

Lehrstuhl für Waldbau und Forsteinrichtung

Walddynamik nach Borkenkäferbefall in den Hochlagen des Bayerischen Waldes

Maria Luise Bauer

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 einer

Dr. rer. silv.

genehmigten Dissertation.

Prüfer der Dissertation:

1. Prof. Dr. R. Mosandl
2. Prof. Dr. A. Fischer

Die Dissertation wurde durch den Promotionsausschuss der Studienfakultät für
Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement an der Fakultät Wissenschafts-
zentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen
Universität München am 06.02.2002 angenommen.

Datum der mündlichen Prüfung: 25.04.2002

Die vorliegende Arbeit entstand als ein Gemeinschaftsprojekt des Lehrstuhls für Waldbau und Forsteinrichtung und dem Fachbereich Geobotanik der TU München.

Mein Dank gilt meinen beiden Betreuern Herrn Prof. Dr. R. MOSANDL und Herrn Prof. Dr. A. FISCHER, die es mir ermöglichten, dieses hochinteressante Thema in Form einer Dissertation zu bearbeiten. Ich danke Ihnen auch für das Vertrauen, das sie in mich gesetzt haben und für die vielen Ratschläge, Hilfestellungen sowie kritischen Anmerkungen, die ich während der Projektbearbeitung erfahren durfte.

Während der Projektlaufzeit habe ich einige nationale und internationale Exkursionen begleitet und durfte dabei mein Wissen einbringen. Diese „Außentermine“ haben mir besonders viel Freude bereitet. Ich möchte mich an dieser Stelle bei Herrn Prof. Dr. FISCHER bedanken, der mich immer wieder in Exkursionen eingebunden und mich dadurch sehr motiviert hat.

Bei der Auswahl der Dauerbeobachtungsflächen standen mir die Mitarbeiter der Nationalparkverwaltung zur Seite. Sie versorgten mich mit Kartenmaterial, stellten mir „Nationalpark-Ranger“ zur Seite, die mich bei meinen „ersten Schritten“ im Nationalpark Bayerischer Wald begleiteten und die mir halfen, die Orientierung im oft undurchdringbaren Gewirr von toten Bäumen und umgebrochenen Stämmen nicht zu verlieren. Darüber hinaus waren die Mitarbeiter der Nationalparkverwaltung stets für organisatorische, fachliche und persönliche Fragestellungen offen und versuchten mir in jeder Situation zu helfen.

Mein aufrichtiger Dank geht daher an den Leiter der Nationalparkverwaltung, Herrn Ltd. Forstdirektor SINNER, den Leiter des Sachgebietes Forschung und Dokumentation Herrn Dr. RALL, Herrn Marco HEURICH, Herrn Hans JEHL, Herrn Arthur REINELT, Herrn Stefan VIEßMANN und die vielen anderen hilfsbereiten Mitarbeiter der Nationalparkverwaltung. Insbesondere möchte ich meinen Dank auch an die „Ranger“ des Nationalparks richten, die stets ein nettes Wort für mich übrig hatten, wenn wir uns im „Wilden Wald“ begegneten.

Den Mitarbeitern der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Herrn Dr. Stefan NÜBLEIN und Herrn Dr. Markus KÖLBEL möchte ich an dieser Stelle meinen Dank für die Bereitstellung von Kartenmaterial und die fachliche sowie persönliche Unterstützung aussprechen.

Herr Prof. Dr. E. KENNEL hat mir mit seinem netten Zuspruch und seinen aufmunternden Worten insbesondere in den letzten Wochen der Fertigstellung sehr geholfen. Dafür möchte ich mich an dieser Stelle bei ihm herzlich bedanken.

Unschätzbare Hilfe leistete Herr MSC. Hany el KATEB bei der Versuchsplanung und statistischen Auswertung. Ohne seinen unermüdlichen Einsatz wären viele Analysen nicht möglich gewesen. Die Arbeit hat durch seine fundierten Kenntnisse sehr gewonnen.

Die Mitarbeiter des Lehrstuhls für Waldbau und Forsteinrichtung und des Fachbereichs Geobotanik waren mir nach meiner Rückkunft aus dem Bayerischen Wald in die „zivilisierte Welt“ eine große Hilfe. Sie sind für mich nicht nur Kollegen, sondern auch Freunde geworden. Mein herzlicher Dank geht an Herrn Dr. Dr. habil. Christian AMMER, Herrn Dr.

Thomas KNOKE, Herrn Dr. Dr. habil. Michael WEBER, Herrn Dr. Bernd STIMM und Herrn Dr. Dr. habil. Clemens ABS. Ihre vielen netten Worte und auch die kleinen „Sticheleien“ schafften ein freundliches und angenehmes Arbeitsklima hier am Lehrstuhl. Herrn Dr. Christian AMMER gilt darüber hinaus mein besonderer Dank für die Durchsicht des Manuskriptes, die unermüdliche Hilfsbereitschaft und die steten Aufmunterungen. Frau RAST hat mir nicht nur organisatorische und verwaltungstechnische Last abgenommen, sondern mich stets in meinem Tun bestärkt. Dafür sei auch an sie an dieser Stelle mein herzlicher Dank gerichtet.

Mein besondere Dank gilt den zahlreichen studentischen Hilfskräften, die mich bei den Außenaufnahmen unterstützten und mit mir gemeinsam den Kampf gegen Wind, Regen, Kälte und die unliebsamen Gribbelmücken durchgestanden haben. Ohne sie wäre diese Arbeit nicht entstanden und ohne sie wäre die Zeit der Außenaufnahmen mit weniger schönen Momenten vorübergegangen. Stellvertretend für alle studentischen Hilfskräfte möchte ich mich an dieser Stelle bei Herrn Thomas NÄHER und Herrn Mirko KAULFUß bedanken.

Herrn Kostja GEITNER und Herrn Sebastian STANG möchte ich für ihr unermüdliches Engagement danken. Herr Kostja GEITNER hat im Rahmen dieses Projektes eine Diplomarbeit erstellt, Herr Sebastian STANG hat selbstständig die Gewächshausversuche betreut und durchgeführt.

Mein besonderer Dank gilt meinen Freunden Frau Dr. Elke KÜSTERS, Herrn Alexander RIEDEL, Herrn FR Randolph SCHIRMER und insbesondere Herrn Dr. Hubert RÖDER. Sie haben mich in einzigartiger Weise während der gesamten Projektzeit und insbesondere in der Endphase unterstützt. Zu jeder Zeit konnte ich auf ihre Hilfe bauen und sie haben mich in schwierigen Situationen immer wieder aufgerichtet und motiviert. Darüber hinaus hat mich Herr Dr. Hubert RÖDER von allen anderen wichtigen Dingen des Lebens entlastet. So musste er fast ohne mich einen ganzen Umzug alleine durchführen, eine neue Wohnung renovieren, sich zusätzlich um unseren gemeinsamen Hund kümmern und war aber dennoch jederzeit für mich da, wenn ich seine Hilfe brauchte. Für diese Unterstützung „auf ganzer Linie“ möchte ich ihm von Herzen danken.

Meine Familie gab mir stets einen großen Rückhalt. Meine Mutter hat es mir ermöglicht, den Werdegang als „Försterin“ einzuschlagen. Sie musste deswegen viele Stunden, Tage, Wochen und Monate auf meine Anwesenheit daheim verzichten. Ich danke Ihr für das Verständnis und für die Unterstützung in meinem Leben.

Ferner danke ich dem Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten für die großzügige Finanzierung der Untersuchungen im Nationalpark Bayerischer Wald im Rahmen des Projektes E 36.

1 EINLEITUNG UND ZIEL	1
2 UNTERSUCHUNGSGBIET.....	3
2.1 LAGE	3
2.2 STANDORT	4
2.2.1 Geologie und Böden	4
2.2.2 Klima	5
2.3 VEGETATION	6
2.4 WALDGESCHICHTE	6
2.4.1 Periode vor 1850	7
2.4.2 Periode nach 1850.....	7
3 MATERIAL UND METHODIK.....	9
3.1 AUSWAHL UND ANLAGE DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN	9
3.1.1 Grundkonzept.....	9
3.1.2 Dauerbeobachtungsflächen	10
3.1.2.1 Auswahl	10
3.1.2.2 Lage	11
3.1.2.3 Markierung	13
3.1.2.4 Versuchsdesign.....	13
3.2 AUFNAHMEMETHODEN	15
3.2.1 Altbestände	15
3.2.2 Liegendes Totholz.....	16
3.2.3 Sonderstandorte.....	18
3.2.4 Bodenvegetation	18
3.2.4.1 Bodenvegetation auf pflanzensoziologischen Aufnahmeflächen.....	19
3.2.4.2 Bodenvegetation in den Probekreisen	20
3.2.4.3 Diasporenreservoir.....	21
3.2.4.3.1 Entnahme der Bodenproben im Bestand	21
3.2.4.3.2 Exposition der Bodenproben im Gewächshaus	22
3.2.4.3.3 Behandlung der Bodenproben im Gewächshaus	22
3.2.4.3.4 Auswertung.....	22
3.2.5 Verjüngung	23
3.2.5.1 Verjüngungspflanzen in den Probekreisen	24
3.2.5.2 Größere Verjüngungspflanzen im Kernbereich.....	27
3.2.5.3 Kritische Würdigung der Verjüngungserhebung.....	27
3.3 STATISTISCHE AUSWERTUNGSVERFAHREN.....	28
3.3.1 Modelle und Hypothesen	28
3.3.2 CLARK & EVANS-Index	33
3.3.3 Varianz-Mittelwert-Index (Klumpungsindex).....	34
3.3.4 Voluminierungs- und Zeichenprogramme	34
4 ERGEBNISSE.....	35
4.1 ENTWICKLUNG DER ALTBESTÄNDE	35
4.1.1 Aufbau und Baumartenzusammensetzung	35
4.1.2 Alter	36
4.1.3 Höhenverteilung	36
4.1.4 Durchmesserverteilung.....	39
4.1.5 Anzahl und Vorrat der Altbäume.....	41
4.1.6 Vitalität und Schäden.....	41
4.1.7 Zersetzungsgrad des stehenden Totholzes.....	43

4.2 LIEGENDES TOTHOLZ	44
4.3 SONDERSTANDORTE	46
4.3.1 <i>Stöcke</i>	46
4.3.2 <i>Wurzelteller</i>	47
4.4 BODENVEGETATION.....	49
4.4.1 <i>Bodenvegetation auf pflanzensoziologischen Aufnahme­flächen</i>	49
4.4.2 <i>Bodenvegetation in den Probekreisen</i>	56
4.4.2.1 Deckungsgrad der Krautschicht.....	56
4.4.2.2 Deckungsgrad der Moosschicht.....	61
4.4.3 <i>Diasporenreservoir</i>	64
4.4.3.1 Keimverlauf innerhalb der zwei Untersuchungsjahren	64
4.4.3.2 Anzahl der Diasporen in der Samenbank	65
4.4.3.3 Zusammensetzung der Samenbank	67
4.4.3.4 Dominante Gattungen in der Samenbank.....	67
4.4.3.5 Verhältnis zwischen Artenanzahl und Diasporenanzahl	68
4.4.3.6 Vergleich von Diasporenbank mit der aktuellen Vegetation.....	69
4.4.3.7 Vergleich der Diasporenzahl zwischen den Versuchsvarianten.....	70
4.5 VERJÜNGUNG	71
4.5.1 <i>Entwicklung der Verjüngungsdichten</i>	72
4.5.2 <i>Entwicklung der Baumartenanteile</i>	77
4.5.2.1 Verjüngungspflanzen in den Probekreisen	77
4.5.2.2 Größere Verjüngungspflanzen im Kernbereich.....	78
4.5.3 <i>Entwicklung der Altersstruktur</i>	79
4.5.3.1 Verjüngungspflanzen in den Probekreisen	79
4.5.3.2 Größere Verjüngungspflanzen im Kernbereich.....	82
4.5.4 <i>Entwicklung der Höhenstruktur</i>	83
4.5.4.1 Fichten aus Naturverjüngung.....	83
4.5.4.1.1 Anzahl der Fichten in den Höhenklassen	83
4.5.4.1.2 Entwicklung der Höhenstruktur im Untersuchungszeitraum	84
4.5.4.1.3 Durchschnittliche Höhen der Fichten in den Versuchsvarianten	85
4.5.4.2 Gepflanzte Fichten.....	87
4.5.4.3 Vogelbeere.....	87
4.5.5 <i>Zusammenhang von Höhe und Alter</i>	87
4.5.5.1 Verjüngungspflanzen in den Probekreisen	87
4.5.5.2 Größere Verjüngungspflanzen im Kernbereich.....	88
4.5.6 <i>Entwicklung der Höhenzuwächse</i>	91
4.5.6.1 Verjüngungspflanzen in den Probekreisen	92
4.5.6.2 Größere Verjüngungspflanzen im Kernbereich.....	93
4.5.7 <i>Überlebenswahrscheinlichkeit und Mortalitätsrate</i>	95
4.5.7.1 Verjüngungspflanzen in den Probekreisen	95
4.5.7.2 Größere Verjüngungspflanzen im Kernbereich.....	97
4.5.8 <i>Vitalität, Schäden und Ausfallursachen</i>	98
4.5.8.1 Vitalität	98
4.5.8.2 Schäden.....	99
4.5.8.3 Ausfallursachen	102
4.5.9 <i>Verjüngung und Kleinstandort</i>	103
4.5.10 <i>Verteilung der Verjüngungspflanzen in den Beständen</i>	108
5 DISKUSSION.....	113
5.1 KRITISCHE WÜRDIGUNG DER VERSUCHSANLAGE UND AUSWERTUNG	113
5.2 BODENVEGETATION.....	114

5.3 DIASPORENRESERVOIR	115
5.4 ENTWICKLUNG DER ALTBESTÄNDE	115
5.5 ENTWICKLUNG DER VERJÜNGUNGSDICHTE	117
5.6 VERJÜNGUNG UND KLEINSTANDORT	120
5.7 VERGLEICH DER ERGEBNISSE MIT DER HOCHLAGENINVENTUR	122
5.8 MÖGLICHE ZUKÜNFTIGE ENTWICKLUNG DER VERJÜNGUNGSPFLANZEN	125
5.9 SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE NATIONALPARKENTWICKLUNG.....	130
6 ZUSAMMENFASSUNG.....	135
7 LITERATURVERZEICHNIS	139
8 ANHANG	145
8.1 STAMMFUßKOORDINATEN-KARTE DER STEHENDEN ALTBÄUME	146
8.2 TOTHOLZVORRÄTE IN DEN EINZELBESTÄNDEN	153
8.3 TOTHOLZKARTEN DER BESTÄNDE (STAND 1998 UND 2000)	154
8.4 ENTWICKLUNG DER VERJÜNGUNGSDICHTEN DER PFLANZEN IM INITIALSTADIUM	158
8.5 ENTWICKLUNG DER VERJÜNGUNGSDICHTEN DER GRÖßEREN PFLANZEN	159
8.6 VERTEILUNG DER VERJÜNGUNGSPFLANZEN IN DEN UNTERSUCHUNGSBESTÄNDEN.....	160
8.7 PFLANZENSOZIOLOGISCHE AUFNAHMEN	167

1 Einleitung und Ziel

Der im Jahr 1970 eingerichtete Nationalpark Bayerischer Wald ist der älteste deutsche Nationalpark. Er umfasst Waldflächen, die im Vergleich zu anderen mitteleuropäischen Landschaften relativ spät erschlossen und nur extensiv forstlich genutzt wurden. Insbesondere Teile der schwer zugänglichen Hochlagen trugen bei der Ausweisung des Nationalparks kaum Bewirtschaftungsspuren und waren in einem sehr naturnahen Zustand. Bereits 1972 wurden sie gänzlich aus der Nutzung genommen. Seither wurde das oberste Prinzip der Nationalparkidee, die Natur selbst walten zu lassen und nicht in die natürliche Abläufe einzugreifen, strikt beachtet. Auch nach den Gewitterstürmen in den Jahren 1983 und 1984, die innerhalb der Grenzen des Nationalparks 173 ha Altbestände zu Boden rissen, wurde an dieser Grundidee weiterhin festgehalten und das liegende Holz folglich nicht aufgearbeitet. Ab etwa 1992 kam es, zunächst in den Hochlagen, zu einer Borkenkäfermassenvermehrung, die ihren Höhepunkt in den Jahren 1996 und 1997 erreichte und bis heute anhält. Allein im Jahr 1997 starben 583 ha Fichtenhochlagenbestände flächig ab. Bis zum Jahr 2000 waren insgesamt 1.922 ha oder 85 % der natürlich vorkommenden Bergfichtenbestände abgestorben.

Angesichts der rasanten Ausbreitung des Borkenkäfers und der damit verbundenen Zunahme der Totholzflächen waren die Proteste der Bevölkerung im Jahr 1997 groß, als es um die Erweiterung des Nationalparks ging. Zu der bestehenden Nationalparkfläche des Altgebietes (Rachel-Lusen-Gebiet) von ca. 13.200 ha sollten nochmals 11.050 ha Erweiterungsfläche hinzukommen. Letztlich konnte die Erweiterung politisch durchgesetzt werden, allerdings mit dem Zugeständnis an die örtliche Bevölkerung, dass im sogenannten Erweiterungsgebiet (Falkenstein-Rachel-Gebiet) entsprechend der Nationalparkverordnung in einem Übergangszeitraum bis 2017 walderhaltende Maßnahmen (Borkenkäferbekämpfung und Pflanzungen) getätigt werden können. Die Sorge der Bevölkerung um ein Verschwinden des Waldkleides im Nationalpark konnte so für das Erweiterungsgebiet, nicht aber für das Altgebiet, ausgeräumt werden. Die Frage nach der Notwendigkeit von Pflanztätigkeiten unter den ganz oder teilweise abgestorbenen Beständen in der Kernzone des Rachel-Lusen-Gebietes, insbesondere in den Hochlagen, wurde laut. Die entscheidende Frage in dieser Situation war, ob es nach dem verheerenden Borkenkäferbefall und dem Absterben der Bestände genügend Verjüngungspflanzen gibt, die eine Wiederbewaldung sicher stellen. Dieser Frage sollte durch ein neues groß angelegtes Forschungsprojekt vor Ort, das die Walddynamik nach großflächigem Absterben der Fichtenwälder untersucht, nachgegangen werden. Im Jahr 1997 wurde in enger Zusammenarbeit des Lehrstuhls für Waldbau und Forsteinrichtung mit dem Fachgebiet Geobotanik der Technischen Universität München ein interdisziplinäres Forschungsprojekt begonnen, das die bereits laufenden Untersuchungen in den Hochlagen des Nationalparks (Geoinformationssystem, Hochlageninventur) ergänzen sollte. Während die Waldinventur den Waldzustand und die Verjüngungssituation insgesamt erfasst, konzentriert sich die vorliegende Arbeit auf die grundlegenden Prozesse der Verjüngung. Dabei sollten im einzelnen die folgenden Fragen beantwortet werden:

- Wie stellt sich die Verjüngungs- und Konkurrenzsituation in ausgewählten, längere Zeit fortlaufend zu beobachtenden Flächen (Dauerbeobachtungsflächen) dar?

- Welches Potential an Keimlingen ist vorhanden und unter welchen Umweltbedingungen vermögen sich die Keimlinge anzusiedeln?
- Welchen Einfluss hat die vorhandene und durch Freistellung ihrerseits geförderte Bodenvegetation auf die Etablierung der Gehölzverjüngung?
- Verlaufen die Verjüngungsprozesse im Nationalpark und im Erweiterungsgebiet unterschiedlich?
- Verlaufen die Verjüngungsprozesse in stark vom Borkenkäfer befallenen Altbeständen ähnlich wie in bereits abgestorbenen Altbeständen?
- Gibt es standörtlich bedingte Unterschiede in der Verjüngungsentwicklung in Hang- und Plateaulagen?
- Lässt die derzeitige Situation der Gehölzverjüngung und der Bodenvegetation einen neuen Baumbestand erwarten?

Die vorliegende Arbeit fasst die Ergebnisse aus den Auswertungen der letzten Jahre zusammen und stellt den derzeit aktuellen Zustand dar.

Der derzeitige Zustand der Hochlagenbestände, die Entwicklung der Gehölzverjüngung, der Bodenvegetation und der Altbestände im Untersuchungszeitraum kann detailliert dargestellt und kausalanalytisch betrachtet werden. Zudem bietet diese Untersuchung die Möglichkeit, naturwaldähnliche Bestände, die schon seit dem Jahre 1970 gar nicht und vorher nur einzelstammweise genutzt wurden (Nationalparkgebiet) mit bis 1997 intensiv bewirtschafteten Flächen (Erweiterungsgebiet) zu vergleichen. Daraus lassen sich wichtige Schlussfolgerungen für die weitere Behandlung der Bestände im Erweiterungsgebiet hin zu einem Naturwald ableiten.

Mit dieser Arbeit wird der Grundstein für weitere detaillierte Forschungen, die in geeigneten zeitlichen Abständen folgen können, gelegt. Zudem soll sie den 'Leuten vor Ort' - der Nationalparkverwaltung, den Naturschützern, den Freunden, aber auch den Gegnern des Nationalparks und nicht zuletzt den Politikern eine wertfreie, praxisnahe und wissenschaftlich fundierte Hilfe sein, um Diskussionen anzuregen und daraus die richtigen Entscheidungen zu treffen.

