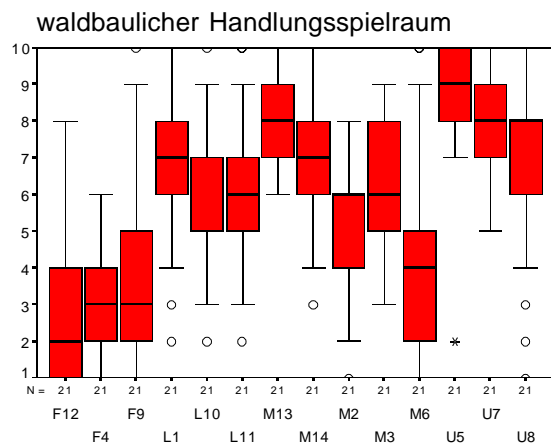


Abbildung 4.17: Darstellung der Bewertung der 14 Bestände in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Merkmal Waldbaulicher Handlungsspielraum (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, F = Fichtenreinbestand, L = Laubholzbestand, M = Mischbestand, U = ungenutzter Bestand, Bergmischwald, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Bei der Betrachtung der Ergebnisse zum Merkmal waldbaulicher Handlungsspielraum (Abbildung 4.17) zeigt sich, dass die Bestandesgruppen nicht sehr deutlich durch unterschiedliche Bewertungen erkennbar sind. Auffallend ist nur, dass die Fichtenbestände niedrig eingestuft wurden, dabei allerdings einige Experten auch von dieser Meinung abweichen. Bis auf den Fichten dominierten Mischbestand (M6) wurden die übrigen Bestände in der oberen Hälfte der Bewertungsskala eingestuft. Am höchsten wurden die ungenutzten und der etwas über 60-jährige Mischbestand mit dominierender Buche (M13) eingeordnet.

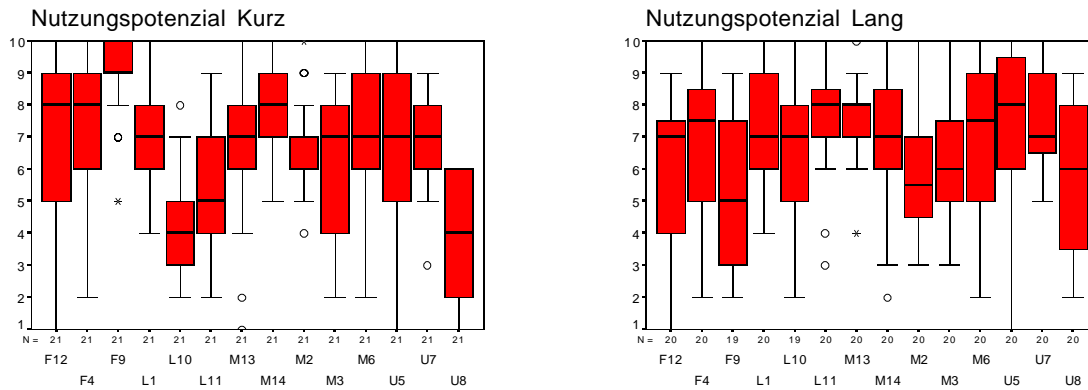


Abbildung 4.18: Darstellung der Bewertung der 14 Bestände in Form von Box-and-Whisker-Plots. Links: Bewertungen für das Merkmal Kurzfristiges Nutzungspotenzial. Rechts: Bewertungen für das Merkmal Langfristiges Nutzungspotenzial (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, F = Fichtenreinbestand, L = Laubholzbestand, M = Mischbestand, U = unbehandelter Bestand, Bergmischwald, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Bei der Bewertung der Bestände im Hinblick auf das kurz- und langfristige Nutzungspotenzial (Abbildung 4.18) ist auffällig, dass die Spreitung der Bewertung für fast alle Bilder sehr hoch ist. Ausnahmen bilden beim kurzfristigen Nutzungspotenzial der alte Fichtenreinbestand (F9), der überwiegend mit 9 und 10 bewertet wurde, der Fichten dominierte mittelalte Mischbestand (M2) und der erst seit 20 Jahren nicht mehr genutzte Bestand U7. Die beiden letztgenannten liegen mit ihrer Bewertung im oberen Mittelfeld. Beim langfristigen Nutzungspotenzial waren sich die Experten bei zwei über 60-jährigen Beständen in ihrer Taxierung einig. Dabei handelt es sich um einen Laubholzbestand (L11) und einen Buchen dominierten Mischbestand (M13), die beide mit Werten um 7 und 8 eingeordnet wurden. Ansonsten ist beim langfristigen Nutzungspotenzial keine eindeutige Bewertungstendenz festzustellen. Kurzfristig wird die Fichte sehr hoch eingestuft, im Gegensatz zur Buche, die kurzfristig niedriger eingestuft wird. Bei einer langfristigen Betrachtung jedoch werden beide Baumarten ähnlich angesehen.

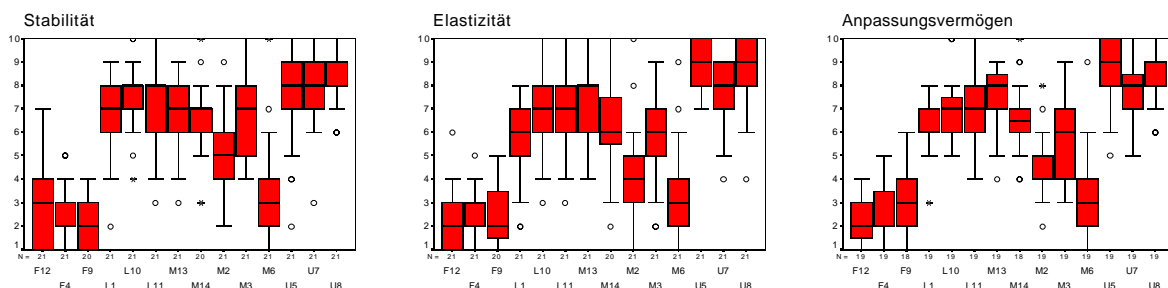


Abbildung 4.19: Darstellung der Bewertung der 14 Bestände in Form von Box-and-Whisker-Plots. Links: Bewertungen für das Merkmal Stabilität. Mitte: Bewertungen für das Merkmal Elastizität. Rechts: Bewertungen für das Merkmal Anpassungsvermögen (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, F = Fichtenreinbestand, L = Laubholzbestand, M = Mischbestand, U = unbehandelter Bestand, Bergmischwald, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Die drei Merkmale Stabilität, Elastizität und Anpassungsvermögen, die die Widerstandsfähigkeit eines Bestandes gegenüber Schadereignissen mit unterschiedlichem Zeithorizont darstellen, sind von vielen Experten ähnlich taxiert worden (Abbildung 4.19). Hier scheinen die Meinungen der verschiedenen Expertengruppen übereinzustimmen. Die Nadelholzbestände sind alle sehr schlecht eingestuft worden, während die unbewirtschafteten Bestände die höchsten Werte aufweisen. Die Laubholzbestände und die Mischbestände mit hohem Buchenanteil erreichen annähernd so hohe Werte. Mit steigendem Fichtenanteil nimmt die Wertigkeit der Bestände deutlich ab. Das heißt, dass die Laubholzbestände stabiler, elastischer und anpassungsfähiger sind, als die Fichtenbestände.

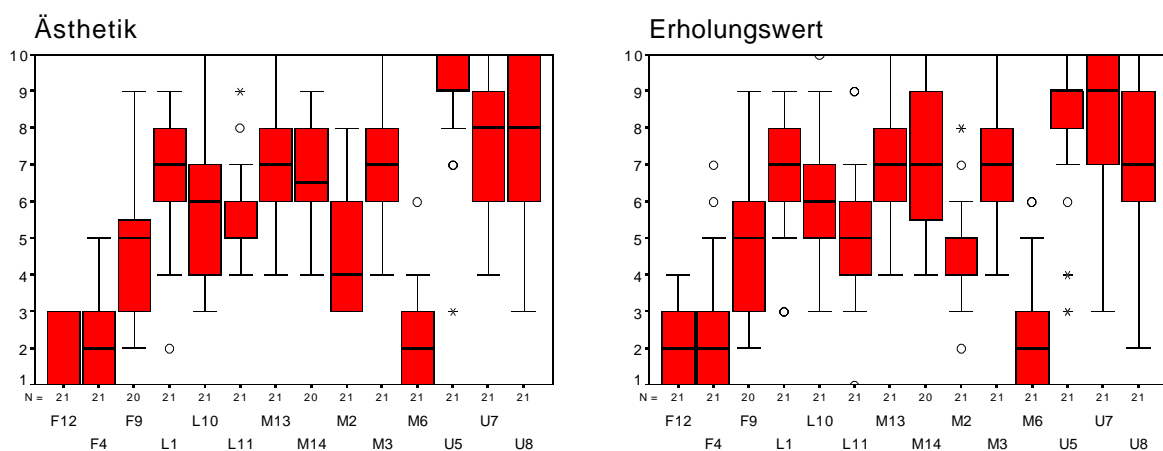


Abbildung 4.20: Darstellung der Bewertung der 14 Bestände in Form von Box-and-Whisker-Plots. Links: Bewertungen für das Merkmal Ästhetik. Rechts: Bewertungen für das Merkmal Erholungswert (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, F = Fichtenreinbestand, L = Laubholzbestand, M = Mischbestand, U = unbehandelter Bestand, Bergmischwald, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

Die beiden Merkmale, die den sozialen Bereich der Nachhaltigkeit vertreten, sind sich in ihren Bewertungen sehr ähnlich (Abbildung 4.20). Auch bei diesen Merkmalen sind die Fichtenbestände (F12, F4, F9, M6) niedrig, die unbewirtschafteten Bestände (U5, U7, U8) hoch eingestuft worden. Bei den Laubholzbeständen und den Buchen dominierten Mischbeständen liegen ein Großteil Bewertungen in der oberen Hälfte der Bewertungsskala. Laubholzbestände haben einen hohen Erholungswert und erscheinen den Experten ästhetischer.

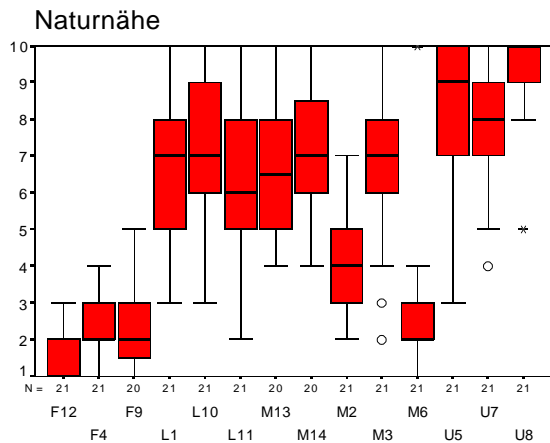


Abbildung 4.21: Darstellung der Bewertung der 14 Bestände in Form von Box-and-Whisker-Plots für das Merkmal Naturnähe (N = Anzahl der Bewertungen je Merkmal, F = Fichtenreinbestand, L = Laubholzbestand, M = Mischbestand, U = unbehandelter Bestand, Bergmischwald, o = Ausreißer, * = Extremwerte).

In Abbildung 4.21 ist zu sehen, dass die Bestände mit hohem Fichtenanteil beim Merkmal der Naturnähe sehr niedrig eingestuft werden. Sie weisen also eine geringe Nähe zur potenziellen natürlichen Vegetation auf. Deutlich höhere Werte weisen die Laubholz dominierten Mischbestände auf. Auch der alte Mischbestand, bei dem die Anteile von Fichten und Buchen annähernd gleich sind, erhält eine hohe Wertigkeit. Am höchsten sind die unbewirtschafteten Bestände eingeordnet. Das kann bedeuten, dass sich hier die Vegetation schon zu ihrer natürlichen Ausprägung hin entwickeln konnte.

Auffällig über alle Bewertungen ist, dass der Mischbestand mit dem geringsten Buchenanteil von 15 % (M6) auch immer im Bereich der Fichtenreinbestände insbesondere im Bereich des fast gleichalten Fichtenreinbestand F12 eingeordnet wurde.

Aus den Bewertungen ist ersichtlich geworden, dass oftmals die Tendenz zur Zu- oder Abnahme mit der Zunahme des Fichtenanteils im Mischbestand korreliert. Ausnahme bildet das Bestandesbild 14. Hier wird zwar aus den Daten der Versuchsflächenaufnahme ein Fichtenanteil von 55 % angegeben, im Vordergrund dieses Fotos ist jedoch eine Buche zu sehen, was die Bewertungen der Experten beeinflusst haben dürfte.

In Abbildung 4.22 werden drei Bestände im Vergleich gezeigt, die charakteristisch für drei Bestandestypen sind. Abgebildet sind die Medianwerte aus den Expertenbewertungen für den Fichtenreinbestand aus Traunstein, der auf Bildnummer 12 gezeigt wurde und hier mit der gelben Linie dargestellt wird. Die rosa Linie zeigt die Ergebnisse des Bestandes 11, einem 62-jährigen Laubholzbestand aus Traunstein. Die blaue Linie zeigen die Bewertung des unbehandelten Bestandes ZWI 138/2 von Bild 5.

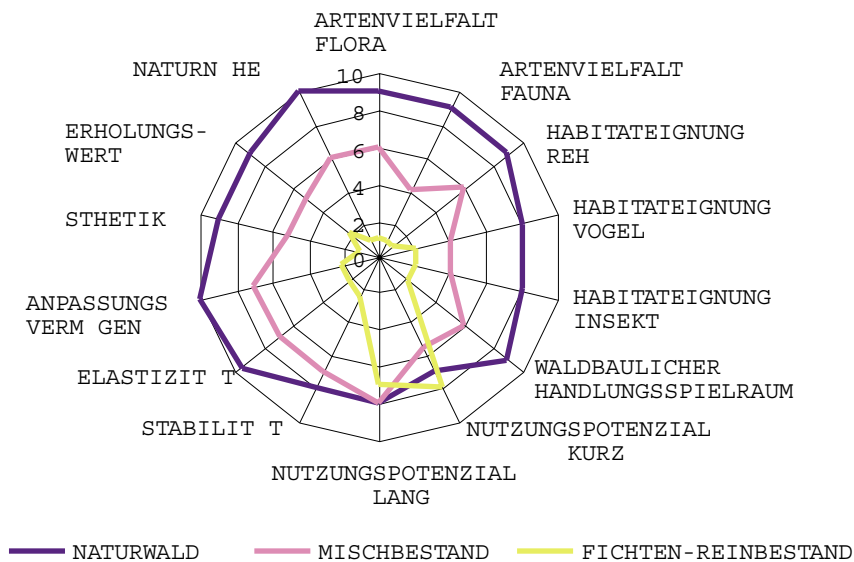


Abbildung 4.22: Mittlere Bewertungsergebnisse aus der Expertenbefragung über alle Merkmale der Nachhaltigkeit für einen Naturwald (blaue Linie), einen Mischbestand (rosa Linie) und einen Fichtenreinbestand (gelbe Linie).

Die drei gezeigten Bestände unterschieden sich für fast alle Merkmale deutlich in ihren Bewertungen. Auffällig ist, dass der Naturwaldbestand am besten und der Fichtenreinbestand am schlechtesten bewertet wurde. Der Mischbestand wurde zwischen diesen beiden Extrembeständen eingeordnet. Nur beim Nutzungspotenzial erreicht der Fichtenreinbestand die Wertigkeiten der anderen Bestandestypen. Er übertrifft sie allerdings auch in diesem Merkmal nicht deutlich, wie vielleicht vermutet werden könnte. In der Abbildung wird außerdem ersichtlich, dass ein Mischbestand einen guten Kompromiss zwischen den Merkmalen darstellt, denn er wurde für kein Merkmal besonders schlecht eingestuft. Bei einer mittleren Bewertung schließen sich die Merkmale nicht gegenseitig aus. Der Mischbestand erreicht zwar nicht die sehr guten Bewertungen des Naturwaldbestandes, aber der stellt als un behandelter Bestand auch eine für einen Forstbetrieb untypische Bestandesform dar.

5 Modellierung ausgewählter Merkmale der Nachhaltigkeit

In diesem Kapitel wird mit Hilfe der in Abschnitt 3.3 vorgestellten Methoden aus den Ergebnissen der Expertenbefragung und den Kennwerten zur Bestandesstruktur ein Modell zur Bewertung von Waldbeständen hinsichtlich verschiedener Nachhaltigkeitsmerkmale herausgearbeitet. Zunächst werden einfache Korrelationsuntersuchungen zwischen den Ergebnissen der Expertenbefragung und den Strukturkennwerten durchgeführt. Dies dient einer besseren Einschätzung für die Beziehungen zwischen den Merkmalen und den Strukturkennwerten. Im Abschnitt 5.2 folgt die Modellbildung mit Hilfe der ordinalen Regression. Im Abschnitt 5.3 werden die Ergebnisse der Validierung des Modells vorgestellt.

Die Werte der Strukturindizes dienen als Datenmaterial für die Korrelationsberechnungen. Bei der Betrachtung und Beschreibung der Ergebnisse der Expertenbefragung wurden bereits Auffälligkeiten in der Bewertung angemerkt und genannt. Als Konsequenz daraus wurde der Mischungsanteil der Baumart Fichte im Gesamtbestand und der Mischungsanteil der Buche zu den Bestandeskennwerten hinzugenommen, da hier Einflussmöglichkeiten auf die Wertigkeit eines Bestandes zu erwarten sind. Auch die Stammzahl, das Volumen und das Alter wurden mit einbezogen. Somit stehen als unabhängige Variablen, die in die ordinale Regression als Kovariaten einfließen, folgende Strukturkennwerte zur Verfügung:

- Aggregationsindex von CLARK und EVANS,
- Segregationsmaß von PIELOU,
- Artprofil-Index von PRETZSCH,
- Bhd-Variationskoeffizient,
- Stammzahl pro Hektar,
- Volumen pro Hektar,
- Mischungsanteil Fichte,
- Mischungsanteil Buche und
- Bestandesalter.

Die Werte der Strukturindizes für die einzelnen Bestände wurden in Abschnitt 3.2.2 in Tabelle 3.3 aufgeführt, die Bestandeskennwerte Stammzahl, Volumen, Alter und Mischungsanteil in Abschnitt 2.2 in Tabelle 2.3.

5.1 Ergebnisse der Korrelationsuntersuchungen

Da es sich bei den Daten der Expertenbefragung um ordinale Daten handelt, wurden Korrelationsrechnungen mit dem Rangkorrelationskoeffizienten von SPEARMAN durchgeführt (vgl. Abschnitt 2.5.1). Als Datengruppen stehen die oben aufgeführten Strukturkennwerte und die Bewertungen der Bestände für die einzelnen Merkmale zur Verfügung, die auf Korrelation miteinander untersucht wurden.

Eine erste Korrelationsanalyse zeigt zunächst, ob zwischen den Strukturkennwerten und den Bewertungen der Merkmale eventuell Beziehungen bestehen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5.1 dargestellt.

In den meisten Fällen bestehen signifikante, wenn auch oftmals geringe Korrelationen zwischen den Merkmalen und den Strukturkennwerten. Für das Segregationsmaß von PIELOU konnten allerdings keine hochsignifikanten Korrelationen mit den Merkmalen festgestellt werden. Das langfristige Nutzungspotenzial erbrachte nur mit dem Bhd-Variationskoeffizienten und mit den Mischungsanteilen von Fichte und Buche signifikante Ergebnisse. Hohe Korrelationen mit den Merkmalen erbrachte das Bestandesalter. Die Werte der Rangkorrelationskoeffizienten liegen dabei für fast alle Merkmale über 0,5. Der höchste Wert wird mit dem Merkmal Ästhetik erreicht. Er liegt hier bei 0,7. Auch die Angaben der Mischungsanteile von Fichte und Buche zeigen eine deutliche Beziehung zu den untersuchten Merkmalen. Dabei handelt es sich bei dem Mischungsanteil Fichte meistens um negative und bei dem Anteil Buche um positive Korrelationen. Das heißt, dass sich ein hoher Mischungsanteil an Fichte negativ auf die Wertigkeit eines Merkmals auswirkt, ein hoher Anteil an Buche hingegen positiv. Nur beim Merkmal Nutzungspotenzial ändern sich die Vorzeichen. Da deutet ein hoher Anteil an Fichte eine höhere Wertigkeit an. Korrelationsmaße von $\pm 0,5$ werden bei den Merkmalen Artenvielfalt der Flora, Artenvielfalt der Fauna, Stabilität, Elastizität, Anpassungsvermögen und Naturnähe erreicht. Für die Merkmale Stabilität, Elastizität, Anpassungsvermögen und Naturnähe wurden auch mit dem Bhd-Variationskoeffizienten Korrelationswerte $>0,5$ festgestellt. Negative Werte für fast alle Merkmale werden bei den Strukturkennwerten Artprofilindex nach PRETZSCH (1996), dem Aggregationsindex von CLARK und EVANS (1954) und den Stammzahlen pro Hektar ermittelt. Positive Korrelationen herrschen zwischen den Merkmalen und den Strukturkennwerten Bhd-Variationskoeffizient, dem Volumen pro Hektar und dem Alter.

Beim kurz- und langfristigen Nutzungspotenzial wurden zwar signifikante aber keine hohen Korrelationen mit einem der Strukturkennwerte festgestellt. Das kurzfristige Nutzungspotenzial hat beim Bhd-Variationskoeffizient den höchsten Korrelationswert mit $-0,27$ und bei den Mischungsanteilen Fichte bzw. Buche Werte von $0,36$ bzw. $-0,33$. Beim langfristigen Nutzungspotenzial sind diese Werte noch niedriger: Bhd-Variationskoeffizient: $0,14$, Mischungsanteile Fichte bzw. Buche: $-0,17$ bzw. $0,17$.

Tabelle 5.1: Ergebnisse der Korrelationsuntersuchungen zwischen den Nachhaltigkeitsmerkmalen und den Strukturkennwerten mit dem Rangkorrelationskoeffizienten von SPEARMAN (C&E = Aggregationsindex von CLARK & EVANS, Pielou = Segregationsmaß von PIELOU, Artprofil = Artprofil-Index, Bhd-Var = Bhd-Variationskoeffizient, N/ha = Stammzahl je Hektar, V/ha = Volumen je Hektar, Alter = Bestandesalter, %Fi = Mischungsanteil %Bu = Mischungsanteil Buche, Coeff = Korrelationskoeffizient, Sig. = Signifikanz, N = Anzahl).

		C&E	Pielou	Artprofil	Bhd-Var	N/ha	V/ha	Alter	%Fi	%Bu
Artenvielfalt Flora	Coeff.	-0,331	-0,017	-0,371	0,389	-0,238	0,288	0,504	-0,514	0,508
	Sig.	0	0,764	0	0	0	0	0	0	0
	N	308	308	308	308	308	308	308	308	308
Artenvielfalt Fauna	Coeff	-0,382	0,005	-0,372	0,508	-0,219	0,442	0,641	-0,513	0,489
	Sig.	0	0,933	0	0	0	0	0	0	0
	N	308	308	308	308	308	308	308	308	308
Habitat-eignung Reh	Coeff.	-0,274	-0,017	-0,43	0,275	-0,322	0,242	0,478	-0,488	0,496
	Sig.	0	0,759	0	0	0	0	0	0	0
	N	321	321	321	321	321	321	321	321	321
Habitat-eignung Höhlenbrüter	Coeff	-0,336	0,082	-0,322	0,472	-0,289	0,464	0,665	-0,454	0,443
	Sig.	0	0,153	0	0	0	0	0	0	0
	N	307	307	307	307	307	307	307	307	307
Habitat-eignung Totholz bewohnende Insekten	Coeff	-0,344	0,041	-0,336	0,461	-0,248	0,483	0,639	-0,395	0,379
	Sig	0	0,488	0	0	0	0	0	0	0
	N	293	293	293	293	293	293	293	293	293
Waldbaulicher Handlungsspielraum	Coeff	-0,23	-0,067	-0,128	0,422	-0,285	0,334	0,507	-0,405	0,425
	Sig	0	0,254	0,028	0	0	0	0	0	0
	N	294	294	294	294	294	294	294	294	294
Kurzfristiges Nutzungspotenzial	Coeff	0,116	-0,145	0,048	-0,268	-0,214	0,114	-0,071	0,359	-0,326
	Sig	0,046	0,013	0,411	0	0	0,05	0,224	0	0
	N	294	294	294	294	294	294	294	294	294
Langfristiges Nutzungspotenzial	Coeff	0,004	-0,122	0,018	0,139	-0,027	-0,031	0,069	-0,165	0,168
	Sig.	0,95	0,042	0,77	0,02	0,659	0,605	0,253	0,006	0,005
	N	278	278	278	278	278	278	278	278	278
Stabilität	Coeff	-0,286	0,083	-0,142	0,544	-0,178	0,233	0,543	-0,605	0,582
	Sig.	0	0,156	0,015	0	0,002	0	0	0	0
	N	292	292	292	292	292	292	292	292	292
Elastizität	Coeff	-0,367	0,026	-0,248	0,583	-0,139	0,312	0,587	-0,578	0,558
	Sig	0	0,661	0	0	0,018	0	0	0	0
	N	292	292	292	292	292	292	292	292	292
Anpassungsvermögen	Coeff	-0,336	0,034	-0,267	0,562	-0,22	0,322	0,617	-0,629	0,611
	Sig	0	0,582	0	0	0	0	0	0	0
	N	264	264	264	264	264	264	264	264	264
Ästhetik	Coeff	-0,338	0,064	-0,319	0,478	-0,406	0,446	0,702	-0,489	0,502
	Sig	0	0,275	0	0	0	0	0	0	0
	N	292	292	292	292	292	292	292	292	292
Erholungswert	Coeff	-0,264	0,061	-0,268	0,387	-0,427	0,422	0,638	-0,428	0,436
	Sig.	0	0,303	0	0	0	0	0	0	0
	N	292	292	292	292	292	292	292	292	292
Naturnähe	Coeff	-0,296	0,143	-0,26	0,541	-0,258	0,332	0,647	-0,608	0,595
	Sig	0	0,015	0	0	0	0	0	0	0
	N	291	291	291	291	291	291	291	291	291

Die Bestandes- und Strukturkennwerte werden ebenfalls untereinander auf Korrelationen hin untersucht. Dies soll ausschließen, dass bei der ordinalen Regression Bestandeskennwerte verknüpft werden, die in enger Beziehung zueinander stehen und damit einen ähnlichen Anteil an der Varianz haben. Die Ergebnisse der Korrelationsuntersuchung sind in Tabelle 5.2 aufgeführt.

Tabelle 5.2: Ergebnisse der Korrelationsuntersuchungen der Strukturkennwerte untereinander mit dem Rangkorrelationskoeffizienten von Spearman (C&E = Aggregationsindex von CLARK & EVANS, Pielou = Segregationsmaß von PIELOU, Artprofil = Artprofil-Index, Bhd-Var = Bhd-Variationskoeffizient, N/ha = Stammzahl je Hektar, V/ha = Volumen je Hektar, Alter = Bestandesalter, %Fi = Mischungsanteil Fichte, %Bu = Mischungsanteil Buche, Coeff = Korrelationskoeffizient, Sig. = Signifikanz, N = Anzahl).

		C&E	Pielou	Artprofil	Bhd-Var	N/ha	V/ha	Alter	%Fi	%Bu
C&E	Coeff	1	0,176	0,233	-0,628	0,018	-0,429	-0,504	0,034	0,017
	Sig.	,	0,002	0	0	0,753	0	0	0,541	0,768
	N	322	322	322	322	322	322	322	322	322
Pielou	Coeff		1	-0,101	-0,121	-0,101	-0,174	0,109	-0,125	0,127
	Sig.		,	0,069	0,03	0,07	0,002	0,05	0,025	0,023
	N		322	322	322	322	322	322	322	322
Artprofil	Coeff			1	0,009	0,103	-0,207	-0,344	0,166	-0,165
	Sig.			,	0,875	0,064	0	0	0,003	0,003
	N			322	322	322	322	322	322	322
Bhd-Var	Coeff				1	0,123	0,328	0,647	-0,494	0,472
	Sig.				,	0,027	0	0	0	0
	N				322	322	322	322	322	322
N/ha	Coeff					1	-0,481	-0,524	0,057	-0,134
	Sig.					,	0	0	0,305	0,016
	N					322	322	322	322	322
V/ha	Coeff						1	0,764	0,088	-0,121
	Sig.						,	0	0,114	0,03
	N						322	322	322	322
Alter	Coeff							1	-0,401	0,384
	Sig.							,	0	0
	N							322	322	322
%Fi	Coeff								1	-0,947
	Sig.								,	0
	N								322	322

Auch die Strukturkennwerte korrelieren größtenteils hochsignifikant miteinander. Das Segregationsmaß von PIELOU ist nicht signifikant mit dem Artprofil-Index und den Mischungsanteilen korreliert. Die Korrelationen mit den übrigen Strukturmaßen sind nicht hochsignifikant und weisen geringe Werte des Korrelationskoeffizienten auf. Die höchsten Korrelationen bestehen zwischen dem Mischungsanteil Fichte und dem Mischungsanteil Buche. Diese sind negativ miteinander korreliert mit einem Wert von $-0,95$. Dies ist plausibel, da bei einem hohen Fichtenanteil der Bestände ein geringer Buchenanteil herrscht und umgekehrt. Dass der Korrelationswert nicht -1 beträgt, liegt daran, dass es in einigen

Beständen einen geringen Anteil anderer Baumarten gibt, der nicht dem Anteil der Buche oder der Fichte zugerechnet wurde. Auch das Bestandesalter zeigt mit mehreren Strukturmerkmalen höhere Korrelationen. Es korreliert positiv mit dem Bhd-Variationskoeffizienten, dem Volumen und dem Mischungsanteil Buche. Negative Korrelationen bestehen mit dem Aggregationsindex von Clark & Evans, der Stammzahl und dem Mischungsanteil Fichte. Für das Alter finden sich die höchsten Werte der Rangkorrelationskoeffizienten in dieser Untersuchung, wie 0,74 mit dem Volumen pro Hektar und 0,65 mit dem Bhd-Variationskoeffizienten. Dies muss später bei der Auswahl der Faktoren für die Berechnung der Modelle beachtet werden. Eine negative Korrelation von $-0,63$ besteht zwischen dem Bhd-Variationskoeffizienten und dem Aggregationsindex von CLARK und EVANS.

5.2 Modellierung mit der ordinalen Regression

Es ist ein Ziel dieser Arbeit, ein biometrisches Modell zu entwickeln, mit dem Bestände hinsichtlich verschiedener Nachhaltigkeitsmerkmale beurteilt werden können. Dabei wird angestrebt, diese Bewertung über Strukturkennwerte vorzunehmen.

Datengrundlage sind die Ergebnisse der Expertenbefragung. Da es sich dabei um ordinale Daten handelt, bei denen die Abstände zwischen den einzelnen Stufen nicht eindeutig zu bestimmen sind, wird als Methode die ordinale Regression gewählt. Mit der Methode der ordinalen Regression wird die Verbindung zwischen den Expertenaussagen und den Strukturinformationen der Bestände hergestellt. Die Methode der ordinalen Regression wurde bereits in Abschnitt 2.5 erläutert.

Die Nachhaltigkeitsmerkmale bilden die abhängigen Variablen bei dieser Analyse. Sie sind in 10 Klassen eingeteilt, wobei die nächsthöhere Klasse auch eine höhere Wertigkeit bezüglich des Merkmals aufweist. Diese Daten wurden in fünf Klassen zusammen gefasst, um eine ausreichende Klassenbesetzung in jeder Klasse zu erreichen. Die unabhängigen Variablen, mit denen die Streuung der Bewertungen erklärt werden soll, sind die in der Einleitung dieses Kapitels aufgeführten Strukturkennwerte der Bestände. Dabei handelt es sich um metrische Daten.

In mehreren Tests wurde die Kombination von Kovariaten auf ihre Aussagekraft überprüft. Es zeigte sich, dass ein multipler Ansatz, der eine Kombination von unabhängigen Variablen berücksichtigt, eine größere Anpassungsgüte besitzt als ein monokausaler Ansatz. Jedes Merkmal wird einzeln auf verwendbare Kovariaten zur Aussage überprüft.

Im Folgenden werden für jede abhängige Variable, also für jedes Merkmal die Ergebnisse der Kovariatenauswahl und die Ergebnisse der ordinalen Regression dargestellt, die mit dem

Statistikprogramm SPSS berechnet wurden. In den Tabellen 5.3 bis 5.14 sind die ermittelten Schwellen- und Lageschätzer aufgelistet. Dabei werden auch die verwendeten Kovariaten aufgeführt, von denen die Lageschätzer ermittelt werden. Zur Überprüfung der Brauchbarkeit und der Güte ihrer Aussage wird ihre Signifikanz angegeben. Außerdem gibt es Informationen zum Gesamtmodell und zu den Ergebnissen des Parallelitätstest. Zuletzt wird der Wert des Pseudo-R² nach NAGELKERKE und die verwendete Anzahl an Datensätzen angegeben.

Artenvielfalt Flora

Tabelle 5.3: Parameter der ordinalen Regressionsanalyse für das Merkmal Artenvielfalt Flora
(C&E = Aggregationsindex von CLARK & EVANS, Artprofil = Artprofil-Index,
V/ha = Volumen je Hektar, %Bu = Mischungsanteil Buche, -2LL = Log-Likelihood-Merkmal,
 χ^2 = Chi-Quadrat-Wert, DF = Freiheitsgrade, N = Anzahl der verwendeten Datensätze).

Parameter		Schätzer	Standardfehler	Signifikanz
Schwellen-schätzer	1	-6,721	1,688	0,000
	2	-4,081	1,669	0,004
	3	-3,563	1,657	0,032
	4	-1,669	1,648	0,311
Lage-schätzer	C&E	-4,658	1,162	0,000
	Artprofil	-1,703	0,350	0,000
	V/ha	0,003	0,001	0,000
	%Bu	3,367	0,403	0,000
Gesamtmodell	-2LL		χ^2	
		237,767	172,997	0,000
Parallelitätstest für Linien		220,323	17,444	0,134
Pseudo-R²		0,449	N	308

Für das Merkmal Artenvielfalt Flora brachten die Kennwerte Aggregationsindex von CLARK & EVANS, der Artprofilindex, das Volumen pro Hektar und der Mischungsanteil an Buche den höchsten Erklärungsgehalt (Tabelle 5.3). Die Vorzeichen der Lageschätzer deuten an, ob ein höherer Wert dieses Bestandeskennwertes für eine niedrigere oder höhere Klasse deutet. Bei positivem Vorzeichen verändert ein größerer Wert die Wertigkeit für dieses Merkmal hin zu einer höheren Klasse, bei negativem Vorzeichen bedeutet ein größerer Wert hin zu einer niedrigeren Klasse.

Erhöht sich der Buchenanteil im Bestand, steigt die Artenvielfalt Flora an. Hohe Werte des Artprofil-Index und des Index von Clark & Evans deuten auf eine schlechtere Wertigkeit hin.

Ein hoher Vorrat wirkt sich positiv auf die Artenvielfalt Flora aus. Eine zufällige Baumverteilung ist besser für die Artenvielfalt Flora, als eine regelmäßige.

Die Lageschätzer der vier Kovariaten werden als höchstsignifikant eingestuft. Die Größe der Zahl der Lageschätzer zeigt nicht die Höhe des Einflusses der Variablen an, sondern hängt von der Größe des Schätzers ab. Das Volumen wird in ganzen Zahlen angegeben und nimmt bei diesen Beständen Werte zwischen 300 und 900 an (s. Tabelle 2.3). Der Mischungsanteil liegt immer zwischen 0 und 1.

Der Standardfehler der Schwellenschätzer ist für alle vier Stufen ähnlich groß. Allerdings nehmen die Werte zur vierten Stufe hin zu, so dass der Anteil des Standardfehlers je Stufe unterschiedlich ist. Anzumerken ist auch, dass der Schwellenschätzer 4 sich nicht signifikant von den anderen Schätzern unterscheidet. In die Berechnung des Modells für das Merkmal Artenvielfalt Flora wurden 308 Datensätze einbezogen (s. Tabelle 5.3). Der Anteil der Varianz, der durch dieses Modell abgedeckt wird, wird mit einem Pseudo-R² von 0,45 angegeben. Auf die übrigen Werte des Gesamtmodells wird im Anschluss an die Betrachtung der einzelnen Merkmale eingegangen und dort im Vergleich aller Merkmale beschrieben.

Artenvielfalt Fauna

Tabelle 5.4: Parameter der ordinalen Regressionsanalyse für das Merkmal Artenvielfalt Fauna

(Alter = Bestandesalter, V/ha = Volumen je Hektar, %Fi = Mischungsanteil Fichte, -2LL = Log-Likelihood-Merkmal, χ^2 = Chi-Quadrat-Wert, DF = Freiheitsgrade, N = Anzahl der verwendeten Datensätze).

Parameter		Schätzer	Standardfehler	Signifikanz
Schwellen-schätzer	1	-0,616	0,350	0,078
	2	1,323	0,342	0,000
	3	2,848	0,371	0,000
	4	5,083	0,473	0,000
Lage-schätzer	Alter	0,009	0,002	0,000
	%Fi	-3,304	0,434	0,000
	V/ha	0,004	0,001	0,000
Gesamtmodell		-2LL	χ^2	DF
		205,850	236,708	0,000
Parallelitätstest für Linien		191,452	14,397	0,109
Pseudo-R²		0,560	N	308

Die Artenvielfalt Fauna wird nach Einschätzung der Experten mit zunehmenden Volumen und steigendem Bestandesalter erhöht (Tabelle 5.4). Ein hoher Fichtenanteil hingegen wirkt

negativ. Je geringer der Fichtenanteil im Bestand vorhanden ist, je älter und je größer das Volumen ist, desto besser ist die Wertigkeit in Bezug auf das Merkmal Artenvielfalt Fauna. Der Modellierung für dieses Merkmal standen ebenfalls 308 Datensätze zur Verfügung (Tabelle 5.4). Die verwendeten Kovariaten Bestandesalter, Mischungsanteil Fichte und das Volumen haben einen höchstsignifikanten Einfluss. Die Schwellenschätzer steigen mit jeder Stufe. Sie sind bis auf die erste Stufe höchstsignifikant. Der Standardfehler liegt bei den ersten drei Schwellenschätzern um 3,5, für Stufe 4 bei 4,7. Bezogen auf die Werte der Schätzer nimmt der Fehler mit jeder höheren Stufe ab. Der Abstand der Schwellenschätzer beträgt 1,5 zwischen den Stufen zwei und drei, zwischen den Stufen drei und vier beträgt der Abstand der Schwellenwerte 2,2. Der Unterschied zwischen der vierten Klasse und der Referenzklasse 5 ist nicht signifikant. Über die Hälfte der Varianz wird durch diese Parameter erklärt, worauf der Pseudo-R²-Wert von 0,56 hinweist.

Habitateignung Reh

Tabelle 5.5: Parameter der ordinalen Regressionsanalyse für das Merkmal Habitateignung Reh (Artprofil = Artprofil-Index, BHD-Var = Bhd-Variationskoeffizient, N/ha = Stammzahl je Hektar, -2LL = Log-Likelihood-Merkmal, χ^2 = Chi-Quadrat-Wert, DF = Freiheitsgrade, N = Anzahl der verwendeten Datensätze).

Parameter		Schätzer	Standardfehler	Signifikanz
Schwellen-schätzer	1	-4,559	0,562	0,000
	2	-2,661	0,509	0,000
	3	-1,352	0,501	0,007
	4	0,097	0,512	0,849
Lage-schätzer	N/ha	-0,003	0	0,000
	BHD-Var	2,592	0,367	0,000
	Artprofil	-1,614	0,349	0,000
Gesamtmodell	-2LL		χ^2	
		244,339	164,959	0,000
Parallelitätstest für Linien		230,283	14,057	0,120
Pseudo-R²		0,420	N	321

Hohe Stammzahlen und eine hohe Vertikalstruktur bei gleichzeitiger Durchmischung, ausgedrückt durch den Artprofil-Index, werden in Bezug auf die Habitateignung für Rehwild negativ bewertet (Tabelle 5.5). Der Bhd-Variationskoeffizient hat einen positiven Einfluss. Eine hohe Durchmesserdiversifizierung erbringt demnach eine bessere Habitateignung für Rehwild.

Die ermittelten Lageschätzer Stammzahl je Hektar, Bhd-Variationskoeffizient und der Artprofil-Index haben alle einen signifikanten Einfluss auf die Bewertung des Merkmals Habitateignung Reh. Die Schwellenschätzer sind ebenfalls signifikant, abgesehen von der Stufe 4. Diese hat dementsprechend im Verhältnis zu ihrem Wert den höchsten Standardfehler. Die Anzahl der für das Modell zum Merkmal Habitateignung Reh verwendeten Datensätze liegt bei 321, das heißt, alle Experten haben dieses Merkmal bewertet. Ein Experte hat lediglich vergessen ein Bild zu bewerten, was den fehlenden Datensatz bei 321 von 322 möglichen Datensätzen erklärt. Der erklärte Anteil der Varianz wird mit einem Pseudo-R² von 0,42 angegeben und liegt damit unter dem des Merkmals Artenvielfalt Fauna.

Habitateignung Höhlenbrüter

Tabelle 5.6: Parameter der ordinalen Regressionsanalyse für das Merkmal Habitateignung Höhlenbrüter (BHD-Var = Bhd-Variationskoeffizient, V/ha = Volumen je Hektar, %Fi = Mischungsanteil Fichte, -2LL = Log-Likelihood-Merkmal, χ^2 = Chi-Quadrat-Wert, DF = Freiheitsgrade, N = Anzahl der verwendeten Datensätze).

Parameter		Schätzer	Standardfehler	Signifikanz	
Schwellen-schätzer	1	-0,013	0,407	0,975	
	2	2,027	0,396	0,000	
	3	3,226	0,419	0,000	
	4	5,245	0,506	0,000	
Lage-schätzer	V/ha	0,007	0,001	0,000	
	BHD-Var	0,974	0,419	0,020	
	%Fi	-3,678	0,441	0,000	
Gesamtmodell		-2LL	χ^2		DF
		198,239	196,317	0,000	3
Parallelitätstest für Linien		189,495	8,744	0,461	9
Pseudo-R ²		0,494	N	307	

Im Modell führt eine Zunahme des Volumens und des Bhd-Variationskoeffizienten sowie eine Abnahme des Mischungsanteils an Fichte zu einer besseren Beurteilung des Bestandes als Höhlenbrüterhabitat (Tabelle 5.6). Ein hohes Bestandesvolumen bei gleichzeitig hoher Durchmesserstreuung deutet auf strukturierte Altbestände und damit auf ein großes Angebot an potenziellen Brutbäumen hin. Da die meisten Höhlenbrüter Laubbäume gegenüber der Fichte bevorzugen, wirkt ein hoher Fichtenanteil negativ auf die Habitateignung.

Im Verhältnis zum Wert des Lageschätzers für den Mischungsanteil Fichte ist der Standardfehler der Lageschätzers des Bhd-Variationskoeffizienten höher. Bis auf den ersten

Schwellenschätzer sind alle höchstsignifikant. Der erste Schwellenschätzer hat im Gegensatz zu den anderen Schätzern einen hohen Standardfehler. Damit ist die Schätzung der ersten Stufe nicht interpretierbar. An dem Modell wird aber dennoch festgehalten, da es sich um eine Randschwelle handelt, die anderen Schwellenschätzer sowie das Gesamtmodell hochsignifikant sind. Es zeigt einen Erklärungswert in Form des Pseudo-R² von 0,49. Das Modell wurde mit 307 Datensätzen parametrisiert.

Habitateignung Totholz bewohnende Insekten

Tabelle 5.7: Parameter der ordinalen Regressionsanalyse für das Merkmal Totholz bewohnende Insekten (BHD-Var = Bhd-Variationskoeffizient, V/ha = Volumen je Hektar, %Fi = Mischungsanteil Fichte, -2LL = Log-Likelihood-Merkmal, χ^2 = Chi-Quadrat-Wert, DF = Freiheitsgrade, N = Anzahl der verwendeten Datensätze).

Parameter		Schätzer	Standardfehler	Signifikanz
Schwellen-schätzer	1	0,579	0,403	0,150
	2	2,502	0,404	0,000
	3	3,956	0,448	0,000
	4	5,377	0,512	0,000
Lage-schätzer	%Fi	-2,633	0,420	0,000
	BHD-Var	1,406	0,427	0,001
	V/ha	0,006	0,001	0,000
Gesamtmodell	-2LL		χ^2	
		201,830	155,818	0,000
Parallelitätstest für Linien		189,694	12,136	0,206
Pseudo-R²		0,431	N	293

Wie bei den Höhlenbrütern wird die Habitateignung für Totholz bewohnende Insekten vor allem in Beständen mit einem geringen Fichtenanteil, einer hohen Durchmesserstreue und einem hohen Vorrat hoch eingeschätzt (Tabelle 5.7). Diese Variablenkombination erscheint plausibel, da mit steigendem Vorrat die Wahrscheinlichkeit höher ist, dass stärker dimensioniertes Totholz für die Insekten zur Verfügung steht. Auch ein geringer Fichtenanteil, aus dem mehr Standraum für andere Baumarten resultiert erscheint für Totholz bewohnende Insekten fördernd.

Alle Lageschätzer haben einen höchstsignifikanten Einfluss. Da für das Merkmal Habitateignung Totholz bewohnender Insekten nicht alle Experten eine Wertung abgegeben haben, fließen in dieses Modell nur 293 Datensätze ein. Die Schwellenschätzer haben alle ein negatives Vorzeichen. Der höchste Standardfehler der Schwellenschätzer liegt bei der ersten Stufe, die gerade nicht signifikant ist.

Waldbaulicher Handlungsspielraum

Tabelle 5.8: Parameter der ordinalen Regressionsanalyse für das Merkmal Waldbaulicher Handlungsspielraum (C&E = Aggregationsindex von CLARK & EVANS, N/ha = Stammzahl je Hektar, %Fi = Mischungsanteil Fichte, -2LL = Log-Likelihood-Merkmal, χ^2 = Chi-Quadrat-Wert, DF = Freiheitsgrade, N = Anzahl der verwendeten Datensätze).

Parameter		Schätzer	Standardfehler	Signifikanz	
Schwellen-schätzer	1	-9,204	1,203	0,000	
	2	-7,852	1,167	0,000	
	3	-6,548	1,138	0,000	
	4	-5,133	1,121	0,000	
Lage-schätzer	C&E	-4,170	0,947	0,000	
	%Fi	-1,933	0,336	0,000	
	N/ha	-0,002	0	0,000	
Gesamtmodell		-2LL	χ^2		DF
		237,954	91,962	0,000	3
Parallelitätstest für Linien		222,615	15,339	0,082	9
Pseudo-R²		0,280	N	294	

Nach der Expertenmeinung schränkt eine regelmäßige Verteilung der Bäume (nach dem Aggregationsindex von CLARK und EVANS), ein höherer Fichtenanteil und eine hohe Stammzahl pro Hektar den waldbaulichen Handlungsspielraum in den Beständen ein (Tabelle 5.8). Hier wird deutlich, dass es beim waldbaulichen Handlungsspielraum nicht um die Frage nach der Anzahl der Bäume geht, die waldbaulich beeinflusst werden kann. Viel entscheidender scheint die Flexibilität bezüglich waldbaulicher Eingriffe zu sein. Eine durch hohe Stammzahlen bedingte Notwendigkeit des Handelns wird negativ bewertet.

Im Vergleich zu den drei vorangegangenen Modellen weist dieses für die Schwellenwerte deutlich größere Standardfehler auf. Das Modell zum waldbaulichen Handlungsspielraum ist das Modell mit dem niedrigsten Pseudo-R²-Wert von 0,28. Bereits bei den Ergebnissen zur Expertenbefragung in Abbildung 3.17 wurde deutlich, dass eine sehr uneinheitliche Meinung zur Einschätzung der Bestände zu diesem Merkmal herrscht. Dies zeichnet sich nun in dem geringen Erklärungswert des Modells ab. Das entwickelte Modell ist dennoch hochsignifikant, genauso wie die Schwellenwerte und die herausgearbeiteten Lageschätzer. Dieses Modell wurde aus 294 Datensätzen ermittelt.

Kurzfristiges und langfristiges Nutzungspotenzial

Für die Merkmale kurzfristiges und langfristiges Nutzungspotenzial konnten keine Bewertungsfunktionen entwickelt werden. Das vorhandene Datenmaterial zu diesen Merkmalen war zu inhomogen, um ein signifikantes erklärendes Modell zu erhalten. Diese Tatsache kündigte sich bereits bei der Betrachtung der Ergebnisse der Expertenbefragung in Abbildung 3.18 an. Auch die Korrelationsuntersuchungen haben gezeigt, dass wenn überhaupt nur geringe Korrelationen zwischen den Strukturkennwerten und der Bewertung dieser Merkmale bestehen.

Stabilität

Tabelle 5.9: Parameter der ordinalen Regressionsanalyse für das Merkmal Stabilität

(Artprofil = Artprofil-Index, BHD-Var = Bhd-Variationskoeffizient, V/ha = Volumen je Hektar, %Fi = Mischungsanteil Fichte, -2LL = Log-Likelihood-Merkmal, χ^2 = Chi-Quadrat-Wert, DF = Freiheitsgrade, N = Anzahl der verwendeten Datensätze).

Parameter		Schätzer	Standardfehler	Signifikanz	
Schwellenschätzer	1	-1,225	0,645	0,057	
	2	0,639	0,650	0,326	
	3	1,929	0,651	0,003	
	4	3,803	0,669	0,000	
Lageschätzer	BHD-Var	0,862	0,432	0,046	
	%Fi	-5,000	0,495	0,000	
	Artprofil	0,759	0,360	0,035	
	V/ha	0,005	0,001	0,000	
Gesamtmodell	-2LL		χ^2		DF
		178,998	193,356	0,000	4
Parallelitätstest für Linien		169,901	9,097	0,695	12
Pseudo-R ²		0,506	N		292

Mit zunehmender Variation der Brusthöhendurchmesser, zunehmender Baumartenzahl und Höhenstrukturiertheit, ausgedrückt durch den Artprofilindex, erreicht ein Bestand einen stabileren Zustand. Ein größerer Holzvorrat trägt ebenfalls zur Stabilität bei, während sich ein hoher Mischungsanteil der Fichte negativ auswirkt (Tabelle 5.9).