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Lage

Der Nationalpark Bayerischer Wald befindet sich im mittleren Teil des Inneren Bayerischen Waldes im Wuchsgebiet 11 „Bayerischer Wald“ und im Wuchsbezirk 11.3 „Innerer Bayerischer Wald“ (WALENTOWSKI et al., 2001) in den Landkreisen Regen und Freyung-Grafenau im östlichen Teil Bayerns. Der Bayerische Wald ist ein Mittelgebirge, das sich von Nordwesten nach Südosten entlang der Grenze zur Tschechischen Republik erstreckt. Der 242 km² große Nationalpark ist zu 98 % bewaldet und damit einer der wenigen Waldnationalparke in Mitteleuropa. Auf tschechischer Seite (Nordosten) schließt sich der Nationalpark Šumava mit einer Größe von 690 km² an. Die höchsten und wichtigsten Erhebungen des Nationalparks Bayerischer Wald sind (von Osten nach Westen) der Lusen (1.373 m NN), der Große Rachel (1.453 m NN) und der Falkenstein (1.315 m NN). Die Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald werden von ELLING et al. (1987) nach orographischen und bodenkundlichen Merkmalen abgegrenzt: Nach einem steilen Hangknick gehen die Flächen in sanfter geneigte Hanglagen und schließlich in Plateauflächen über. An die Plateauflächen auf deutscher Seite des Nationalparks schließen sich auf tschechischer Seite weitflächige Hochlagenplateaus an. Der schmale Hochlagenrücken im Nationalpark Bayerischer Wald fällt gegen Südwesten steil und gegen Nordosten relativ flach ab. Die untere Grenze der Hochlagen liegt bei 1.050 m bis 1.250 m NN. Die Hochlagen erstrecken sich über 3.820 ha (HEURICH, mdl. Mitteilung) und nehmen einen Anteil von rund 16 % an der Gesamtfläche des Nationalparks Bayerischer Wald ein.

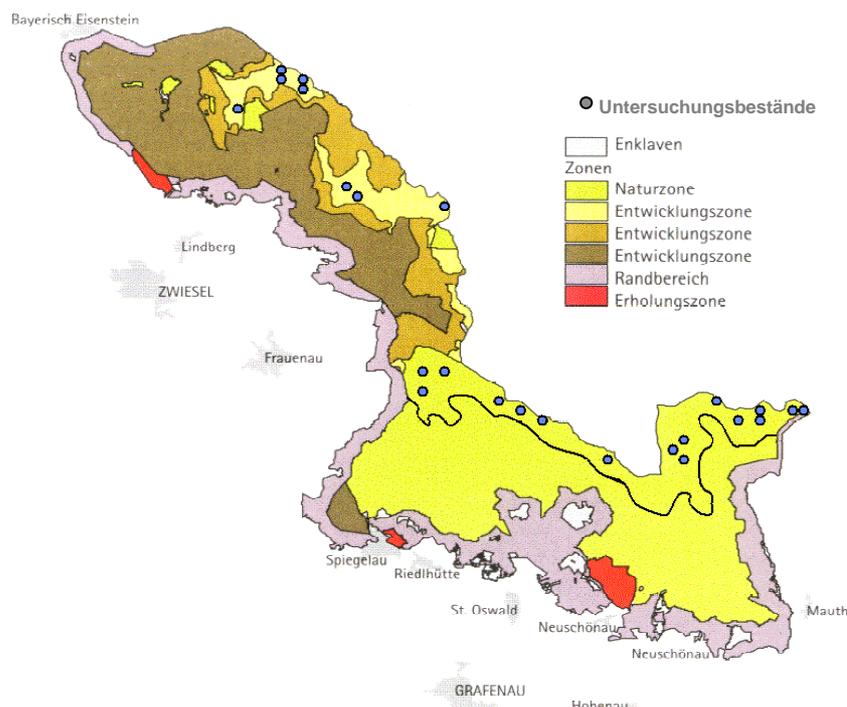


Abb. 1: Lage der Untersuchungsbestände in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald. Die Kreise kennzeichnen die geographische Lage der untersuchten Bestände, die eingezeichnete Linie die Hochlagengrenze (nicht maßstabgetreu).

In den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald wurden 24 Dauerbeobachtungsflächen installiert (s. Kapitel 3.1.2). Die Untersuchungsflächen liegen, obwohl zufällig ausgewählt, relativ gleichmäßig über die Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald verteilt (s. Abb. 1).

2.2 Standort

ELLING et al. (1987) beschreiben die standörtlichen Grundlagen des gesamten Nationalparkgebietes sehr detailliert. Auch PRZYBILLA (1993) erläutert Entstehung und Aufbau des Mittelgebirges Bayerischer Wald. Die vorliegende Arbeit befasst sich ausschließlich mit den Hochlagen des Nationalparks und beschränkt sich daher auf die Darstellung der für die vorliegende Untersuchung relevanten Hochlagenbereiche.

2.2.1 Geologie und Böden

Der Bayerische Wald ist geologisch dem variskischen Grundgebirge zuzuordnen. Seine Ausgangsgesteine sind sauer verwitternde Granite und Gneise. Insbesondere die Cordieritgneise bestimmen als Ausgangsgestein den Hauptteil der Hochlagenfläche. Die Böden im Untersuchungsgebiet werden von eiszeitlichen Vorgängen geprägt. In einer von der Höhenzone und dem Relief abhängigen Tiefe (0,3 bis mehrere Meter) trifft man auf den sogenannten „verfestigten Schutt“. Es gibt zwei Hypothesen über seine Entstehung („Solifluktion“ oder als „Firneisgrundschutt“), die ELLING et al. (1987) und PRIEHÄUSSER (1928; 1958) näher beschreiben. Der verfestigte Schutt ist ein Stauhormont, da das Niederschlagswasser hier schwerer als in der darüber liegenden Bodenschicht durchsickern kann. Bei hohem Wasserangebot (Schneeschnelze) kommt es zeitweise zu Wasserstau mit Luftmangel im Boden, was gleichzeitig die Erwärmung des Bodens im Frühjahr hemmt. Dadurch wird die Bewurzelung insbesondere von Buche deutlich eingeschränkt. Die flachwurzelnde Fichte kommt mit diesen Bodenverhältnissen hingegen gut zurecht. Abhängig von der Tiefe des anstehenden verfestigten Schutts unterscheidet man zwischen zwei Bodenformen: dem „mittelgründigem Lehm über verfestigtem Schutt“ (30 bis 60 cm Tiefe) und dem „tiefgründigem Lehm über verfestigtem Schutt“ (60 bis 90 cm Tiefe). Während der tiefgründige Lehm nur vereinzelt in den Hochlagen zu finden ist, ist der mittelgründige Lehm über verfestigtem Schutt die typische Bodenform der Hochlagen. Über diesem verfestigtem Schutt liegt stark steiniger, sandig grusiger Lehm, der in den kühlen Hochlagen meist als Podsol-Braunerde mit mächtigen Humusaufgaben (Rohhumus und rohhumusartiger Moder) ausgebildet ist. Dieser Bodentyp prägt auch die untersuchten Bestände. Die Böden im Untersuchungsgebiet sind stark sauer: ELLING et al. (1987) konnten in mittelgründigem Lehm über verfestigtem Schutt pH-Werte von 3,2 (in 0 bis 10 cm Tiefe) und 4,1 (in 60 bis 120 cm Tiefe) messen.

Neben den Lehm Böden sind in den Hochlagen noch Nassböden und blocküberlagerte Standorte vorhanden. Diese wurden allerdings von der Untersuchung ausgeklammert, da sie im Gegensatz zu den Lehm Böden relativ selten vorkommen und zudem andere Voraussetzungen für die Etablierung und die Entwicklung der Verjüngung besitzen. Die standörtlichen Voraussetzungen in der vorliegenden Untersuchung sollten für alle Parzellen zum einen repräsentativ für die Hochlagen und zum anderen weitgehend einheitlich sein.

2.2.2 Klima

Im Sommer wird der Nationalpark von atlantischen und im Winter von kontinentalen Hochdruckgebieten beeinflusst. Daher weist dieses Gebiet in den Monaten Mai bis August sehr hohe Niederschläge auf, in den Hochwinter- und Herbstmonaten hingegen herrscht beständiges Hochdruckwetter (ELLING et al., 1987). Die Jahresniederschlagsmenge steigt in den Hochlagen bis 1.800 mm und zeigt ein Maximum im Sommer und eine zweite Spitze im Winter. Diese hohen Werte werden im süddeutschen Raum nur in den Alpen und im Alpenvorland erreicht. Der Niederschlag als Schnee spielt eine bedeutsame Rolle in den Hochlagen des Bayerischen Waldes: In den Gipfelregionen fallen bis zu 50 % des Gesamtniederschlages als Schnee (PICARD et al., 1999).

Die Jahresdurchschnittstemperaturen in den Hochlagen sind mit 3,5 bis 4 °C sehr niedrig. Damit liegt die Jahresdurchschnittstemperatur in den Hochlagen des Bayerischen Waldes unter den Werten vergleichbarer Höhenlagen in den Alpen. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden wetterkundliche Daten auf einer Parzelle (1.178 m NN) im Jahr 1999 in der Vegetationszeit (09. Juni bis 05. Oktober 1999) gemessen. Die durchschnittliche Lufttemperatur erreichte während dieser Zeit 10,0 °C. Selbst in den Sommermonaten konnten Lufttemperaturen unter 0 °C registriert werden (19./22./23. Juni 1999). Lufttemperaturen von mehr als 30 °C wurden an zwei Tagen im Jahr 1999 (4. und 5. Juli 1999) erreicht.

Die klimatischen Bedingungen im Untersuchungsgebiet sind rau und von hohem Schneereichtum gekennzeichnet. Die mittlere Schneebedeckung liegt in den Hochlagen bei etwa sieben Monaten. Im Untersuchungszeitraum fanden die ersten Schneefälle bereits Anfang Oktober statt, der Schnee blieb in den Hochlagen bis Ende Mai liegen.

Zusammenfassend lassen sich die standörtlichen Gegebenheiten der Hochlagenflächen wie folgt kennzeichnen (OTT et al., 1997):

- Mangel an Wärme
- Hohe und langandauernde Schneedecken
- Starke Sonneneinstrahlung
- Stürme und Borkenkäfer
- Nadelstreu-, Moder- und Humusauflagen
- Üppig wuchernde Bodenvegetation

2.3 Vegetation

Während die klimatisch begünstigten Hanglagen von Bergmischwäldern (Dornfarn-Tannen-Buchen-Wald, Waldmeister-Tannen-Buchen-Wald) geprägt werden, können sich in den rauen Hochlagen nur noch relativ wenige Pflanzenarten dauerhaft etablieren. Das Untersuchungsgebiet ist beherrscht vom Berg-Reitgras-Fichtenwald der Hochlagen (*Calamagrostio villosae-Piceetum barbilophozietosum*, vgl. *Soldanello-Piceetum barbilophozietosum*; PETERMANN & SEIBERT, 1979), mit Fichte als dominierender Art der Baumschicht. Die Fichte bildet in den Hochlagenwäldern Reinbestände aus, daneben kommt vereinzelt Vogelbeere vor. Bei den Fichten über 1.100 m NN handelt es sich zumeist um die seltene Herkunft 840 22 (SCHIRMER et al., 2001). Diese schmalkronigen, tief beasteten Fichten sind im Hochlagegebiet bis auf Restvorkommen durch Borkenkäferbefall ausgefallen. Unter den relativ lichten, in Rotten stehenden Altbäumen kann sich eine dichte Bodenvegetation ausbilden. Als wichtigste Art der Krautschicht ist das Berg-Reitgras (*Calamagrostis villosa*) zu nennen, das den Boden der Fichtenbestände oft flächendeckend überzieht und stark verjüngungshemmend wirkt. Daneben bestimmen die Wald-Hainsimse (*Luzula sylvatica*), die Draht-Schmiele (*Avenella flexuosa*), die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), der Alpen-Frauenfarn (*Athyrium distentifolium*) und der Breitblättrige Dornfarn (*Dryopteris dilatata*) die Flächen der Hochlagen. Diese Arten wachsen manchmal vergesellschaftet, sie bilden aber auch häufig homogene, gegenüber anderen Standorten klar abgrenzbare Teppiche aus. Als floristische Besonderheit der Hochlagenwälder des Bayerischen Waldes sind die Berg-Troddelblume (*Soldanella montana*), der Siebenstern (*Trientalis europaea*) und der Alpenlattich (*Homogyne alpina*) zu nennen. Gegenüber den klimatisch und floristisch ähnlichen Fichten-Auwäldern stehen differenzierende Arten der Hochlagenwälder wie der bereits genannte Alpen-Frauenfarn und die Moose *Barbilophozia lycopodioides* und *Barbilophozia floerkei*. Weitere häufige Moose sind: *Polytrichum formosum*, *Polytrichum commune*, *Dicranum scoparium*, *Sphagnum girgensohnii*, *Rhytidiadelphus loreus*, *Pleurozium schreberi*.

2.4 Waldgeschichte

Wichtig für das Verständnis des heutigen Zustandes der Hochlagenwälder im Nationalpark Bayerischer Wald ist das Wissen um die Geschichte und die Entwicklung dieser Wälder. Deshalb soll im Folgenden ein kurzer Abriss über die Waldgeschichte gegeben und auf einschlägige Literatur verwiesen werden. Allen voran sind die Arbeiten von PLOCHMANN (1961), ZIERL (1972) und KLEMM (1978) zu nennen, die die wald- und forstgeschichtliche Entwicklung der Wälder im Bayerischen Wald detailliert beschreiben. Während PLOCHMANN (1961) die Bergmischwälder der unteren und oberen Hanglagen untersucht, werden in den Arbeiten von ZIERL (1972) und KLEMM (1978) auch die Fichtenhochlagenwälder behandelt. Deshalb wird im Folgenden insbesondere auf die letztgenannten Untersuchungen eingegangen.

Im Vergleich zu anderen deutschen Waldgebieten wurden die schwer zugänglichen Hochlagenwälder erst relativ spät und nur sehr extensiv durch den Menschen erschlossen. In der Geschichte der Waldbehandlung sind zwei Perioden zu unterscheiden: Die Periode vor

1850 ohne geordnete Waldbehandlung und die Periode nach 1850 mit den ersten Operaten und Waldinventuren.

2.4.1 Periode vor 1850

Anfang des 15. Jahrhunderts siedelten sich die ersten Glashütten rund um das heutige Nationalparkgebiet an. Allerdings blieben die zur Holzgewinnung durchgeführten Plenterhiebe auf den näheren Umkreis der Glashütten (2 bis 3 km) konzentriert. In höhere Waldgebiete drang man nur ein, um die für die Glasherstellung notwendige Pottasche zu gewinnen. Die bevorzugte Baumart zum „Ascheln“ war die Buche, da sie einen höheren Kaligehalt aufweist als die Fichte. Neben Buche wurde noch Tanne geaschelt, jedoch veränderte sich die Baumartenzusammensetzung durch diese Tätigkeiten kaum, da meist nur einzelne Stämme genutzt wurden (KLEMM, 1978). Der „Aschwald“ beschränkte sich meist auf die Hanglagen, so dass die Hochlagenwälder nur punktiert genutzt wurden und somit der urwaldähnliche Charakter erhalten blieb. ZIERL (1972) schreibt, dass es dem „unerschöpflichen Holzreichtum des gesamten Waldgebietes“ zu verdanken ist, der die Hochlagenwälder weitgehend vor „nennenswerten Eingriffen“ verschonte. Somit war man nicht gezwungen, das Holz für die Glasherstellung aus den schwer zugänglichen Hochlagenwaldungen zu schlagen.

2.4.2 Periode nach 1850

Mit den ersten Forsteinrichtungswerken wurden die Wälder des heutigen Nationalparks entsprechend ihrer natürlichen Baumartenzusammensetzung in gemischte Waldungen, Hochwaldungen und Fichtenauwaldungen eingeteilt. Im Operat von 1837 wurden die Hochlagenwälder als „Urwälder mit lichten Schluß“ (KLEMM, 1978) beschrieben, die fast noch überall erhalten sind. Der Boden dieser Bestände war „beinahe durchgehend mit bald mehr, bald minder erstarktem, auf Freistellung harrendem Fichtenanflug bedeckt“ (MITT. AUS DER STAATSFORSTVERW. BAYERN, 1849). Während der Westteil des heutigen Rachel-Lusen-Gebietes (Ilztriftkomplex) kaum genutzt wurde, haben im Ostteil (Wolfsteiner Komplex) nach KLEMM (1978) schon seit längerer Zeit (vor 1854) Plenterhiebe stattgefunden. Die Wirtschaftsregeln des im Jahr 1849 veröffentlichten Operates sahen für die Hochlagenwälder einzelstammweise Nutzung im Plenterbetrieb vor, mit dem Ziel, die Flächen im bewaldeten Zustand zu erhalten. Dabei wurden zwei Arten von Plenterhieben unterschieden: „Reinigungs- oder Auszugshiebe“, bei denen rückgängige und abgestorbene Bäume entnommen wurden und „eigentliche Plänterhiebe“, bei denen durch Entnahme von alten und starken Stämmen insbesondere die Verjüngung gefördert werden sollte. Nach ZIERL (1972) wurden allerdings vorwiegend die Reinigungshiebe durchgeführt und kaum Verjüngungshiebe getätigt. Diese Vorgehensweise führte dazu, dass die Hochlagenbestände immer mehr verlichteten und sich, statt der gewünschten Verjüngung, großflächig das Berg-Reitgras ausbreitete. Die noch heute problematische Vergrasung der Hochlagenwälder ist nach ZIERL (1972) somit auf das falsche waldbauliche Verfahren in dieser Zeit zurückzuführen. Zusätzlich wurde die spärliche Verjüngung in den Hochlagenbeständen durch Waldweide stark geschädigt.

Durch die Windwürfe im Jahr 1868 und 1870 mit nachfolgendem massiven Borkenkäferbefall wurde die Fortführung der o.g. Wirtschaftsregeln unterbrochen. Nun stand die Aufarbeitung des Windwurf- und Käferholzes und die Aufforstung der Schadflächen (insgesamt 2.025 ha) im Mittelpunkt. Auf Grund von Mangel an Pflanz- und Saatgut wurden viele verjüngungsarme und vergraste (Hochlagen-)flächen mit nicht autochthonem Material aufgeforstet. Ein Verfahren, das noch heute seine Auswirkungen in den Beständen hinterlässt. Gerade diese heute etwa 130-jährigen Bestände werden vorwiegend durch Schneebruch geschädigt, da die Altbäume meist noch relativ dicht stehen und keine an die hohe Schneebelastung angepassten schmalen Kronen besitzen.

Nach der Katastrophe von 1868/1870 wurden die Wirtschaftsregeln von 1849 überdacht und in der Zeit um 1920/30 statt der bisher praktizierten Einzelplenterung der Femelschlag (unregelmäßige, gruppenförmige Auflichtung auf Teilflächen) als verjüngungsfördernde Maßnahme in den Hochlagen eingeführt. Dieser zunächst erfolgreiche und auf lange Verjüngungszeiträume ausgelegte Femelschlag wurde in den Kriegsjahren durch Holzknappheit unterwandert, und ein schneller Hiebsfortschritt setzte sich auch in die urwaldähnlichen Hochlagenbeständen fort, so dass sich die Bestände kaum mehr natürlich verjüngten. Nach den Kriegswirren war es die dringlichste Aufgabe aller Bewirtschaftungsmaßnahmen der Hochlagenwälder, die Verjüngung in diesen Beständen wieder zu fördern und den Verjüngungsfortschritt voranzutreiben.

Seit der Ausweisung der Waldflächen eines Teils des Bayerischen Waldes zum Nationalpark im Jahr 1970 werden, entsprechend seiner Nationalparkzielsetzung, die Flächen wieder sukzessive aus der Nutzung genommen. Als erstes wurden die Hochlagenbestände in Hiebsruhe gestellt, so dass diese urwaldähnlichen Beständen trotz menschlicher Eingriffe noch immer weitgehend natürlich vorhanden geblieben sind.

3 Material und Methodik

3.1 Auswahl und Anlage der Untersuchungsflächen

Der Auswahl der Untersuchungsflächen liegt ein Grundkonzept zu Grunde, das gemeinsam vom Lehrstuhl für Waldbau und Forsteinrichtung und dem Fachgebiet Geobotanik der Technischen Universität München erarbeitet wurde. Die Versuchsanlage und das Flächendesign wurden entsprechend dieser Vorgaben in wesentlichen Teilen von Herrn MSc. H. EL KATEB (Lehrstuhl für Waldbau und Forsteinrichtung) entwickelt. Die Auswahl der Dauerbeobachtungsflächen orientierte sich an diesen Maßgaben.

3.1.1 Grundkonzept

Das Grundkonzept der Untersuchung besteht darin, die Entwicklung der Verjüngung und der Bodenvegetation in den vom Borkenkäfer ganz oder teilweise abgetöteten Altbeständen des Fichtenhochlagenwaldes im Nationalpark Bayerischer Wald in ausreichender Genauigkeit zu erfassen, um daraus Schlüsse für die weitere Behandlung dieser Wälder abzuleiten. Darüber hinaus sollte neben dem Absterbegrade der Altfichten auch untersucht werden, inwieweit sich die Verjüngungsentwicklung zwischen den Plateaulagen und den geneigten Flächen unterscheidet. Schließlich sollte auch ein Vergleich zwischen den Flächen im sogenannten Erweiterungsgebiet und denen im sogenannten Altgebiet durchgeführt werden.