Der Einfluss der Variablen Volumen und Mischungsanteil Fichte ist höchstsignifikant, der vom Bhd-Variationskoeffizienten und dem Artprofilindex noch signifikant. Der zweite Schwellenschätzer unterscheidet sich nicht signifikant von der nächst höheren Stufe. Das heißt, dass nicht mit 95%iger Wahrscheinlichkeit gesagt werden kann, dass sich diese Stufen

unterscheiden. Auch der erste Schwellenschätzer unterscheidet sich nicht signifikant von der zweiten Stufe.

Dennoch wurde an dem Modell festgehalten. Mehr als die Hälfte der Varianz kann durch dieses Modell und mit diesen Variablen erklärt werden, das aus 292 Datensätzen ermittelt wurde.

Elastizität

Tabelle 5.10: Parameter der ordinalen Regressionsanalyse für das Merkmal Elastizität (BHD-Var = Bhd-Variationskoeffizient, V/ha = Volumen je Hektar, %Fi = Mischungsanteil Fichte, -2LL = Log-Likelihood-Merkmal, χ^2 = Chi-Quadrat-Wert, DF = Freiheitsgrade, N = Anzahl der verwendeten Datensätze).

Parameter		Schätzer	Standardfehler	Signifikanz
Schwellenschätzer	1	-0,718	0,418	0,086
	2	0,955	0,396	0,016
	3	2,239	0,408	0,000
	4	4,036	0,468	0,000
Lageschätzer	V/ha	0,005	0,001	0,000
	%Fi	-3,644	0,444	0,000
	BHD-Var	2,221	0,455	0,000
Gesamtmodell		-2LL	χ^2	DF
		202,019	196,177	0,000 3
Parallelitätstest für Linien		188,000	14,019	0,122 9
Pseudo-R ²		0,510	N	292

Das biometrische Modell zur Elastizität besteht wie das Modell zum Merkmal der Stabilität aus den Faktoren Volumen, Mischungsanteil der Fichte und dem Bhd-Variationskoeffizienten (Tabelle 5.10). Einziger Faktor Artprofilindex wird in diesem Modell nicht berücksichtigt. Wie auch bei dem Merkmal der Stabilität nimmt mit Zunahme des Volumens bei gleichem Fichtenanteil und Bhd-Variationskoeffizienten die Elastizität eines Bestandes zu. Hingegen würde eine Zunahme des Fichtenanteils die Elastizität verringern. Eine Zunahme der Durchmesserstreue führt zu einer höheren Bewertung der Elastizität, wie durch das positive Vorzeichen des Bhd-Variationskoeffizienten angedeutet wird.

Die Schwellenschätzer für dieses Modell weisen in der absoluten Höhe einen ähnlichen Standardfehler auf. Die erste Klasse, die auf die geringste Wertigkeit bezüglich der Elastizität hinweist, ist gerade nicht signifikant gegenüber der zweiten Klasse. Aussagen bezüglich dieser beiden Klassen können statistisch nicht eindeutig getrennt werden. Die Schwellenschätzer zwischen der dritten und vierten sowie der vierten und fünften Klasse, die

als Referenzklasse gilt, sind jeweils höchst signifikant. Für die Erstellung des Modells standen 292 Datensätze zur Verfügung. Der Erklärungsgehalt der Variablen, die alle einen hochsignifikanten Lageschätzer haben, liegt bei einem Pseudo-R² von 0,51.

Anpassungsvermögen

Tabelle 5.11: Parameter der ordinalen Regressionsanalyse für das Merkmal Anpassungsvermögen (V/ha = Volumen je Hektar, %Fi = Mischungsanteil Fichte, -2LL = Log-Likelihood-Merkmal, χ^2 = Chi-Quadrat-Wert, DF = Freiheitsgrade, N = Anzahl der verwendeten Datensätze).

Parameter		Schätzer	Standardfehler	Signifikanz	
Schwellen-schätzer	1	-2,551	0,416	0,000	
	2	-0,131	0,373	0,725	
	3	1,420	0,370	0,000	
	4	3,120	0,409	0,000	
Lage-schätzer	%Fi	-5,598	0,493	0,000	
	V/ha	0,007	0,001	0,000	
Gesamtmodell		-2LL	χ^2		DF
		205,656	193,201	0,000	2
Parallelitätstest für Linien		192,782	12,874	0,045	6
Pseudo-R ²		0,542	N	292	

Gegenüber der Stabilität und Elastizität drückt das Anpassungsvermögen die Fähigkeit eines Bestandes aus, über einen langen Zeitraum auf geänderte Umweltbedingungen zu reagieren (Tabelle 5.11). Im Vergleich zu den beiden vorgestellten Modellen zur Stabilität und Elastizität benötigt dieses Modell nur den prozentualen Anteil der Fichte und das Volumen/ha als wichtigste Faktoren. Damit wird auch ohne Bestandesstrukturwerte wie Artprofilindex oder Bhd-Variationskoeffizienten ein ähnlich hoher Varianzanteil an der Gesamtvarianz erklärt, wie in den Modellen zur Stabilität und Elastizität. Die Hinzunahme weiterer Variablen brachte hier keinen weiteren Erklärungsfortschritt. Aufgrund der langfristigen Betrachtungsweise, die dem Merkmal Anpassungsvermögen zugrunde liegt, erscheinen hier die berücksichtigten Faktoren als plausibel, da Bestandesstrukturwerte eher auf kurzfristige Veränderungen im Bestandesgefüge reagieren. Der Mischungsanteil Fichte wirkt sich negativ auf die Anpassungsfähigkeit des Bestandes aus. Je größer der Fichtenanteil im Verhältnis zu den anderen Baumarten ist, desto weniger ist es dem Bestand möglich, auf langfristige Störeinflüsse zu reagieren. Je höher das Volumen des Bestandes ist, desto eher kann er auf derartige Einflüsse reagieren. Eine Erklärung dafür könnte sein, dass mit hohem Volumen auch ein höheres Alter erreicht ist und die Möglichkeit der Verjüngung die Anpassungsfähigkeit erhöht.

Bis auf den Schwellenschätzer der Klasse 2 sind alle statistisch höchstsignifikant. Das deutet auf ein indifferentes Verhalten zwischen den Klassen 2 und 3 bezüglich eines Unterschiedes zum Anpassungsvermögen als Merkmal der Nachhaltigkeit hin.

Insgesamt zeigt das Modell mit einem Pseudo-R² von 0,54 einen befriedigenden Erklärungsbeitrag. Die statistische Absicherung des Modellergebnisses ist höchstsignifikant. Die im Modell integrierten unabhängigen Variablen sind ebenfalls alle statistisch höchstsignifikant.

Ästhetik

Tabelle 5.12: Parameter der ordinalen Regressionsanalyse für das Merkmal Ästhetik (BHD-Var = Bhd-Variationskoeffizient, V/ha = Volumen je Hektar, %Bu = Mischungsanteil Buche, -2LL = Log-Likelihood-Merkmal, χ^2 = Chi-Quadrat-Wert, DF = Freiheitsgrade, N = Anzahl der verwendeten Datensätze).

Parameter		Schätzer	Standardfehler	Signifikanz	
Schwellen-schätzer	1	4,041	0,463	0,000	
	2	6,136	0,548	0,000	
	3	7,886	0,613	0,000	
	4	9,573	0,683	0,000	
Lage-schätzer	BHD-Var	1,005	0,395	0,011	
	%Bu	5,169	0,496	0,000	
	V/ha	0,008	0,001	0,000	
Gesamtmodell		-2LL	χ^2		DF
		185,403	230,653	0,000	3
Parallelitätstest für Linien		171,794	13,609	0,137	9
Pseudo-R²		0,570	N		292

Die drei einbezogenen Variablen haben alle einen positiven Einfluss auf die Ästhetik eines Waldbestandes (Tabelle 5.12). Der ästhetische Wert eines Waldbestandes steigt hier mit einer höheren Durchmesserdifferenzierung, einem hohen Anteil an Buchen und einem großen Holzvorrat. Dicke Bäume im Wechsel mit dünnen Laubbäumen werden als schön und angenehm empfunden.

Diese drei Lageschätzer haben einen hochsignifikanten Einfluss auf die Wertigkeit des Bestandes im Hinblick auf die Ästhetik. Die Schwellenwerte dieses Modells sind alle hochsignifikant. Der Standardfehler liegt hier niedriger als bei den anderen Modellen. Dies deutet auf eine stabile Lage der geschätzten Schwellenwerte hin.

Der Erklärungsgehalt dieses Modells, der durch die oben erläuterten Variablen gegeben werden kann, liegt mit einem Pseudo-R² von 0,57 im Vergleich mit den anderen Modellen am höchsten. Dieses Modell wurde ebenfalls aus 292 Datensätzen erstellt.

Erholungswert

Tabelle 5.13: Parameter der ordinalen Regressionsanalyse für das Merkmal Erholungswert

(N/ha = Stammzahl je Hektar, V/ha = Volumen je Hektar, %Bu = Mischungsanteil Buche, -2LL = Log-Likelihood-Merkmal, χ^2 = Chi-Quadrat-Wert, DF = Freiheitsgrade, N = Anzahl der verwendeten Datensätze).

Parameter		Schätzer	Standardfehler	Signifikanz
Schwellen-schätzer	1	1,973	0,740	0,008
	2	3,869	0,748	0,000
	3	5,478	0,782	0,000
	4	6,904	0,820	0,000
Lage-schätzer	%Bu	4,337	0,482	0,000
	N/ha	0,001	0	0,054
	V/ha	0,007	0,001	0,000
Gesamtmodell		-2LL	χ^2	DF
		185,281	186,579	0,000 3
Parallelitätstest für Linien		169,388	15,894	0,069 9
Pseudo-R²		0,492	N	292

Im Gegensatz zur den Merkmalen Habitategnung Reh und Waldbaulicher Handlungsspielraum hat eine zunehmende Stammzahl einen positiven Effekt auf den Erholungswert eines Bestandes (Tabelle 5.13). Dieser Einfluss ist allerdings nicht hochsignifikant. Ebenso wirken sich ein hoher Mischungsanteil an Buche und ein hohes Volumen positiv aus. Auch für den Erholungswert spielen großgewachsene dicke Laubbäume eine bedeutende Rolle.

Die Standardfehler der Schwellenwerte nehmen mit jeder höheren Stufe ab. Die Schwellenwerte sind alle hochsignifikant. Wie schon die Modelle einiger vorangegangener Merkmale ist auch der Erholungswert nicht von allen Experten bewertet worden, so dass das Modell auf einem Datensatz von 292 Datensätzen beruht. Die Anpassungsgüte, die durch den Pseudo-R²-Wert von 0,51 ausgedrückt wird, liegt im Vergleich mit den Werten der anderen Modelle im oberen Bereich.

Naturnähe

Tabelle 5.14: Parameter der ordinalen Regressionsanalyse für das Merkmal Naturnähe (Pielou = Segregationsmaß nach Pielou, Bhd-Var = Bhd-Variationskoeffizient, Alter = Bestandesalter, -2LL = Log-Likelihood-Merkmal, χ^2 = Chi-Quadrat-Wert, DF = Freiheitsgrade, N = Anzahl der verwendeten Datensätze).

Parameter		Schätzer	Standardfehler	Signifikanz
Schwellen-schätzer	1	0,608	0,267	0,023
	2	1,624	0,270	0,000
	3	2,474	0,287	0,000
	4	3,831	0,347	0,000
Lage-schätzer	Alter	0,011	0,002	0,000
	Bhd-Var	1,595	0,516	0,002
	Pielou	0,937	0,467	0,045
Gesamtmodell	-2LL		χ^2	
		322,144	125,284	0,000
Parallelitätstest für Linien		308,772	13,372	0,146
Pseudo-R²		0,365	N	291

Bei einem hohen Alter wird einem Bestand ein hoher Natürlichkeitsgrad zugeschrieben (Tabelle 5.14). Dies resultiert daraus, dass die Bestände mit den höchsten Naturnähebewertungen der Experten die sehr alten Urwaldbestände waren. Auch eine hohe Durchmesserdifferenzierung führt zu natürlicheren Beständen. Das klingt plausibel, da bei unterschiedlich starken Bäumen anzunehmen ist, dass es Bereiche mit alten dicken Bäumen und Bereiche mit jungen dünneren Bäumen gibt, die die Möglichkeit haben, sich in dem Bestand zu entwickeln. Einem Bestand, in dem die Bäume einer Baumart in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander stehen (Segregationsmaß von PIELOU), wird ebenfalls eine große Naturnähe zugeschrieben.

Für die Modellgüte und für die Entscheidung das Modell anzunehmen, spricht, dass die Schwellenwerte alle signifikant sind, ebenso wie die Lageschätzer. Auch das Gesamtmodell ist höchstsignifikant.

Über alle Modelle hinweg kann gesagt werden, dass die Gesamtmodelle alle höchstsignifikant sind. Die Nullhypothese im Parallelitätstest wurde in allen Modellen abgelehnt. Die Pseudo-R²-Werte liegen zwischen 0,28 und 0,57. Nicht in allen Modellen sind die Schwellenschätzer signifikant. Dies kann unter anderem auf eine zu geringe Datenmenge der jeweiligen Klasse

zurückzuführen sein. Aus den bereits im Text genannten Gründen, werden aber alle Modelle in der dargestellten Form akzeptiert.

Die in den Tabellen 5.3 bis 5.14 angegebenen Variablen der Lageschätzer, sind in Tabelle 5.15 zur besseren Übersichtlichkeit für jedes Merkmal angeführt.

Tabelle 5.15: Auflistung der unabhängigen Variablen, die als Erklärungsvariablen für die unter Merkmal aufgelisteten Merkmale eingesetzt werden.

Merkmal	1. Erklärungsvariable	2. Erklärungsvariable	3. Erklärungsvariable	4. Erklärungsvariable
Artenvielfalt Flora	Clark & Evans	Artprofil-Index	Volumen je Hektar	Mischungsanteil Buche
Artenvielfalt Fauna	Bestandesalter	Mischungsanteil Fichte	Volumen je Hektar	
Habitateneignung Reh	Bhd- Variationskoeffizient	Artprofil-Index	Stammzahl je Hektar	
Habitateneignung Vogel	Bhd- Variationskoeffizient	Mischungsanteil Fichte	Volumen je Hektar	
Habitateneignung Insekt	Bhd- Variationskoeffizient	Mischungsanteil Fichte	Volumen je Hektar	
waldbaulicher Handlungs- spielraum	Clark & Evans	Mischungsanteil Fichte	Stammzahl je Hektar	
Stabilität	Bhd- Variationskoeffizient	Mischungsanteil Fichte	Volumen je Hektar	Artprofil-Index
Elastizität	Bhd- Variationskoeffizient	Mischungsanteil Fichte	Volumen je Hektar	
Anpassungs- vermögen	Volumen je Hektar	Mischungsanteil Fichte		
Ästhetik	Bhd- Variationskoeffizient	Mischungsanteil Buche	Volumen je Hektar	
Erholungswert	Stammzahl je Hektar	Mischungsanteil Buche	Volumen je Hektar	
Naturnähe	Bhd- Variationskoeffizient	Bestandesalter	Pielou	

Auffällig ist das häufige Auftreten des Bhd-Variationskoeffizienten und der Mischungsanteile von Fichte und Buche. Diese zeigen einen großen Erklärungsgehalt für die Bewertung von Nachhaltigkeitsmerkmalen. Für die Merkmale Artenvielfalt Flora und das Merkmal Stabilität werden vier Erklärungsvariablen verwendet. Beim Merkmal Anpassungsvermögen erbrachte das Hinzunehmen weiterer Variablen keine Verbesserung im Modell, so dass hier nur zwei Kennwerte eingesetzt werden. Für alle übrigen Modelle werden drei Strukturkennwerte benötigt. Insgesamt bestehen die hier vorgestellten Erklärungsfunktionen aus einer

Kombination von klassischen Bestandeskennwerten (Vorrat, Stammzahl) und berechneten Strukturkennwerten (Bhd-Variationskoeffizient, Clark und Evans).

5.3 Validierung der Bewertungsfunktionen

In diesem Abschnitt wird die Güte der in Abschnitt 5.2 vorgestellten Modelle hinsichtlich der Präzision und systematischer Abweichung überprüft. Die Präzision gibt die Konzentration der Prognosewerte des Modells um ihr arithmetisches Mittel an (PRETZSCH 2001). Ob eine systematische Unter- bzw. Überschätzung vorliegt, wird visuell anhand der Häufigkeitsverteilung überprüft. In den Häufigkeitsverteilungen sind die Residuen (Differenzen der vorhergesagten Werte der Bewertungsfunktionen und der tatsächlichen Bewertung der Nachhaltigkeitsmerkmale durch die Experten) dargestellt. Eine Überschätzung durch die Bewertungsfunktion entspricht einer rechtslastigen Häufigkeitsverteilung, eine Unterschätzung einer linkslastigen Häufigkeitsverteilung.

Ein unabhängiger Datensatz stand zur Validierung der Bewertungsfunktionen nicht zur Verfügung, so dass die Präzision und systematische Abweichung nur anhand der Parametrisierungsdaten erfolgen konnte. Deshalb werden für jedes Merkmal Häufigkeitsverteilungen gebildet aus den Residuen der prognostizierten Klassenwerte mit der höchsten Wahrscheinlichkeit und den tatsächlichen Werten der Expertenbefragung (Abbildung 5.1).

Die Abbildung 5.1 zeigt auf, dass für jedes Merkmal die maximale Häufigkeit deutlich in der Klasse 0 liegt, es liegen somit keine wesentlichen Abweichungen zwischen den vorhergesagten und den tatsächlichen Bewertungen vor. Dies weist auf eine ausreichende Präzision der Bewertungsfunktionen. Die Abweichungen der Modelle begründen sich darin, dass auch die Experten erwartungsgemäß die Bilder nicht gleich einschätzen, das Modell aber nur einen Wert je Bild und Merkmal vorgibt.

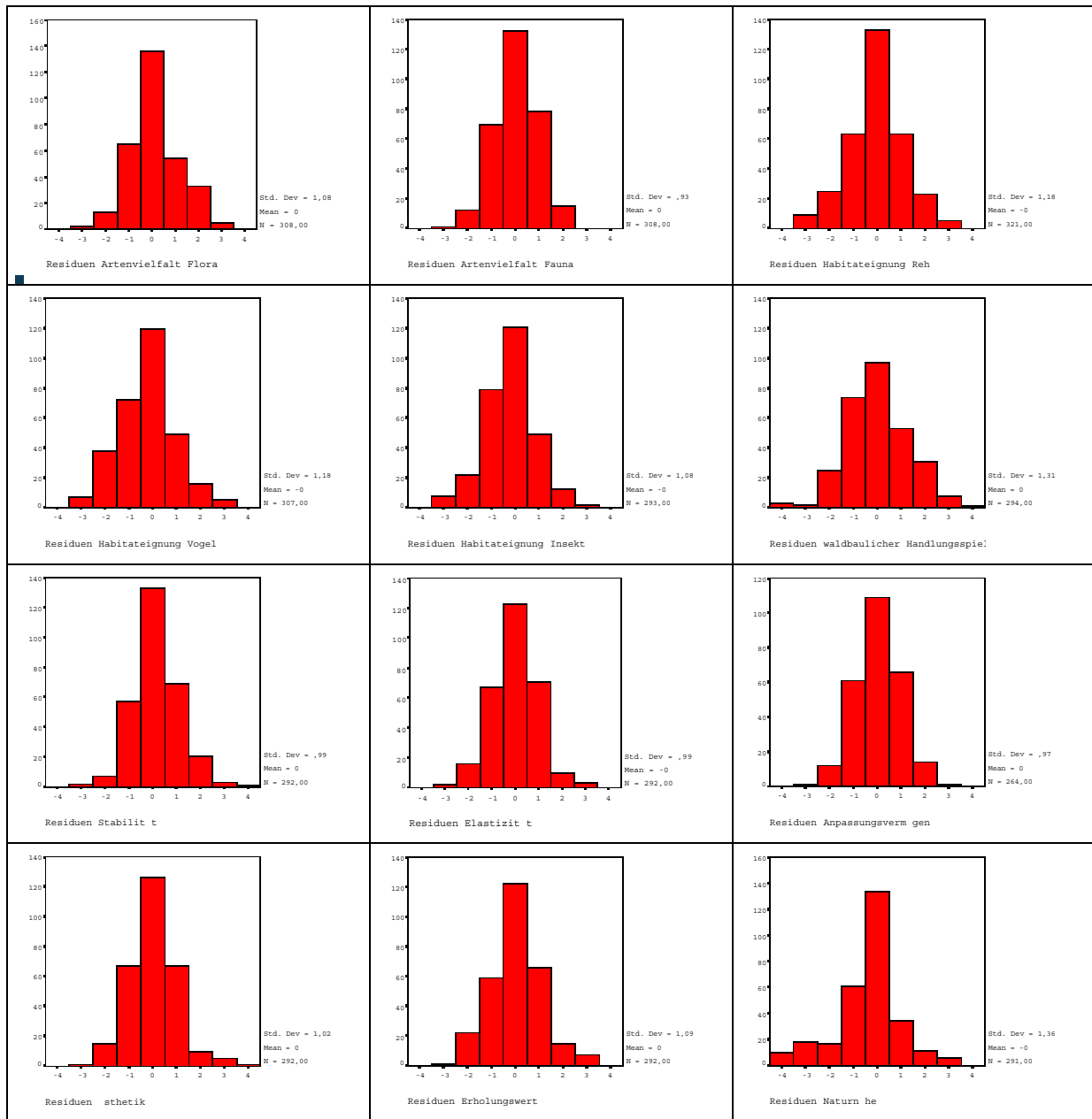


Abbildung 5.1: Darstellung der Häufigkeiten der Abweichungen der vorhergesagten Klassen von den tatsächlichen Bewertungen der Experten je Merkmal.

Um zusätzlich zu verdeutlichen, dass die Funktionen keine systematischen Fehler liefern, werden die Einzelwerte der Residuen innerhalb einer Klasse dargestellt. Die Einzelwerte ergeben sich für jedes Merkmal aus der Differenz der geschätzten Wahrscheinlichkeiten jeder Klasse und den in der Expertenbefragung ermittelten Wahrscheinlichkeiten jeder Klasse. Die Darstellung der Residuen erfolgt in der Abbildung 5.2a und 5.2b. Es zeigt sich, dass keine systematischen Trends vorliegen. Die Residuen streuen ungerichtet zwischen $-0,3$ und $0,3$ um die Nullwerte.

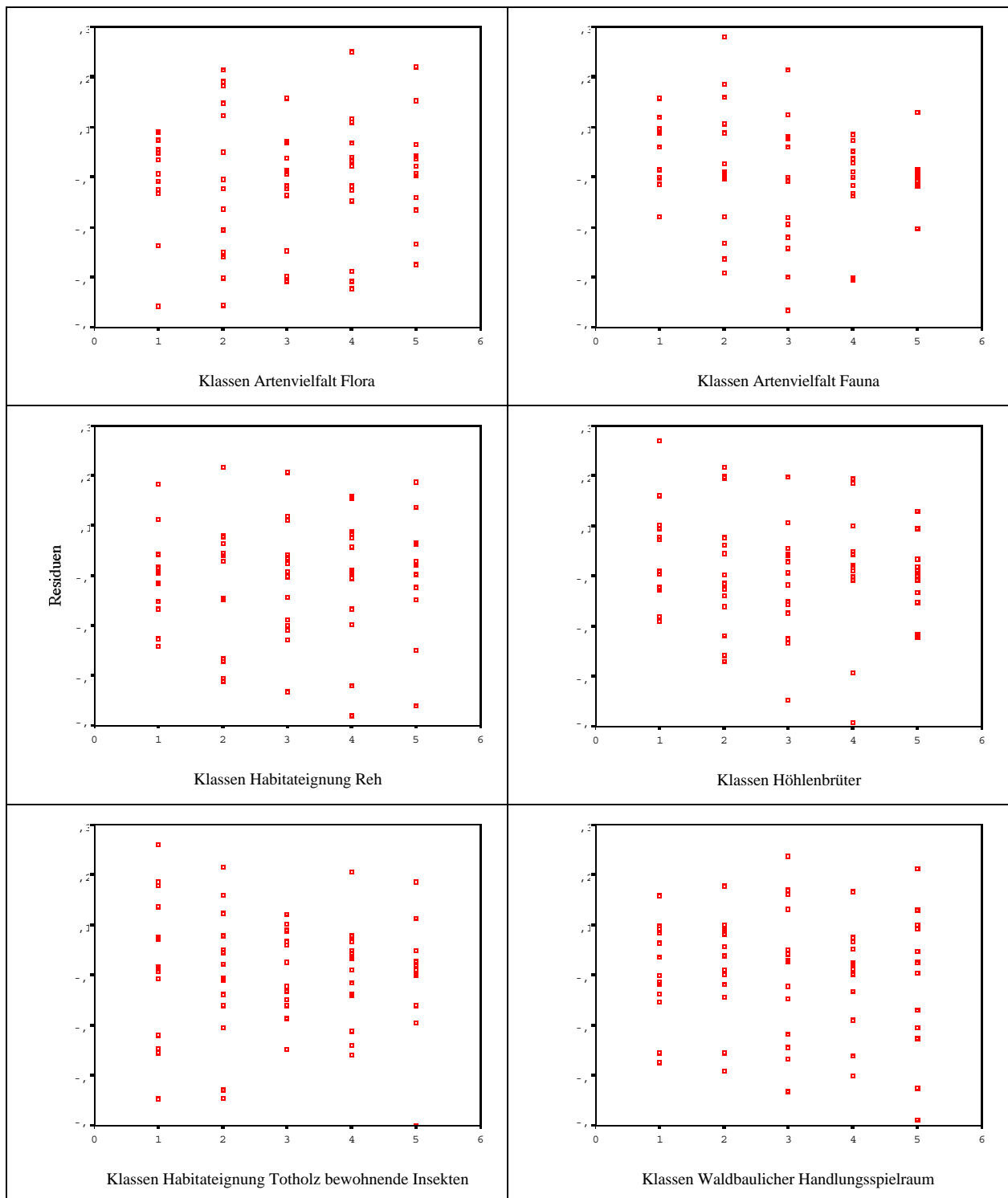


Abbildung 5.2a: Residuen aus der Differenz der tatsächlichen und der geschätzten Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Merkmale (Artenvielfalt Flora, Artenvielfalt Fauna, Habitateignung Reh, Habitateignung Höhlenbrüter, Habitateignung Totholz bewohnende Insekten, waldbaulicher Handlungsspielraum).

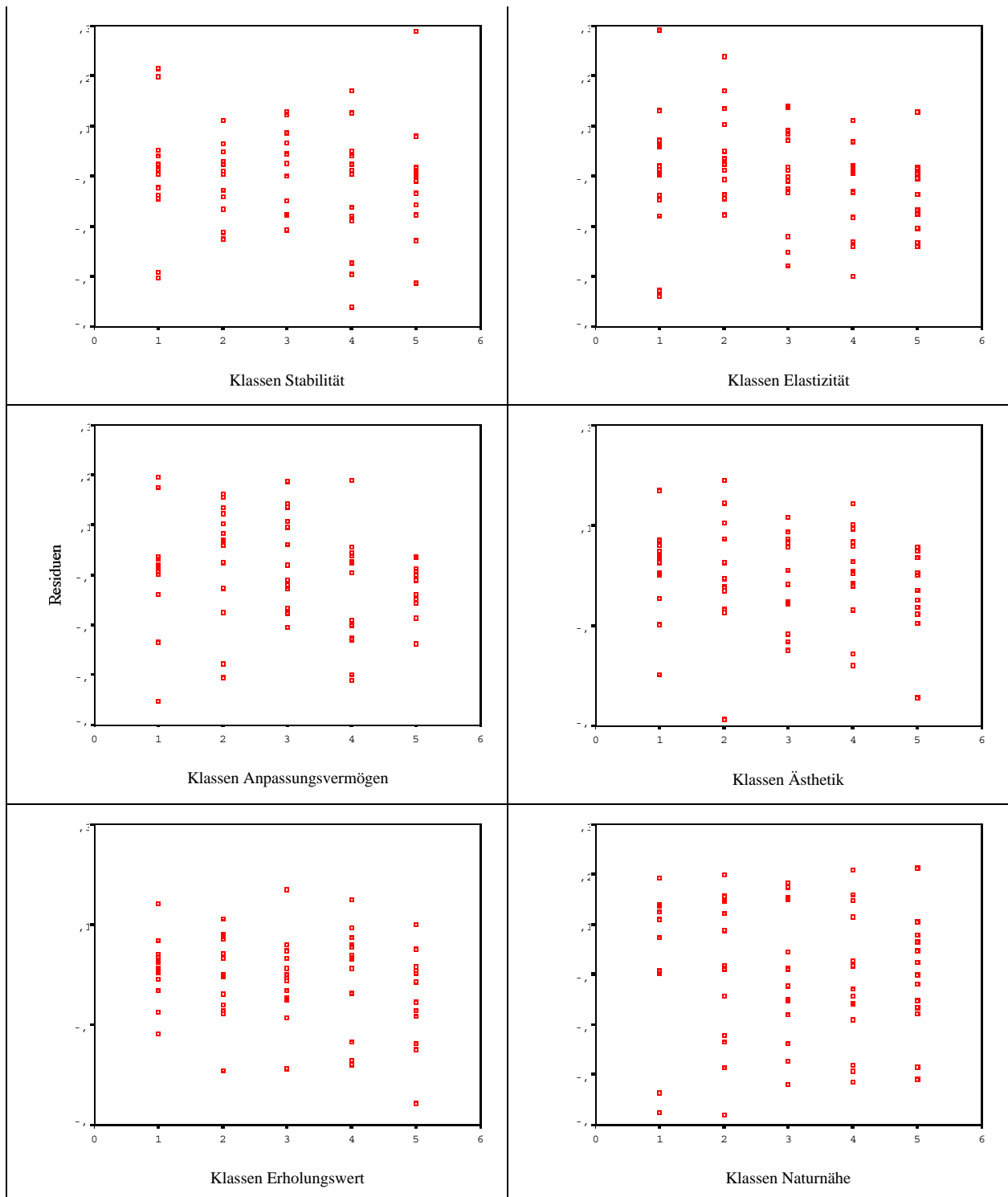


Abbildung 5.2b: Residuen aus der Differenz der tatsächlichen und der geschätzten Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Merkmale (Stabilität, Elastizität, Anpassungsvermögen, Ästhetik, Erholungswert, Naturnähe).

Die Abbildungen 5.1 und 5.2 belegen, dass es sich um plausible Bewertungsfunktionen handelt, die keine gerichteten Fehler erzeugen. Der Vollständigkeit halber sind in Tabelle 5.16 die berechneten Wahrscheinlichkeiten pro Merkmal für jedes von den Experten bewertete Bestandesbild aufgezeigt.

Tabelle 5.16: Wahrscheinlichkeiten für das Erreichen einer Klasse je Bild und Merkmal.

Bild	Klasse	Flora	Fauna	Reh	Vogel	Insekt	Waldb Spiel- raum	Stabi- lität	Elasti- zität	Anpas- sungs- vermö- gen	Ästhe- tik	Erho- lungs- wert	Natur- nähe
1	1	0,022	0,015	0,056	0,018	0,041	0,035	0,006	0,017	0,003	0,003	0,004	0,194
	2	0,110	0,083	0,226	0,105	0,184	0,088	0,030	0,067	0,028	0,023	0,024	0,205
	3	0,213	0,236	0,311	0,194	0,329	0,218	0,084	0,183	0,099	0,108	0,099	0,209
	4	0,433	0,490	0,269	0,460	0,283	0,340	0,351	0,398	0,320	0,321	0,250	0,250
	5	0,222	0,176	0,139	0,222	0,163	0,320	0,529	0,335	0,550	0,545	0,623	0,142
2	1	0,210	0,165	0,226	0,114	0,133	0,143	0,100	0,154	0,086	0,061	0,060	0,315
	2	0,434	0,414	0,435	0,383	0,379	0,249	0,318	0,339	0,428	0,285	0,239	0,245
	3	0,218	0,285	0,217	0,269	0,306	0,312	0,305	0,302	0,319	0,407	0,382	0,189
	4	0,114	0,120	0,090	0,195	0,131	0,204	0,221	0,160	0,132	0,190	0,218	0,172
	5	0,023	0,017	0,031	0,039	0,051	0,093	0,056	0,045	0,035	0,057	0,101	0,080
3	1	0,140	0,197	0,120	0,272	0,283	0,093	0,199	0,227	0,177	0,171	0,142	0,159
	2	0,386	0,433	0,357	0,470	0,447	0,191	0,417	0,383	0,530	0,455	0,382	0,184
	3	0,267	0,256	0,295	0,163	0,191	0,310	0,237	0,252	0,212	0,280	0,322	0,207
	4	0,169	0,100	0,164	0,081	0,059	0,263	0,121	0,110	0,065	0,075	0,112	0,276
	5	0,038	0,013	0,065	0,014	0,021	0,142	0,026	0,029	0,016	0,019	0,042	0,174
4	1	0,454	0,703	0,319	0,753	0,690	0,381	0,740	0,674	0,722	0,753	0,660	0,440
	2	0,395	0,240	0,439	0,206	0,248	0,323	0,208	0,243	0,244	0,209	0,268	0,245
	3	0,102	0,044	0,163	0,028	0,047	0,194	0,037	0,061	0,026	0,032	0,057	0,151
	4	0,041	0,012	0,060	0,011	0,011	0,076	0,012	0,018	0,006	0,006	0,012	0,116
	5	0,008	0,001	0,020	0,002	0,004	0,027	0,002	0,004	0,001	0,001	0,004	0,048
5	1	0,007	0,002	0,017	0,010	0,013	0,041	0,011	0,006	0,007	0,004	0,012	0,003
	2	0,041	0,009	0,088	0,062	0,071	0,101	0,056	0,026	0,068	0,025	0,065	0,005
	3	0,102	0,038	0,199	0,133	0,198	0,237	0,139	0,084	0,202	0,117	0,218	0,011
	4	0,390	0,275	0,347	0,455	0,337	0,336	0,422	0,300	0,400	0,335	0,340	0,053
	5	0,459	0,676	0,349	0,339	0,381	0,284	0,373	0,584	0,322	0,519	0,364	0,927
6	1	0,638	0,467	0,701	0,455	0,425	0,492	0,311	0,382	0,383	0,375	0,407	0,336
	2	0,285	0,392	0,239	0,410	0,410	0,297	0,433	0,385	0,492	0,455	0,414	0,247
	3	0,054	0,107	0,043	0,090	0,121	0,143	0,169	0,162	0,096	0,136	0,138	0,183
	4	0,020	0,031	0,013	0,039	0,033	0,050	0,072	0,057	0,024	0,028	0,032	0,161
	5	0,004	0,004	0,004	0,006	0,011	0,017	0,014	0,014	0,006	0,007	0,010	0,073
7	1	0,037	0,017	0,050	0,011	0,016	0,036	0,015	0,022	0,009	0,006	0,009	0,140
	2	0,168	0,088	0,209	0,067	0,086	0,091	0,073	0,084	0,083	0,043	0,048	0,170
	3	0,267	0,245	0,305	0,140	0,226	0,222	0,171	0,215	0,231	0,181	0,176	0,202
	4	0,384	0,484	0,282	0,459	0,341	0,339	0,436	0,400	0,400	0,388	0,326	0,291
	5	0,144	0,166	0,153	0,323	0,330	0,312	0,305	0,279	0,277	0,382	0,441	0,197
8	1	0,014	0,002	0,029	0,005	0,008	0,059	0,005	0,003	0,003	0,004	0,016	0,008
	2	0,072	0,012	0,139	0,032	0,043	0,135	0,024	0,014	0,026	0,029	0,081	0,013
	3	0,160	0,046	0,260	0,075	0,137	0,276	0,069	0,049	0,093	0,134	0,251	0,026
	4	0,438	0,314	0,333	0,374	0,301	0,315	0,316	0,213	0,309	0,353	0,342	0,114
	5	0,316	0,626	0,238	0,515	0,510	0,215	0,587	0,721	0,570	0,479	0,311	0,839
9	1	0,084	0,189	0,031	0,210	0,219	0,132	0,399	0,323	0,200	0,152	0,092	0,251
	2	0,299	0,429	0,143	0,461	0,438	0,238	0,412	0,395	0,538	0,441	0,312	0,230
	3	0,299	0,263	0,264	0,200	0,234	0,314	0,129	0,192	0,192	0,301	0,368	0,203
	4	0,252	0,104	0,331	0,109	0,080	0,215	0,051	0,072	0,057	0,085	0,162	0,209
	5	0,065	0,014	0,232	0,019	0,029	0,101	0,010	0,018	0,014	0,022	0,066	0,106

Tabelle 5.16b: Wahrscheinlichkeiten für das Erreichen einer Klasse je Bild und Merkmal.

Bild	Klasse	Flora	Fauna	Reh	Vogel	Insekt	Waldb Spiel- raum	Stabi- lität	Elasti- zität	Anpas- sungs- vermö- -gen	Ästhe- tik	Erho- lungs- wert	Natur- nähe
10	1	0,076	0,090	0,184	0,102	0,180	0,065	0,024	0,062	0,014	0,071	0,069	0,323
	2	0,283	0,317	0,417	0,364	0,420	0,147	0,114	0,199	0,124	0,312	0,261	0,246
	3	0,301	0,352	0,247	0,277	0,265	0,286	0,230	0,324	0,292	0,398	0,381	0,187
	4	0,268	0,208	0,112	0,213	0,098	0,305	0,423	0,300	0,375	0,169	0,200	0,168
	5	0,072	0,033	0,040	0,044	0,036	0,196	0,209	0,115	0,195	0,049	0,089	0,077
11	1	0,057	0,091	0,037	0,056	0,071	0,030	0,014	0,015	0,018	0,041	0,074	0,122
	2	0,233	0,320	0,167	0,258	0,273	0,076	0,069	0,059	0,156	0,216	0,274	0,155
	3	0,296	0,351	0,283	0,289	0,348	0,198	0,164	0,167	0,325	0,409	0,379	0,196
	4	0,318	0,205	0,315	0,316	0,211	0,339	0,434	0,393	0,346	0,249	0,190	0,304
	5	0,096	0,032	0,198	0,080	0,097	0,357	0,319	0,367	0,155	0,085	0,082	0,223
12	1	0,608	0,413	0,805	0,420	0,421	0,398	0,239	0,333	0,275	0,617	0,639	0,360
	2	0,305	0,417	0,160	0,428	0,412	0,321	0,430	0,394	0,535	0,312	0,283	0,248
	3	0,060	0,127	0,025	0,101	0,122	0,185	0,211	0,187	0,143	0,058	0,061	0,176
	4	0,023	0,038	0,007	0,044	0,034	0,071	0,099	0,069	0,038	0,011	0,013	0,150
	5	0,004	0,005	0,002	0,007	0,011	0,025	0,020	0,017	0,009	0,002	0,004	0,066
13	1	0,055	0,093	0,114	0,080	0,123	0,084	0,041	0,072	0,023	0,026	0,029	0,341
	2	0,229	0,323	0,348	0,321	0,367	0,178	0,174	0,220	0,187	0,154	0,137	0,247
	3	0,295	0,350	0,299	0,289	0,314	0,305	0,284	0,330	0,347	0,378	0,333	0,181
	4	0,323	0,203	0,171	0,254	0,140	0,277	0,368	0,277	0,316	0,314	0,306	0,159
	5	0,099	0,032	0,069	0,057	0,055	0,157	0,134	0,100	0,127	0,128	0,194	0,072
14	1	0,138	0,077	0,087	0,096	0,137	0,100	0,053	0,109	0,038	0,049	0,036	0,138
	2	0,169	0,290	0,301	0,354	0,384	0,200	0,212	0,286	0,267	0,246	0,162	0,169
	3	0,202	0,360	0,313	0,281	0,302	0,312	0,302	0,328	0,369	0,412	0,354	0,202
	4	0,292	0,234	0,208	0,222	0,127	0,254	0,328	0,212	0,245	0,222	0,285	0,292
	5	0,199	0,039	0,091	0,047	0,049	0,133	0,105	0,066	0,081	0,071	0,163	0,199

6 Anwendungsbeispiel der Bewertungsfunktionen

In diesem Kapitel werden Beispiele gegeben, wie die entwickelten Bewertungsfunktionen hinsichtlich den Kriterien der Nachhaltigkeit auf andere Bestände angewendet werden. Da die Funktionen auf der Basis von Fichten- und Buchen-Beständen entwickelt wurden, sollen sie auch nur auf derartige Bestände angewendet werden. Außerdem soll in diesem Kapitel der Einsatz eines Wachstumssimulators zur Überprüfung der Nachhaltigkeit von Waldbeständen gezeigt werden. Dies ermöglicht es, sowohl unterschiedliche Bestandestypen als auch ihre Wertigkeit in verschiedenen Altersstufen zu verdeutlichen.

In Abschnitt 6.1 werden die zu bewertenden Bestände beschrieben. Es handelt sich dabei um einen Fichtereinbestand, einen Buchenreinbestand und einen Fichten-Buchen-Mischbestand. Für diese Bestände wird zunächst der Ausgangszustand vor der Wachstumssimulation vorgestellt. Darauf folgt ein Blick in die Zukunft in Abschnitt 6.2. Wichtig hinsichtlich der Bewertung nach den Nachhaltigkeitskriterien ist der zeitliche Aspekt. Die Bewertung der Beispielbestände findet an drei unterschiedlichen Zeitpunkten statt, so dass die Bestände zum Bewertungszeitpunkt in etwa das gleiche Alter aufweisen. Hier wird außerdem geprüft, wie sich die Bestände unter zwei verschiedenen Bestandesbehandlungen entwickeln und wie sich dabei die Bewertungen der Nachhaltigkeitskriterien verändern.

Die in der Überprüfung des Modells verwendeten Bestände werden mit dem Waldwachstumssimulator SILVA fortgeschrieben. Die Methode der Fortschreibung soll hier nicht näher erläutert werden, sondern es sei auf PRETZSCH (1992a) und PRETZSCH und KAHN (1998) verwiesen. Der am Lehrstuhl für Waldwachstumkunde der Technischen Universität München seit 1989 entwickelte Waldwachstumssimulator SILVA ist als EDV-Programm konzipiert und bildet Waldbestände als räumlich-zeitliches dynamisches System von Einzelbäumen nach (PRETZSCH 1992a, 2001). SILVA ist ein Wachstumsmodell, das den gesamten Prognoseprozess vom Einzelbaum und seiner Wuchskonstellation her betrachtet, so dass eine Modellflexibilität entsteht, die die Nachbildung verschiedener Mischungs- und Strukturformen, Pflegeregime und Verjüngungsverfahren erlaubt (DURSKY 2000). Derzeit ist der Simulator für Rein- und Mischbestände der Baumarten Fichte, Tanne, Kiefer, Buche, Eiche und Erle parametrisiert. Einerseits können Bestände aus detaillierten Baumlisten aufgebaut werden, wobei für alle Bäume Stammfußkoordinaten, Bhd, Höhe, Kronenansatzhöhe und Kronenbreite vorgegeben werden können. Andererseits können Bestände aus einer verhältnismäßig geringen Datenlage (Flächenabmessung, Bestandesmittelwerte) erzeugt werden. Diese unvollständige Eingabemöglichkeit besteht, da fehlende Information über den eingebauten Strukturgenerator STRUGEN plausibel ergänzt werden (PRETZSCH 1993).

6.1 Beschreibung des Ausgangszustandes der Bestände

Zur Bewertung der Kriterien der Nachhaltigkeit werden mit dem Waldwachstumssimulator SILVA drei künstliche Bestände erzeugt, die auf Versuchsflächendaten beruhen. Dabei handelt es sich um einen Fichten-Buchen-Mischbestand und jeweils einen Reinbestand aus Fichte und Buche.

Die fortzuschreibenden Bestände befinden sich auf einem frischen Boden mit einer mäßigen Nährstoffversorgung im Wuchsgebiet Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge. Die Höhenlage der Bestände beträgt 380 m. Damit sind gute Voraussetzungen für ein starkes Wachstum der Bäume gegeben. Die Oberhöhenbonität der Fichte liegt bei 36 m und das Wachstum der Buche befindet sich in der I. Ertragsklasse (SCHOBER 1975).

Während des Ausgangszustandes der Simulation weisen die verschiedenen Bestände bei ähnlichen Vorräten noch ein unterschiedliches Alter (Tabelle 6.1) auf. Daher ist eine Vergleichbarkeit der Ausgangsbestände noch nicht gegeben. Zum Zeitpunkt der Bewertung der Nachhaltigkeitskriterien sind die unterschiedlichen Bestände annähernd gleich alt. Das Alter der Fichten im Mischbestand entspricht dabei dem Alter der Fichten im Reinbestand. Ebenso verhält es sich bei der Buche, die während der Simulation in den Beispielsbeständen einen Altersvorsprung von 10 Jahren gegenüber der Fichte hat.

Tabelle 6.1: Waldwachstumskundliche Beschreibung des Ausgangszustands der drei Beispielbestände mit Angabe der Baumarten, der Oberhöhen (ho), der Durchmesser des Oberhöhenbaumes (do), des Mischungsanteils, des Bestandesalters, der Stammzahl pro Hektar (N/ha) und des Vorrates pro Hektar (V/ha).

Bestand	Baumarten	ho in m	do in cm	Mischungs- anteil	Alter in Jahren	N/ha	V/ha in VfmD
Fichten- Reinbestand	Fichte	17,0	29,4	100%	30	1475	243
Buchen- Reinbestand	Buche	24,3	34,2	100%	60	850	276
Fichten- Buchen Mischbestand	Fichte	16,2	26,7	51,0%	35	2245	269
	Buche	17,3	20,8	49,0			

6.2 Ergebnisse und Bewertung der fortgeschriebenen Bestände

In den Simulationen werden für die Entwicklung der Beispielbestände zwei alternative Behandlungsvarianten berücksichtigt (Tabelle 6.2). In der ersten Variante bleiben die Beispielsbestände unbehandelt, um eine ungestörte Entwicklung mit hohen Stammzahlen und hoher Vorratsanreicherung zu simulieren. Die zweite Variante ist eine Auslesedurchforstung

mit einer variablen Anzahl von Auslesebäumen. Die Stärke der Eingriffe wird über die Grundflächen-Leitkurve gesteuert, wobei eine maximale Entnahmemenge von 100 VfmD pro Eingriff möglich ist. Für die Baumart Fichte basiert die Grundflächen-Leitkurve auf der Ertragstafel von ASSMANN/Franz (1963) für die Oberhöhenbonität 40 und für die Baumart Buche auf der I. Ertragsklasse nach Schober (1975). Die Durchforstungshäufigkeit wurde auf alle fünf Jahre festgelegt.

Die Ergebnisse der Simulationsläufe sind anhand der waldwachstumskundlichen Kenngrößen in Tabelle 6.2 dargestellt. Es sind die Oberhöhen, die Durchmesser des Oberhöhenbaumes, der Mischungsanteil der Baumarten, die Stammzahlen und der Vorrat angegeben.

Tabelle 6.2: Waldwachstumskundliche Beschreibung der drei Beispielbestände zu den verschiedenen Bewertungszeitpunkten mit Angabe der Baumarten, der Oberhöhen (ho), der Durchmesser des Oberhöhenbaumes (do), des Mischungsanteils, des Bestandesalters, der Stammzahl pro Hektar (N/ha) und des Vorrates pro Hektar (V/ha).

Bestand		ho in m	do in cm	Mischungs- anteil	Alter in Jahren	N/ha	V/ha in VfmD	
Fichten- Reinbestand	ohne Durchforstung	24,1	42,8	100%	51	785	643	
		32,4	57,1	100%	81	470	1085	
		37,8	65,8	100%	106	345	1329	
	mit Durchforstung	24,0	42,4	100%	51	585	481	
		32,0	57,2	100%	81	335	747	
		37,4	65,8	100%	106	260	979	
Buchen- Reinbestand	ohne Durchforstung	24,3	34,2	100%	60	785	276	
		31,4	47,7	100%	90	475	517	
		35,7	55,6	100%	115	270	602	
	mit Durchforstung	24,1	33,8	100%	60	845	260	
		31,0	47,5	100%	90	420	450	
		35,4	56,3	100%	115	235	541	
Fichten- Buchen Mischbestand	ohne Durch- forstung	Fi	22,5	35,3	41%	55	1265	479
		Bu	22,9	29,6	59%			
		Fi	30,4	46,9	36%	85	690	762
		Bu	29,8	40,8	64%			
		Fi	35,9	55,0	44%	110	455	984
		Bu	34,2	47,1	56%			
	mit Durch- forstung	Fi	22,9	35,9	42%	55	1415	512
		Bu	22,8	28,7	58%			
		Fi	31,2	49,4	37%	85	710	736
		Bu	29,2	37,3	63%			
		Fi	37,0	58,5	35%	110	455	935
		Bu	34,0	44,9	65%			

Die Entwicklung der drei Bestandestypen wird getrennt nach Durchforstungsart (mit oder ohne Durchforstung) und für drei Altersstufen gezeigt. In der ersten Altersstufe sind die Bestände zwischen 50 und 60 Jahre alt, in der zweiten Altersstufe zwischen 80 und 90 Jahren und in der dritten zwischen 105 und 115 Jahren.

In Tabelle 6.3 werden die für die Bewertungsfunktionen benötigten Strukturindizes dargestellt. Auch diese werden für jeden undurchforsteten und durchforsteten Bestand für jede der drei Altersstufen berechnet.

Tabelle 6.3: Werte des Aggregationsindex von CLARK & EVANS, dem Segregationsmaß von PIELOU, dem Artprofilindex von PRETZSCH und dem Bhd-Variationskoeffizienten der einzelnen Beispielbestände.