Auf der Basis des o.g. Grundkonzeptes wurde ein detailliertes Versuchsdesign entworfen, welches die Voraussetzung für die Auswahl und Stratifizierung der Untersuchungsbestände war. Dieses spiegelt sich in der Einrichtung von insgesamt 24 Dauerbeobachtungsflächen wider, stratifiziert nach drei wesentlichen Faktoren:

- Lage im Gesamtnationalparkgebiet: 16 Flächen befinden sich in den Hochlagen des Nationalpark-Altgebietes („Rachel-Lusen-Gebiet“), 8 im Erweiterungsgebiet („Falkenstein-Rachel-Gebiet“).
- Absterbegrade der Altbestände: durch Borkenkäferbefall entweder nur teilweise oder aber ganz abgestorbene Fichtenbestände.
- Oberflächenrelief: Hanglage, Plateaulage.

Daraus ergeben sich sechs Untersuchungsvarianten:

1. Altgebiet des Nationalparks, **Plateau**, **Ganz** abgestorbene Altbestände (APG)
2. Altgebiet des Nationalparks, **Plateau**, **Teilweise** abgestorbene Altbestände (APT)
3. Altgebiet des Nationalparks, **Hang**, **Ganz** abgestorbene Altbestände (AHG)
4. Altgebiet des Nationalparks, **Hang**, **Teilweise** abgestorbene Altbestände (AHT)
5. Erweiterungsgebiet, **Plateau**, **Teilweise** abgestorbene Altbestände (EPT)
6. Erweiterungsgebiet, **Hang**, **Teilweise** abgestorbene Altbestände (EHT)

Für jede dieser Varianten wurden vier Versuchsflächen (Wiederholungen) eingerichtet.

In diesen Beständen fanden in den Jahren 1998, 1999 und 2000 detaillierte Aufnahmen statt. Diese werden ebenso wie die Einrichtung der Dauerbeobachtungsflächen im Folgenden dargestellt.

Neben den Außenaufnahmen wurden darüber hinaus Gewächshausversuche angelegt, bei denen das Diasporenreservoir des Bodens unterschiedlicher Varianten und damit Bestände unter experimentellen Bedingungen untersucht und mit der vor Ort karierten Bodenvegetation verglichen wurde.

3.1.2 Dauerbeobachtungsflächen

Unter dem Begriff „Dauerbeobachtungsfläche“ werden im Folgenden die 24 ausgewählten Versuchseinheiten in den Beständen der Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald verstanden. Die Versuchsflächen wurden so eingerichtet, dass neben der kurzfristigen Waldbestandsentwicklung auch langfristige Entwicklungen durch Dauerbeobachtungen analysiert werden können. FISCHER (1996) weist auf die Notwendigkeit solcher „permanent plots“ in Waldökosystemen hin, denn nur durch *langfristige* Beobachtung (im Wald mindestens ein Jahrzehnt) können Aussagen über Entwicklungstrends gemacht werden.

3.1.2.1 Auswahl

Die Positionierung der Dauerbeobachtungsflächen erfolgte innerhalb der in Kapitel 3.1.1 dargestellten Straten zufällig. Dabei wurden verschiedene Karten, die von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Freising (LWF) und von der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (NPV) zur Verfügung gestellt wurden, zur Auswahl der Flächen herangezogen. Diese sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tab. 1: Kartengrundlage zur Flächenauswahl.

Nr.	Karte	Maßstab	von
1	Totholzkartierung im NP Bayerischer Wald	1:25000	LWF
2	Verjüngung im NP Bayerischer Wald	1:25000	LWF
3	Standorte und Verjüngung	1:15000	LWF
4	Standorte und Totholzflächen	1:15000	LWF
5	Exposition der Hänge	1:15000	LWF
6	Standortskarte der Hochlagen	1:10000	LWF
7	Inventurraster (auf transparenter Folie)	1:25000	LWF
8	Inventurraster	1:15000	LWF
9	Inventurraster	1:10000	LWF
10	Waldkarte mit Inventurpunkten und Hochlagengrenze	1:10000	NPV

Die Vorauswahl der Untersuchungsflächen orientiert sich am Stichprobennetz der Hochlageninventur. Die Stichproben der Hochlageninventur sind in einem gleichmäßigen Raster von 200 x 200 m über die gesamten Hochlagen des „Rachel-Lusen-Gebietes“

(Altgebiet des Nationalparks) verteilt. Aus der Gesamtheit der 572 permanenten Stichprobenpunkte kamen diejenigen zur Auswahl, die gemäß der einleitend dargestellten Fragestellung im Fichtenhochlagenwald (*Calamagrostio villosae-Piceetum barbilophozietosum*), auf Hang- bzw. Plateaulagen, in ganz oder teilweise abgestorbenen Beständen liegen. Als „Plateaulage“ wurden Geländepartien bis maximal 5° Neigung definiert (ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG, 1996). Absterbegrad und Absterbezeitpunkt der Altbestände konnten aus den Totholzkarten entnommen werden.

Die so vorausgewählten Stichprobenpunkte wurden laufend nummeriert, die Nummern gemischt und daraus jeweils 6 x 4 Punkte (6 Untersuchungsvarianten mit je 4 Wiederholungen) zufällig gezogen. Anschließend wurde geprüft, welcher „Bodenform“ die ausgewählten Flächen angehören. Moorstandorte und blocküberlagerte Standorte wurden nicht in die Untersuchung einbezogen, da hier die Voraussetzungen für das Ankommen und die Entwicklung der Verjüngung durch die Bodenverhältnisse entscheidend mitbestimmt werden.

Beim anschließenden Begang der Flächen mussten einige Punkte verworfen werden, wenn beispielsweise Fichtenbestände, die in der Karte noch als „teilweise abgestorben“ dargestellt waren, mittlerweile bereits ganz vom Borkenkäfer abgetötet waren. In solchen Fällen wurde das obige Zufallsauswahlverfahren wiederholt.

Die Auswahl der Flächen erfolgte im Frühjahr 1998. Zu diesem Zeitpunkt hatte noch keine aktuelle Befliegung des Nationalparkgebietes stattgefunden. Deshalb waren die neu entstandenen Totholzflächen noch nicht kartographisch erfasst. Beim Begang der Flächen wurde ersichtlich, dass 1998 ein weiterer großer Teil der Altbäume abgestorben war.

Bei der Flächenauswahl wurde darauf geachtet, nicht Flächen heranzuziehen, die bereits Aufnahmeflächen der Hochlageninventur darstellen. Damit sollte eine gegenseitige Beeinflussung bzw. Störung der beiden Untersuchungen vermieden werden.

3.1.2.2 Lage

Die Untersuchungsflächen liegen, obwohl zufällig ausgewählt, relativ gleichmäßig über die Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald verteilt (s. Kapitel 2.1). Die Bestände gehören vegetationskundlich alle zum *Calamagrostio villosae-Piceetum barbilophozietosum*, dem Reitgras-Fichtenwald der Hochlagen, stocken auf mittelgründigem Lehm über verfestigtem Schutt (nach der Standortkarte der Hochlagen) und befinden sich in einer Höhe von 1.150 m bis 1.340 m über NN. Einen Überblick mit allen wichtigen Kenndaten der Bestände gibt Tab. 2.

FLÄCHENUMMER	KENNUNG der Fläche	LAGE der Flächen im Nationalpark	RELIEF	ABSTERBEGRAD ZU VERSUCHSBEGINN 1998	HÖHE über NN in m	EXPOSITION	NEIGUNG in Grad	KOORDI- NATEN (GPS)		STAMMZAHL pro ha	Tote stehende Bäume (%) (1998)	Lebende stehende Bäume (%) (1998)	Vorrat der Alt- bestände (Vrm/ha)	ARTEN- ANTEILE	
								RW	HW					Fichte	Vogel- beere in %
101	APG1	Altgebiet des Nationalparks („Rachel-Lusen-Gebiet“)	Plateaulage	Ganz	1304	SW	3,8	4605764 (M)	5426316 (M)	413	97	3	474	100	0
102	APG2			abgestorben	1231	SOS	2,6	4608635 (M)	5424797 (M)	550	100	0	527	96	4
103	APG3			Teilweise abgestorben	1335	O	3,1	5391007 (E)	5424523 (E)	531	100	0	569	100	0
104	APG4				1178	S	3,6	5393745 (E)	5426045 (E)	556	82	18	716	100	0
201	APT1	Erweiterungsgebiet („Falkenstein-Rachel-Gebiet“)	Hang- lage	Teilweise	1304	SW	1,4	4601788 (E)	5426815 (E)	363	38	62	377	100	0
202	APT2			abgestorben	1225	SSO	1,8	-	-	656	50	50	784	100	0
203	APT3			Ganz	1178	NW	1,4	5394308 (M)	5426394 (M)	588	89	11	637	99	1
204	APT4				1178	S	1,6	5394314 (E)	5426278 (E)	506	62	38	662	100	0
301	AHG1	Hanglage	Hanglage	Ganz	1228	WSW	10,4	4604063 (E)	5427478 (E)	425	96	4	663	97	3
302	AHG2			abgestorben	1222	WSW	7,2	4605100 (M)	5426689 (M)	544	98	2	578	100	0
303	AHG3			Teilweise	1300	O	31,2	5391176 (E)	5424311 (E)	288	96	4	377	100	0
304	AHG4				1325	O	32,6	5391128 (E)	5424847 (E)	275	100	0	383	100	0
401	AHT1	Erweiterungsgebiet („Falkenstein-Rachel-Gebiet“)	Plateau- lage	abgestorben	1343	SW	9,1	4601114 (E)	5427997 (E)	444	75	25	509	100	0
402	AHT2			1324	W	8,7	4601350 (E)	5427200 (E)	406	65	35	526	100	0	
403	AHT3			Teilweise	1185	WNW	6	5395291 (E)	5426084 (E)	669	81	19	741	100	0
404	AHT4				1247	SO	10,5	5396071 (E)	5426780 (E)	569	43	57	550	100	0
211	EPT1	Erweiterungsgebiet („Falkenstein-Rachel-Gebiet“)	Plateau- lage	abgestorben	1335	NW	2,6	4595690 (E)	5441416 (E)	494	43	57	371	99	1
212	EPT2			1268	SO	3,3	4596408 (M)	5440916 (M)	406	31	69	480	100	0	
213	EPT3			Teilweise	1250	O	2,7	4596530 (M)	5440662 (M)	400	23	77	529	100	0
214	EPT4				1280	S	1,3	4593998 (E)	5440168 (E)	394	51	49	238	98	2
411	EHT1	Hang- lage	Hang- lage	abgestorben	1293	S	12,2	4595815 (M)	5441174 (M)	269	35	65	284	100	0
412	EHT2			1155	SW	10,1	4597802 (M)	5436410 (M)	319	25	75	373	100	0	
413	EHT3			1230	W	8,6	4598257 (E)	5435935 (E)	531	28	72	476	100	0	
414	EHT4			1275	SSO	15,9	4601572 (M)	5435586 (M)	475	40	60	484	100	0	

Tab. 2: Kenndaten der 24 untersuchten Bestände. (GPS-Koordinaten: RW = Rechtswert, HW = Hochwert, E = Eckpunkt, M = Mittelpunkt der Versuchsparzelle).

3.1.2.3 Markierung

Die Untersuchungsflächen sollen in gewissen zeitlichen Abständen wieder aufgenommen werden können. Sie benötigen daher eine dauerhafte Markierung. Dazu wurden die vier Eckpunkte der Fläche mit Grenzmarken (Fa. Attenberger) verpflockt: 500 mm starke feuerverzinkte Stahlrohre mit fest vergossenen Polyesterbeton-Vierkantkopf und einem Konus von 60 mm dienten zur besseren Fixierung im Boden. Die Eckpunkte bzw. Mittelpunkte wurden mit GPS (Global Positioning System) eingemessen. Auf Plateauflächen wurde stets der nordwestliche Eckpunkt und auf Hangflächen der Eckpunkt linker Hand hangaufwärtsblickend eingemessen. Waren die Eckpunkte nicht einmessbar, weil sie z.B. überschirmt waren, so wurde auf den Mittelpunkt der Parzelle ausgewichen. Die Koordinaten des Rechts- und Hochwertes sind in Tab. 2 dargestellt. So können die Flächen jederzeit wieder aufgefunden werden. Dies gilt selbst dann, wenn sich die Struktur der Altbestände durch den Zusammenbruch der stehenden Fichten und die Anhäufung von liegendem Totholz wesentlich verändern sollte. Zur Orientierung während der in Kapitel 3.2 beschriebenen Aufnahmen wurden die Altbäume nahe den Eckpunkten mit Bändern markiert. Diese Maßnahme erwies sich beim Wiederauffinden der Flächen als große Hilfe, da es sich bei den Untersuchungsflächen um gleichförmige Bestände handelt, die meist fern ab von Orientierungspunkten wie Wanderwegen oder Rückeschneisen in zumeist unübersichtlichem Gelände liegen. Als Orientierungshilfen im Gelände dienten darüber hinaus die fest markierten und zumindest im Altgebiet des Nationalparks relativ gut erkennbaren Punkte der Hochlageninventur, sowie die Grenzpfosten an der deutsch-tschechischen Landesgrenze.

3.1.2.4 Versuchsdesign

Die Dauerbeobachtungsflächen sind 40 x 40 m groß (Flächengröße: 1.600 m²). Sie gliedern sich in eine zu allen Seiten jeweils 6,20 m breite Randzone und einen Kernbereich mit 27,60 m Kantenlänge (Flächengröße: 762 m²). Die Randzone dient dazu, den intensiv untersuchten Kernbereich abzugrenzen und Randeffekte auszuschalten. Im Randbereich einiger Flächen werden darüber hinaus durch den Lehrstuhl für Bodenkunde der Technischen Universität München Untersuchungen zum Boden- und Wasserhaushalt durchgeführt. Im Kernbereich wurden 76 Probekreismittelpunkte mit einem Abstand von 3,35 m systematisch verteilt. Die Mittelpunkte der Aufnahmekreise im Kernbereich jeder Fläche (s. Abb. 2) wurden dauerhaft markiert. Dies ermöglichte ein schnelles Wiederfinden der Punkte, ohne jedes Jahr neu einmessen zu müssen. Dazu wurden Hart-PVC-Stäbe der Fa. Sahlberg verwendet, die einen Durchmesser von 10 mm besitzen und auf 50 cm gekürzt wurden. Diese Stäbe erwiesen sich als äußerst widerstandsfähig gegenüber Schneedruck, Schneegleiten sowie sonstigen mechanischen Einflüssen. An den Eckpunkten und in der Mitte des Kernbereichs wurden insgesamt fünf pflanzensoziologische Aufnahmeflächen installiert. Sie sind quadratisch angelegt und besitzen eine Kantenlänge von jeweils 7,5 m. Im Randbereich der Versuchsfläche wurden in einem Abstand von 8 m insgesamt 20 Bodenproben pro Parzelle entnommen.

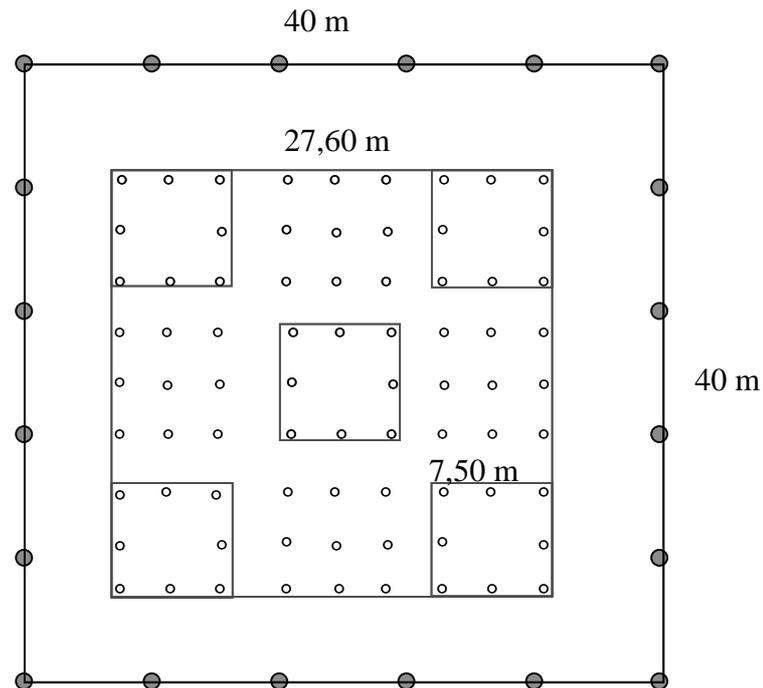


Abb. 2 Schematische Darstellung einer Dauerbeobachtungsfläche. Die fünf Quadrate im Kernbereich markieren die pflanzensoziologischen Aufnahme­flächen, die Kreise die Mittelpunkte der Probekreise zur Verjüngungsaufnahme und die ausgefüllten Kreise im Randbereich der Parzelle die Bodenprobeentnahmestellen.

Auf diesen Aufnahmeeinheiten wurden folgende Objekte erfasst:

- Auf der Gesamtfläche (1.600 m^2) wurden der Altbestand, das liegende Totholz und die Sonderstandorte (Stubben, Wurzelteller, etc.) erfasst.
- Auf den 76 Probekreisen mit einer Fläche von insgesamt 38 m^2 ($76 \times 0,5 \text{ m}^2$) erfolgten detaillierte Aufnahmen der Verjüngungspflanzen sowie der Bodenvegetation. Zusätzlich wurden Verjüngungspflanzen, deren Höhe $0,5 \text{ m}$ überstieg, im gesamten Kernbereich aufgenommen.
- Auf den fünf Quadraten mit der Kantenlänge von $7,5 \text{ m}$ wurden pflanzensoziologische Aufnahmen durchgeführt.
- Auf den 20 Punkten im Randbereich der Parzelle wurden Bodenproben für die Analyse des Diasporenreservoirs entnommen.

3.2 Aufnahmemethoden

3.2.1 Altbestände

Auf jeder Versuchsfläche (40 x 40 m) wurde im Jahr 1998 der gesamte Altbestand erfasst. Zum Altbestand wurden alle stehenden Bäume (> 1,30 m Höhe) gezählt, unabhängig davon, ob sie lebend, bereits abgestorben oder vom Borkenkäfer befallen waren, sonstige Schäden wie Kronen- oder Stammbruch aufwiesen. Nur wenn der Stamm in einer Höhe von unter 1,30 m gebrochen war, wurde dieser Baum nicht mehr dem Altbestand zugerechnet, sondern als Sonderstandort „Stubben“ erfasst.

Eine besondere Aufnahmesituation ergab sich im Erweiterungsgebiet des Nationalparks. Hier werden die vom Borkenkäfer befallenen Altlichten gefällt, entrindet und entweder vor Ort liegengelassen oder aus den Beständen entfernt. Somit finden sich in diesen Beständen neben älteren toten Altbäumen auch frisch gefällte Bäume. Um den Vergleich z.B. hinsichtlich der Anzahl lebender/toter Altbäume oder der Verteilung der Altlichten auf der Fläche zwischen Altgebiet und Erweiterungsgebiet zu gewährleisten, wurden die Stubben der frisch gefällten Fichten als „stehende tote Bäume“ hochgerechnet und aufgenommen. Alle lebenden und toten Altbäume wurden auf allen Untersuchungsflächen dauerhaft markiert. Tabelle 3 enthält die an allen Bäumen erhobenen Parameter.

Tab. 3: Erhobene Altbaumparameter.

Parameter	Verfahren	Jahr der Erhebung
Baumart		1998
Koordinaten	Die Stammfußkoordinaten wurden mit einem elektronischen Theodoliten (Firma, Typ) erfasst (Horizontalabstand in cm, Vertikalabstand in cm, Horizontalwinkel in Grad).	1998
Vitalität	Ansprache, ob Baum lebend oder abgestorben war. (Bäume, die vom Borkenkäfer befallen und im Absterben begriffen waren, wurden als „lebend“ eingestuft).	1998, 1999, 2000
Zersetzungsgrad	Der Zersetzungsgrad des Totholzes wurden in Anhalt an THOMAS (1979) folgendermaßen definiert: 1: frischtot, noch mit kleinen Zweigen, evtl. dürre Nadeln 2: tot, lose Rinde, evtl. abgebrochener Stamm, evtl. Grobäste 3: überwiegend ohne Rinde und Äste; Stamm meist abgebrochen, evtl. anbrüchig 4: in Zersetzung begriffen, Einarbeitung in den Boden 5: überwiegend zersetzt	1998, 2000
Besonderheiten	Ansprache von Kronenbruch (mit Ersatzleittrieb Bildung), Stammbruch, Stammknick, Zwiesel, frischer Borkenkäferbefall, Vergilbung.	1998, 1999, 2000
Umfang	Mit dem Umfangmessband in 1,30 m Höhe gemessen (in mm); (in hängigem Gelände von der Bergseite her). in allen Fällen wurde erfasst, ob der Umfang mit, ohne oder mit teilweise vorhandener Rinde gemessen wurde.	1998
Baumhöhe	Messung mit VERTEX-Höhenmesser (in cm)	1998
Kronenansatzhöhe	Messung mit VERTEX-Höhenmesser in cm; bei nicht einheitlichem Kronenansatz eines Baumes (z.B. Berg- und Talseite), wurden zwei Kronenansatzhöhen bestimmt.	1998
Kronenradien	Ablotung von 8 Kronenradien (vgl. RÖHLE und HUBER, 1985) mit der tangentialen Hochblick-Methode, wo möglich (z.B. bei sehr tief beasteten Bäumen) mit Maßband (in cm).	1998
Höhe des Stammbruches	Die Höhe eines Stammbruches wurde mit dem VERTEX-Höhenmesser oder einer Teleskopstange gemessen (in cm).	1998, 2000
Zapfenanhang	In Mastjahren wurde an den lebenden Fichten überprüft, ob Zapfenanhang vorhanden war.	2000

Neben den Einzelbaumparametern wurden auch Bestandesparameter erhoben: (1) Bestandestyp, (2) Bestandesalter (aus dem Revierbuch, im Erweiterungsgebiet wurden zusätzlich die Jahrringe der Stubben von frisch gefällten Fichten ausgezählt), (3) Verteilung der toten Altbäume (einzeln, truppweise, gruppenweise, horstweise, kleinflächig, streifenweise, sonstige Verteilung) und (4) Beschirmungsgrad (gedrängt, geschlossen, locker, licht, räumdig, kein Bestand oder Totholz, nach BURSCHEL et al., 1997).

Diese Erhebungen fanden zwischen Ende August und Anfang Oktober statt, da die Flächen dabei ganzflächig begangen werden mussten. Im Jahr 1998 mussten die Außenarbeiten (Kronenablotung) in den Hochlagen wegen des frühen Schneefalls bereits Ende September abgebrochen werden. Dadurch konnten die Bäume eines Bestand nicht abgelotet werden.

3.2.2 Liegendes Totholz

Neben dem stehenden Totholz war in den Beständen auch liegendes Totholz zu finden. Im dreijährigen Untersuchungszeitraum nahm es deutlich nach Stammzahl und Volumen zu.

Das stehende Totholz wurde zum Altbestand gezählt, da es hinsichtlich seiner verjüngungsökologischen Bedeutung stehenden lebenden Bäumen ähnlicher ist als dem liegenden Totholz. So kann es von den Verjüngungspflanzen nicht direkt besiedelt werden, bietet jedoch an den Stammfüßen (Stockachseln) verjüngungsgünstige Kleinstandorte.

Als liegendes Totholz wurden diejenigen Stämme, Stammteile und Gipfelstücke größer 7 cm Durchmesser aufgenommen, die (1) abgestorben und (2) umgebrochen waren, unabhängig davon, ob sie direkten Bodenkontakt aufwiesen. Frisch umgebrochene Bäume hatten auf Grund der sperrigen Äste oft noch keinen Kontakt zum Boden. Teilweise lagen auch mehrere Stämme übereinander, wodurch nicht jeder Baum Bodenkontakt aufwies.

Aufgenommen wurde das liegende Totholz dann, wenn

- (1) der Ursprung innerhalb der Dauerbeobachtungsfläche war und es ganz oder teilweise in deren Grenzen lag oder
- (2) der Ursprung zwar außerhalb der Dauerbeobachtungsfläche lag, es aber in diese hinein ragte. In solchen Fällen wurde das liegende Totholz mit dem Zusatz „AH“ (für „von außen hereingebrochen“) aufgenommen.

Von Bedeutung waren neben Position, Durchmesser und Länge des liegenden Totholzes insbesondere der Zersetzungsgrad und damit die Eignung als Keimbett für die Verjüngung (Moderholz). Die Einstufung des Zerfallsgrades erfolgte nach THOMAS (1979) im Anhalt an die Waldinventur des Nationalparks Bayerischer Wald im Jahr 1991. Auch PRZYBILLA (1993) verwendete in seinen Untersuchungen in den Hochlagen des Bayerischen Waldes die Einteilung der Zerfallsgradstufen nach THOMAS (1979). Tabelle 4 gibt einen Überblick über die am liegenden Totholz erhobenen Parameter.

Tab. 4: Erhobene Parameter am liegenden Totholz.

Parameter	Verfahren	Jahr der Erhebung
Baumart		1998
Koordinaten	Die Stammfußkoordinaten wurden mit einem elektronischen Theodoliten (Firma, Typ) erfasst (Horizontalabstand in cm, Vertikalabstand in cm, Horizontalwinkel in Grad).	1998, 2000
Zersetzungsgrad	Die Zersetzungsgradstufen wurden in Anhalt nach THOMAS (1979) folgendermaßen definiert: 1: frischtot, noch mit kleinen Zweigen, evtl. dürre Nadeln 2: tot, lose Rinde, evtl. abgebrochener Stamm, evtl. Grobäste 3: überwiegend ohne Rinde und Äste; Stamm meist abgebrochen, evtl. anbrüchig 4: in Zersetzung begriffen, Einarbeitung in den Boden 5: überwiegend zersetzt	1998, 2000
Art des Totholzes	Ansprache, ob es Stamm, Gipfelstück, Stamm- und Gipfelstück war.	2000
Durchmesser	Der Anfangsdurchmesser und Enddurchmesser wurde durch kreuzweise Klüpfung erfasst (in cm).	1998, 2000
Höhe	Die Höhe des liegenden Stammes über Boden wurde durch Messung mit einem Zollstock oder einer Teleskopstange gemessen (in cm).	2000
Länge	Die Länge wurde mit einem Zollstock oder einem Holzaufnahmemmaßband gemessen (in cm), im Jahr 2000 zusätzlich: auch mit einem Entfernungsmesser (SUNTOO).	1998, 2000

Mit Ausnahme einzelner Bestände bereitete die Erhebung des Totholzes im ersten Untersuchungsjahr 1998 im Allgemeinen kaum Schwierigkeiten, da relativ wenig liegendes Holz vorhanden war und dieses in der Regel nicht übereinander lag und zumeist Bodenkontakt aufwies. Im Jahr 2000 hingegen war die Aufnahme des liegendes Totholzes erheblich erschwert. Der Nassschnee des Winters 1999/2000 hatte sich an das Feinreisig der frisch abgestorbenen Fichten angelagert und das Umbrechen vieler stehend-toter Bäume verursacht. Als Folge davon türmten sich im Jahr 2000 oft meterhoch Stämme mit kaum durchdringbaren, sperrigen Ästen auf den Flächen (Abb. 3)



Abb. 3 Liegendes Totholz in einem Untersuchungsbestand (APT, Jahr 2000).

Das liegende Totholz wurde nach Abschluss aller anderen Aufnahmen im Zeitraum von Ende August bis Ende September erhoben.

3.2.3 Sonderstandorte

In allen Beständen wurden auch sämtliche anderen Bestandesstrukturen, die für die Verjüngungsökologie von Bedeutung sind, erfasst. Diese wurden unter dem Begriff „Sonderstandorte“ zusammengefasst. Dabei handelt es sich vornehmlich um ältere Stubben (Stöcke aus der Bewirtschaftung der Bestände vor der Nationalparkausweisung) und um Wurzelteller der geworfenen Fichten.

Die Stubben wurden mit dem Theodoliten eingemessen (Horizontal- und Vertikaldistanz in cm, Vertikalwinkel in Grad), sowie ihr Durchmesser und Zersetzungsgrad bestimmt. Der Durchmesser wurde mit einem Zollstock durch kreuzweise Messung in cm gemessen. Dies bereitete dann Schwierigkeiten, wenn der Stubben relativ weit und unregelmäßig zersetzt war.

Die Ansprache des Zersetzungsgrades erfolgte in sechs Stufen:

- 0: Stubben frisch (ausschließlich im Erweiterungsgebiet)
- 1: Holz fest, Rinde abblättern
- 2: Splintholz morsch, Kernholz noch fest
- 3: Kern- und Splintholz morsch
- 4: Stubben in Zersetzung begriffen
- 5: Stubben überwiegend zersetzt

Die Wurzelteller wurden ebenfalls mit dem Theodoliten eingemessen. Es wurden daran die Baumart sowie die Höhe und Breite in cm bestimmt. Die Sonderstandorte wurde von Ende August bis Ende September im Jahr 1998 erhoben.

3.2.4 Bodenvegetation

Die Bodenvegetation wurde in den Beständen sowohl auf den pflanzensoziologischen Aufnahmequadraten als auch auf den Probekreise erhoben.

Den zwei verschiedenen Aufnahmetypen liegen unterschiedliche *Zielsetzungen* zu Grunde.

Das Ziel der Erhebungen der Bodenvegetation auf den *pflanzensoziologischen Aufnahmeflächen* war es, (1) die Versuchsbestände pflanzensoziologisch einzuordnen und (2) die Veränderungen der Bodenvegetation mit fortschreitendem Absterben der Altbestände zu charakterisieren. Dazu wurden alle Arten der Baum-, Kraut- und Moosschicht registriert und ihre Artmächtigkeit eingeschätzt. Das Ziel der *Probekreisenaufnahmen* (jeweils 0,5 m²) war es hingegen, Informationen zu gewinnen, die eine Abschätzung des Einflusses der Konkurrenz der Bodenvegetation auf die bereits etablierten Verjüngungspflanzen ermöglichten. Dazu wurden auf den kleinen und überschaubaren Probekreisen detaillierte Aufnahmen der

gesamten Bodenvegetation (Kraut- und Moosschicht) gemacht. Erhoben wurden: (1) Deckungsgrad und mittlere Höhe der gesamten Kraut- und Moosschicht, (2) Deckungsgrad und mittlere Höhe jeder einzelnen Art und (3) die Kleinfläche prägende Art (Kleinstandort).

Der „Deckungsgrad“ einer Pflanze ist der von den oberirdischen Teilen einer Art bei Senkrechtprojektion bedeckte Flächenanteil. Er repräsentiert die mengenmäßige Bedeutung der Pflanzen auf der Fläche (FISCHER, 1995).

Die Bodenvegetation wurde in den Monaten Juli und August erhoben. Zu diesem Zeitraum der Vegetationsperiode erreicht die krautige Vegetation in den Hochlagen ihre volle Entfaltung.

3.2.4.1 Bodenvegetation auf pflanzensoziologischen Aufnahmeflächen

Die pflanzensoziologischen Aufnahmen wurden innerhalb jeder Untersuchungsfläche auf fünf Quadraten mit einer Kantenlänge von jeweils 7,5 m an den Eckpunkten sowie auf dem Mittelpunkt des Kernbereiches durchgeführt. Der Randbereich der Aufnahmequadrate schloss dabei acht Probekreise zur detaillierten Aufnahme der Bodenvegetation mit ein (vgl. Abb. 2). Auf diesen pflanzensoziologischen Aufnahmeflächen wurden die Deckungsgrade der Arten nach der Skala von PFADENHAUER et al. (1986), getrennt nach Baum-, Strauch-, Kraut-, und Moosschicht, geschätzt (s. Tab. 5).

Mit dieser fein abgestuften und lediglich den Deckungsgrad der Bodenvegetation berücksichtigenden Skala können die Veränderungen dieses Parameters auch von seltenen Arten dokumentiert werden. Die Vergleichbarkeit mit der häufig angewendeten Skala von BRAUN-BLANQUET (1964) ist zumindest bei den dominanten Arten gewährleistet, da beide Skalen ab Stufe 3 identisch sind.

Tab. 5: Skala zur Schätzung der Deckungsgrade nach PFADENHAUER et al. (1986).

Skala	Deckung (%)
r	< 0,5
+	0,5 - 1
1a	1 - 3
1b	3 - 5
2a	5 - 12,5
2b	12,5 - 25
3	25 - 50
4	50 - 75
5	75 - 100

3.2.4.2 Bodenvegetation in den Probekreisen

Die Gesamtdeckung der Krautschicht und der Moosschicht wurde mittels eines 0,5 m² großen Metallringes (Probekreis) eingeschätzt, der über die festmarkierten Flächenmittelpunkte gelegt wurde. Die Ansprache der Deckung wurde dadurch erleichtert, dass der Probekreis in vier Quadranten geteilt und die zu begutachtende Fläche somit sehr übersichtlich abgegrenzt war. Die Ansprache der Deckung der Moosschicht gestaltete sich auch auf dem kleinen Kreis oftmals als sehr schwierig, da die Moose sehr häufig von einem dichten Grasfilz, insbesondere *Avenella flexuosa* und *Calamagrostis villosa*, bedeckt waren. Eine genaue Ansprache der Deckung wäre nur durch das Entfernen der Grasschicht möglich gewesen. Dieser Aufwand stand jedoch in keinem Verhältnis zu den zu erwartenden Ergebnissen. Zudem durften die Verhältnisse in den Probekreisen nicht verändert werden, um die natürliche Entwicklung ungestört dokumentieren zu können.

Auf jedem Probekreis wurden neben der Gesamtdeckung der Krautschicht auch der Deckungsgrad und die mittlere Höhe der vegetativen Pflanzenteile der einzelnen Arten bestimmt. So konnten die wesentlichen Gras- und Krautarten in ihrer Dominanz, insbesondere im Hinblick auf die Konkurrenzwirkungen zur Gehölzverjüngung, ermittelt werden.

Weitere pro Probekreis erhobene Parameter beziehen sich auf die Überschirmung durch tote oder lebende Bäume, auf die Ansprache liegenden Totholzes im Probekreis und seines Durchmessers sowie seines Zersetzungsgrades. Weiterhin wurden die mechanische Verletzungen der Grasnarbe und die Freilegungen des Mineralbodens durch Rückarbeiten im Erweiterungsgebiet oder durch Wühltätigkeit von Schwarzwild erfasst.

Zuletzt wurde der Kleinstandort bestimmt, der den Probekreis dominiert. In Anlehnung an die Inventuranweisung der Hochlageninventur (NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD, 1996) und an die Untersuchung von PRZYBILLA (1993) wurden folgende Kleinstrukturen unterschieden:

- Berg-Reitgras (*Calamagrostis villosa*)–Fazies
- Draht-Schmielen (*Avenella flexuosa*)–Fazies
- Straußgras (*Agrostis canina*)–Fazies
- Wald-Hainsimsen (*Luzula sylvatica*)–Fazies
- Alpen-Frauenfarn (*Athyrium distentifolium*)–Fazies
- Dornfarn (*Dryopteris dilatata*)–Fazies
- Heidelbeer (*Vaccinium myrtillus*)–Fazies
- Bärlapp (*Lycopodium annotinum*)–Fazies

Wenn im Probekreis die abgestorbenen Blätter der bisher genannten Arten dominant waren, wurde dies vermerkt und als Streu-Fazies aufgenommen, z.B. *Luzula sylvatica*- Streu-Fazies.

- Moos–Fazies: Wurde nur dann als Kleinstandort erfasst, wenn Moos direkt auf dem Boden wächst.
- Kraut–Fazies: Wenn mindestens zu 20 % den Boden bedeckend, meist *Oxalis acetosella*.
- Totholzfazies
 - Liegendes Totholz: Am Boden liegende Stämme oder Stammteile; Durchmesser > 7 cm; Bodenkontakt spielt keine Rolle.

- **Stubben:** Aus der Bewirtschaftung vor Nationalparkausweisung; im Erweiterungsgebiet auch Stöcke von frisch gefällten Fichten.
- **Wurzeltellerfazies:** Dabei wurde die Lage des Wurzeltellers berücksichtigt:
 - Senkrecht nach oben stehend
 - Nach hinten gekippt
 - Nach vorne gekippt oder
 - Wieder zurückgekippt
- **Rinden-Fazies:** Rindenstücke von den abgestorbenen Altfichten, meist um den toten Baum angehäuft.
- **Reisig-Fazies:** Dünnere Äste oder Aststücke.
- **Äste-Fazies:** Größere Aststücke (meist von abgebrochenen Gipfelstücken der toten Bäume) < 7 cm Durchmesser (sonst Totholz).
- **Nadelstreu-Fazies:** Von abgestorbenen Altfichten heruntergefallene Nadeln; oft mehrere Zentimeter dick; um toten Baum.
- **Bewachsener Fels**
- **Stockachsel-Fazies:** Bereich um die Stockachsen von stehendem Totholz oder lebenden Bäumen bis ½ Durchmesser des Stockes und oberflächlich verlaufenden Wurzelanläufen.
- **Sonstiges**

Eine Erfassung als Kleinstruktur erfolgte dann, wenn sie homogen war und sich deutlich von anderen Kleinstandorten abhob. Überlagerten sich verschiedene Kleinstrukturtypen, so musste entschieden werden, welches Merkmal im Probekreis dominant war. Dabei wurde berücksichtigt, welcher Standort den vermutlich größten Einfluss auf die Etablierung und Entwicklung der Verjüngung haben würde. War keine Dominanz eines Merkmales zu erkennen, so wurden die beiden vorherrschenden Kleinstandorte angegeben.

Die Ansprache der Kleinstandorte erfolgte zudem nach einer hierarchischen Ordnung. Vorrangig waren Stockachsel, Totholz, Wurzelteller und bewachsener Fels. Sie wurden, sofern in einem Probekreis vorgefunden, stets als erstes erfasst, unabhängig davon, ob sie von Moos bewachsen waren. Schien ein zweiter Kleinstandort für die Verjüngungsentwicklung potentiell von Bedeutung zu sein, wie die herabgefallenen Nadeln um einen Baum, so wurde z.B. neben dem Standort „Stockachsel-Fazies“ das Merkmal „Nadelstreu-Fazies“ angegeben. Diese Ordnung der Merkmale wurde auch bei der Auswertung berücksichtigt, wodurch erreicht werden sollte, dass bestimmte Kleinstandorte nicht über- bzw. unterbewertet wurden.

Die Mehrzahl der Probekreise konnten jedes Jahr erhoben werden. Lediglich ein kleiner Teil dieser Kleinflächen musste aufgegeben werden, da die umgefallenen Bäume und Gipfel sie meterhoch überdeckten und die Flächen dadurch nicht mehr zugänglich waren.

3.2.4.3 Diasporenreservoir

3.2.4.3.1 Entnahme der Bodenproben im Bestand

Die Bodenprobenentnahme wurde im äußeren Randstreifen der Versuchsfläche durchgeführt. Abgeleitet aus anderen Veröffentlichungen (FISCHER, 1987; KRETZSCHMAR, 1992; SAUTTER, 1994; DEISENHOFER, 1998), erschien eine Probenanzahl von 20 pro Parzelle als repräsentativ und sinnvoll. Bei zwanzig Proben pro Parzelle ergaben sich insgesamt 480 (20 pro Parzelle * 24 Parzellen) Probenpunkte für den Gesamtversuch. Die Bodenprobenentnahme wurde vom 02.06. bis 09.06.99 mit einem speziellen Messingbohrer

(Innendurchmesser: 4,80 cm) durchgeführt. Es wurde bis zu einer Tiefe von 10 cm beprobt. Pro Einstich ergab sich somit ein Probenvolumen von 180,96 cm³, pro Parzelle 3.619,1 cm³ und für den Gesamtversuch schließlich ein Probenvolumen von 86.858,7 cm³. Um für diese Fragestellung ungeeignete Diasporen auszuschließen, wurde bei der Bodenprobenentnahme folgendes beachtet :

- (1) Vor der eigentlichen Probenentnahme wurde die organische Auflage entfernt und
- (2) die Entnahme wurde möglichst früh im Jahr durchgeführt, da sich zu diesem Zeitpunkt noch keine Diasporen der neuen Vegetationsperiode im Boden befinden.

Die 20 Einstichproben pro Parzelle wurden auf der Fläche zu einer einzigen Probe vermischt. Dies war möglich, da nicht die räumliche Verteilung der Arten auf der Fläche in dieser Untersuchung von Interesse war, sondern lediglich untersucht werden sollte, welche Arten in welcher Stärke auf der Fläche vorkommen.

3.2.4.3.2 Exposition der Bodenproben im Gewächshaus

Vor der Ausbringung im Gewächshaus wurden die Bodenproben von größeren Wurzeln und Steinen gereinigt. Die gereinigte Probe jeder einzelnen Parzelle wurde auf vier Schalen (je 54 x 35 cm² Größe) gleichmäßig verteilt. Pro Schale ergab sich eine theoretische max. Füllhöhe von gerundet 0,7 cm. Vor der Probenausbringung wurden die Schalen mit einer sterilen Trägersubstanz 1 cm hoch aufgefüllt, um eine Auswaschung von Diasporen beim späteren Giesen zu verhindern und den keimenden Pflanzen genügend Nährboden zur Verfügung zu stellen. Als Trägersubstanz diente Blumenerde, die durch längeres Erhitzen auf 60 °C sterilisiert wurde. Die Bodenproben wurden unter Gaseschutz im Gewächshaus exponiert. Die Aufstellung der Schalen erfolgte völlig zufällig.

3.2.4.3.3 Behandlung der Bodenproben im Gewächshaus

Während der Probenexposition (06.07.99 bis 23.11.99 und 17.03.00 bis 24.11.00) wurde darauf geachtet, dass die Proben stets gleichmäßig durchfeuchtet waren. Nach der ersten Vegetationsperiode wurden die Schalen mit den Proben einzeln in Plastikbeutel verpackt und im Freigelände des Gewächshauses frostexponiert (23.11.99 bis 17.03.00). Dies diente dazu, ggf. die Keimhemmung der Diasporen durch Frosteinwirkung aufzuheben. Bevor die Proben Anfang 2000 erneut im Gewächshaus exponiert wurden, wurden sie durchgehackt, um die Keimung der Diasporen anzuregen und den dichten Moosfilz zu durchbrechen. Da nach FISCHER (1987) davon ausgegangen werden kann, dass der größte Teil der keimfähigen Samen nach 2 Jahren Exposition gekeimt ist, wurde der Versuch im November 2000 beendet.