Bestand	Behandlung	Alter	Clark & Evans	Pielou	Artprofilindex	Bhd-Variationskoeffizient
Fichten-Reinbestand	ohne Durchforstung	50	1,055	1,000	0,410	0,235
		80	1,073	1,000	0,060	0,190
		105	1,156	1,000	0,000	0,164
	mit Durchforstung	50	1,137	1,000	0,400	0,244
		80	1,154	1,000	0,130	0,223
		105	1,146	1,000	0,000	0,187
Buchen-Reinbestand	ohne Durchforstung	60	0,959	1,000	0,990	0,600
		90	1,048	1,000	0,970	0,484
		115	1,176	1,000	0,870	0,440
	mit Durchforstung	60	0,979	1,000	0,970	0,602
		90	1,043	1,000	1,010	0,515
		115	1,152	1,000	0,780	0,481
Fichten-Buchen-Mischbestand	ohne Durchforstung	55	1,032	0,127	1,210	0,368
		85	1,131	0,151	1,150	0,361
		110	1,107	0,170	1,080	0,331
	mit Durchforstung	55	0,985	-0,004	1,250	0,360
		85	1,030	0,218	1,110	0,376
		110	1,024	0,322	1,090	0,373

Die Struktur von Waldbeständen verändert sich im Laufe eines Bestandeslebens. Unter dem Einfluss waldbaulicher Maßnahmen können sowohl Baumartenzusammensetzung als auch die Vorratshaltung sowie die vertikale und horizontale Struktur in einem spezifischen Waldbestand verändert werden. In Simulationsläufen mit dem Waldwachstumssimulator SILVA (PRETZSCH 1992, 2001) wird das Wachstum eines Fichten-Buchen-Mischbestandes sowie zweier Reinbestände der jeweiligen Baumart fortgeschrieben, auf welche die

Bewertungsfunktionen für die Nachhaltigkeitskriterien angewendet werden. Es werden zwei Varianten zur Bewirtschaftung der Bestände simuliert. Zum einen wird das Wachstum der Bestände ohne einen Eingriff fortgeschrieben, zum anderen soll die Variante mit Durchforstung eine starke Veränderung von Waldstrukturen darstellen.

Mit der Methode der ordinalen Regression kann für jedes Kriterium eine Bewertungsfunktion geschätzt werden. Das Ergebnis dieser Funktionen ist eine Wahrscheinlichkeitsverteilung, die jeder Klasse eines Kriteriums eine Wahrscheinlichkeit zuordnet. Diese Verteilung wird aus Strukturkennwerten und deren Lageschätzern in Zusammenhang mit den spezifischen Schwellenschätzern geschätzt (Formel 2.17 und Formel 2.20).

Die Interpretation der Wahrscheinlichkeitsverteilungen kann erleichtert werden, indem für jedes Kriterium ein Kennwert gebildet wird. Als Kennwert für ein Kriterium ist die Klasse denkbar, für den mittels der Bewertungsfunktion die höchste Wahrscheinlichkeit berechnet wurde. SPSS benutzt diesen Klasse als Vorhersagewert für ein Kriterium.

In dieser Arbeit wird bei der Anwendung der Bewertungsfunktion auf den mit der Wahrscheinlichkeit aller Klassen gewichteten Mittelwert als repräsentative Klasse pro Kriterium zurückgegriffen. Der Vorteil dieses Verfahren beruht darauf, dass alle Klassen eines Kriteriums bei der Bildung eines Kennwertes berücksichtigt werden. Damit sind auch solche Klassen beinhaltet, die nur marginal geringere Wahrscheinlichkeiten aufweisen als die Klasse mit dem höchsten Wert. Die gewichteten Klassenmittelwerte der Kriterien werden als rationale Zahlen anschließend der Kriterienklassen der Nachhaltigkeit zugeordnet und zur Interpretation in Balkendiagrammen dargestellt.

Die fortgeschriebenen Bestände werden nun miteinander verglichen. Dafür wird jedes Kriterium einzeln betrachtet. Jede der folgenden Abbildungen ist gleich aufgebaut. Es gibt sechs Säulengruppen, die aus jeweils drei Säulen bestehen. Jede Säulengruppe bezeichnet eine Bestandes- und Durchforstungsform. Die unterschiedlichen Säulen je Gruppe zeigen die Bewertungen für die unterschiedlichen Bestandesalter.

Abbildung 6.1 zeigt die Bewertung der verschiedenen Bestandestypen sowie ihrer Durchforstungsvarianten bezüglich des Nachhaltigkeitskriteriums Artenvielfalt Flora.

Beim Fichtenreinbestand ohne Durchforstungsmaßnahmen steigt die Artenvielfalt im Laufe des zunehmenden Bestandesalters stark an und erreicht im Alter 105 Jahre eine Bewertung von ca. 4,6. Beim durchforsteten Fichtenbestand steigt die floristische Artenvielfalt über dem Alter ebenfalls stark an. Im Vergleich zum nicht durchforsteten Bestand zeigt sich jedoch, dass die Artenvielfalt im durchforsteten Fichtenbestand insgesamt auf einem niedrigeren Niveau angesiedelt ist. Dieser Unterschied ist möglicherweise auf den höheren Vorrat von nicht durchforsteten Beständen zurückzuführen.

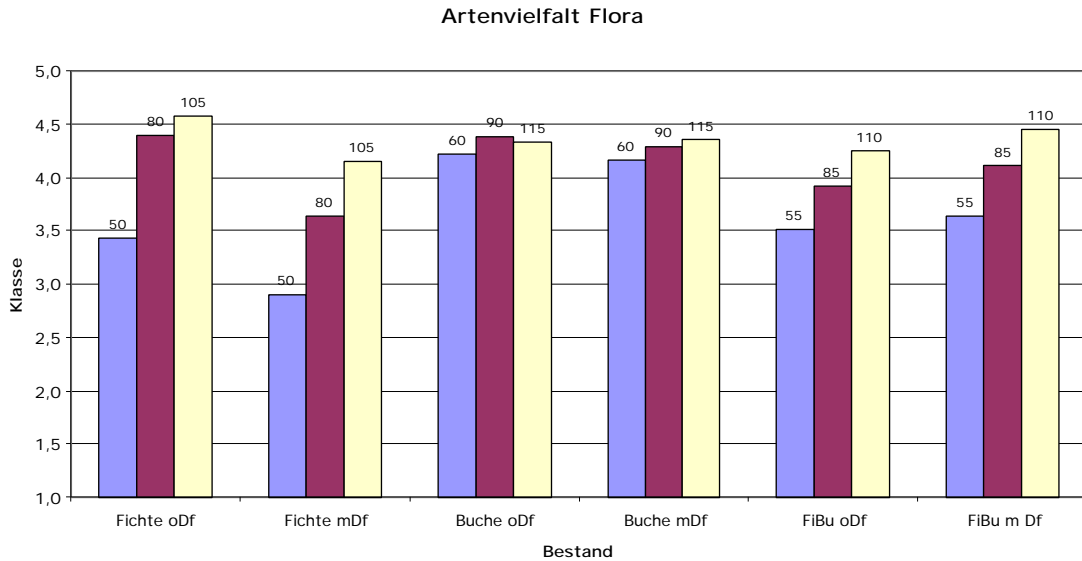


Abbildung 6.1: Bewertungsklassen der Bestände in drei Altersstufen für das Kriterium Artenvielfalt Flora (Fichte, Buche: Reinbestand; FiBu: Mischbestand; oDf: unbehandelt; mDf: durchforstet, Säulenwerte: Bestandesalter).

Der Buchenreinbestand ohne Durchforstungsmaßnahmen zeigt über die gesamten Altersbetrachtungen eine relativ hohe floristische Artenvielfalt. Ein ähnliches Bild zeigt sich beim Buchenreinbestand ohne Durchforstung. Bei diesem Bestand ist jedoch ein leichter Bewertungsanstieg bezüglich dieses Kriteriums über dem Alter zu erkennen. Das Gesamtniveau der beiden Durchforstungsvarianten ist in etwa gleich.

Der Mischbestand ohne Durchforstung zeigt ebenfalls einen Anstieg der Biodiversität über dem Alter. Gleiches gilt für den durchforsteten Mischbestand. Bei zweiterem kann insgesamt jedoch ein etwas höheres Niveau gesehen werden.

Eine Gegenüberstellung aller Bestandestypen zeigt folgendes Bild:

Die niedrigste floristische Biodiversität erreicht der durchforstete Fichtenreinbestand im Alter 50 Jahre, die höchste der nicht durchforstete Fichtenreinbestand im Alter 105. Über das gesamte Bestandesalter gesehen erreichen jedoch die Buchenreinbestände (durchforstet und undurchforstet) eine bessere Bewertung. Die Mischbestände nehmen im Vergleich zu den Reinbeständen hinsichtlich des Biodiversitätsniveaus auf der einen Seite sowie des Anstiegs dieses Bewertungsparameters über das Bestandesalter hinweg ein mittleres Niveau ein. Bei einer Gesamtbetrachtung scheint interessant, dass sich eine Auslesedurchforstung bei Fichtenreinbeständen negativ auf die Artenvielfalt Flora auswirkt, während bei Buchenreinbeständen keine gravierende Verschlechterung zu erkennen ist. Bei Fichten-Buchen-Mischbeständen zeigt sich ein anderes Bild. Die Biodiversität ist beim durchforsteten Bestand sogar höher als beim undurchforsteten.

Abbildung 6.2 zeigt die Bewertung der verschiedenen Bestandestypen sowie ihrer Durchforstungsvarianten bezüglich des Nachhaltigkeitskriteriums Artenvielfalt Fauna.

Beim Fichtenreinbestand ohne Durchforstungsmaßnahmen steigt die faunistische Artenvielfalt im Laufe des zunehmenden Bestandesalters wiederum stark an und erreicht im Alter 105 Jahre eine Bewertung von ca. 3,9. Ähnliches gilt für den durchforsteten Fichtenreinbestand, jedoch auf einem weit niedrigeren Gesamtniveau.

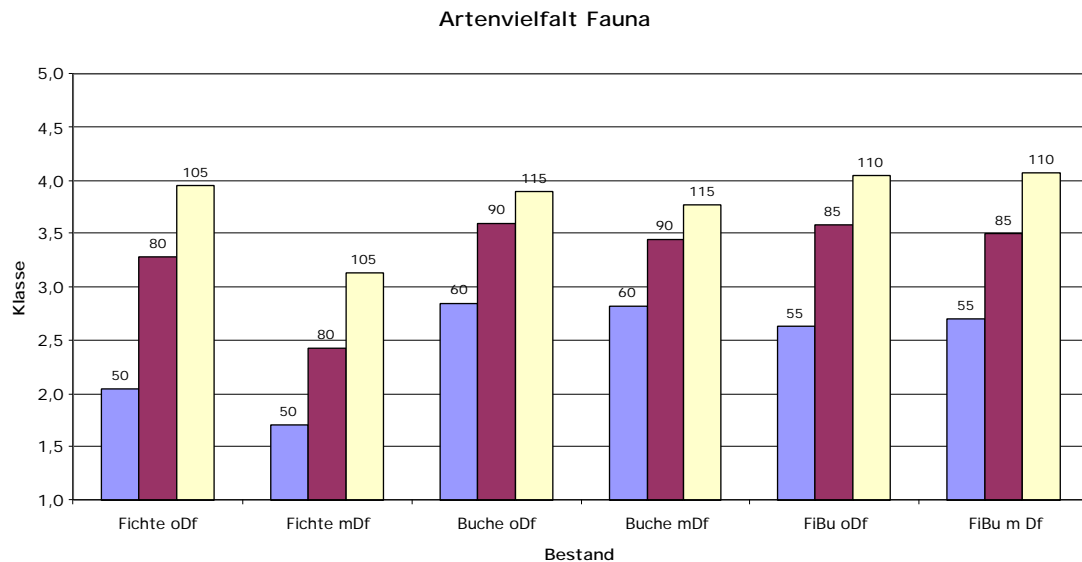


Abbildung 6.2: Bewertungsklassen der Bestände in drei Altersstufen für das Kriterium Artenvielfalt Fauna (Fichte, Buche: Reinbestand; FiBu: Mischbestand; oDf: unbehandelt; mDf: durchforstet, Säulenwerte: Bestandesalter).

Auch bei den Buchenreinbeständen sowie den Fichten-Buchen-Mischbeständen ist ein ähnlicher Anstieg der Biodiversität zu erkennen, jedoch mit unterschiedlicher Anstiegsintensität sowie auf einem unterschiedlichen Diversitätsniveau.

Eine Gesamtschau der Bestände zeichnet folgendes Bild:

In den jungen Beständen unterschieden sich die Fichtenbestände deutlich von der Bewertung der übrigen Bestände, die eine Stufe höher liegen. Der durchforstete Fichtenbestand bleibt über den gesamten Betrachtungszeitraum hinter den übrigen Beständen zurück, während der undurchforstete Fichtenreinbestand im Alter 105 die Wertigkeit der im gleichen Alter befindlichen Buchen- und Mischbestände erreicht. Der undurchforstete Fichtenbestand macht den größten Sprung zwischen dem Alter 50 und 80. Aber auch der Fichten-Buchen-Mischbestand verbessert seine Wertigkeit in diesem Zeitraum um fast eine Stufe.

Für das Kriterium Artenvielfalt Flora sind die Bewertungen der Bestände insgesamt deutlich niedriger als für die Vielfalt der Flora. Hier wird der Wert 4 nicht erreicht. Der größte relative Unterschied ist im durchforsteten Fichtenreinbestand, Alter 50 zu erkennen, der größte Absolutunterschied im durchforsteten Buchenreinbestand .

Abbildung 6.3 gibt die Bewertung der verschiedenen Bestandestypen sowie ihrer Durchforstungsvarianten bezüglich des Nachhaltigkeitskriteriums Habitateignung Reh an.

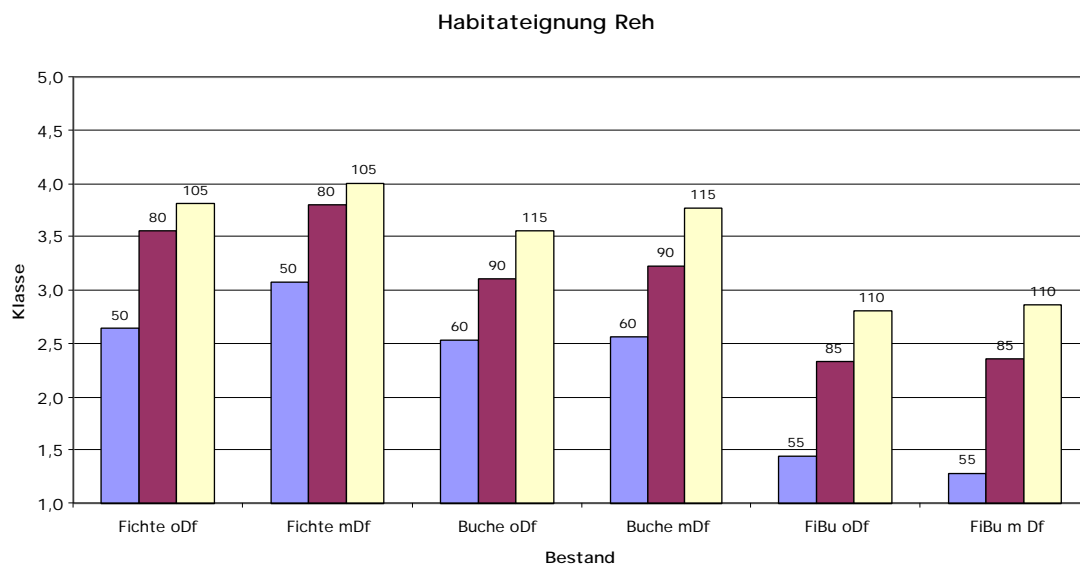


Abbildung 6.3: Bewertungsklassen der Bestände in drei Altersstufen für das Kriterium Habitateignung Reh (Fichte, Buche: Reinbestand; FiBu: Mischbestand; oDf: unbehandelt; mDf: durchforstet, Säulenwerte: Bestandesalter).

Bei allen Untersuchungsbeständen steigt die Eignung als Habitat für die Tierart Reh über dem Bestandesalter an. Ein größerer Unterschied zwischen durchforsteten bzw. nicht durchforsteten Beständen ist lediglich zwischen Fichtenreinbestand, Alter 50 ohne, bzw. mit Durchforstungsmaßnahmen zu erkennen (Bewertung 2,6 bzw. 3,1).

Auffällig bei der Bewertung der Bestände hinsichtlich des Kriteriums Habitateignung Reh ist die schlechte Einstufung der Mischbestände. Vor allem der 55-jährige durchforstete Mischbestand liegt nur knapp in der zweiten Klasse. Die Mischbestände erreichen maximal die dritte Bewertungsklasse. Eine mögliche Ursache hierfür könnte die im Vergleich zu Reinbeständen höhere Stammzahl sein. Insgesamt betrachtet zeigt der Fichtenreinbestand die beste Habitateignung, gefolgt von dem Buchenreinbestand und dann erst dem Mischbestand. Diese Reihung gilt stets für alle drei Altersstufen.

Abbildung 6.4 zeigt die Bewertung der verschiedenen Bestandestypen sowie ihrer Durchforstungsvarianten bezüglich des Nachhaltigkeitskriteriums Habitateignung Vogel. Auch hier ist ein klarer Alterstrend erkennbar, d.h. die Habitateignung steigt mit dem Alter der Bestände an. Eine Gegenüberstellung der durchforsteten und undurchforsteten Varianten zeigt vor allem bei dem Fichtenreinbestand einen großen Unterschied. Der durchforstete Bestand weist über das gesamte Bestandesalter hinweg einen deutlich schlechteren Beurteilungswert auf.

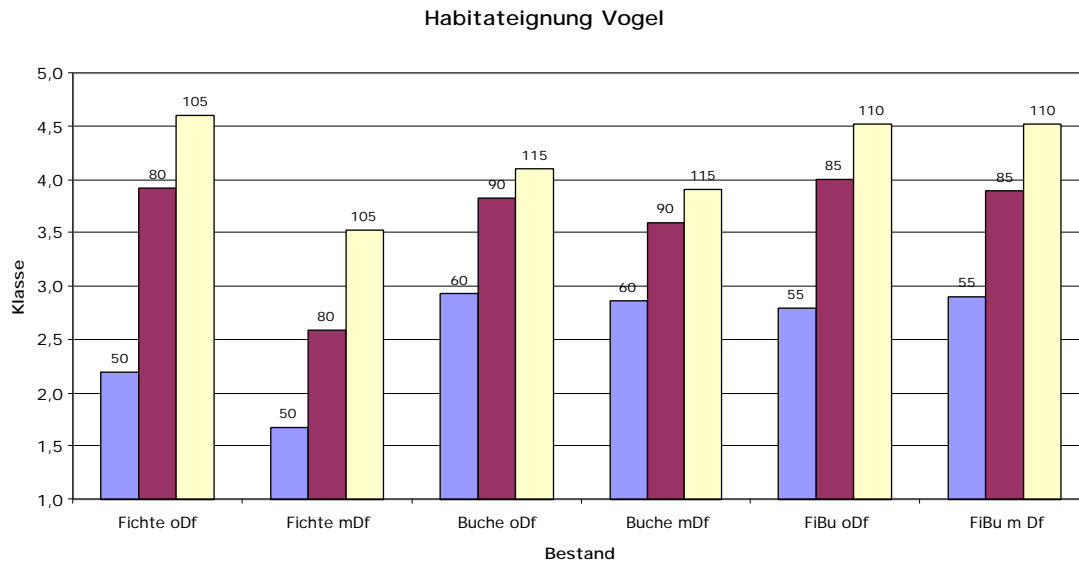


Abbildung 6.4: Bewertungsklassen der Bestände in drei Altersstufen für das Kriterium Habitateignung Vogel (Fichte, Buche: Reinbestand; FiBu: Mischbestand; oDf: unbehandelt; mDf: durchforstet, Säulenwerte: Bestandesalter).

Eine Gesamtschau der Bestände zeichnet folgendes Bild:

Der undurchforstete Fichtenreinbestand weist im Vergleich zu den anderen Beständen den höchsten Anstieg über dem Alter auf. Die Verbesserung beträgt fast 2 Bewertungsstufen. Vor allem im Bestandesalter 50 sind beide Fichtenreinbestandsvarianten deutlich schlechter bewertet als die anderen Bestände. Der durchforstete Fichtenreinbestand sowie die beiden Mischbestände gleichen sich bezüglich dieses Kriteriums jedoch im höheren Bestandesalter wieder an. Ein etwas anderes Bild zeigt ein Vergleich zwischen Buchenreinbeständen und Mischbeständen. Hier ist im Bestandesalter 50 ein ähnliches Verhältnis gegeben, während sich mit zunehmenden Bestandesalter eine Differenzierung zugunsten des Mischbestandes ergibt.

In Abbildung 6.5 ist die Bewertung der Habitateignung der verschiedenen Bestände für totholzbewohnende Insekten dargestellt. Bei allen Beständen ist eine Verbesserung der Habitateignung mit zunehmendem Bestandesalter zu erkennen. Ein Unterschied zwischen den durchforsteten Beständen und den Beständen ohne Durchforstung ist nur beim Fichtenreinbestand erkennbar. Dort ist der durchforstete Bestand sehr viel geringer eingestuft als der undurchforstete.

Eine Gesamtschau der Bestände zeigt wiederum, dass die beste Habitateignung im nicht durchforsteten Fichtenreinbestand, Alter 105 Jahre gegeben ist. Bei jüngeren Beständen weisen Buchenreinbestände, bzw. Mischbestände gegenüber Fichtenreinbeständen die bessere Eignung für Insekten auf. Bei der Entwicklung der Eignung über dem Alter nimmt der Mischbestand eine Mittelstellung zwischen Fichtereinbeständen und Buchenreinbeständen ein.

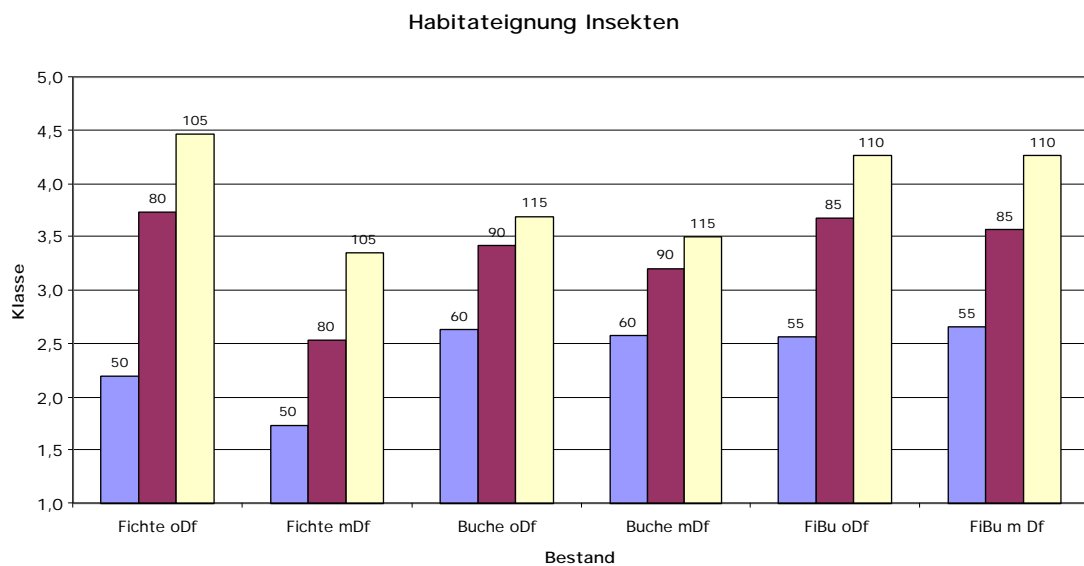


Abbildung 6.5: Bewertungsklassen der Bestände in drei Altersstufen für das Kriterium Habitateneignung Insekten (Fichte, Buche: Reinbestand; FiBu: Mischbestand; oDf: unbehandelt; mDf: durchforstet, Säulenwerte: Bestandesalter).

Abbildung 6.6 zeigt den waldbaulichen Handlungsspielraum zu den gegebenen Bewertungszeitpunkten auf. Darunter ist beispielsweise die Freiheit zu verstehen in welcher Stärke ein Eingriff erfolgt bzw. welche Bäume entnommen werden.