3.2.4.3.4 Auswertung

Alle auflaufenden Pflanzenindividuen wurden mit einem Fähnchen, auf dem der Zeitpunkt des Auflaufens notiert wurde, markiert. Viele Pflanzen konnten in ihrer Initialphase nicht bestimmt werden, da das juvenile Aussehen vom adulten Erscheinungsbild deutlich abweicht. Diese Pflanzen wurden nach der ersten Vegetationsperiode aus den Schalen entnommen und zur späteren Bestimmung gesondert ausgepflanzt. Am Beginn der Untersuchung bzw. Vegetationsperiode war eine Registrierung der auflaufenden Keimlinge in kurzen zeitlichen Abständen (wöchentlich) nötig, da viele Diasporen in diesem Zeitraum keimten. Später erfolgte die Aufnahme im zweiwöchigen Rhythmus.

Neben den Schalen mit dem Probenmaterial wurden Kontrollschalen mit reiner steriler Erde unter Gaze exponiert, um Pflanzen, die eventuell aus der näheren Umgebung des Gewächshauses einfliegen, zu erkennen. Das Problem des Einfliegens von Diasporen ist aus anderen Arbeiten bekannt (z.B. DEISENHOFER, 1998).

Die in den Kontrollschalen auflaufenden Arten wurden registriert und mit den Arten der eigentlichen Diasporenprobe verglichen. Waren gleiche Arten sowohl in den Kontrollschalen als auch in den Schalen mit Bodenmaterial vorhanden, so musste davon ausgegangen werden, dass diese Pflanzen nicht aus dem Diasporenreservoir stammten, sondern trotz Gazeschutz eingeflogen waren. Diese Pflanzenindividuen wurden zwar registriert, aber von der späteren Auswertung ausgeschlossen. Aus dem gleichen Grund wurden auch Farne nicht in die Auswertung miteinbezogen, da deren Sporeneinflug nicht nachweislich ausgeschlossen werden konnte.

Um die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung mit anderen Arbeiten vergleichen zu können, wurden die absoluten Diasporenzahlen, die sich für jede Versuchsvariante ergaben, auf einen m² Bodenoberfläche hochgerechnet (Umrechnungsfaktor: 27,6).

Die Berechnung des Umrechnungsfaktors lautet:

1. Innendurchmesser Bohrstock $(4,8 \text{ cm} / 2)^2 * \pi = 18,1 \text{ cm}^2$ Ausstechfläche pro Einstich.
2. 20 Einstiche pro Parzelle * 18,1 cm² = 362 cm² Probefläche pro Versuchsvariante.
3. $10.000 \text{ cm}^2 / 362 \text{ cm}^2 = 27,6$ Umrechnungsfaktor für aufgelaufene Diasporen pro m².

3.2.5 Verjüngung

Das zentrale Ziel der vorliegenden Untersuchung bestand darin, den Zustand und die Entwicklung der Verjüngung auf den Dauerbeobachtungsflächen zu beschreiben und nach Möglichkeit erklären zu können. Im Gegensatz zur Hochlageninventur wurde dazu *jede Pflanze individuell* angesprochen und in den drei Untersuchungs Jahren aufgenommen. Dadurch war es möglich, das Schicksal jeder einzelnen Pflanze zu erfassen und ihre Entwicklung zu dokumentieren.

Alle Verjüngungspflanzen wurden zu diesem Zweck mit einer dauerhaften Markierung versehen. Zur Markierung der Verjüngungspflanzen dienten Plastikmarken, die mit einem Blumendraht versehen und locker um die Stämmchen der Pflanzen gelegt wurden. Das Ende des Drahtes wurde in den Boden gesteckt und somit fixiert. Dies ermöglichte das Wiederauffinden und die Identifizierung jeder einzelnen Verjüngungspflanze zu allen drei Untersuchungszeitpunkten. Durch die auffällige rote Farbe der Marken konnten dabei meist auch die Verjüngungspflanzen wiedergefunden werden, die von Gras oder Bärlapp überwachsen oder oft mehrere Zentimeter von herabgefallener Nadelstreu bedeckt waren. War die nummerierte Verjüngungspflanze abgestorben, so wurde die Marke entfernt. Neuzugänge wurden nach dem beschriebenen Verfahren markiert.

Die Verjüngungspflanzen wurden auf den Kleinflächen (76 Probekreisen je 0,5 m²) erhoben; die „seltenen Ereignisse“ der Pflanzen größer 0,5 m Höhe wurden zusätzlich auf der gesamten Kernfläche (762 m²) aufgenommen. Erhebungszeitpunkt waren die Monate Juli und August jedes Jahres (1998, 1999 und 2000). Einzelne Pflanzen konnten am exakt gleichen Tag wieder aufgenommen werden.

3.2.5.1 Verjüngungspflanzen in den Probekreisen

In allen 76 Probekreisen einer Versuchsfläche wurden sämtliche Verjüngungspflanzen erfasst. An allen Verjüngungspflanzen wurden folgende Parameter erhoben:

1. Nummer der Pflanze

Die Nummerierung diente der Identifikation der Einzelpflanze. Jede Nummer wurde je Probekreis nur einmal vergeben. Die Probekreise wurden ebenfalls laufend nummeriert. So konnte jede einzelne Verjüngungspflanze eindeutig identifiziert werden.

2. Artzugehörigkeit (Baumart)

3. Lebendig oder abgestorben

Erst wenn keine grüne Nadel mehr zu finden war, galt die Pflanze als abgestorben.

4. Gepflanzt oder Naturverjüngung

Gepflanzte Fichten kamen nur im Erweiterungsgebiet vor. Sie waren durch ihre großen Höhenzuwächse und den systematischen Pflanzverband (Stockachseelpflanzung) leicht zu erkennen.

5. Alter

Das Alter der im Jahr 1998 vorhandenen Verjüngungspflanzen wurde wie folgt bestimmt: Zählung der Quirle bei den Nadelbaumverjüngungspflanzen, Zählung der Abschnitte zwischen den Knospenschuppennarben bei der Laubholzverjüngung. Unterhalb der letzten sichtbaren Grenze wurde die Distanz bis zum Stammfuß bestimmt und durch den baumspezifischen Höhenzuwachs dividiert. Dieser beträgt in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald bei Fichte 30 mm/Jahr und bei Vogelbeere/Weide 100 mm/Jahr (NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD, 1996). Nur bei offensichtlicher Fehlmessung und bei den Neuzugängen wurde das Alter auch in den Folgejahren erhoben. Ansonsten wurden lediglich Kontrollbestimmungen durchgeführt. Insbesondere bei der Baumart Vogelbeere konnte das Alter auf Grund des starken Verbisses nicht immer exakt bestimmt werden.

6. Höhe

Die Höhe der Verjüngungspflanzen wurde senkrecht zur Bodenoberfläche hangparallel in mm gemessen. Die so ermittelte Höhe gibt Auskunft über die Konkurrenzsituation, in der sich die Gehölzpflanze gegenüber der Bodenvegetation (deren mittlere Höhe je Art ebenfalls bestimmt wurde) befindet. Die Messungen wurden durch die teilweise unebene Bodenoberfläche und durch starken Nadelstreufall (insbesondere in teilweise abgestorbenen Beständen) erschwert. Der Messpunkt lag 1998 daher bei manchen Pflanzen tiefer als in den Folgejahren, so dass die Pflanzen im Laufe der drei Untersuchungsjahre messtechnisch gesehen kleiner wurden. In Wirklichkeit hatte sich jedoch nur der Messpunkt durch die oft mehrere Zentimeter dicke Nadelstreu nach oben verschoben. Dieser systematische Fehler wurde bei der Auswertung berücksichtigt. Besonders schwierig stellte sich die Höhenmessung bei Verjüngungspflanzen dar, die an der senkrechten Peripherie von Stubben wuchsen. Da sich die kleinen Fichten im ersten Jahr oftmals nach unten bogen, bevor sie im zweiten Jahr in die Höhe wuchsen und der Messpunkt dort ansetzte, wo das Bäumchen seine Basis hatte, wichen Höhe und Sprosslänge oft mehrere Zentimeter voneinander ab.

7. Höhenzuwächse

Im ersten Untersuchungsjahr (1998) wurden die Höhenzuwächse (in mm) der letzten 6 Jahre erhoben, also die Zuwächse der Jahre 1993 bis 1998. In den Folgejahren wurde dagegen lediglich der letztjährige Höhenzuwachs und der aktuelle Zuwachs gemessen. Durch dieses Vorgehen sollte festgestellt werden, ob im Vorjahr zum Zeitpunkt der Messung das Höhenwachstum schon abgeschlossen war. Der Höhenzuwachs wurde parallel zur Sprossachse als Abstand zwischen den Knospenschuppennarben (oberes Ende) bzw. zwischen dem Abstand der Gipfelknospe (höchster Punkt) und der Knospenschuppennarbe gemessen. Bei sehr kleinen Bäumchen konnte der untere Höhenzuwachs dann nicht gemessen werden, wenn er sich in der Nadelstreu oder im dichten Moospolster befand. In diesem Fall hätte man die Pflanze freilegen müssen und sie damit nachhaltig geschädigt.

8. „Wurzelhalsdurchmesser“

Der „Wurzelhalsdurchmesser“ wurde definiert als „Durchmesser direkt über dem Knoten des ersten abgeschlossenen Keimlingsjahrganges“. Nur so konnten die Messung an allen Bäumchen vereinheitlicht werden, ohne sie zu beschädigen. Der Wurzelhals als „Übergang zwischen Wurzel und Spross“, so wie ihn SCHÜTT et al. (1992) definieren, konnte nicht erhoben werden, da die kleinen Bäumchen dazu teilweise hätten ausgegraben werden müssen. Dieser Wert wurde nur im Jahr 2000 (in mm) erhoben und dient zusammen mit der Sprosslänge als „Vitalitätsweiser“.

9. Sprosslänge

Die Sprosslänge (in mm) wurde parallel zur Sprossachse gemessen. Dabei mussten die Verjüngungspflanzen vorsichtig gestreckt werden. Dies war möglich, da die jungen Bäumchen meist noch nicht verholzt waren. Die Sprosslänge dient zusammen mit dem Wurzelhalsdurchmesser als „Vitalitätsweiser“.

10. Vitalität

Die Vitalität wurde in 4 Stufen geschätzt:

- a. geschwächt, kümmerlich, ohne sichtbaren Schäden
- b. geschwächt, kümmerlich, mit sichtbaren Schäden
- c. normal
- d. überaus kräftig

11. Schäden

An jeder Pflanze wurde erhoben, ob und wie stark sie geschädigt war.

Dabei wurden folgende Schadensursachen unterschieden:

- a. Gebrochen: Bei älteren verholzten Bäumchen.
- b. Geknickt: Bei älteren verholzten Bäumchen.
- c. Umgedrückt: Ältere Bäumchen waren oft von Baumgipfeln bedeckt und zu Boden gedrückt.
- d. Überwachsen: Kleinere Bäumchen waren oftmals durch Bodenvegetation (v.a. *Avenella flexuosa*, *Lycopodium annotinum*, *Luzula sylvatica*, *Calamagrostis villosa*) überwachsen.
- e. Überdeckt: Kleinere Bäumchen waren durch Nadelstreu oder Rinde überdeckt.
- f. Chlorosen, Nekrosen: Unbestimmte Verfärbungen und abgestorbene Pflanzenteile; oft an Blättern und Nadeln.
- g. Schneeschimmelschäden: An älteren Bäumchen.
- h. Grauschimmelschäden: (Sklerotien des Pilzes wurden zur Bestimmung an das Botanische Institut, Spezielle Botanik und Mykologie der Eberhard-Karls-Universität Tübingen geschickt).
- i. Mäuseschäden: Fraßtätigkeit an der Rinde der Verjüngungspflanze.
- j. Fraß- und Saugschäden durch Insekten: z.B. Rüsselkäfer, an Blättern und Nadeln.
- k. Verbisschäden: Konnte Verbiss festgestellt werden, so wurde der Verbissgrad (Leittriebverbiss, Verbiss im oberen Drittel, Verbiss im unteren Drittel) und die Verbissart (Rotwild/Rehwild, Hase, nicht definierbar) bestimmt.
- l. Fegeschäden
- m. Gipfelknospe fehlend oder beschädigt: Die Gipfelknospe fehlte bei manchen Bäumchen oder war ausgehöhlt. Die Ursache war nicht bestimmbar.
- n. Sonstiges

12. Ausfallursache

Bei allen Verjüngungspflanzen, die im Versuchszeitraum abgestorben waren, wurden die Ausfallursachen in Anhalt an BRANG (1996) bestimmt:

- a. Fehlend: Weder die Verjüngungspflanze noch die Markierung konnten gefunden werden.
- b. Unbekannt: Die Ausfallursache war nicht bestimmbar; die Pflanze und/oder Markierung konnte gefunden werden.
- c. Entwurzelt: Die Wurzel der Pflanze war zum großen Teil freiliegend.
- d. Überdeckt: Von Nadelstreu oder Rindenstücken; die Pflanzen lagen oft mehrere Zentimeter unter Nadelstreu.
- e. Vertrocknet: Bei jüngeren Pflanzen; erkennbar am leichten Abfallen vertrockneter Nadeln.
- f. Abgebissen
- g. Pilzschaden: Grauschimmel, Schneeschimmel.
- h. Zertreten durch Wild
- i. Zerstört: Bei der Auszählung beschädigt.
- j. Überwachsen: Kleinere Bäumchen waren durch Bodenvegetation (v.a. *Avenella flexuosa*, *Lycopodium annotinum*, *Luzula sylvatica*, *Calamagrostis villosa*) überwachsen, so dass sie abstarben.

13. Anhaftung am Boden

Es wurde unterschieden, ob das Bäumchen gänzlich am Boden lag oder nicht. Bei Anhaftung waren die Überlebenschancen gering, da es leicht überwachsen werden konnte.

14. Quadrant des Probekreis

Der im Rahmen der vorliegenden Untersuchung verwendete Metallprobekreis ist in 4 Quadranten unterteilt. Zur Aufnahme wurde er über den Probekreismittelpunkt gelegt und eingenordet. Sodann wurden die Quadranten im Uhrzeigersinn durchnummeriert (I, II, III, IV). Anschließend wurde bestimmt, in welchem Quadranten sich ein Bäumchen befand. Dieses Vorgehen diente zur Bestimmung der intraspezifischen Konkurrenz.

15. Fazies (Kleinstandort)

Die Einteilung der Kleinstrukturen auf der eine betrachtete Pflanze stockt war identisch zur Ansprache der Standorte der Bodenvegetation der Kleinflächen.

Beim Vorkommen folgender Kleinstandorte fanden zusätzliche Erhebungen statt:

Totholzfazies

Es wurde bestimmt, welchen Zersetzungsgrad das Totholz bzw. der Stubben aufwies (identisch zur Erhebung des liegenden Totholzes und der Sonderstandorte, siehe Kapitel 3.2.2 und 3.2.3) und welcher Durchmesserstufe (a: Durchmesser < 20 cm oder b: Durchmesser => 20 cm) es zuzurechnen war. Außerdem wurde erhoben, ob die Verjüngungspflanze auf der horizontalen Oberfläche, dem senkrechten Randbereich oder der Peripherie (angrenzender Bereich mit ½ der Breite der Kleinstruktur) des Sonderstandortes wuchs.

Wurzeltellerfazies

Es wurde bestimmt, wo sich die Verjüngung auf dem Wurzelteller befand:

- auf dem Wurzelteller
- in der Wurzeltelleranlaufmulde des Wurzeltellers
- auf der Wurzeltellerrückseite
- in der Wurzeltellermulde (Rohboden)
- auf anhaftendem Boden der Wurzeln

Die Aufnahmen wurden in allen drei Untersuchungsjahren von Anfang Juli bis Ende August durchgeführt.

3.2.5.2 Größere Verjüngungspflanzen im Kernbereich

Die Anzahl der Verjüngungspflanzen größer einem halben Meter war im Vergleich zu den kleineren Pflanzen relativ gering. Um eine genügend große Stichprobe zu erhalten wurde dieses Teilkollektiv auf der ganzen Fläche des Kernbereichs erhoben.

Die Schäden und Ausfallursachen wurden identisch zu der Verjüngung auf den Kleinflächen aufgenommen. Lediglich der Wurzelhalsdurchmesser wurde nach der Definition von SCHÜTT et al. (1992) als Übergang zwischen Wurzel und Spross in mm gemessen.

Die gesicherte Verjüngung im Kernbereich wurde im Zeitraum von Anfang Juli bis Ende August jeden Jahres erhoben.

3.2.5.3 Kritische Würdigung der Verjüngungserhebung

Bei den Aufnahmen der gesicherten Verjüngung traten Schwierigkeiten in mehrerer Hinsicht auf:

- (1) Die Altersbestimmung an den Vogelbeer-Individuen erwies sich als sehr schwierig, da sie oft stark verbissen und geschädigt waren. Ein Abzählen der Knospenschuppennarben war daher teilweise nicht möglich. Auch das Abernten der Verjüngungspflanzen zur Altersbestimmung (Auszählung der Jahrringe) war – auch auf Grund der geringen Anzahl – nicht zielführend. So konnte in einigen Fällen das Alter nur relativ grob („älter als x Jahre“) angegeben werden.
- (2) Einige Gehölzpflanzen waren insbesondere im Aufnahmejahr 2000 von Totholz und Gipfelstücken mehrere Meter hoch bedeckt, so dass sie zwar gefunden, aber nicht mehr vermessen werden konnte.
- (3) Einige Verjüngungspflanzen konnten trotz intensiver Suche nicht mehr gefunden werden. Es ist aber davon auszugehen, dass nicht alle nicht gefundenen Pflanzen ausgefallen sind. Die Wahrscheinlichkeit, dass einige dieser Pflanzen übersehen wurden, ist hier sehr wahrscheinlich: Die Aufnahmefläche war relativ groß (762 m²), dicht mit hoher Bodenvegetation bewachsen und von umgestürzten Bäumen und Gipfelstücken bedeckt. Die Aufnahmeflächen waren zudem im Jahr 2000 teilweise nicht mehr begehbar. Es ist davon auszugehen, dass die Anzahl der Verjüngungspflanzen im Kernbereich im Jahr 2000 dadurch eher unterschätzt wurde.

3.3 Statistische Auswertungsverfahren

3.3.1 Modelle und Hypothesen

Die im Folgenden verwendeten Abkürzungen bedeuten:

AG = Altgebiet des Nationalparks („Rachel-Lusen-Gebiet“), Altbestände 1998 bereits ganz abgestorben (A = Altgebiet, G = ganz abgestorben).

AT = Altgebiet des Nationalparks („Rachel-Lusen-Gebiet“), Altbestände 1998 teilweise abgestorben (A = Altgebiet, T = teilweise abgestorben).

ET = Erweiterungsgebiet des Nationalparks („Falkenstein-Rachel-Gebiet“), Altbestände teilweise abgestorben (E = Erweiterungsgebiet, T = teilweise abgestorben).

P = Plateaufläche

H = Hangfläche

Das Versuchskonzept ist als zweifaktorieller hierarchischer Untersuchungsplan mit unbalancierten Daten zu betrachten und folgendermaßen aufgebaut.

Tab. 6: Versuchsaufbau.

Faktor A: Untersuchungsgebiet	AG		AT		ET	
Faktor B: Geländeform	P	H	P	H	P	H
Versuchsvarianten	APG	AHG	APT	AHT	EPT	EHT

Aus Tab. 6 ist ersichtlich, dass Faktor A (Untersuchungsgebiet) drei Stufen besitzt und innerhalb jeder Stufe von A jeweils zwei Stufen von Faktor B (Geländeform) untersucht werden. Daraus ergeben sich sechs Versuchsvarianten. Die Faktorenstufen von B sind nicht identisch für die 3 Stufen von A, da die Hangrichtung der Untersuchungsbestände zufällig ausgewählt wurde bzw. nicht eine bestimmte Hangrichtung untersucht wird. Daher ist der Haupteffekt B zufällig, A dagegen fest. Dies bietet nach ZUCKER (1990, zit. nach BORTZ 1993) den Vorteil, dass die zu prüfende Varianz $\sigma^2 A$ nicht an der Fehlervarianz zu testen ist, sondern an der Prüfvarianz $\sigma^2 B(A)$ und damit „äußerst progressive“ Entscheidungen für den A-Effekt ausgeschlossen werden können.

Die Zerlegung der Freiheitsgrade ist in Tab. 7 dargestellt.

Tab. 7: Zerlegung der Freiheitsgrade. A = Untersuchungsgebiet (3), B = Geländeform (2), q = Untersuchungsgebiet (3), t = Geländeform (2), k = Versuchsparzelle (4), n = Probekreis (76), (AG = Altgebiet, Altbestände 1998 ganz abgestorben, AT = Altgebiet, Altbestände 1998 teilweise abgestorben, ET = Erweiterungsgebiet, Altbestände teilweise abgestorben).

Streuung	FG	FG	F
A	q - 1	2	$\sigma^2 A / \sigma^2 B(A)$
A1: AG v. ½ (AT + ET)	1	1	$\sigma^2 A1 / \sigma^2 B(A)$
A2: AT = ET	1	1	$\sigma^2 A2 / \sigma^2 B(A)$
B(A): B innerhalb A	q(t-1)	3*1 = 3	$\sigma^2 B(A) / \sigma^2 \text{Versuchsfehler}$
Versuchsfehler	qt(k-1)	3*2*3 = 18	$\sigma^2 \text{Versuchsfehler} / \sigma^2 \text{Stichprobenfehler}$
Stichprobenfehler	qtk(n-1)	3*2*4*75=1800	

Zunächst ist es wichtig, Informationen über die Bedeutung der Versuchsfaktoren zu erhalten. Um dies zu testen, wurden Hypothesen formuliert, welche die *Between Subjects Effects* testen ohne dabei *Within Subject Factors* (Korrelationen zwischen den Aufnahmejahren) zu berücksichtigen (EL KATEB, 2002). Diese Hypothese lautet z.B. für Faktor A:

$$H_0: \mu'_{1..} = \mu'_{2..} = \mu'_{3..}$$

$$\text{wobei } \mu'_{j..} = (\mu'_{j,1} + \mu'_{j,2} + \mu'_{j,3})/3$$

Diese Hypothese unterstellt, dass kein Einfluss der Versuchsfaktoren auf die Zielvariable besteht. Die Zerlegung der Freiheitsgrad erfolgt wie in Tab. 8 dargestellt.