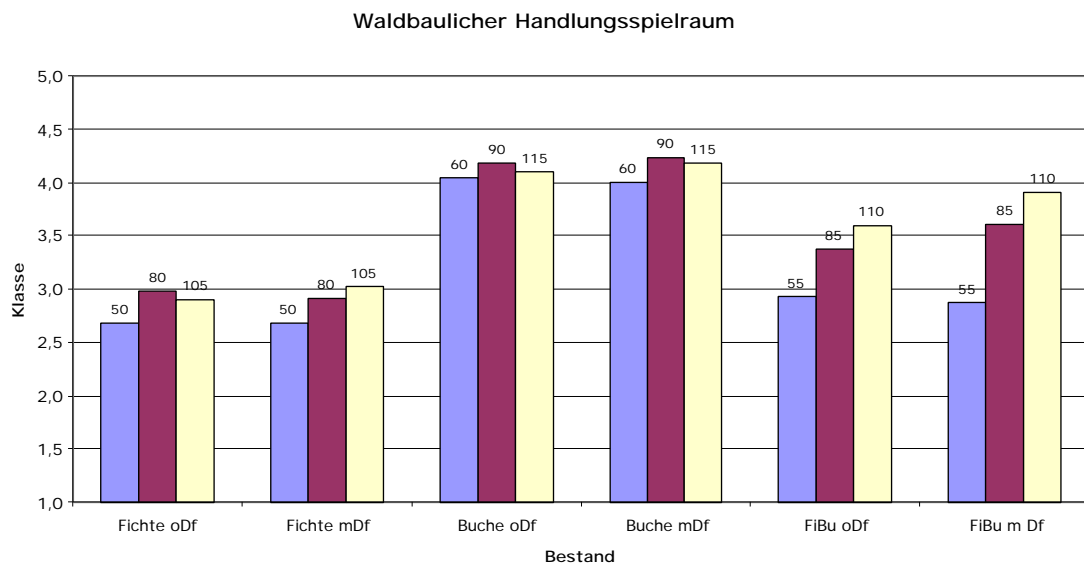


Abbildung 6.6: Bewertungsklassen der Bestände in drei Altersstufen für das Kriterium waldbaulicher Handlungsspielraum (Fichte, Buche: Reinbestand; FiBu: Mischbestand; oDf: unbehandelt; mDf: durchforstet, Säulenwerte: Bestandesalter).

Die Bestände mit oder ohne Durchforstung werden bezüglich des waldbaulichen Handlungsspielraums gleich eingestuft. Beim durchforsteten Fichtenreinbestand sowie beim Mischbestand ist jedoch eine gerichtete Zunahme des Handlungsspielraums über dem Alter zu erkennen.

In der Abbildung ist deutlich sichtbar, dass die Bestandestypen unterschiedlich bewertet werden. Die höchsten Bewertungen erhielten die Buchenbestände, gefolgt von Fichten-Buchen-Mischbeständen. Im Fichtenreinbestand ist eine deutlich geringere Maßnahmenfreiheit gegeben.

Abbildung 6.7 zeigt die Stabilität der Untersuchungsbestände. Die Stabilität steigt bei allen Beständen über das Alter hinweg an. Eine Gegenüberstellung der durchforsteten und undurchforsteten Bestände zeigt lediglich bei Fichtenreinbeständen einen Unterschied. Der behandelte Bestand wird in allen 3 betrachteten Altersstufen deutlich instabiler als der nicht durchforstete Bestand geschätzt.

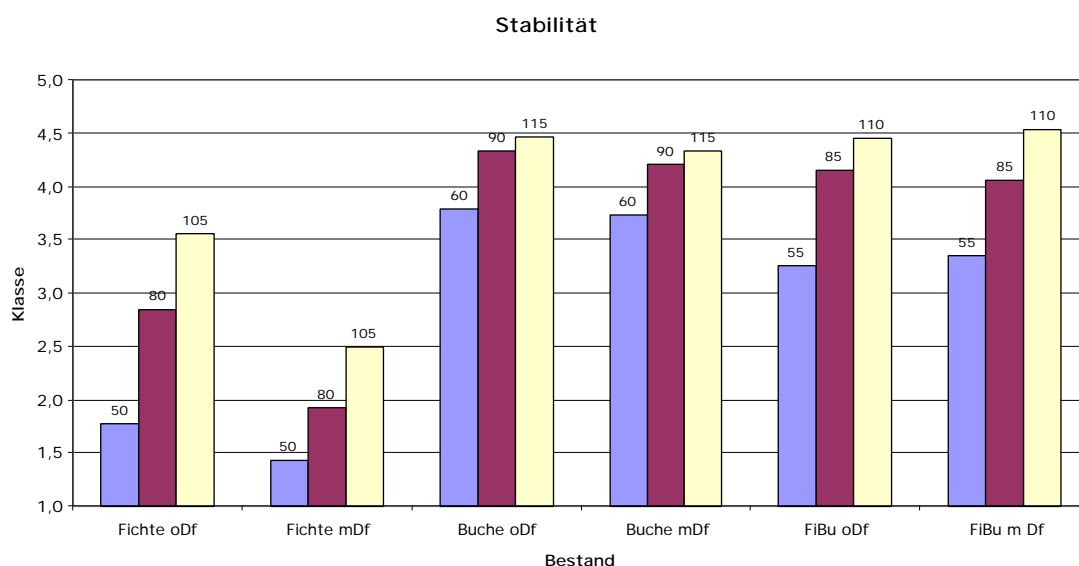


Abbildung 6.7: Bewertungsklassen der Bestände in drei Altersstufen für das Kriterium Stabilität (Fichte, Buche: Reinbestand; FiBu: Mischbestand; oDf: unbehandelt; mDf: durchforstet, Säulenwerte: Bestandesalter).

Buchenreinbestände und Mischbestände sind ähnlich stabil eingestuft. Sie erreichen im Mittel Werte um 4. Dagegen schneiden Fichtenreinbestände wesentlich schlechter ab. Vor allem die jüngeren Altersstufen weisen Werte von nur 1,5 bzw. 1,7 auf. Der durchforstete Fichtenreinbestand wird auch mit höherem Alter nicht wesentlich stabiler.

Die in Abbildung 6.8 dargestellte Elastizität zeigt die Regenerationsfähigkeit der Bestände hinsichtlich vorangegangener Schadereignisse auf. Die Bewertung der Elastizität zeigt ein ähnliches Bild wie die Bewertungen der Stabilität (Abbildung 6.7). Eine geringe Veränderung

zeigt der durchforstete Fichtenreinbestand, der mehr Elastizität als Stabilität zeigt. Das heißt, dass er auf kurzfristig Störungen empfindlich reagiert, diese aber auf längere Sicht wieder kompensieren kann.

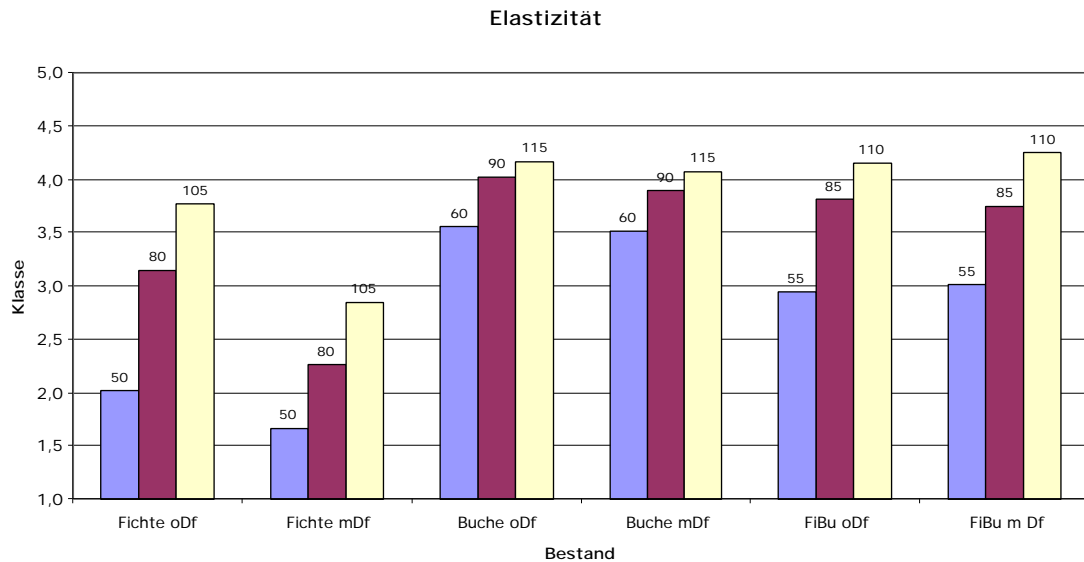


Abbildung 6.8: Bewertungsklassen der Bestände in drei Altersstufen für das Kriterium Elastizität (Fichte, Buche: Reinbestand; FiBu: Mischbestand; oDf: unbehandelt; mDf: durchforstet, Säulenwerte: Bestandesalter).

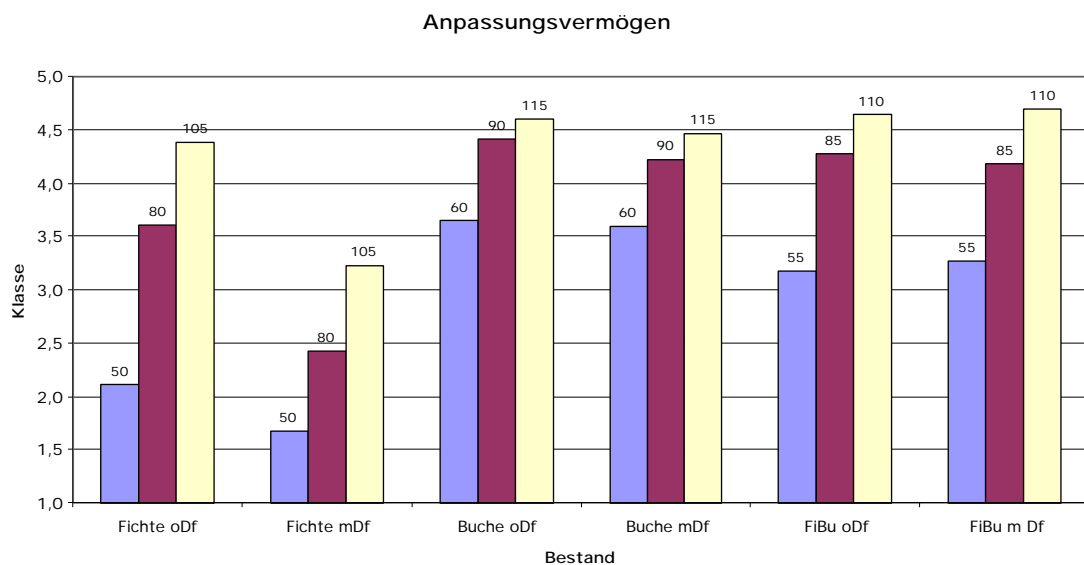


Abbildung 6.9: Bewertungsklassen der Bestände in drei Altersstufen für das Kriterium Anpassungsvermögen (Fichte, Buche: Reinbestand; FiBu: Mischbestand; oDf: unbehandelt; mDf: durchforstet, Säulenwerte: Bestandesalter).

Auch beim in Abbildung 6.9 dargestellten Kriterium Anpassungsvermögen gibt es lediglich bei den Fichtenreinbeständen Unterschiede in Abhängigkeit der Durchforstung. Bei allen anderen Beständen steigt die Anpassungsfähigkeit über das Bestandesalter an.

In der ästhetischen Bewertung (vgl. Abbildung 6.10) liegen die alten Bestände deutlich über den jüngeren Beständen. Auch hier zeigt sich wieder das Bild, dass der Fichtenreinbestand ohne Durchforstung den größten Sprung in den Bewertungsstufen aufweist. Hier liegen zwischen der ersten und zweiten Altersstufe wiederum zwei Bewertungsklassen. Bei den jüngeren Beständen werden Buchenreinbestände bzw. Fichten-Buchen-Mischbestände deutlich besser bewertet als Fichtenreinbestände.

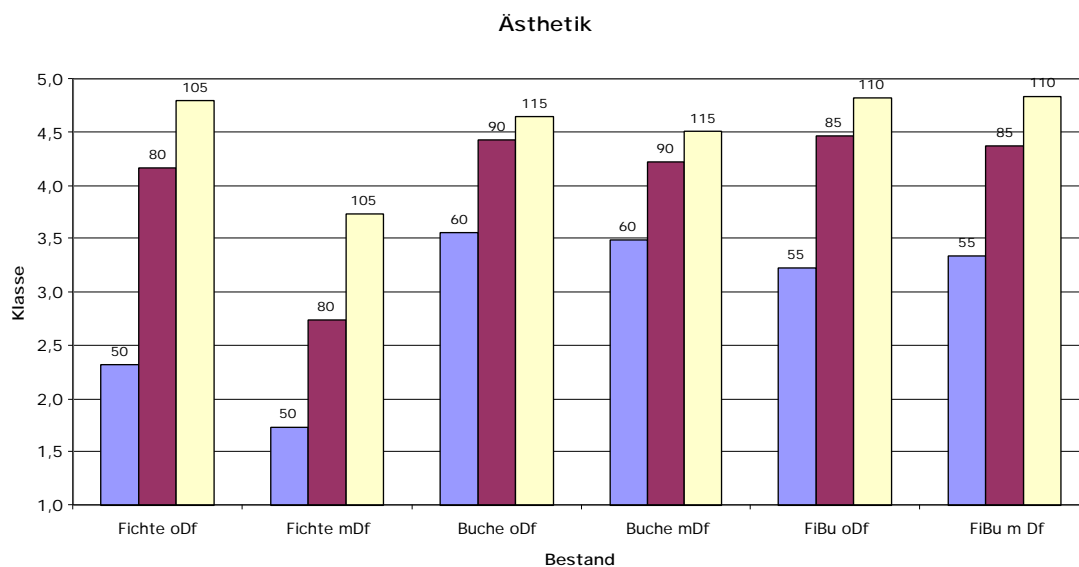


Abbildung 6.10: Bewertungsklassen der Bestände in drei Altersstufen für das Kriterium Ästhetik (Fichte, Buche: Reinbestand; FiBu: Mischbestand; oDf: unbehandelt; mDf: durchforstet, Säulenwerte: Bestandesalter).

Der in Abbildung 6.11 dargestellte Erholungswert der Bestände ähnelt in Aufbau und Struktur ihrer ästhetischen Bewertung. Mittelalte Fichtenbestände haben einen geringen Erholungswert, wie die Einstufung der ersten Altersstufe zeigt. Je älter die Bestände werden, desto eher eignen sie sich zu Erholungszwecken. Deutlich ist vor allem der Unterschied zwischen der ersten und zweiten Altersstufe über alle Bestandestypen. Dies resultiert aus der Tatsache, dass in das Modell zur Berechnung des Erholungswertes Stammzahl und Volumen einfließen und diese beiden Zahlen mit dem Alter korrelieren.

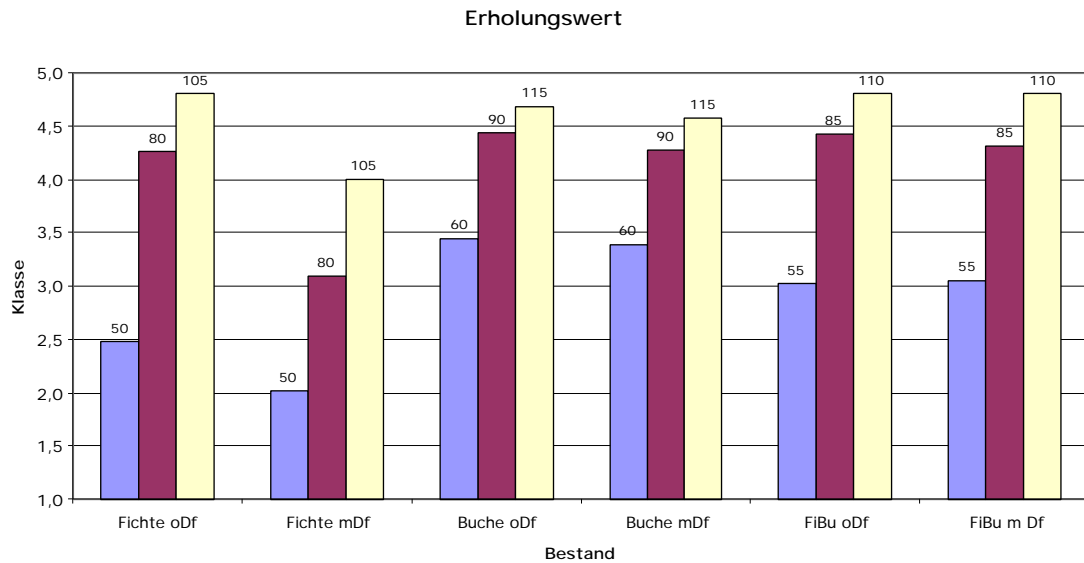


Abbildung 6.11: Bewertungsklassen der Bestände in drei Altersstufen für das Kriterium Erholungswert (Fichte, Buche: Reinbestand; FiBu: Mischbestand; oDf: unbehandelt; mDf: durchforstet, Säulenwerte: Bestandesalter).

Abbildung 6.12 stellt die Naturnähe der Bestände im Hinblick auf die in der Region vorhandene potenzielle natürliche Vegetation dar. Auffallend ist zunächst, dass die simulierten Bestände insgesamt keine hohen Bewertungen zur Naturnähe erhalten. Der Fichten-Buchen-Mischbestand schneidet in der Beurteilung am schlechtesten, der Buchenreinbestand am besten ab.

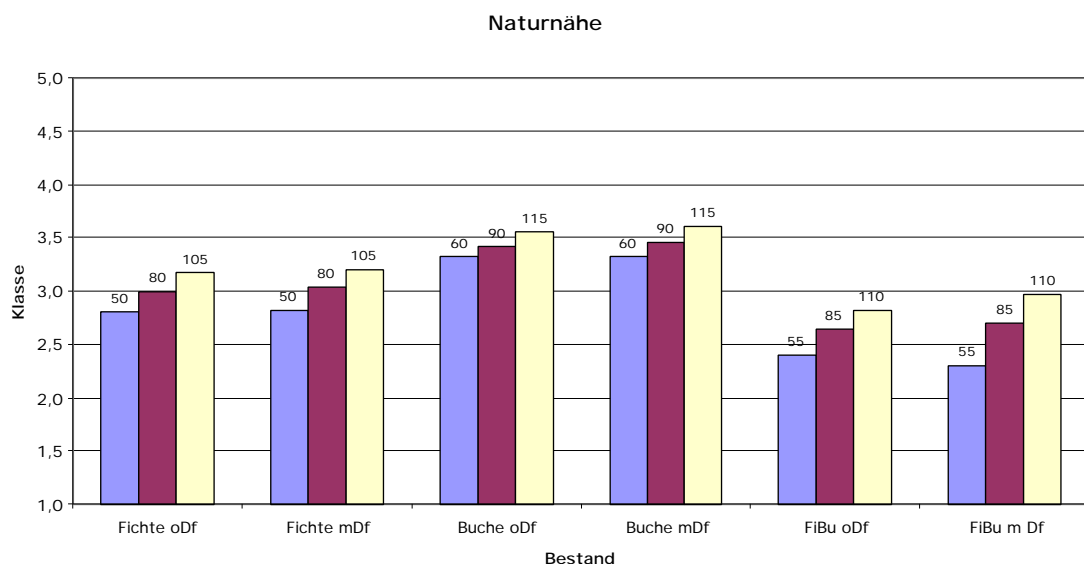


Abbildung 6.12: Bewertungsklassen der Bestände in drei Altersstufen für das Kriterium Naturnähe (Fichte, Buche: Reinbestand; FiBu: Mischbestand; oDf: unbehandelt; mDf: durchforstet, Säulenwerte: Bestandesalter).

Über alle Kriterien und alle Bestände hinweg kann gesagt werden, dass mit steigendem Alter die Wertigkeit der Bestände im Hinblick auf die Nachhaltigkeitskriterien zunimmt. Wenn man sich die zugrunde liegenden Variablen ansieht, ist das sehr plausibel, denn wie in Tabelle 5.15 ersichtlich, fließen die Variablen Stammzahl oder Volumen in die Beurteilung ein. Diese Werte korrelieren wiederum mit dem Alter.

Diese Simulationen sollten die Anwendung der Methode zeigen. Es wurde deutlich gemacht, dass sowohl unterschiedliche Bestände bezüglich der Nachhaltigkeitskriterien miteinander verglichen werden können, als auch deren Entwicklung über dem Alter. Zwischen den Bestandestypen konnten Unterschiede in der Bewertungen festgestellt werden. Die unterschiedliche Behandlungsweise der Bestände, die hier eingesteuert war als ohne Durchforstung und mit Durchforstung, hat keine deutlichen Unterschiede aufgezeigt. Das mag bedeuten, dass sich die Wertigkeit eines Bestandes schon über die Wahl des Bestandestypen entscheidet und nur über das Älterwerden die Wertigkeit steigt und dass durch Durchforstungsmaßnahmen nur noch ein geringer Einfluss ausgeübt werden kann.

7 Diskussion

Forstbetriebe müssen heutzutage zeigen, dass sie auch außerhalb der Holzproduktion nachhaltig wirtschaften. Aber es stellt sich die Frage, was nachhaltig wirtschaften heißt und wie die nachhaltige Wirtschaftsweise gemessen werden kann? Diese Frage steht mittlerweile in der internationalen Diskussion (MCPFE 1993, 1998; CANADIAN COUNCIL OF FOREST MINISTERS 1997, VOSS 1997). Dafür wurden in verschiedenen Ländern Kriterienkataloge aufgestellt wie z.B. die Helsinki-Kriterien (MCPFE 1998). Diese Kataloge wurden mit Indikatoren hinterlegt, die für verschiedene Aspekte der Nachhaltigkeit stehen. Mehrere europäische Länder, die die Resolutionen von Helsinki und Lissabon unterschrieben haben, haben Berichte zur Nachhaltigen Bewirtschaftung von Wäldern angefertigt. So entstanden in den verschiedenen Bundesländern wie zum Beispiel in Rheinland-Pfalz Nachhaltigkeitsberichte (RHEINLAND-PFÄLZISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN, 1998). In einem Bericht des BULGARISCHEN MINISTERIUMS FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND AGRARREFORM (1999) werden die sechs Helsinki-Kriterien mit den 27 aufgestellten Indikatoren für das Land Bulgarien dargestellt. Es wird jedoch in der Zustandsanalyse nicht ersichtlich, welche Daten die Grundlage für die Ausführungen bilden. Auch werden aus den identifizierten Defiziten keine Schlüsse für Verbesserungen formuliert. Ursachen hierfür liegen unter anderem in dem fehlenden Bewertungsmaßstab für die Nachhaltigkeitskriterien und -indikatoren. Dieses Defizit kann teilweise durch die Ergebnisse dieser Arbeit behoben werden.

Denn es steht fest, dass es eine Vielzahl von Daten gibt, die sowieso in Forstbetrieben erhoben werden (MÖGES 2002) und nicht ausreichend genutzt werden (HANEWINKEL 2001). Deswegen sollte nach einer weiteren Auswertungsmethodik gesucht werden, um diese Informationen zu nutzen, und sie auf Nutzbarkeit zur Analyse von Nachhaltiger Wirtschaftsweise in Wäldern zu überprüfen.

In dem Bericht von PUUMALAINEN (2001), in dem die biologische Vielfalt in den Wäldern Europas behandelt wird, wird angemerkt, dass in Europa sehr viele Beobachtungen und Arbeiten zum Thema „Biologische Vielfalt in Wäldern“ durchgeführt werden. Es wird das Problem gesehen, dass es keinen Überblick über die vielen verschiedenen Arbeiten gibt, weswegen das dort dargestellte Projekt die Schwierigkeiten und Mängel der Erforschung der biologischen Vielfalt in Wäldern untersuchen möchte. Eine Grundlage der Untersuchung bilden ebenso wie in der vorliegenden Arbeit die Helsinki-Kriterien. Anhand dieser Indikatorenliste wird untersucht, welche Informationen in Europa vorhanden sind.

Eine ähnliche Vorgehensweise aber mit Bezug auf Deutschland ist in einem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt initiierten Projekt gegeben, in dem die Verfügbarkeit der Daten in verschiedenen Gebieten Deutschlands in Wäldern mit unterschiedlicher Besitzstruktur gegeben ist (SPELLMANN et.al. 2003)

Beiden Arbeiten ist gemeinsam, dass es nicht darum geht, die Indikatoren einzuschätzen, sondern die Datenlage bezüglich dieser Indikatoren zu überprüfen. Fokus liegt bei beiden Projekten nicht auf einer Einschätzung zum Beispiel der Biodiversität, sondern dem Zusammentragen und Auswerten von Datenmaterial. Eine Arbeit mit ähnlicher Zielsetzung stellt dar, dass die Helsinki-Kriterien zunächst der Überprüfung und Berichterstattung auf nationaler Ebene dienen (SPELLMANN et al. 2001). Auch SCHNEIDER und EBERT (1995) stellen fest, dass sowohl der Helsinki als auch der Montreal-Prozess dazu dienen die Waldentwicklung durch quantitative Indikatoren zu beschreiben., nicht aber zu beurteilen. SCHNEIDER (1995) stellt dar, dass die Indikatoren ein quantitatives Maß einer Wirkung, das selbst nicht sagt, ob die Veränderung gut oder schlecht ist. Der Ansatz der vorliegenden Arbeit unterscheidet sich dahingehend, dass hier zwar nicht allumfassend nach allen Helsinki-Kriterien untersucht wird. Es wurde aber ein Ansatz entwickelt, der die Einschätzung von Wäldern im Hinblick auf die nachhaltige Wirtschaftsweise ermöglicht. Es wurden in dieser Arbeit Schätzfunktionen für verschiedene an den Helsinki-Kriterien orientierten Merkmalen entwickelt, die eine Bewertung von Waldbeständen möglich machen.

JEDICKE (1997) bestätigt mit seiner Arbeit den Zusammenhang zwischen Artenvorkommen und Bestandesstruktur. Allerdings geht er den umgekehrten Weg, indem er nach der Aufnahme von Höhlenbrütern festgestellt, dass der Anteil der Höhlenbrüter an der Avifauna ein Indikator für den Reifegrad von Wäldern ist und stellt dann fest, dass mit dem Alter der Bäume das Totholz-Angebot korreliert, was besonders für Vögel wichtig ist.

7.1 Diskussion des Datenmaterials

Kriterienauswahl

Auf verschiedenen Ebenen werden Kriterien für die Forstwirtschaft aufgestellt. In dieser Arbeit wird auf die auf europäischer Ebene entwickelten Helsinki-Kriterien (Tabelle 2.1) eingegangen. Die in dieser Arbeit verwendeten Merkmale der Nachhaltigkeit wurden aus den Helsinki-Kriterien abgeleitet. Nicht alle Merkmale konnten mit den biometrischen Modellen ausreichend erklärt werden. Für die Merkmale kurzfristiges und langfristiges Nutzungspotenzial konnten keine Modelle parametrisiert werden. Einerseits zeigt die Auswertung der Expertenauswahl, dass diese beiden Merkmale über alle Bestände hinweg überwiegend einheitlich in der Mitte der Bewertungsskala eingeschätzt wurden und nur wenige Abweichungen aufweisen.

In der novellierten Fassung des Bundesnaturschutzgesetzes vom 25. März 2002 wird in §5 Absatz 5 auf die „Gute fachliche Praxis“ der Forstwirtschaft eingegangen: „Bei der forstlichen Nutzung des Waldes ist das Ziel zu verfolgen, naturnahe Wälder aufzubauen und diese ohne Kahlschläge nachhaltig zu bewirtschaften. Ein hinreichender Anteil standortheimischer Forstpflanzen ist einzuhalten.“ Da dieser Text keine konkreten

Erläuterungen liefert, wie die gute fachliche Praxis umgesetzt werden soll, wurde ein Gutachten erstellt, in dem mit 17 Kriterien die gute fachliche Praxis näher beschrieben wird. Diese konkretisieren den Begriff über Themen wie Naturverjüngung, Bodenbearbeitung oder Schalenwildbewirtschaftung. Einige dieser Kriterien sind mit den in der vorliegenden Arbeit aufgestellten Merkmale vergleichbar. So fordert das achte Kriterium des Gutachtens den Schutz von Biotopbäumen. Dieses Kriterium wird in der vorliegenden Arbeit unter dem Aspekt beleuchtet, die Habitataignung für Höhlenbrüter zu beurteilen. Die für Höhlenbrüter wichtigen Höhlenbäume entsprechen dabei den schutzwürdigen Biotopbäumen. Das neunte Kriterium des Gutachtens befasst sich mit dem „Integrativen Naturschutz im Wirtschaftswald“. Einen Unterpunkt bildet dabei ein genügender Anteil an Totholz. Auch diese Aspekte werden in der vorliegenden Arbeit über die Habitataignung für Totholz bewohnende Insekten behandelt. Als fremdländische Baumarten werden in dem 15. Kriterium des Gutachtens diejenigen Baumarten bezeichnet, die nicht zur potenziellen natürlichen Vegetation gehören. Die potenzielle natürliche Vegetation war auch in dieser Arbeit Referenz zur Bewertung der Naturnähe der Waldbestände. Dieses Beispiel eines wichtigen Rahmengesetzes zeigt, dass sehr häufig vergleichbare Kriterien zur Beurteilung des Waldzustandes herangezogen werden.

Bestandesauswahl

Im Zielfokus der vorliegenden Arbeit lag die Untersuchung der Baumarten Fichte und Buche, deren Mischungs- und Struktur Aspekte, die mit diesen Beständen sehr breit dargestellt werden konnten. Die ausgewählten Bestände stammen von drei Versuchen aus dem Bayerischen Ertragskundlichen Versuchsflächennetz, nämlich aus der Versuchsreihe Traunstein 146 und 147 und Zwiesel 111, sowie den Naturwaldbeständen Zwiesel 137 und 138. Mit den Parzellen aus Zwiesel stehen ältere Bestände aus diesen Baumarten in unterschiedlicher Mischung zur Verfügung. Aus Traunstein kommen jüngere Bestände wiederum in anderen Mischungsverhältnissen der beiden Baumarten hinzu. Über die Naturwaldparzellen im Bayerischen Wald können ungenutzten Bestände in die Untersuchung einbezogen werden. Nicht alle Bestandesmerkmale können gleich oft vorhanden sein, z.B. Rein- und Mischbestände mit unterschiedlichen Mischungsanteilen in gleichen Altersklassen.

Bestandesdaten

In dieser Arbeit wird auf bereits großflächig vorhandene Forsteinrichtungsdaten zurückgegriffen. Die Betrachtungsebene ist der Bestand, deren Struktur sich durch die Position der einzelnen Bäume zueinander ergibt. Diese Strukturen werden genutzt, um Aussagen auf Bestandesebene zu treffen. BEIERKUHNLEIN (1998) bestätigt die Wichtigkeit der Bezugsebene bei Untersuchungen zur Biodiversität. Aussagen über die höher skalierte Landschaftsebene oder Ökosystemebene können zunächst nicht getroffen werden. Die Informationen und Erkenntnisse auf Bestandesebene können aber dazu genutzt werden einen

Bewertungsansatz auf Landschaftsebene zu erarbeiten. Damit kann dieses Verfahren als ein ergänzendes Hilfsmittel genutzt werden, um die übliche Erfassung der Struktur auf der Landschaftsebene mittels Geografischer Informationssysteme zu unterstützen (OTTEPKA und WIGGERING 1991, HERRMANN et. al. 1993, KASPERIDUS und LAUSCH 1998, LANGE 1999).

Die Bestandesdaten werden dahingehend überprüft werden, ob sie für eine Untersuchung von Merkmalen der Nachhaltigkeit genutzt werden können. Ein spezieller Fokus liegt dabei auf der Nutzung von Raumstrukturdaten. Eine hohe Erklärungskraft dieser Daten in biometrischen Modellen konnte schon in den Untersuchungen zu Struktur und Diversität der Waldvegetation von SCHMIDT und WECKESSER (2001) dargestellt werden. Die Vorteile hier sind offensichtlich in der Verfügbarkeit der Daten für den (fast) gesamten Wald Deutschlands (HANEWINKEL 2001). Ein weiterer Vorteil besteht darin, dass keine weiteren Aufnahmekosten entstehen. Der grundsätzliche Nachteil in der Verwendung von Forsteinrichtungsdaten besteht darin, dass diese nicht speziell für die Untersuchungen zur Artenvielfalt, oder der Habitateignung verschiedener Tierarten erhoben wurden. Eine Ausnahme bildet natürlich das Helsinki-Kriterium 3 „Erhaltung der produktiven Funktionen des Waldes“, das sich mit der nachhaltigen Holznutzung beschäftigt.

Zur Berechnung der eingesetzten Indizes werden einzelbaumweise Daten benötigt. Neben den klassischen waldwachstumskundlichen Kenngrößen wie Baumart, Alter, Brusthöhendurchmesser und Baumhöhe sind für die Berechnung der Strukturindizes die Stammfußkoordinaten von Bedeutung. Diese stehen von den ausgewählten Versuchsflächen zur Verfügung, so dass die benötigten Werte der Strukturindizes aus dem vorhandenen Datenmaterial hergeleitet werden können. Dies eröffnet neue Nutzungen von bereits zu anderen Zwecken erhobenen Daten.

Fotos

Die qualitative Bewertung der Bestände hinsichtlich der Nachhaltigkeitskriterien erfolgte anhand einer Einschätzung der Waldbestände durch Experten auf der Grundlage von Fotos. Diese Methode erleichtert es, mehreren Experten unterschiedliche Waldbilder vorzustellen ohne den großen Aufwand zu haben mit vielen Experten die unterschiedlichen Waldbestände in Natur zu betrachten. Hier sollte die Visualisierung über die Fotos gegeben werden. Auch sollte so vermieden werden, dass die Einschätzung der Bestände hinsichtlich der Merkmale von den Nachbarbeständen beeinflusst wird, da die Betrachtungsebene der Bestand bleiben soll, wie dies auch durch die bestandesweisen Daten gegeben ist.

Bereits andere forstliche Arbeiten griffen auf die Verwendung von Fotos zurück, um Informationen vor allem im Bereich Tourismus zu erhalten. So nutzen AMMER und DETSCH (1996) Fotos für eine Befragung zur Bedeutung des Waldes für die Erholung im Gebirge. Die Ergebnisse der Fotobefragung diente der Erarbeitung von Lösungsansätzen für die Bergwaldproblematik bei hohem Besucherdruck. In der Arbeit von JENSEN (2000) bewerten

dänische Waldbesucher Bestände von schwarz-weiß Fotos unter anderem im Hinblick auf die Ästhetik von Naturwäldern. Diese Fotos wurden aufgrund der Einschätzung gereiht und die Reaktion der Befragten registriert. JENSEN verwendete diese Fotos, um verbal schwierig zu beschreibende Situationen darstellen zu können. In der hier vorliegenden Arbeit wurden die Fotos für die Darstellung von sehr unterschiedlichen Situationen notwendig, die ebenfalls nicht eindeutig verbal beschrieben werden können, und die nicht in ihrer Abfolge einer strengen Logik folgen. Das bedeutet auch, dass Sprünge in der Bewertung auftreten, die eine Einwertung problematisch machen. Es wurde versucht an exemplarischen Situationen auf ihre Aussagekraft von Zuständen zu untersuchen.

Bei SILVENNOINEN et al. (2002) werden Waldbesucher zur ästhetischen Wirkung verschiedener Durchforstungsvarianten befragt. Die Befragung wird anhand mehrerer Fotos, die unterschiedliche Durchforstungsergebnisse zeigen, durchgeführt. Sie werden von den Befragten auf einer neunstufigen Skala eingeordnet, von sehr schlechtem (-4) bis sehr gutem Eindruck (4). Ein ähnliches Vorgehen erfolgte in der vorliegenden Arbeit. Die befragten Experten konnten Bestandesbilder hinsichtlich verschiedener Nachhaltigkeitskriterien einer 10-stufigen Skala einordnen, von 1 (sehr schlechter Bewertung) bis 10 (sehr guter Bewertung).

Diese Arbeiten zeigen erfolgreich, die Verwendung von Informationen anhand von Fotos zu vermitteln und Situationen bzw. Bestandeseigenschaften zu beurteilen. Bei allen genannten Arbeiten wurden jedoch Privatpersonen ohne forstlichen Hintergrund befragt. In der vorliegenden Arbeit werden ausdrücklich Personen befragt, die neben einer forstlichen Ausbildung sich in einem forstlichen Fachbereich spezialisiert haben. Es soll nicht eine allgemeine Einschätzung von Zuständen oder Empfindungen erzielt werden, sondern es geht um das Einbeziehen und Zusammenfassen von Erfahrungen dieser Experten. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen auch, dass es Experten möglich ist aus Fotodarstellungen von Beständen hinreichende Informationen abzuleiten, um bestimmte Schlüsse hinsichtlich unterschiedlicher Bewertungskriterien zu ziehen.

Auswahl der Strukturindizes

Für diese Untersuchung werden vier Strukturindizes ausgewählt, die verschiedene Aspekte der Raumstruktur beleuchten. Bereits KÖHL und ZINGG (1996) betonen die Brauchbarkeit von Diversitätsindizes als ein Maß für die Planung und Kontrolle der Nachhaltigkeit der Artenvielfalt. Gerade bei diesem aufwändig zu erhebenden Merkmal ist es wichtig einen aussagekräftigen Indikator zu bekommen, mit dem die kostspieligen Erhebungen vermieden werden können. Dabei sind Indizes notwendig, die Aussagen über den ganzen Bestand und nicht nur zu Teilen des Bestandes liefern. Strukturbeschreibungen aus Werteverteilungen, wie zum Beispiel die Paarkorrelationsfunktion von STOYAN und STOYAN (1992) können nicht als Indizes verwendet werden. Diese geben zwar eine präzisere und eindeutige Quantifizierung von Baumverteilungsmustern, als die verwendeten Strukturindizes (PRETZSCH 2001), indem

sie die Veränderung des Stammverteilungsmusters mit zunehmenden Abstand von den Stammfußpunkten zeigen. Eine gesamtbestandesweise Betrachtung findet damit aber nicht statt. Es werden lediglich verschieden große Bestandesausschnitte beleuchtet. Für die Modellierung und auch für die Berechnung der Wahrscheinlichkeiten kann jeweils nur ein Wert je Index eingesetzt werden. ALBERT (1999) beschreibt in seiner Arbeit mehrere Indizes zur Strukturbeschreibung. Er verwendet zum Beispiel die Durchmischung M zur Beschreibung der kleinräumigen Baumartenverteilung. Dieser Index wird aus der „Strukturellen Vierergruppe“ (FÜLDNER 1996), also jeweils aus vier benachbarten Bäumen berechnet und ist somit kein einzelner Wert pro Bestand, sondern ein Wert für die Nachbarschaftsbeziehungen von vier Bäumen. Das heißt, dass die Aussage dieses Wertes sich nur auf einen kleinen Teil des Bestandes bezieht und keine Aussagen zum Gesamtbestand als hier gewählte Skalenebene ermöglicht. ALBERT sieht eine wichtige Strukturbeschreibung in der Charakterisierung von Dimensionsunterschieden. Er ist jedoch der Meinung, dass die Varianz für eine detaillierte Analyse nicht ausreicht und verwendet verschiedene Maße wie das Umgebungsmaß U oder die Differenzierung T, die er wiederum in Bezug zur „Strukturellen Vierergruppe“ berechnet. Die Ideen von Albert somit nicht verwendbar, da auch hier die Bezugsebene Gesamtbestand hier nicht gegeben ist. Somit wären diese Maße für die vorliegende Arbeit nicht zielführend gewesen. Um aber der Dimensionsdifferenzierung als wichtige Charakterisierung der vertikalen und horizontalen Struktur trotzdem Rechnung tragen zu können, wurde mit der normierten Standardabweichung der Brusthöhendurchmesser gearbeitet, mit dem Bhd-Variationskoeffizienten. Dieser wird von PRETZSCH (2001) als bewährte Maßzahl für die strukturelle Heterogenität von Waldbeständen bezeichnet. Der in der vorliegenden Arbeit verwendete Aggregationsindex von CLARK & EVANS (1954) zur Berechnung der räumlichen Verteilung der Bäume wird von ALBERT (1999) zugunsten des Winkelmaßes W, das sich wiederum auf die „Strukturelle Vierergruppe“ bezieht, verworfen-

7.2 Diskussion Methodik der Befragung von Experten

Über die Methode der Befragung von Experten zur Einordnung von Waldbeständen hinsichtlich verschiedener Merkmale ist es möglich komplexe Situationen einzuschätzen. Ein Bestand wird bezüglich ausgewählter Merkmale bewertet, wobei diese Merkmale nicht sehr spezifisch sind. Zum Beispiel im Bereich Artenvielfalt wird nicht nach einer speziellen Tierart gefragt, sondern in der Definition des Merkmals wird dieser Bereich nicht weiter eingeschränkt. Es wird somit dem Experten überlassen, welche Tier er in Gedanken bei der Beantwortung mit einbezieht. Je nach Herkunft der Experten können einige allgemein charakteristische Arten zugrunde liegen, oder bei einer bestimmten Spezialisierung des Experten auch eine spezielle Art.

Bei der Befragung handelt es sich nicht um eine Meinungsumfrage im klassischen Sinn, sondern es werden ganz spezielle Fachkenntnisse abgefragt durch Experten aus dem Forstbereich. Durch die damit verbundene geringe Anzahl der Experten lässt sich eine objektive Einschätzung nicht vermeiden. Der Ansatz dieser Arbeit zeigt aber, dass es so möglich ist, die sonst numerisch schwer erfassbaren Aussagen zu machen. Mit den unterschiedlichen Schwerpunkten in den Kenntnissen der Experten können verschiedenen Aspekte abgefragt werden. Eine größere Anzahl an Experten hätte zu einer stabileren Datenlage führen können. Allerdings ist die Auswahl der Experten begrenzt. Dies ist begründet durch den nicht unendlich großen Bereich der Forstwissenschaft und -wirtschaft oder der verwandten Spezialgebiete aus der Biologie, als auch durch die räumliche Begrenzung auf ein spezielles Gebiet, in diesem Fall Südbayern.

Die weiterführende Auswertung hinsichtlich der in sechs Kategorien eingeteilten Experten ist wegen der pro Kategorie geringen Datenlage nicht sinnvoll. Bei einer größeren Anzahl von Experten wäre ein Vergleich der Einschätzung der einzelnen Merkmale zwischen den Kategorien der Experten möglich, um deren subjektives Empfinden zu analysieren.

7.3 Diskussion der Konstruktion der Bewertungsfunktionen

Die in dieser Arbeit durchgeführte Expertenbefragung erfolgte durch Erhebung von ordinalen Daten in Form der Klasseneinordnung von Bestandesbildern für jedes Kriterium. Die Klassenbildung erfolgte unter Berücksichtigung der beiden gegensätzlichen Aspekte, einerseits möglichst viele Klassen zu verwenden, um differenzierte Aussagen zu bekommen, andererseits bei der gegebenen Anzahl der Experten eine ausreichende Klassenbesetzung zu erhalten. Durch eine Beschränkung auf 10 Klassen sollte eine für die Experten handhabbare Bewertung erreicht werden. Da sich herausstellte, dass nur eine begrenzte Anzahl an Experten zur Verfügung stand, wurden die 10 Klassen aus der Expertenbefragung für die ordinale Regression in 5 Klassen zusammengefasst, um eine ausreichende Klassenbesetzung zu gewährleisten.

Für die Modellbildung wurde die ordinale Regression gewählt. Gegenüber einer linearen Regression ermöglicht dieses Verfahren für ordinal skalierte Daten die Abstände zwischen den Rängen zu schätzen. Hierdurch konnte die Häufigkeitsverteilung der Klassenbesetzung in Abhängigkeit von unabhängigen Variablen geschätzt werden. Dieses Verfahren wird zunehmend in Bereichen eingesetzt, in denen nichtnumerische Daten erhoben werden, wie zum Beispiel in der Medizin oder auch in der Betriebswissenschaft (BENDER und BENNER 2000). Dieses Verfahren ermöglichte, die Nachhaltigkeitskriterien in funktionaler Abhängigkeit von der Bestandesstruktur zu beschreiben.

Es konnten für zwölf Merkmale biometrische Modelle mit der ordinalen Regression parametrisiert werden. Nur für die Merkmale kurz- und langfristiges Nutzungspotenzial

konnten keine statistisch einwandfreien Modelle formuliert werden. Die Modelle der übrigen Merkmale sind alle statistisch signifikant.

Aufgrund der geringen Datenlage, die aus einer endlichen Menge an Experten resultiert, kann diese Arbeit als ein Methodentest angesehen werden. Ihre Aussagen gelten nicht als endgültig. Dennoch zeigt sich das Verfahren sowohl in Richtung Methodik, als auch bezüglich der Nachvollziehbarkeit von Aussagen zur Nachhaltigkeit als sinnvoll und gerechtfertigt. Es ist zu betonen, dass die Hauptbaumarten Südbayerns Verwendung fanden.

Um die Gültigkeit der über die ordinale Regression ermittelten Schätzfunktionen für jedes einzelne Nachhaltigkeitskriterium zu überprüfen, wurden die Residuen zwischen den geschätzten und den vorhergesagten Werten analysiert. Hier konnte eine ausreichend hohe Präzision und eine Unverzerrtheit der Schätzung festgestellt werden.

7.4 Diskussion der Modellergebnisse

Die Rangkorrelationsuntersuchungen in Abschnitt 5.1 weisen darauf hin, dass ein multipler Ansatz für die Modellbildung herangezogen werden sollte, der sowohl klassische Bestandesmerkmale als auch Strukturindizes berücksichtigt. Für die hier erstellten Modelle kann vermutet werden, dass die verwendeten Merkmale der Nachhaltigkeit zum Teil erhebliche Abhängigkeiten zueinander aufweisen. Diese Vermutung zeigte sich beispielhaft in der später durchgeführten Simulation von Testbeständen. So wiesen zum Beispiel die Kriterien Ästhetik und Erholungswert eine fast identische Bewertung zu unterschiedlichen Zeitpunkten auf. Die identische Entwicklung der Bewertung für Ästhetik und Erholungswert lässt auf eine gegenseitige Abhängigkeit der beiden Kriterien schließen. Menschen entscheiden was schön ist, und das ist wahrscheinlich auch erholsam (Ammer und Pröbstl 1991).

In Fall der gegenseitigen Abhängigkeit wäre eine Reduzierung der Merkmalanzahl auf wenige für die Nachhaltigkeit relevanten Merkmale sinnvoll. Neben der Reduktion der Anzahl wäre desweiteren eine Zusammenfassung einzelner Merkmalsbewertungsmöglichkeiten zu einer Maßzahl denkbar. Dann sollten aus mehreren Bewertungsfunktionen eine Maßzahl entwickelt werden.

Bei der Betrachtung der Merkmale unter ihrem zeitlichen Aspekt fällt auf, dass bei längerem Betrachtungszeitraum weniger erklärende Variablen herangezogen wurden und das klassische Bestandeskennwerte gegenüber Strukturindizes dominieren. Dieses wird anhand der Modelle zu den Merkmalen Stabilität, Elastizität und Anpassungsvermögen klar verdeutlicht. Während beim Modell zur Stabilität die Strukturindizes Artprofil-Index und Bhd-Variationskoeffizient neben den klassischen Bestandeskennwerten Vorrat pro Hektar und Mischungsanteil der Fichte als erklärende Variablen herangezogen wurden, sind die Strukturindizes bei

Merkmale mit einer längerfristigen Betrachtung nicht mehr relevant. Beim Merkmal Elastizität ist neben dem Vorrat und dem Mischungsanteil Fichte nur noch der Bhd-Variationskoeffizient als Strukturindizes präsent, das noch längerfristig zu betrachtende Merkmal Anpassungsvermögen verzichtet vollständig auf diese Strukturparameter. Es lässt sich somit vermuten, dass bei der Bewertung von Merkmalen mit längerfristigen Betrachtungszeitraum Experten eine Einschätzung nur noch anhand weniger Merkmale vornehmen, die durch klassische Bestandeskennwerte erklärt werden können. Strukturindizes, die als streng objektive Parameter für die Modellbildung herangezogen wurden, haben einen geringeren Stellenwert bei der Beurteilung von Merkmalen, die einen längerfristigen Betrachtungszeitraum erfordern.

Als ein Anwendungsbeispiel wurde das Wachstum unterschiedlicher Bestände mit dem Waldwachstumssimulator SILVA fortgeschrieben. Es ist anzumerken, dass mit den Simulationsrechnungen eine Anwendung aufgezeigt werden soll, die die Möglichkeit des Bestandesvergleichs und der zeitlichen Komponente verknüpft.

Denn damit konnten die Bestände zu verschiedenen Zeitpunkten hinsichtlich der verschiedenen Merkmale bewertet werden. Es wurden ein Fichtenreinbestand, ein Buchenreinbestand und ein Fichten-Buchen-Mischbestand miteinander verglichen. Bei der Fortschreibung der Bestände wurden zwei Behandlungsvarianten eingesetzt. In der einen Variante fanden keine Eingriffe statt, während in der anderen eine Auslesedurchforstung durchgeführt wurde.

Zwischen den Bestandestypen konnten Unterschiede in der Bewertung festgestellt werden. Die unterschiedliche Behandlungsweise der Bestände zeigen im Vergleich zum Alterstrend deutlich geringere Unterschiede. Das mag bedeuten, dass sich die Wertigkeit eines Bestandes schon über die Wahl des Bestandestypen entscheidet und nur über das Älterwerden die Wertigkeit steigt und dass durch Durchforstungsmaßnahmen nur noch ein geringer Einfluss ausgeübt werden kann.

Die Ergebnisse dieser Beispielsrechnungen sind schwer einzuordnen, da vergleichbare Untersuchungen nicht vorliegen. Es wurde deutlich, dass die Bewertung von Fichtenbeständen bezüglich der meisten Merkmale der Nachhaltigkeit mit dem Alter die größten Steigungen gegenüber den anderen Bestandestypen aufweist. Bereits DETSCH (1999) stellte fest, dass Fichtenbestände weitaus diverser als früher angenommen sind.. Oftmals wurden die alten Fichtenbestände am besten bewertet.

Ein Erklärungsansatz für das überraschend gute Abschneiden der Fichtenreinbestände liegt eventuell in der Auswahl der Strukturparameter für die Schätzfunktionen der Nachhaltigkeitskriterien. Bei fast jedem Kriterium wurden die Stammzahl oder der Vorrat zur Beschreibung eingesetzt. Dabei wirkte ein hoher Vorrat und eine niedrige Stammzahl positiv auf die Wertigkeit der Bestände hinsichtlich der Nachhaltigkeitskriterien. Dieses ist insbesondere bei dem unbehandelten Fichtenreinbestand gegeben.

Erwartungsgemäß ist die Einschätzung der Stabilität und der Elastizität von Fichtenbeständen gegenüber Buchenreinbeständen und den Mischbeständen deutlich geringer. Vor allem durchforstete Fichtenreinbestände sind niedriger bewertet. Dies bestätigt DETSCH (1999) in seinen Untersuchungen zwischen Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern.