Da die Aufnahmen in den Versuchspartzen in drei aufeinanderfolgenden Jahren (1998, 1999 und 2000) stattfanden, ist die Anwendung der multivariaten Varianzanalyse mit Messwiederholung (drei Versuchsjahre) die geeignete Methode für die Auswertung dieses Versuches, um die Korrelationen zwischen den Jahren zu berücksichtigen.

Die graphischen Darstellungen und die univariaten Analysen der abhängigen Variablen zeigten, dass die *Höhenlage* (Meereshöhe über NN) einige der Zielvariablen (Dichte der Verjüngung, Deckung der Krautschicht, Deckung der Moosschicht) entscheidend beeinflusst. Die Kovarianzanalyse bietet sich als eine gute Möglichkeit an, die Höhenlage als eine konkomitante Variable in die Analyse mit einzubeziehen. Die Residualanalysen zeigten darüber hinaus, dass die abhängigen Variablen in zwei homogene Blöcke nach Höhenlage stratifiziert werden können (Block 1: < 1.275 m NN, Block 2: >= 1.275 m NN).

Tab. 8: Zerlegung der Freiheitsgrade. A = Untersuchungsgebiet (3), B = Geländeform (2), (AG = Altgebiet, Altbestände 1998 ganz abgestorben, AT = Altgebiet, Altbestände 1998 teilweise abgestorben, ET = Erweiterungsgebiet, Altbestände teilweise abgestorben, H = Hang, P = Plateau).

Streuung	FG
A	2
AG v. ½ (AT + ET)	1
AT v. ET	1
B(A)	3
AG: H v. P	1
AT: H v. P	1
ET: H v. P	1
Versuchsfehler	17

In einem ersten Schritt wurde ein Modell mit den Einflussparametern Untersuchungsgebiet, Geländeform innerhalb des Untersuchungsgebietes und der Zeit gebildet. In einem zweiten Schritt wurde zusätzlich die Höhenlage in die multivariate Analyse als entscheidender, die Zielvariablen beeinflussender Faktor miteinbezogen.

Das Modell lautet:

$$Y_{ikm} = \mu + \beta_k + \gamma_{m(k)} + \epsilon_{i(jkm)}$$

wobei $i = 1, \dots, n$; $k = 1, \dots, q$; $m = 1, \dots, t$.

Die zu prüfenden Hypothesen lauten:

No Year Effect:

(1) $H_0: \mu_{\dots 1} = \mu_{\dots 2} = \mu_{\dots 3}$,

wobei i (für HL) = 1, ..., n (2); j (für A) = 1, ..., p (3); k (für B) = 1, ..., q (2)
und m (für Jahr) = 1, ..., t (3).

Diese Hypothese soll überprüfen, ob ein Unterschied in der Zielvariable über die drei Versuchsjahre erkennbar ist.

No Year * HL Effect:

$$(2) H_0: \quad \mu_{1..1} - \mu_{1..3} = \mu_{2..1} - \mu_{2..3} = \\ \mu_{1..2} - \mu_{1..3} = \mu_{2..2} - \mu_{2..3}$$

Diese Hypothese soll überprüfen, ob ein Unterschied in der Zielvariable abhängig von der Höhenlage über die drei Versuchsjahre vorhanden ist.

No Year * A Effect:

$$(3) H_0: \quad \mu_{1.1.1} - \mu_{1.1.3} = \mu_{2.1.1} - \mu_{2.1.3} = \mu_{3.1.1} - \mu_{3.1.3} = \\ \mu_{1.1.2} - \mu_{1.1.3} = \mu_{2.1.2} - \mu_{2.1.3} = \mu_{3.1.2} - \mu_{3.1.3}$$

Diese Hypothese soll überprüfen, ob Unterschiede in der Zielvariable abhängig vom Schädigungsgrad der Altbäume bzw. des Untersuchungsgebietes über die drei Versuchsjahre erkennbar sind. Sie wird aufgeteilt in:

No Year * A1 Effect:

$$(4) H_0: \quad \mu_{1.1.1} - \mu_{1.1.3} = (\mu_{2.1.1} - \mu_{2.1.3} + \mu_{3.1.1} - \mu_{3.1.3})/2 = \\ \mu_{1.1.2} - \mu_{1.1.3} = (\mu_{2.1.2} - \mu_{2.1.3} + \mu_{3.1.2} - \mu_{3.1.3})/2$$

Diese Hypothese soll überprüfen, ob Unterschiede in der Zielvariable zwischen den ganz abgestorbenen Beständen (AG) und den teilweise abgestorbenen Beständen (AT+ET) über die drei Versuchsjahre vorhanden sind.

No Year * A2 Effect:

$$(5) H_0: \quad \mu_{2.1.1} - \mu_{2.1.3} = \mu_{3.1.1} - \mu_{3.1.3} = \\ \mu_{2.1.2} - \mu_{2.1.3} = \mu_{3.1.2} - \mu_{3.1.3}$$

Diese Hypothese soll überprüfen, ob Unterschiede in der Zielvariable zwischen den teilweise abgestorbenen Beständen im Altgebiet (AT) und den teilweise abgestorbenen Beständen im Erweiterungsgebiet (ET) über die drei Versuchsjahre erkennbar sind.

No Year * B(A)Effect:

$$(6) H_0: \quad \mu_{..11} - \mu_{..13} = \mu_{..21} - \mu_{..23} = \\ \mu_{..12} - \mu_{..13} = \mu_{..22} - \mu_{..23}$$

Diese Hypothese soll überprüfen, ob Unterschiede in der Zielvariable abhängig von der Geländeform (Hang, Plateau) über die drei Versuchsjahre erkennbar sind. Sie wird aufgeteilt in:

No Year * B(A1)Effect:

$$(7) H_0: \quad \mu_{.111} - \mu_{.113} = \mu_{.121} - \mu_{.123} = \\ \mu_{.112} - \mu_{.113} = \mu_{.122} - \mu_{.123}$$

Diese Hypothese soll überprüfen, ob Unterschiede in der Zielvariable zwischen Plateau- und Hangflächen innerhalb der Versuchsvariante Altgebiet, Altbestände ganz abgestorben (AG) vorhanden sind.

No Year * B(A2)Effect:

$$(8) H_0: \quad \mu_{.211} - \mu_{.213} = \mu_{.221} - \mu_{.223} = \\ \mu_{.212} - \mu_{.213} = \mu_{.222} - \mu_{.223}$$

Diese Hypothese soll überprüfen, ob Unterschiede in der Zielvariable zwischen Plateau- und Hangflächen innerhalb der Versuchsvariante Altgebiet, Altbestände teilweise abgestorben (AT) erkennbar sind.

No Year * B(A3)Effect:

$$(9) H_0: \quad \mu_{.311} - \mu_{.313} = \mu_{.321} - \mu_{.323} = \\ \mu_{.312} - \mu_{.313} = \mu_{.322} - \mu_{.323}$$

Diese Hypothese soll überprüfen, ob Unterschiede in der Zielvariable zwischen Plateau- und Hangflächen innerhalb der Versuchsvariante Erweiterungsgebiet, Altbestände teilweise abgestorben (ET) vorhanden sind.

Die statistische Auswertung fand mit dem SAS – Programmpaket „SAS_Bork“ statt, das von Herrn MSc. HANY EL KATEB, Lehrstuhl für Waldbau und Forsteinrichtung, TUM erstellt wurde.

Folgende Zielvariablen wurden damit getestet:

Zielvariable 1: Dichte der Verjüngung (Di):	Di98	Di99	Di00
Zielvariable 2: Deckung der Krautschicht (Kr):	Kr98	Kr99	Kr00
Zielvariable 3: Deckung der Moosschicht (Mo):	Mo98	Mo99	Mo00

Die Zielvariablen wurden folgendermaßen transformiert, um die Voraussetzung (Normalverteilung, Homoskedastizität) für die o.g. statistischen Auswertungen zu schaffen.

Zielvariable 1:

$$y' = 1/(2y + 1)$$

Zielvariable 2:

$$y' = 2 \cdot \arcsin \sqrt{y}$$

Zielvariable 3:

$$y' = 2 \cdot \arcsin \sqrt{y}$$

Durch andere durchgeführte Transformationen der Zielvariablen wurden die Voraussetzungen für die statistischen Auswertungen weniger zufriedenstellend erfüllt.

3.3.2 CLARK & EVANS-Index

In der vorliegenden Arbeit sollen Schlüsse zur räumlichen Verteilung unter Zuhilfenahme einer „Nearest-Neighbour-Methode“ gezogen werden, in der die Entfernungen zwischen Ereignissen (hier: mit Verjüngungspflanzen besetzte Probekreise) eingehen. Dazu eignet sich der häufig verwendete CLARK & EVANS-Index (1954), erweitert von DONNELLY (1978). Der CLARK & EVANS-Index ermittelt die Abstände zwischen zufällig gewählten Messpunkten zum jeweils nächstgelegenen Objekt und vergleicht diese mit der Poisson-Verteilung. Er berechnet sich nach der Formel:

$$R_{KORR} = r_{beob} / r_{korr}$$

$$r_{beob} = \frac{\sum_{i=1}^N r_i}{N}$$

$$r_{korr} = 0,5 * \sqrt{F/N} + 0,051368 * U/N + 0,041 * U/N^{3/2}$$

wobei, N: mit Verjüngung besetzte Probekreise
 r_i : Punkt zu Punkt - Abstände
 F: Größe der Untersuchungsfläche
 U: Umfang der Untersuchungsfläche

Die Testgröße T_R berechnet sich nach der Formel:

$$T_R = (r_{beob} - r_{korr})/s_r$$

$$s_r = 0,0703 * \frac{F}{N^2} + 0,037 * U * \sqrt{\frac{F}{N}}$$

Die Probekreise werden dabei als einzelne Punkte betrachtet. Dies ist nach SIMBERLOFF (1979, zit. nach FRÖHLICH, 1993) dann zulässig, wenn der Kreisdurchmesser kleiner ist als die halbe zu erwartende durchschnittliche Entfernung der Mittelpunkte voneinander. Da die

Entfernung der Probekreismittelpunkte stets 3,35 m und der Probekreisdurchmesser 0,8 m ist, ist diese Approximation gerechtfertigt. Ein mit Verjüngungspflanzen besetzter Probekreis wird im Folgenden, *unabhängig von der Pflanzenanzahl*, als *ein* Ereignis betrachtet, von dem aus der nächstliegende Nachbar (= besetzter Probekreis) bestimmt wird. Da im Laufe der Verjüngungsentwicklung auf den 0,5 m² pro Probekreis höchstens ein Baum überleben wird, scheint diese Betrachtungsweise gerechtfertigt.

3.3.3 Varianz-Mittelwert-Index (Klumpungsindex)

Zur Berechnung der Besetzungszahlen der einzelnen Probekreise stehen verschiedene Methoden zur Verfügung. In der vorliegenden Arbeit wird ein relativ einfaches Verfahren gewählt, der Varianz-Mittelwert-Index (Klumpungsindex) nach COX (1971), den u.a. auch RAUSCH (1975) und HOHENADL (1981) verwendeten und der sich nach der Formel berechnet:

$$K = s^2/x$$

dabei bedeuten: s^2 = Varianz
 x = Mittelwert

Dieser Varianz-Mittelwert-Index untersucht, ob die beobachteten Besetzungszahlen der einzelnen Probekreise der Poisson-Verteilung (= rein zufällige Verteilung) folgen, also ob Varianz und Mittelwert gleich sind (FRÖHLICH, 1993). Unterscheidet sich der Quotient nicht signifikant von 1 (= Poisson-Verteilung), so liegt eine zufällige Verteilung der Verjüngungspflanzen in den Beständen vor. Ist $K < 1$, dann ist auf ein regelmäßiges Besetzungsmuster zu schließen. Eine geklumpete Verteilung wird durch $K > 1$, starke Aggregation durch $K > 5$ ausgedrückt (COX, 1971).

3.3.4 Voluminierungs- und Zeichenprogramme

Die Massenbestimmung stehender Bäume erfolgte mit dem Sortierungs- und Voluminierungsprogramm BDAT nach KUBLIN u. SCHARNAGL (1998). Die Volumenberechnung wurde für alle stehenden Bäume (abgestorben oder lebend) durchgeführt, die keinen Stammbruch aufwiesen. Gipfelbrüche, z.T. mit Ersatzleittrieb bildung, wurden nicht berücksichtigt, da sie fast an allen stehenden Bäumen zu beobachten waren.

Die Stammfußkarten wurden mit Hilfe des Statistik-Analyse-Systems SAS (Statistical Analysis System 6.12, SAS Institute Inc., Cary, N.C.) gezeichnet. Zum Erstellen der Totholzkarten diente das Graphik-Programm CoreDRAW 10.

4 Ergebnisse

4.1 Entwicklung der Altbestände

Der Schwerpunkt der vorliegenden Untersuchung liegt in der detaillierten Analyse der Verjüngungsprozesse. Diese werden ganz wesentlich von der Dichte und der Zusammensetzung des Altbestandes gesteuert. Die Darstellung der wichtigsten Kennwerte der Altbestände auf den Untersuchungspartellen bildet somit eine wichtige Voraussetzung für das Verständnis der Verjüngungsprozesse und damit der Walddynamik in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. Der nachfolgend verwendete Begriff „Altbestand“ fasst alle stehenden Bäume zusammen, unabhängig ob lebend oder bereits abgestorben.

4.1.1 Aufbau und Baumartenzusammensetzung

Die untersuchten Bestände gehören vegetationskundlich zum Reitgras-Fichtenwald der Hochlagen des Bayerischen Waldes (*Calamagrostio villosae-Piceetum barbilophozietosum*). Die Fichte (*Picea abies*) prägt fast ausnahmslos die Bestände der Hochlagen, daneben kommt nur sehr vereinzelt Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) vor: Von insgesamt 1.773 aufgenommenen Bäumen waren nur 8 Vogelbeeren, was einem Anteil von 0,45 % an der Baumartenzusammensetzung entspricht. Zudem war die Hälfte der Vogelbeeren bereits zu Beginn der Untersuchung im Jahr 1998 vermutlich durch interspezifische Konkurrenz abgestorben. Nur in 3 von insgesamt 24 Beständen kamen lebende Vogelbeer-Individuen vor. Die Struktur der Hochlagenbestände weicht deutlich von Fichtenwäldern der Tieflagen ab. Die Bäume bilden keine gleichmäßig geschlossenen Bestände, sondern sind meist ungleichmäßig über die Fläche verteilt. In den Beständen wechseln relativ geschlossene Bereiche mit lichterem Partien ab, auf denen oftmals nur einzelne Altfichten stehen. Hier kann viel Licht und Wärme den Boden erreichen, was sich günstig auf die Entwicklung der Bodenvegetation auswirkt. Unter den Altbeständen ist daher meist eine weitgehend geschlossene Gras- oder Farndecke zu finden. Die Stammpfußkarten im Anhang 8.1 vermitteln einen Eindruck von der Baumverteilung auf den Parzellen. Besonders deutlich zeigt sich die ungleichmäßige Verteilung der Altfichten auf den Hangflächen im Bereich des Lusen (Abb. 4). Dort kommen die Altbäume zumeist in kleineren Gruppen von drei bis vier Individuen (sogenannte „Rotten“) oder entlang vertikaler Strukturen vor. Diese Bäume waren in ihrer Jugend, ebenso wie die aktuelle Verjüngung, auf günstige Standorte wie alte Stöcke oder liegendes Totholz angewiesen, um sich im dichten Grasbewuchs erfolgreich etablieren und entwickeln zu können. Diese Strukturen lassen sich auch noch im heutigen Bestand durch das Verteilungsmuster der Altbäume erkennen. Die Fichtenhochlagenwälder sind, sofern aus Naturverjüngung hervorgegangen, durch diese Rotten horizontal gut strukturiert.

Im Gegensatz zu den Fichten der Tieflagen sind die Hochlagenfichten tief beastet. Insbesondere auf den Hangflächen im Altgebiet des Nationalparks reichen die Kronen fast bis zum Boden.

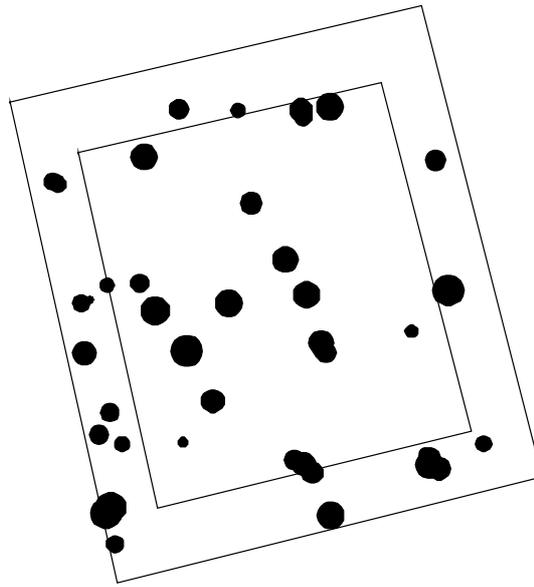


Abb. 4: Stammfußkarte des Bestandes 304 (Lusen Osthang) mit erkennbaren Rottenstrukturen der Altbäume.

4.1.2 Alter

Das Alter der Bestände wurde aus den Revierbüchern entnommen bzw. im Erweiterungsgebiet bei umgeschnittenen Altbäumen anhand der Jahrringe ausgezählt. Die Bäume weisen eine hohe Altersspanne von 115 bis 280 Jahre auf. Einige Bestände (insbesondere im Mauther Forst) gingen aus Pflanzungen nach Windwurf im Jahre 1870 hervor, so dass hier das Alter mit etwa 130 Jahren relativ genau angegeben werden kann (RALL, pers. Mitteilung).

4.1.3 Höhenverteilung

Die Höhen wurden bei allen Bäume gemessen, auch wenn diese gebrochen waren. Jedoch wurden Bäume mit Stamm- oder Gipfelbrüchen aus der Auswertung der Höhenverteilung ausgeschlossen, weil sonst ein falsches Bild eines mehrschichtigen Bestandaufbaus entstehen würde. Dagegen wurden Altbäume, die zu einem früheren Zeitpunkt gebrochen wurden und sich durch Bildung eines neuen Seitentriebes wieder aufrichten konnten, in die Auswertung miteinbezogen, da sie die Höhenverteilung der Bestände mitprägen. Ein ehemaliger überwachsener Gipfelbruch ist auch heute noch durch einen Knick oder Zwieselbildung im Kronenbereich erkennbar.

Vergleicht man die Höhenverteilung der Bäume in den Beständen zwischen den verschiedenen Versuchsvarianten (Abb. 5), so lassen sich folgende Ergebnisse zusammenfassen:

Die Höhen der Altbäume zeigen meist eine zweigipflige Verteilung: Einen deutlichen Gipfel in den oberen Höhenklassen und einen angedeuteten Gipfel in den unteren Höhenklassen. Dies lässt zunächst auf einen zweischichtigen Bestand schließen. Der Unter- bzw. Zwischenstand wird von einigen schwach dimensionierten Fichten sowie von vereinzelt Vogelbeeren gebildet.