Der auffällige Alterstrend ist aus den Daten der Bestände der Expertenbefragung abzuleiten. Die Kennwerte dieser Bestände dienen zur Parametrisierung der Bewertungsfunktionen. Die jungen Bestände waren Fichten dominierte Bestände, die von den Experten schlecht bewertet wurden, während die alten Bestände, nämlich die Naturwaldbestände sehr gut bewertet wurden. Diese Einschätzung war aber bei der Bestandesauswahl nicht unbedingt vorauszusehen. Es zeigt sich aber damit, dass für verbesserte Schätzfunktionen die Bestandesauswahl verändert werden müsste, so dass für jede Altersstufe sowohl die Reinbestände als auch verschiedene Mischungsformen herangezogen werden.

Für die vorliegende Arbeit kann gesagt werden, dass nicht über alle Altersstufen und Mischungsformen Datenmaterial zur Verfügung stand. Für die Durchführbarkeit der Expertenbefragung musste außerdem die Anzahl der zu bewertenden Bestände beschränkt werden. Zum einen würde eine Befragung mit vielen Fotos zu lange dauern und damit die Bereitschaft der Experten daran teilzunehmen sinken, zum anderen wird es schwierig eine große Anzahl an Beständen in einer praktikablen Bewertungsskala einzuordnen.

Ausblick

Nachdem die Anwendbarkeit der Methode und die Möglichkeit der Herleitung von Schätzfunktionen für die Bewertung von Nachhaltigkeitsmerkmalen aus der Verbindung von abhängigen ordinal skalierten Experteneinschätzungen und Bestandesstrukturparametern gezeigt wurde, kann nun die genauere Parametrisierung der Schätzfunktionen erfolgen. Dafür sollte auch untersucht werden, welche Merkmale sich sehr ähnlich sind in ihrer Bewertungsstruktur, oder welche Strukturparameter zusätzlich zur Erklärung hinzugezogen werden können.

Anstrebenswert ist außerdem eine Erweiterung bzw. eine Übertragung der bestehenden Methode auf weitere Bestandestypen mit anderer Baumartenzusammensetzung.

Desweiteren sollten die Erkenntnisse dieser Arbeit genutzt werden, diesen Ansatz auf andere Skalenniveaus zu übertragen und die Ergebnisse nutzen um einen Bewertungsansatz auf Landschaftsebene zu entwickeln.

8 Literatur

- ALBERT, M. (1999): Analyse der eingriffsbedingten Strukturveränderung und Durchforstungsmodellierung in Mischbeständen. Göttingen, Hainholz, 195 S.
- ALTENKIRCH, W. (1982): Ökologische Vielfalt – ein Mittel natürlichen Waldschutzes? Der Forst- und Holzwirt, 37. Jg., H.8, S. 211-217.
- AMMER, U. und DETSCH, R. (1996): Leitbild für die Vorrangfunktion Erholung im Alpenraum aus deutscher Sicht. Forstwissenschaftliches Centralblatt 115, S. 213-222.
- AMMER, U. und PRÖBSTL, U. (1991): Freizeit und Natur. Probleme und Lösungsmöglichkeiten einer ökologisch verträglichen Freizeitnutzung. Hamburg, Parey-Verlag, 228 S.
- AMMER, U. und SCHUBERT, H. (1999): Arten-, Prozeß- und Ressourcenschutz vor dem Hintergrund faunistischer Untersuchungen im Kronenraum des Waldes, Forstwissenschaftliches Centralblatt 118. Jg., S. 70-87.
- AMMER, U., DETSCH, R. und SCHULZ, U. (1995): Konzepte der Landnutzung, Forstwissenschaftliches Centralblatt 114. Jg., d. 107-125.
- ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (1984): Biotop-Pflege im Wald, ein Leitfaden für die forstliche Praxis. Kilda-Verlag, Greven, 230 S.
- ARBEITSKREIS ZUSTANDSERFASSUNG UND PLANUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1999): Nachhaltigkeitskriterien in der Forsteinrichtung. Wolfenbüttel: Niedersächsisches Forstplanungsamt. 38 S.
- ASSMANN, E. und FRANZ, F. (1963): Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern. Inst. Ertragsk. Forstl. Forschungsanst. München. München.
- BAADER, G. (1942): Forsteinrichtung als nachhaltige Betriebsführung und Betriebsplanung. Frankfurt a. M.
- BENDER, R. und BENNER, A (2000): Calculating Ordinal Regression Models in SAS and S-Plus. Biometrical Journal 42, 6, S. 677-699.
- BEIERKUNHLEIN, C. (1998): Biodiversität und Raum. Die Erde 128. S. 81-101.
- BIBER, P. (1997): Analyse verschiedener Strukturaspekte von Waldbeständen mit dem Wachstumssimulator SILVA 2. Vortrag anlässlich der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten. Tagungsbericht. S. 100-120.
- BORTZ, J. (1993): Statistik für Sozialwissenschaftler, Berlin: Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 753 S.
- BORTZ, J. und DÖRING, N. (1995): Forschungsmethoden und Evaluation. Bonn: Springer. 768 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BMELF) (2000): Nationales Forstprogramm Deutschland. Ein gesellschaftspolitischer Dialog zur Förderung nachhaltiger Waldbewirtschaftung im Rahmen einer nachhaltigen Entwicklung 1999/2000. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten

- (BMELF), Bonn. 71 S.
- CANADIAN COUNCIL OF FOREST MINISTERS (1997): Criteria and Indicators of Sustainable Forest Management in Canada. Technical Report. Ottawa, 137 S.
- CARLOWITZ, H.C. (1713): *Sylvicultura oeconomica, oder Haußwirthliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur Wilden Baum-Zucht...* Leipzig (Reprint Freiberg 2000).
- CLARK P. J. und EVANS, F. C. (1954): Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations, *Ecology*, Vol. 35, No. 4, S. 445-453.
- DETSCH, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt. Ein Vergleich ausgewählter waldökologischer Parameter aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern des Hienheimer Forstes (Kelheim, Niederbayern). Berlin, W&T, 208 S.
- DETSCH, R., KÖLBEL, M. und SCHULZ, U. (1994): Totholz – vielseitiger Lebensraum in naturnahen Wäldern. *AFZ*, 11, 586-591.
- DIETERICH, V. (1957): Langfristige Folgerungen des forstwirtschaftlichen Grundgebotes der Nachhaltigkeit. *Forstw. Cbl.* (76), S. 193.
- DITTRICH, H. (1993): Erfolgsgeheimnis Visualisierung: Techniken bildhafter Darstellungen als Arbeits- und Verkaufshilfe. Planegg/München: WRS, 134 S.
- DURSKY, J. (2000): Einsatz von Waldwachstumssimulatoren für Bestand, Betrieb und Großregion. Habilitationsschrift an der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Technischen Universität München, Freising-Weihenstephan, 223 S.
- ELLENBERG, H., EINEM, v., M., HUDECZEK, H., LADE, H. J., SCHUMACHER, H. U., SCHWEINHUBER, M., WITTEKINDT, H. (1985): Über Vögel in Wäldern und die Vogelwelt des Sachsenwaldes. *Hamb. Avifaun. Beitr.*, Bd. 20, S. 1-50.
- FER (1982): Richtlinien für die mittel- und langfristige Forstbetriebsplanung in der Bayerischen Staatsforstverwaltung (Forsteinrichtungsrichtlinien).
- FÜLDNER, K. (1996): Die Strukturelle Vierergruppe – ein Stichprobenverfahren zur Erfassung von Strukturparametern in Wäldern. In: *Beiträge zur Waldinventur*. Cuvillier Verlag, Göttingen, S. 13-30.
- GERELL, R. (1988): Faunal diversity and vegetation structure of some deciduous forests in South Sweden. *Holarctic Ecology* 11, S. 87-95).
- GRABHERR, G., KOCH, G., KIRCHMEIR, H. und REITER, K. (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Innsbruck, Wagner. 493 S.
- HABER, W. (1982): Was erwarten Naturschutz und Landschaftspflege von der Waldwirtschaft? *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege*, H. 40, S. 962-965.
- HALE, C.M.; PASTOR, J and K.A. RUSTERHOLZ (1999): Comparison of structural and compositional characteristics in old-growth and mature, managed hardwood forests of Minnesota, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, S. 1479-1489.
- HANEWINKEL, M. (2001): Neuausrichtung der Forsteinrichtung als strategisches Managementinstrument. *Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung* 172 (11), S. 202-211.

- HANSKI, I., HAMMOND, P. (1995): Biodiversity in Boreal Forests. *Trends in Ecology and Evolution* 10, S. 5-6.
- HANSSON, L. (1997): Environmental determinants of plant and bird diversity in ancient oak-hazel woodland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 91, S. 137-143.
- HARTIG, G. L. (1804): Anweisung zur Taxation der Forste, oder zur Bestimmung des Holzertrags der Wälder. Gießen. 2.Auflage.
- HASEL, K. (1985): Forstgeschichte. Ein Grundriss für Studium und Praxis. Hamburg: Parey. 285 S.
- HAUFF, V. (Hrsg.) (1987): Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Greven: Eggenkamp. 421 S.
- HERRMANN, T., JESSEL, B., KÖPPEL, J., SCHMALZ, K. (1993): Bedeutung, Struktur und Realisierbarkeit von Informationssystemen für die Planung im Bereich Arten- und Biotopschutz. In: HENKE, K., KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. *Berichte aus der ökologischen Forschung*, Bd. 4. S. 367-383.
- HEYER, C. (1842): Die Waldertrags-Regelung. Gießen.
- HEYWOOD, V.H. (1995): *Global Diversity Assessment*. Cambridge: Cambridge University Press.
- HOBBS, E.R. (1988): Species richness of urban patches and Implications for urban landscape diversity. *Landscape Ecology* Vol. 1, S. 141-152.
- INGS, T.C. und HARTLEY, S.E. (1999): The effect of habitat structure on carabid communities during the regeneration of a native Scottish forest
- JEDICKE, E. (1996a): Tierökologische Daten in raumbedeutsamen Planungen. *Geographische Rundschau* 48, (11), S. 633-639.
- JEDICKE, E. (1996b): Vogelgemeinschaften und Waldstruktur. Hinweise für die forstliche Nutzung. *Allgemeine Forst Zeitschrift*. H 7, S. 395-398.
- JEDICKE, E. (1997): Buchen-Altholzinseln als Naturschutz-Instrument im Wald. Avifauna und Habitatstruktur im Vergleich mit Wirtschaftswäldern – Erfolgskontrolle eines Schutzprogrammes aus Nordwesthessen. *Vogel und Umwelt*, 9, S. 93-117.
- JENSEN, F.S. (2000): The effects of information on Danish forest visitors' acceptance of various management actions. *Forestry*, Vol. 73, No. 2, S. 165-172.
- KASPERIDUS, H.D. und LAUSCH, A. (1998): Geographische Informationssysteme. In: BANZAF, E., KASPERIDUS, H.D. (Hrsg.): Erfassung und Auswertung der Landnutzung und ihrer Veränderungen mit Methoden der Fernerkundung und geographischer Informationssystemen im Raum Leipzig-Halle-Bitterfeld. *UFZ-Bericht* 2/1998, S. 53-63.
- KÖHL, M. und ZINGG, A. (1996): *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* Jg 4, S. 76-85.
- KÖHLER, W.; SCHACHTEL, G. und VOLESKE, P., 1995: *Biostatistik: Einführung in die Biometrie für Biologen und Agrarwissenschaftler*. Berlin, Springer Verlag, 285 S.

- KORN, H. (2001): Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt. In: Treffpunkt Biologische Vielfalt, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), S.13-18.
- KREUTZER, K und FOERST, K. (1978): Forstliche Wuchsgebietgliederung in Bayern.
- KUHN, W. (1998): Flächendeckende Analyse ausgewählter ökologischer Parameter. Bewertung von Habitateignung und –isolation für zwei wirbellose Tierarten mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems. Europäische Hochschulschriften: Ökologie, Umwelt und Landespflge, Frankfurt, Lang-Verlag. 270 S.
- KÜSTERS, E. (2001): Wachstumstrends der Kiefer in Bayern. Dissertation an der Technischen Universität München. 190 S.
- LAMMERTZ, M., LIEBERTH, U. und REINING, F. (1999): PEFC: Europäisches Zertifikat für nachhaltige Waldbewirtschaftung. AFZ/Der Wald, 12, S. 630-632.
- LANG, U. (1995): Visualisierung wissenschaftlicher Daten, Skript zur Vorlesung. Stuttgart, Regionales Rechenzentrum / Lehrgebiet Anwendungen der Informatik im Maschinenwesen: Forschungs- und Entwicklungsberichte ; 28, 145 S.
- LANGE, E. (1999): Von der analogen zur GIS-gestützten 3D-Visualisierung bei Planung von Landschaften. GIS 2. S. 29-37.
- LEIBUNDGUT, H. (1970): Waldwirtschaft und Landespflge. Hesperia Mitt. 20, Luzern, S. 19.
- LINDNER, M., BADECK, F.-W., BARTELHEIMER, P., BONK, S., CRAMER, W., DIETER, M., DÖBBELER, H., DURSKY, J., DUSCHL, C., FABRIKA, M., FRÖMDLING, D., GUNDERMANN, E., HENNIG, P., HÖLZER, W., LASCH, P., LEISCHNER, B., LIESEBACH, M., POMMERENING, A., POTT, M., PRETZSCH, H., SCHLOTT, W., SCHOLZ, F., SPELLMANN, H., SUCKOW, F., SUDA, M., und WOLFF, B. (2002): Integrating Forest Growth Dynamics, Forest Economics and Decision Making to Assess the Sensitivity of the German Forest Sector under Global Change. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 121, Supplement 1, S. 191-208.
- LORENZ, R.J. (1992): Grundbegriffe der Biometrie 3. Auflage. Fischer Verlag, Stuttgart, 241 S.
- MCCULLAGH, P. (1980): Regression models for ordinal data (with discussion). Journal of the Royal Statistical Society. B. 42, S. 109-142.
- MCCULLAGH, P. (1998): The proportional-odds model (in Encyclopedia of Biostatistics), http://www.stat.uchicago.edu/~pmcc/prop_odds.pdf
- MCCULLAGH, P. und NELDER, J.A. (1989): Generalized Linear Models, 2nd edition. Chapman and Hall, London, 1989.
- MCPFE (1993): RESOLUTION H1. General Guidelines for the Sustainable Management of Forests in Europe. Second Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe. 16-17 June 1993, Helsinki/Finland.
- MCPFE (1998): Beschlüsse und Resolutionen der Dritten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder Europas. Lissabon. 93 S.

- MENSER, M, NAGEL, U. (1991): ExpertInneninterviews – vielfach erprobt, wenig bedacht. In: GARZ, D., KRÄINER, K.: *Qualitativ empirische Sozialforschung: Konzepte, Methoden, Analysen*. Opladen: Westdeutscher Verlag. S. 441-471.
- MEYER, J.-A. (1999) *Visualisierung von Informationen: verhaltenswissenschaftliche Grundregeln für das Management*. Wiesbaden: Gabler. 224 S.
- Ministry of Agriculture, Forestry and Agrarian Reform (1999): *Sustainable Management of The Forests in Bulgaria – Criteria and Indicators*. Sofia, 149 S.
- Ministry of Agriculture, Forestry and Agrarian Reform (1999): *Sustainable Management of The Forests in Bulgaria – Criteria and Indicators*. Sofia, 149 S.
- NEUBERT, S. (1991): *Neue Bio- und Gentechnologie in der Landwirtschaft. Technische Trends, Anwenderprognosen und mögliche Auswirkungen bio- und gentechnischer Neuerungen in der Agrarwirtschaft – Ergebnisse einer Delphi-Expertenbefragung - .Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten*. Münster. Landwirtschaftsverlag. 291 S.
- Österreichisches Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1998): *Beschlüsse und Resolutionen der Dritten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa - Lissabon, Juni 1998. Deutsche Übersetzung der Allgemeinen Erklärung und Resolutionen der Lissabonner Konferenz sowie des Arbeitsprogrammes zur Erhaltung und Verbesserung der biologischen und landschaftlichen Vielfalt in Waldökosystemen 1997-2000*. Wien, 93 S.
- OTEPKA, G. und WIGGERING, J. (1991): *Die Einbindung des digitalen Orthophotos in ein Geo-Informationssystem*. In: Schilcher, M.: *Geo-Informatik: Anwendungen, Erfahrungen, Tendenzen; Beiträge zum internationalen Anwenderforum 1991 Geo-Informationssysteme und Umwelttechnik*. S. 95-106.
- PAOLETTI, M.G. (1999): *Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes*. New York: Elsevier.
- PECHACEK, P. (2002): *Der Dreizehenspecht in der Lebensgemeinschaft Bergwald*. AFZ-Der Wald H. 8, S. 406-408.
- PIELOU, E. C. (1977): *Mathematical Ecology*. John Wiley and Sons, 385 S.
- PRETZSCH, H. (1992a): *Konzeption und Konstruktion von Wachstumsmodellen für Rein- und Mischbestände*. *Forstliche Forschungsberichte München* 115, 332 S.
- PRETZSCH, H. (1992b): *Zunehmende Unstimmigkeiten zwischen erwartetem und wirklichem Wachstum unserer Waldbestände. Konsequenzen für zukünftige ertragskundliche Informationssysteme*. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 111. Jg., S. 366-382.
- PRETZSCH, H. (1993): *Analyse und Reproduktion räumlicher Bestandesstrukturen. Versuche mit dem Strukturgenerator STRUGEN*. *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt*, Bd. 114, 87 S.

- PRETZSCH, H. (1995a): Perspektiven einer modellorientierten Waldwachstumsforschung. Forstw. Cbl. 114, S. 188-209.
- PRETZSCH, H. (1995b): Zum Einfluss des Baumverteilungsmusters auf den Bestandeszuwachs. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 166 Jg. H. 9/10, S. 190-201.
- PRETZSCH, H. (1996a): Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handelns. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 167. Jg. H. 11, S. 213-221.
- PRETZSCH, H. (1996b): Zum Einfluss waldbaulicher Maßnahmen auf die räumliche Bestandesstruktur. Simulationsstudie über Fichten-Buchen-Mischbestände in Bayern. In G. MÜLLER-STARCK (Hrsg.): Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Landsberg, ecomed. 340 S.
- PRETZSCH, H. (2001): Modellierung des Waldwachstums. Parey Buchverlag. Berlin, 341 S.
- PRETZSCH, H. (2002): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Parey Buchverlag. Berlin, 414 S.
- PRETZSCH, H. und KAHN, M. (1998): Konzeption und Konstruktion des Wachstumsmodells SILVA 2.2, Methodische Grundlagen. Abschlußbericht Projekt W 28, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Ludwig-Maximilians-Universität München, Freising/Weihenstephan. Teil 2, 279 S.
- PRETZSCH, H. und UTSCHIG, H. (2000): Wachstumstrends der Fichte in Bayern. Mitteilungen aus der Bayerischen Staatsforstverwaltung, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München, H. 49, 170 S.
- PUUMALAINEN, J. (2001): Structural, Compositional and Functional Aspects of Forest Biodiversity in Europe. Geneva Timber and Forest Discussion Papers. ECE/TIM/DP/22. United Nations, New York 88 S.
- REIMEIER, S. (2001): Analyse der Zuwachsveränderungen von Waldbeständen und Möglichkeiten der Prognose aus Daten permanenter Stichprobeninventuren. Dissertation an der Technischen Universität München. 141 S.
- Rheinland-Pfälzisches Ministerium für Umwelt und Forsten (1998): Nachhaltige Waldbewirtschaftung. Nachhaltigkeitsbericht. Mainz, 68 S.
- RIEMANN, J. (1998): Struktur und Leistung von rein- und Mischbeständen aus Fichte, Buche und Edellaubholz. Waldwachstumskundliche Analyse der Jung- und Altbestände des Fichtenreinbestandes, Fichten/Buchen-Mischbestandes und Buchen/Edellaub-Mischbestandes auf neu angelegten Versuchsflächen im Stadtwald Traunstein. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Ludwig-Maximilians-Universität München, Freising, MWW-DA 126, 132 S.
- ROTH, E. (1995): Sozialwissenschaftliche Methoden. Lehr- und Handbuch für Forschung und Praxis. München: Oldenbourg. 845 S.
- ROTHLÄNDER, A., SÜHRIG, A., SCHAEFER, M. (2001): Lebensräume und Lebensgemeinschaften in Mischwäldern im Vergleich zu monospezifizierten Wäldern –

Diversität der Bodenfauna. Mitteilungen des Forschungszentrums Waldökosysteme
Göttingen.

- SCHMIDT, W. und WECKESSER, M (2001): Struktur und Diversität der Waldvegetation als Indikatoren für nachhaltige Waldnutzung. *Forst und Holz*, 56. Jg, H. 15, S. 493-498.
- SCHNEIDER, T. (1995): Kriterien und Indikatoren für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung. *AFZ* 14, S. 184-187.
- SCHNEIDER, T. und EBERT, S. (1995): Kriterien und Indikatoren für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung. *AFZ* 14, S. 770-772.
- SCHÖBER, R. (1975): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, 154 S.
- SCHRAML, U. (2001): Blick hinter die Kulissen. In: KROTT, M., SUDA, M. (Hrsg.): Befragung als Methode der Sozialforschung in der Forstwissenschaft. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt. Bd. 132. Frankfurt/Main. Sauerländer. S. 93-110.
- SCHULZ, U. (2001): Biologische Vielfalt in Wäldern und forstliche Einfluss. In: Treffpunkt Biologische Vielfalt, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), S.13-18.
- SHANNON, C. E. (1948): The mathematical theory of communication. In C. E. SHANNON, W. WEAVER (Hrsg.): The mathematical theory of communication, Urbana, Univ. of Illinois Press, S. 3- 91.
- SILVENNOINEN, H., PUKKALA, T. und TAHVANAINEN, L. (2002): Effects of Cuttings on the Scenic Beauty of a Tree Stand. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17, S. 263-273.
- SIMBERLOFF, D. (1999): The role of science in the preservation of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* 115, S. 101-111.
- SPEIDEL, G. (1984): Forstliche Betriebswirtschaftslehre. Paul Parey Hamburg. 226 S.
- SPELLMANN, H. (2002): Indikatoren einer nachhaltigen und multifunktionalen Forstwirtschaft. Ergebnisse des EU-LIFE Projektes "Demonstration of Methods to Monitor Sustainable Forestry". *DFV Journal* 1/2002. S. 1-3.
- SPELLMANN, H., Hillebrand, K. und Cornelius, P. (2001): Konzept zur Erfassung und Sicherung der Nachhaltigkeit in multifunktional genutzten Wäldern. *Forst und Holz*, 56. Jg, H. 15, S. 469-473.
- SPELLMANN, H., BITTER, A., BREDEMEIER, M., HILLEBRAND, K., KEHR, I., POTT, M., PRETZSCH, H., SCHULTE-BISPING, H., SCHÜTZE, C. (2003): Indikatoren der Nachhaltigkeit für Forstbetriebe. Schriftenreihe der DBU. in Druck.
- SPSS (1999): Online-Hilfe des Programms SPSS Version 10.0.
- STORCH, I. (1999): Auerhuhnschutz im Bergwald: Methoden und Konzepte. Schlussbericht Wildbiologische Gesellschaft München.
- STOYAN und STOYAN (1992): Fraktale Formen und Punktfelder: Methoden der Geometrie-Statistik. Akademie Verlag GmbH, Berlin, 394 S.

- SUDA, M, ZORMAIER, F. (2002): Anmerkungen zur Rolle der Forstwirtschaft im Diskurs der Nachhaltigkeit. Forst und Holz 57 Jg. S. 322-324.
- TOUTENBURG, H. (2000): Induktive Statistik: eine Einführung mit SPSS für Windows, 2. Auflage. Springer Verlag, Berlin, 394 S.
- VOSS, G. (1997): Umweltpolitik fünf Jahre nach Rio. Thema Wirtschaft 45; Köln, Dt. Inst.-Verl. 20 S.
- WACHSMUTH, I. und MEYER-FUJARE, J. (1994): Wissensbasierte Informationsverarbeitung mit Expertensystemen: Wissen – Fachwissen – Erfahrungswissen. S. 103 – 114. In. BEST, H., ENDRES-NIGGEMEYER, B., HERFURTH, M. und OHLY, H. P. (Hrsg.): Informations- und Wissensverarbeitung in den Sozialwissenschaften. Beiträge zur Umsetzung neuer Informationstechnologien. Opladen, Westdeutscher Verlag. 623 S.
- WIEGAND, T. (1998): Die zeitlich-räumliche Populationsdynamik von Braunbären, Habilitationsschrift an der Forstwissenschaftlichen Fakultät der LMU-München, 202 S.
- WOLFF, B. (2001): Kriterien und Indikatoren für die nachhaltige Waldbewirtschaftung - welche Informationen können nationale forstliche Monitoringsysteme beitragen? Forst und Holz, 56Jg., H. 15. S. 473-479.

Erklärung

Ich versichere hiermit, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig angefertigt und keine anderen als die angegebenen Quellen und Anregungen verwendet habe.

Freising, im Oktober 2002