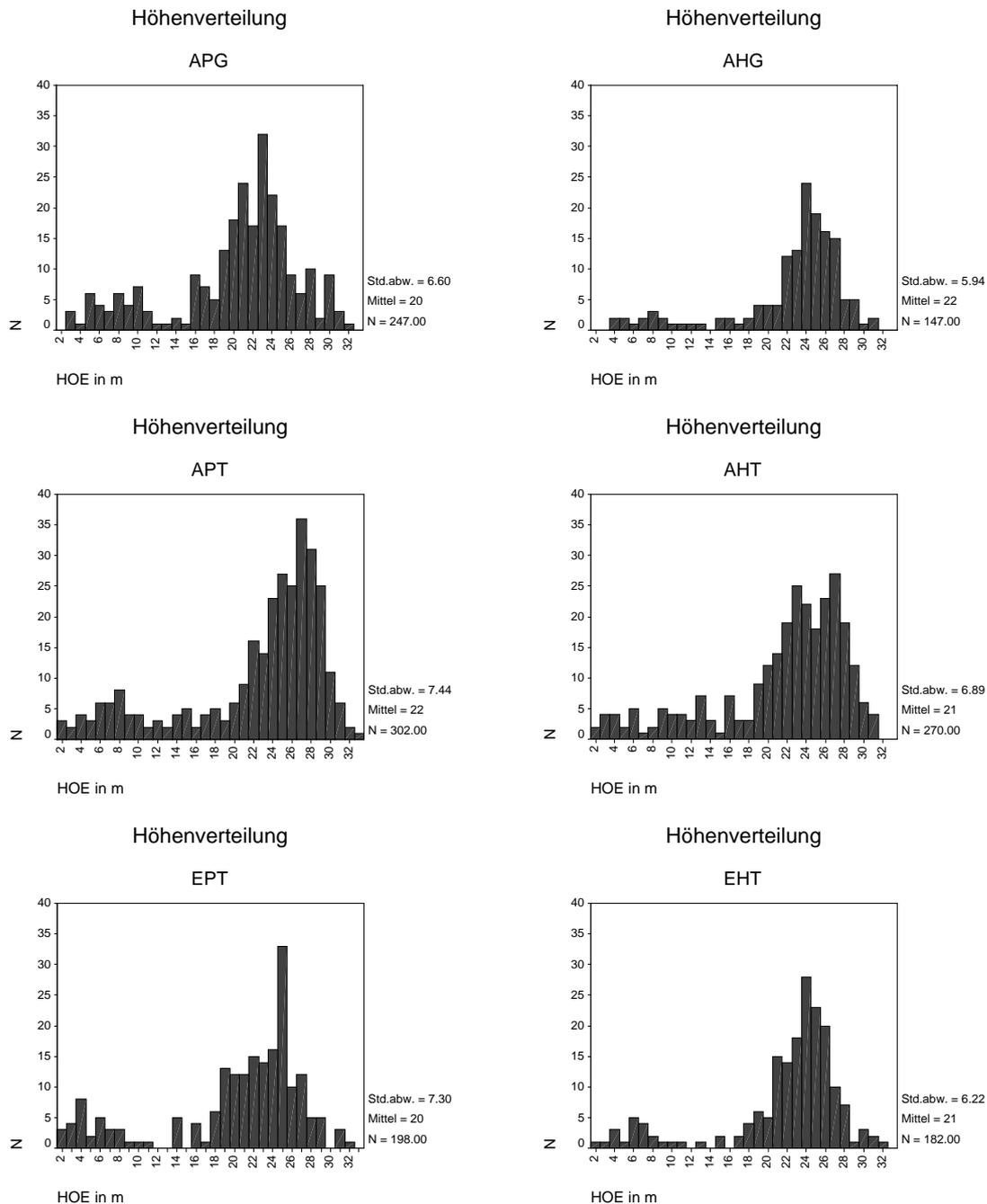


Abb. 5: Höhenverteilung der Altbäume in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten (1998). A: Altgebiet, E: Erweiterungsgebiet, H: Hangfläche, P: Plateaufläche, G: Altbestand 1998 ganz abgestorben, T: Altbestand 1998 z.T. abgestorben, HOE = Höhe der Altbäume, N = Summe aus der absoluten Anzahl der Altbäume aus vier Beständen pro Variante.

Die unterständigen Fichten befinden sich meist direkt im Stockachselbereich von durchmesserstarken und hohen Altbäumen und sind in vielen Fällen abgestorben. Vermutlich stammen diese Fichten aus den für die Hochlagenbestände typischen Rottenstrukturen, die im

Laufe des Bestandeslebens durch den Konkurrenzdruck der vorherrschenden Bäume ausgedünnt wurden. Die zumeist toten, durchmesserschwachen Individuen der Unterschicht fallen optisch nicht sehr ins Gewicht, so dass im Gelände nicht der Eindruck eines zweischichtigen Bestandes, sondern vielmehr der eines einschichtigen Bestandes entsteht.

Die durchschnittliche Mittelhöhe der Altbäume ist mit etwa 21 m Höhe (Abb. 5) in allen Varianten etwa gleich groß. Allerdings ist diese Mittelhöhe wesentlich von dem Teilkollektiv der niedrigen (und durchmesserschwachen) Bäume der Zwischen- und Unterschicht beeinflusst. Eine Aufteilung der Höhen in Oberschicht, Mittelschicht und Unterschicht ist daher sinnvoll, um die tatsächliche Bestandesstruktur darzustellen.

Im Folgenden werden die Höhenbereiche der verschiedenen Bestandesschichten nach MOSANDL (1991) eingeteilt. Hierbei dient der Baum mit Maximalhöhe als Maßstab für alle anderen niedrigeren Bäume. Folgende Schichten können zugeordnet werden:

Oberschicht	:	80 % bis 100 %	der Maximalhöhe
Mittelschicht	:	50 % bis 80 %	der Maximalhöhe
Unterschicht	:	< 50 %	der Maximalhöhe

Somit können getrennte Kennwerte für die drei Schichten berechnet werden und aus dem Mittel der Höhe aller Bäume, die in die Oberschicht hineinragen, die „Oberschichthöhe“ bestimmt werden. Nach MOSANDL (1991) ist diese „Oberschichthöhe“ entscheidend, da „nur in der Oberschicht die Wachstumsprozesse im Wesentlichen vom Standort bestimmt werden und nicht zusätzlich durch Beschattung von höheren Bäumen“. In Tab. 9 sind die Maximalhöhen der Altbäume, der „Oberschichthöhenbereich“ und die mittlere Höhe der Oberschicht getrennt nach Versuchsvarianten dargestellt.

Tab. 9: Von der Maximalhöhe abgeleiteter „Oberschichthöhenbereich“ und die mittlere Höhe der Oberschicht der Bäume in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten (1998). A: Altgebiet, E: Erweiterungsgebiet, H: Hangfläche, P: Plateaufläche, G: Altbestand 1998 ganz abgestorben, T: Altbestand 1998 z.T. abgestorben.

Variante	Maximalhöhe	Oberschichthöhenbereich	Mittlere Höhe der Oberschicht
	in m	in m	in m
APG	33.8	27.0 – 33.8	29.0
AHG	30.2	24.2 – 30.2	26.2
APT	32.0	25.6 – 32.0	27.7
AHT	30.2	24.2 – 30.2	26.6
EPT	31.7	25.4 – 31.7	27.1
EHT	31.0	24.8 – 31.0	26.6

Die Maximalhöhen und die mittleren Höhen der Oberschichtbäume sind in allen Varianten sehr ähnlich. Die Schwankungsbreite der mittleren Höhe ist in den einzelnen Beständen innerhalb einer Variante größer als zwischen den Varianten. Auf Grund der gleichen Standortvoraussetzungen aller Bestände innerhalb der Versuchsvarianten ist es nicht

verwunderlich, dass die Höhen der Bäume nur sehr gering voneinander abweichen. Diese Größe wird maßgeblich vom Standort beeinflusst.

Wendet man das Verfahren nach MOSANDL (1991) auf die Bestände der verschiedenen Varianten an und berechnet daraus die Schichtung des Bestandes, so ergeben sich folgende Ergebnisse:

Die Bestände der einzelnen Varianten sind zumeist von Bäumen *einer* Bestandesschicht dominiert und daher einschichtig aufgebaut. Mit Ausnahme der Bestände in der Variante APG sind es bei einschichtigem Bestandaufbau die Bäume der Oberschichthöhe, die das Bestandesbild prägen. In den Beständen der Variante APG hingegen beherrschen die Bäume der Mittelschicht die Bestände, nur einzelne Fichten ragen in die Oberschichthöhe ein. Im Gegensatz zu allen anderen Versuchsvarianten lassen sich in der Variante AHT aus der Abb. 5 zwei Gipfel in der größeren Höhenklasse erkennen, was auf eine gewisse vertikale Differenzierung der Bestände in eine Ober- und Mittelschicht hindeutet. Berechnet man die Schichtungen nach dem bereits beschriebenen Verfahren nach MOSANDL (1991) so erkennt man, dass der erste Gipfel der Höhenverteilung der Bäume in den Oberschichthöhenbereich hineinragt, der zweite Gipfel der im Höhenbereich der berechneten Mittelschicht (23 m Höhe) liegt. Dieses Ergebnis bestätigt die Ausbildung einer Mittelschicht in den Beständen der Versuchsvariante AHT. Nur die Bestände der Variante AHT besitzen demnach einen eindeutigen zweischichtigen Bestandaufbau. Da in den Beständen dieser Varianten sehr viele Bäume der Oberschicht durch Schneebruch in Vergangenheit geschädigt worden sind, liegt die Vermutung nahe, dass die Mittelschicht von ehemals gebrochenen Fichten, die in ihrem Wachstum gegenüber den anderen Bestandesmitgliedern zurückgeblieben sind, gebildet wird. Dies ist jedoch nicht der Fall: Nur an 14 von insgesamt 270 Bäumen in dieser Variante konnte ein früherer Bruch festgestellt werden.

4.1.4 Durchmesserverteilung

Die Durchmesserverteilung der lebenden Altbäume entspricht in etwa einer Normalverteilung (Abb. 6-1). Die Bäume sind über alle Durchmesserklassen verteilt und besitzen im Durchschnitt einen BHD von 38,6 cm.

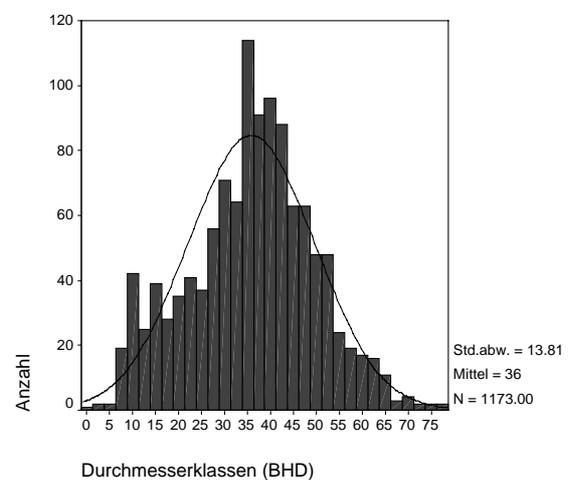
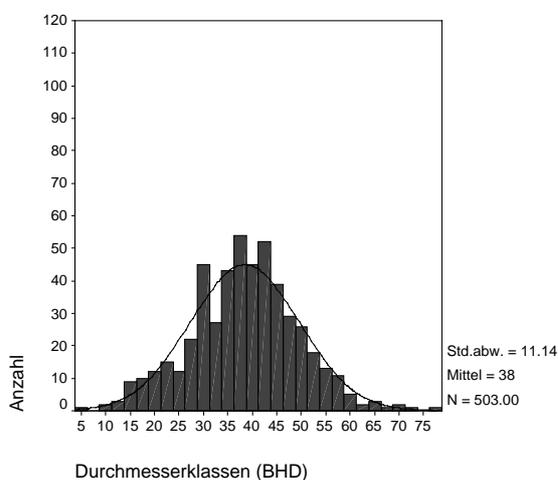


Abb. 6-1: Durchmesserverteilung der **lebenden** Altbäume in den 24 Beständen (2000). N = Summe der absoluten Anzahl aller Altbäume auf den 24 Parzellen.

Abb. 6-2: Durchmesserverteilung der **toten** Altbäume in den 24 Beständen (2000). N = Summe der absoluten Anzahl aller Altbäume auf den 24 Parzellen.

Die Durchmesserverteilung der abgestorben Altbäume weicht von der Normalverteilungskurve ab (Abb. 6-2). Neben Altbäumen mit mittleren Durchmessern fanden sich abgestorbene Bäume auch in unteren Durchmesserklassen. Diese waren überwiegend nicht dem Borkenkäfer, sondern in erster Linie der intraspezifischen Konkurrenz im Laufe des Bestandeslebens zum Opfer gefallen.

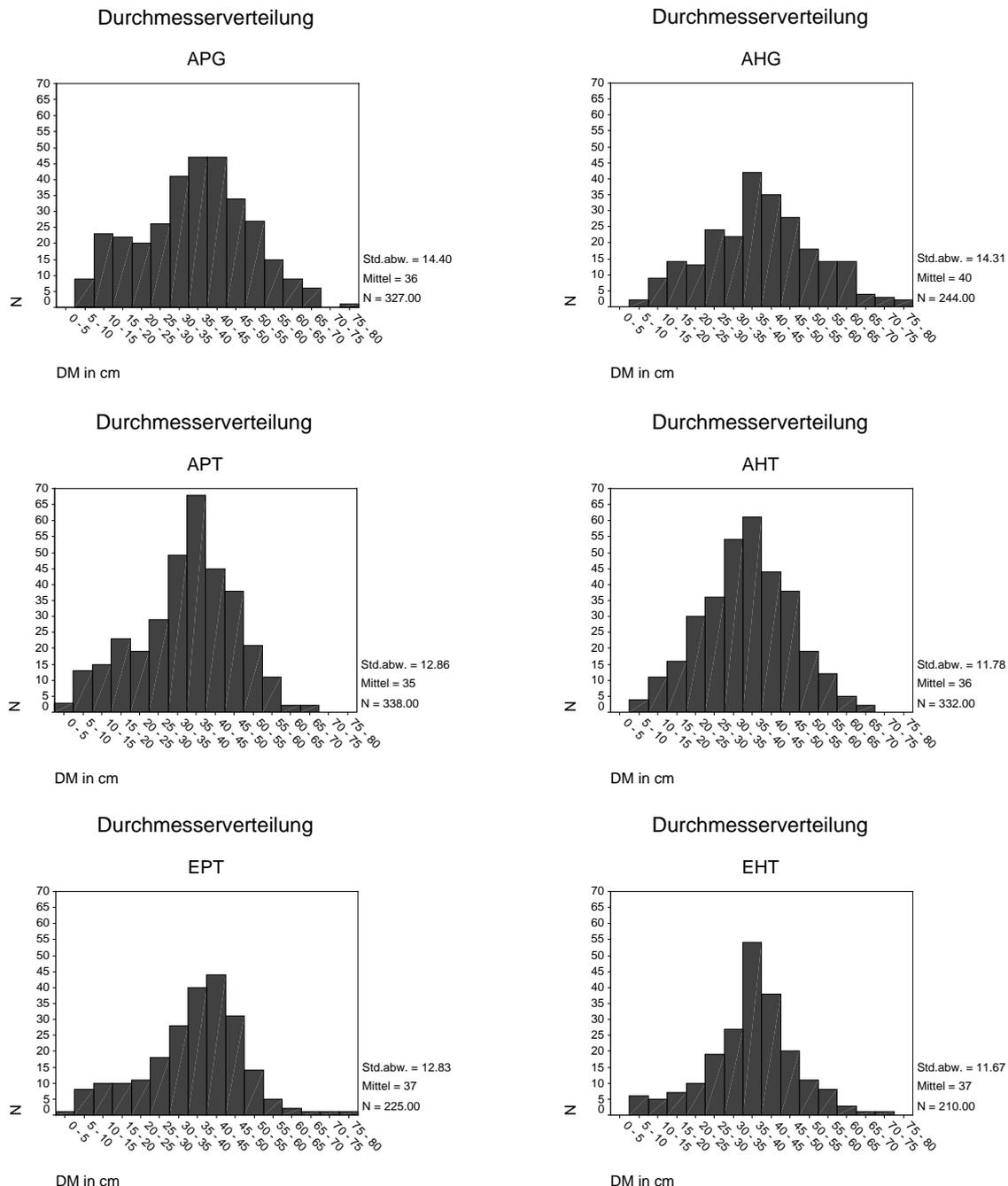


Abb. 7: Durchmesserverteilung der stehenden Altbäume (lebend+tot) in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten (1998). A: Altgebiet, E: Erweiterungsgebiet, H: Hangfläche, P: Plateaufläche, G: Altbestand 1998 ganz abgestorben, T: Altbestand 1998 z.T. abgestorben, DM = Durchmesser der Altbäume (BHD), N = Summe der absoluten Anzahl der Altbäume aus vier Beständen pro Variante.

In der Abb. 7 sind die Durchmesserverteilung aller stehenden Bäume – ohne Unterscheidung nach lebend und tot vorzunehmen – getrennt nach Versuchsvarianten dargestellt. Die Durchmesserverteilungen sind insgesamt auf allen Parzellen sehr ähnlich. Wie bei den

mittleren Höhen unterscheiden sich auch die mittleren Durchmesser der Altbäume in den Bestände der sechs Versuchsvarianten nur geringfügig. Sie liegen zwischen 35 und 37 cm im BHD. Nur der Mitteldurchmesser der Variante AHG ist mit 40 cm geringfügig größer. Dies ist darauf zurückzuführen, dass es innerhalb der Versuchsvariante AHG einen Bestand gibt, der einen mittleren Durchmesser von durchschnittlich 43 cm erreicht, einzelne Bäume dieses Bestandes weisen sogar einen BHD von über 70 cm auf.

4.1.5 Anzahl und Vorrat der Altbäume

Die Anzahl der Bäume pro Hektar beträgt durchschnittlich 417 (225 bis 669 Stck./ha) (s. Tab. 2). Im Erweiterungsgebiet ist die Stammzahl mit durchschnittlich 330 Bäumen/ha deutlich geringer als im Altgebiet (460 Stck./ha). Diese niedrige Stammzahl ist vermutlich auf stärkere Durchforstungen der Bestände im Erweiterungsgebiet zurückzuführen. Nur auf den stark geneigten Hangflächen im Bereich des Lusen (Altgebiet) stocken ebenfalls stammzahlärmere Bestände (270 Stck./ha). Diese Bestände gingen vermutlich aus Naturverjüngung hervor, in denen sich auf Grund starker Vergrasung nur wenige Verjüngungspflanzen auf Sonderstandorte etablieren konnten. Besonders hohe Stammzahlen sind dagegen in den Beständen des Mauther Forstes (aus Pflanzung nach Windwurf von 1870) zu verzeichnen. Die Unterschiede in den Stammzahlen sind zwischen den einzelnen Beständen innerhalb einer Variante größer als zwischen den Varianten.

Der Vorrat in den untersuchten Beständen beträgt durchschnittlich 513 Vorratsfestmeter Derbholz je ha (VfmD/ha). Besonders vorratsreich sind die Bestände im Altgebiet mit 570 VfmD/ha. Dagegen weisen die Bestände im Erweiterungsgebiet nur etwa 400 VfmD/ha auf (s. Tab. 2). Das durchschnittliche Volumen des Einzelbaumes ist in allen Beständen mit durchschnittlich 1,25 +/- 0,3 VfmD/Baum in etwa gleich hoch.

4.1.6 Vitalität und Schäden

Wesentlichen Einfluss auf die Vitalität der Altfichten bzw. der Bestände hatte der im Untersuchungszeitraum fortschreitende Borkenkäferbefall. Zu Beginn der Untersuchung im Jahr 1998 wurden zwei Bestandestypen ausgewählt: (1) Bestände, in denen fast alle Bäume abgestorben waren und (2) Bestände, in denen die Bäume teilweise noch lebend waren. In den fast ganz abgestorbenen Beständen waren aber meist noch wenige unterständige Fichten zu finden, die vom Borkenkäfer während des gesamten Untersuchungszeitraumes verschont blieben. Dagegen setzte sich der Borkenkäferbefall in den 1998 nur zum Teil abgestorbenen Beständen mit jedem Jahr weiter fort. Während im Jahr 1999 besonders die Hangflächen im Altgebiet betroffen waren, starben im Jahr 2000 vorwiegend die Bäume auf den Plateauflächen ab. Im Altgebiet kamen in den untersuchten Beständen bis zum Jahr 2000 insgesamt 210 neu abgestorbene Bäume pro Hektar hinzu. Über die Hälfte der 1998 noch lebenden Fichten (485 Stck./ha) sind somit innerhalb zwei Jahre in den Untersuchungsbeständen des Altgebietes abgestorben. Drei (von acht) ehemals teilweise abgestorbenen Bestände „entwickelten“ sich während des Untersuchungszeitraumes zu ganz abgestorbenen Parzellen. Nur in einem einzigen 1998 teilweise abgestorbenen Bestand blieb der Borkenkäferbefall im Jahr 2000 auf dem gleichen Niveau wie 1998. Tab. 10 gibt einen

Überblick über die Entwicklung der abgestorbenen Altlichten in den Versuchsvarianten während des gesamten Untersuchungszeitraumes.

Tab. 10: Entwicklung der Zahl der abgestorbenen Altlichten in Folge Borkenkäferbefalls in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten. A: Altgebiet, E: Erweiterungsgebiet, H: Hangfläche, P: Plateaufläche, G: Altbestand 1998 ganz abgestorben, T: Altbestand 1998 z.T. abgestorben.

Variante	Durchschnittliche Anzahl der Altlichten (N/ha)			
	N_{gesamt}	davon tot 1998	davon tot 2000	Zugang tot 1998-2000
APG	508	478	480	2
AHG	380	370	372	2
APT	526	295	429	134
AHT	522	308	380	72
EPT	421	145	164	19
EHT	398	117	148	31

Auch im Erweiterungsgebiet war Borkenkäferbefall an den Altlichten zu beobachten. Allerdings konnte sich der Borkenkäfer auf Grund von Bekämpfungsmaßnahmen dort nicht derart rasant ausbreiten wie in den Beständen des Altgebietes. Dennoch fiel auch im Erweiterungsgebiet ein Teil der Bäume dem Borkenkäfer zum Opfer. Insgesamt waren auf den Versuchsflächen im Erweiterungsgebiet 32 Fichten (entspricht durchschnittlich 25 Bäume pro Hektar) betroffen, was einem Anteil von 9 % aller 1998 noch lebenden Fichten auf den untersuchten Flächen des Erweiterungsgebietes entspricht.

Viele Fichten wiesen Schneebruchschäden auf. Die häufig auftretende Zwieselbildung im Gipfelbereich der Fichten zeigt, dass die Hochlagenfichten im Laufe ihres Bestandeslebens schon öfters durch Schnee gebrochen wurden, sich aber durch Bildung eines Ersatzleittriebes wieder regenerieren konnten. Im Winter 1999/2000 kam es auf Grund folgender Gegebenheiten zu massiven Schneebrüchen, insbesondere im Gebiet des Mauther Forstes: Die erst vor kurzem durch Borkenkäfer abgetöteten Fichten besaßen noch viel Feinreisig. Der Nassschnee konnte sich an dieses Feinreisig gut anlagern und brachte einige Bestände nahezu vollständig zum Einsturz. (Der Zugang von liegendem Totholz im Untersuchungszeitraum wird im Kapitel 4.2 näher erläutert). Dagegen spielten Schädigungen durch Windwurf oder Windbruch im Untersuchungszeitraum nur eine untergeordnete Rolle. Darüber hinaus konnten im Jahr 2000 an einigen lebenden Fichten, insbesondere in den Beständen des Erweiterungsgebietes, deutliche Vergilbungen im Kronenbereich festgestellt werden. Diese Vergilbungen standen aber vermutlich nicht in Zusammenhang mit Borkenkäferbefall.

Während im Untersuchungszeitraum an Vogelbeerbäumen keinerlei Fruktifikationsansätze feststellbar waren, fand sich im Jahr 2000 an insgesamt 145 lebenden Fichten auf den Versuchsflächen Zapfenanhang, dies entspricht einem Anteil von etwa 30 % der im Jahr 2000 noch lebenden Fichten. Die Anzahl und Verteilung von fruktifikationsfähigen Altbäumen ist für die Verjüngungsprozesse bzw. für die Chance einer Neuetablierung von Keimlingen

entscheidend. So fand sich mindestens eine masttragende Fichte in allen im Jahr 2000 teilweise abgestorbenen Beständen des Alt- und Erweiterungsgebietes. Dagegen zeigten die wenigen unterständigen Fichten in den ganz abgestorbenen Parzellen des Altgebietes keinerlei Zapfenanhang. Diesen Zwischenständern kommt jedoch eine besonders hohe Bedeutung für die Wiederbestockung der großflächig abgestorbenen Bereiche mit Verjüngungspflanzen zu, da sie in Zukunft als Mastbäume dienen könnten.

4.1.7 Zersetzungsgrad des stehenden Totholzes

Bei den stehenden toten Altbäumen wurde 1998 und 2000 der Zersetzungsgrad okular angesprochen. Somit ist es möglich, die fortschreitende Zersetzung der Altbäume zu dokumentieren.

In Tabelle 11 wird dem Zersetzungsgrad 1998 (GR98) der Zersetzungsgrad 2000 (GR00) gegenübergestellt. Im Jahr 1998 wies die Mehrzahl der Altbäume (N = 587, das sind 58 % aller toten Bäume) einen Zersetzungsgrad (ZG) von 1 auf, d.h. sie waren frisch vom Borkenkäfer abgetötet worden. Innerhalb von 2 Jahren war ein relativ schneller Fortschritt der Zersetzung an einem großen Teil dieser Fichten (N = 350, 34,5 %) zu beobachten: Im Jahr 2000 hatte sich die Rinde vom Stamm gelöst und viele Bäume waren bereits abgebrochen (ZG 2). Die 1998 vom Borkenkäfer befallenen und im Absterben begriffenen Bäume (ZG 0) starben, mit wenigen Ausnahmen (N = 3), bis zum Jahr 2000 ab und wiesen dann vorwiegend Zersetzungsgradstufen von 1 und 2 auf. Der Anteil von stark zersetzten stehenden Bäume (ZG 4) war in den Untersuchungsbeständen im Jahr 1998 sehr gering (1,6 %) und erhöhte sich bis zum Jahr 2000 nur leicht auf 6,4 %.

Tab. 11: Zersetzungsgrad der Altbäume 1998 (GR98) und 2000 (GR00) in den 24 Beständen.

GR98		GR00					Gesamt (GR98)
		0	1	2	3	4	
0	Anzahl	3	41	34	1	0	79
	Prozent	0.3	4.0	3.4	0.1	0	7.8
1	Anzahl		213	350	24	0	587
	Prozent		21.0	34.5	2.4	0	57.9
2	Anzahl			114	66	14	194
	Prozent			11.2	6.5	1.4	19.1
3	Anzahl				103	35	138
	Prozent				10.2	3.4	13.6
4	Anzahl					16	16
	Prozent					1.6	1.6
Gesamt (GR00)	Anzahl	3	254	498	194	65	1014
	Prozent	0.3	25.0	49.1	19.2	6.4	100

Aus diesen Ergebnissen ist ersichtlich, dass die vom Borkenkäfer frisch abgetöteten Bäume relativ schnell zersetzen und abbrechen. Nachdem Zersetzungsgradstufen von 1 oder 2 innerhalb von ein bis zwei Jahren erreicht sind, dauert es jedoch mehrere Jahre bis die stehenden Stämme/Stammteile weiter vermodern.

4.2 Liegendes Totholz

Das Volumen des liegenden Totholzes (Rannen) in den Beständen des Altgebietes bzw. des Erweiterungsgebietes unterschied sich zu Beginn des Untersuchungszeitraumes im Jahr 1998 kaum: In den Beständen des Altgebietes waren durchschnittlich $24 \text{ m}^3/\text{ha}$ Totholz und im Erweiterungsgebiet $23 \text{ m}^3/\text{ha}$ zu finden. Das Volumen des liegenden Totholzes unterschied sich in den Beständen der verschiedenen Versuchsvarianten nur unwesentlich und wies etwa $20 \pm 5 \text{ m}^3/\text{ha}$ auf. Nur in den Beständen der Variante AHT war schon im Jahr 1998 mehr Totholz zu finden als in den übrigen Beständen ($44 \text{ m}^3/\text{ha}$), was vermutlich auf Schneebruch zurückzuführen ist. Die Totholzvorräte in den Einzelbeständen zu den verschiedenen Aufnahmezeitpunkten sind im Anhang 8.2 dargestellt.

Während das Volumen des liegenden Totholzes im Erweiterungsgebiet bis zum Jahr 2000 nur geringfügig auf $26 \text{ m}^3/\text{ha}$ zunahm, erhöhte sich das Totholzvolumen im Altgebiet um ein Vielfaches. Im Jahr 2000 waren in den Beständen des Altgebietes durchschnittlich 114 m^3 pro Hektar zu finden. Dies entspricht einer Zunahme von durchschnittlich $90 \text{ m}^3/\text{ha}$ in zwei Jahren. Im Erweiterungsgebiet kamen lediglich Stämme hinzu, die auf Grund von Borkenkäferbekämpfungsmaßnahmen gefällt wurden und im Bestand verblieben. Dagegen wurden im Altgebiet insbesondere im Winter 1999/2000 zahlreiche Altbäume durch Schneeanhang gebrochen. Betroffen waren v.a. die frisch abgestorbenen Altfichten in den Beständen im Mauther Forst, an deren Feinreisig sich der Schnee besonders gut anlagern konnte. So erhöhte sich beispielsweise das Volumen an liegendem Totholz in einem Schneebruchbestand im o.g. Gebiet von $2 \text{ m}^3/\text{ha}$ (1998) auf $282 \text{ m}^3/\text{ha}$ (2000) (Abb. 8). Von den 1998 vorhandenen 74 Altbäumen ohne Stamm- oder Gipfelbruch waren in diesem Bestand bis zum Jahr 2000 über die Hälfte gebrochen.

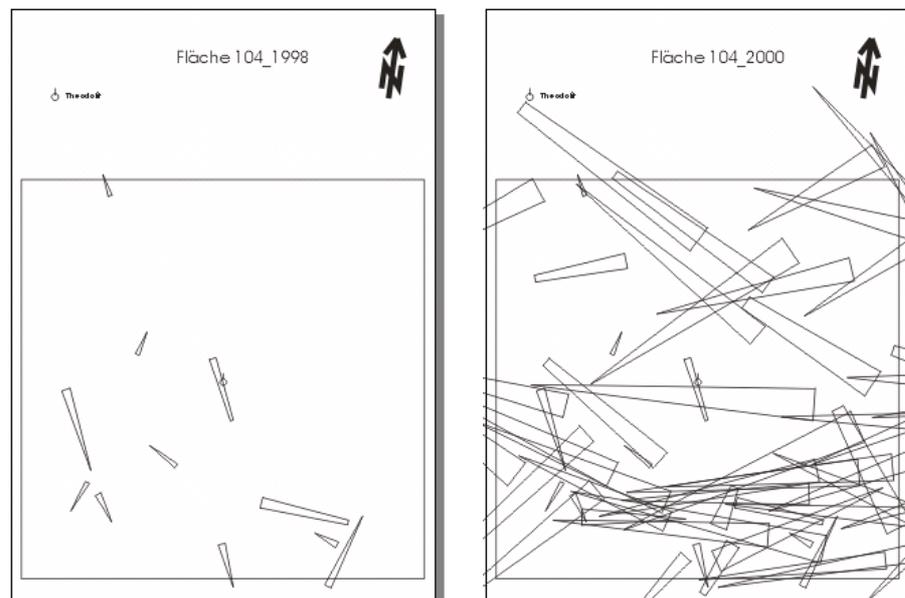


Abb. 8: Totholzkarten des Bestandes 104, 1998 (links) und 2000 (rechts).

Die Totholzkarten der übrigen Bestände sind im Anhang 8.3 dargestellt.

Neben diesen quantitativen Unterschieden von liegendem Totholz in den Beständen des Altgebietes gegenüber dem Erweiterungsgebiet gibt es deutliche Unterschiede in der Qualität der Rannen. Während sich im Erweiterungsgebiet hauptsächlich Gipfelstücke geringerer Durchmesserklassen sowie kurze Stammabschnitte aus der früheren Waldbewirtschaftung finden, sind es im Altgebiet vornehmlich lange, durchmesserstarke Stämme oder Stammteile. Jedoch ist anzumerken, dass noch nicht alle Stammstücke im Altgebiet Bodenkontakt aufweisen. Insbesondere die frisch umgebrochenen Stämme liegen oft noch mehrere Meter hoch über dem Erdboden ineinander verkeilt. Erst in einigen Jahren werden die Äste so weit zersetzt sein, dass die Stämme zu Boden sinken und vermodernd für die Etablierung der Verjüngung zur Verfügung stehen. Dennoch war bereits im Jahr 1998 im Altgebiet mehr Totholz mit höheren Zersetzungsgradstufen (ZG 3-5) zu finden als im Erweiterungsgebiet (Abb. 9-1 und 9-2). Im Erweiterungsgebiet weisen vorwiegend die o.g. Abschnitte von Stämmen einen geringen Zersetzungsgrad auf. Die kurzen Stammabschnitte nehmen über 70 % des gesamten liegenden Totholzes im Erweiterungsgebiet ein. Im Altgebiet stammt das Totholz der Zersetzungsgradstufe 1 vorwiegend von frisch abgestorbenen Altbäumen, deren Stämme kurz darauf ab- oder umgebrochen sind.

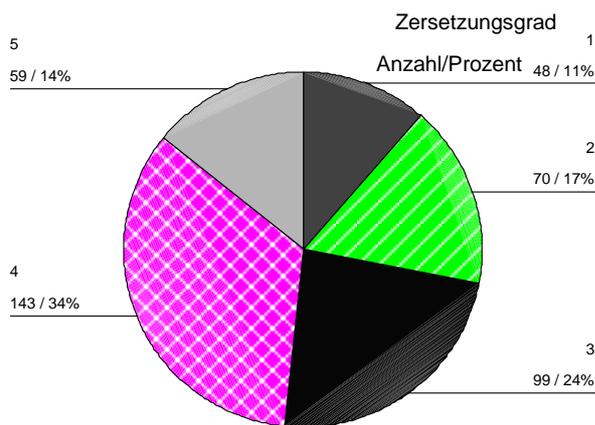


Abb. 9-1: Zersetzungsgrad des liegenden Totholzes im **Altgebiet**, $N_{\text{gesamt}} = 418$ (1998).

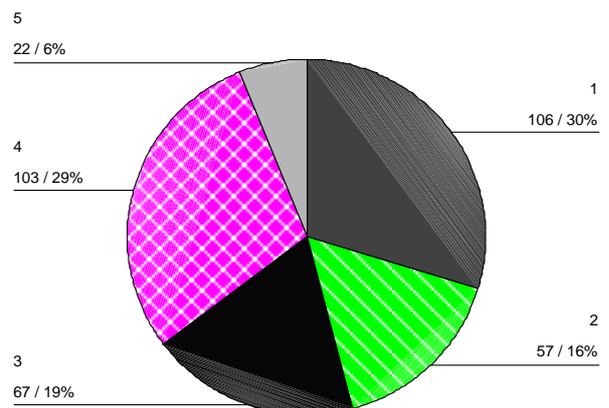


Abb. 9-2: Zersetzungsgrad des liegenden Totholzes im **Erweiterungsgebiet**, $N_{\text{gesamt}} = 355$ (1998).

Erst ab Zersetzungsgradstufe 3 eignen sich die Rannen für eine nennenswerte Etablierung der Verjüngung. Totholz mit ZG 1 wurde überhaupt nicht von Verjüngungspflanzen besiedelt und Totholz der ZG 2 nur in geringem Umfang.

4.3 Sonderstandorte

Neben dem liegenden Totholz wurden in den Untersuchungspartellen auch alle anderen Bestandesstrukturen, die für die Verjüngungsökologie von Bedeutung sind, erfasst. Diese werden unter dem Begriff „Sonderstandorte“ zusammengefasst. Dabei handelt es sich vornehmlich um ältere Stöcke (Stubben) und um Wurzelteller der geworfenen Fichten. Beide Sonderstandorte zeichnen sich dadurch aus, dass sie über den Grasteppich hinausragen bzw. diesen unterbrechen und einen verjüngungsgünstigen Untergrund besitzen: Die Stubben bieten der Verjüngung mehr oder weniger vermodertes Holz, meist mit einem Moospolster überzogen, die Wurzelteller setzen Mineralboden frei.

4.3.1 Stöcke

Die Stöcke in den Untersuchungsflächen des Altgebietes stammen aus der Bewirtschaftung der Bestände vor der Nationalparkausweisung im Jahre 1970. Dagegen kommen im Erweiterungsgebiet auch frische Stöcke aus aktuellen Borkenkäferbekämpfungsmaßnahmen vor. Aus der Anzahl der Stubben kann auf die Intensität der früheren Bewirtschaftung in den Beständen geschlossen werden; der Zersetzungsgrad der Stöcke gibt Hinweise, wie lange die Nutzung der Bestände zurückliegt. Anzahl, Zersetzungsgrad und Durchmesser der Stubben sind entscheidende Parameter für die Verjüngungsökologie (Tab. 12).

Die unterschiedliche Anzahl von alten Stöcken in den Versuchsvarianten zeigt, dass die Nutzungsintensität in den Beständen unterschiedlich hoch war. Besonders viel alte Stöcke finden sich in der Variante APT. Dies ist damit zu erklären, dass diese Versuchsvariante drei von den insgesamt vier Beständen einschließt, die sich im Mauther Forst befinden. Diese Bestände gingen vorwiegend aus Pflanzung hervor. Die Pflanzendichte pro Hektar war höher als in Beständen aus Naturverjüngung (z.B. in Variante AHG), und die Bäume waren relativ gleichmäßig über die Fläche verteilt (vgl. Stammfußkarten im Anhang 8.1). Dies ist damit zu erklären, dass sich die Pflanzen aus Naturverjüngung in den weitgehend vergrasteten Beständen nur auf wenigen (Sonder-)Standorten (Stubben, Rannen) etablieren konnten, während sich die Pflanzstätigkeiten über den gesamten Bestand erstreckten. Eine Durchforstung zur Stabilisierung der gepflanzten Bestände gegenüber Schneedruck und Schneebruch war also zwingend notwendig. Dagegen ist die Anzahl vorhandener Stubben in den Beständen der Variante AHG relativ gering. Diese Bestände sind aus Naturverjüngung hervorgegangen. Die Ausgangspflanzendichte war somit, insbesondere in den Hangflächen des Lusen, die zur Variante AHG gehören, wesentlich geringer als in den gepflanzten Beständen. Zudem waren diese Bestände auf Grund ihrer schwer zugänglichen Lage früher nur extensiv bewirtschaftet und schon relativ bald nach der Ausweisung des Nationalparks aus der Nutzung genommen worden. In den Hangflächen am Lusen konnten nur durchschnittlich 14 alte Stöcke pro Untersuchungspartelle gefunden werden (87 Stck./ha). Ähnliche Voraussetzungen treffen auch für die Bestände am Rachel zu.

Der durchschnittliche Zersetzungsgrad der alten Stöcke ist in den Beständen aller Varianten ähnlich. Die Stubben weisen einen hohen durchschnittlichen Zersetzungsgrad von 4 auf und sind daher im Vergleich zum liegenden Totholz schon wesentlich besser zersetzt. Während

liegendes Totholz der Zersetzungsgradstufe 4 und 5 im Altgebiet zu einem Anteil von 48 % und im Erweiterungsgebiet zu 35 % aller liegenden Stämme/Stammteile vorkommt, sind alte Stöcke in dieser Zersetzungsgradstufe mit einem Anteil von 82 % (Altgebiet) bzw. 74 % (Erweiterungsgebiet) vorhanden. In den 1998 teilweise abgestorbenen Beständen ist der durchschnittliche Zersetzungsgrad geringfügig höher als in den übrigen Beständen.

Tab. 12: Kenndaten der Stubben in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten (1998).

Variante	Durchschnittliche	Durchschnittliche	Durchschnittliche	Durchschnittlicher	Durchschnittlicher
	Anzahl der Stubben pro ha	Anzahl der Stubben ≥ 20 cm pro ha	Anzahl der Stubben < 20 cm pro ha	Durchmesser	Zersetzungsgrad
	(N/ha)	(N/ha)	(N/ha)	(cm)	
APG	361	220	141	25.2	4.1
AHG	292	205	87	28.4	4.0
APT	719	358	361	21.7	4.1
AHT	420	234	186	23.1	4.3
EPT	383	258	125	26.3	4.0
EHT	536	363	173	26.9	3.8

Wie PRZYBILLA (1993) in seinen Untersuchungen feststellen konnte, spielt neben dem Zersetzungsgrad auch der Durchmesser der alten Stöcke für die Besiedelung der Verjüngungspflanzen eine wichtige Rolle: Stöcke über 20 cm Durchmesser werden bevorzugt besiedelt. Der durchschnittliche Durchmesser der Stubben liegt in den Untersuchungsbeständen in allen Varianten über 20 cm (Tab. 12). In den ganz abgestorbenen Beständen des Altgebietes und in den teilweise abgestorbenen Beständen des Erweiterungsgebietes war die Anzahl der Stöcke größer 20 cm Durchmesser höher als in den 1998 z.T. abgestorbenen Beständen des Altgebietes. Dennoch weisen gerade die 1998 nur teilweise abgestorbenen Bestände die höchsten Verjüngungsdichten auf. Allerdings kommen die Verjüngungspflanzen in diesen Beständen vorwiegend auf Stöcken mit einem Durchmesser von größer 20 cm vor; die Stöcke kleiner 20 cm wurden nur zu einem geringen Anteil von 13 % aller Verjüngungspflanzen auf Stubben besiedelt. Die Beobachtungen von PRZYBILLA (1993) können also durch die vorliegende Arbeit bestätigt werden. Ein Zusammenhang zwischen dem Durchmesser und der Zersetzungsgradstufe ist nicht vorhanden.

4.3.2 Wurzelteller

Die Fichten in den untersuchten Beständen wurden nur selten vom Wind geworfen, so dass insgesamt nur sechs Wurzelteller in vier Untersuchungsbeständen zu finden waren. Da die Fichte auf mittelgründigem Lehm über verfestigtem Schutt nur relativ flach wurzeln kann,

weisen die Wurzteller große Dimensionen auf. Im Durchschnitt waren die Wurzteller der geworfenen Fichten 2,40 m hoch (1,60 – 2,90 m) und 3,60 m breit (2,80 – 4,30 m).

Verjüngungspflanzen können die Wurzteller in mehrerlei Hinsicht nutzen: Zum einen können sie die aufgerichteten Wurzteller direkt besiedeln und damit der Konkurrenz durch Bodenvegetation ausweichen, und zum anderen wird in der Wurztellermulde Rohboden freigelegt, der ebenfalls (kurzfristig) frei von Bodenvegetation ist. Die Abbildung 10 gibt die denkbaren Etablierungsorte der Verjüngungspflanzen auf den Wurztellern wieder.

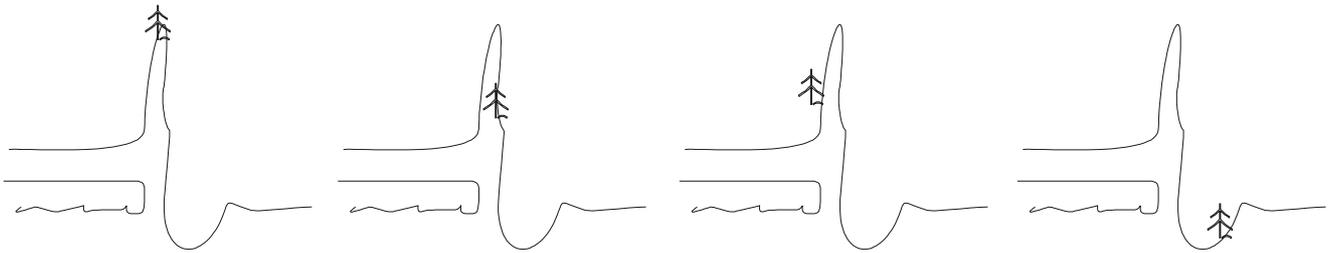


Abb. 10: Denkbare Etablierungsorte für Verjüngungspflanzen auf Wurzteller.

4.4 Bodenvegetation

4.4.1 Bodenvegetation auf pflanzensoziologischen Aufnahmeflächen

Der Reitgras-Fichtenwald (*Calamagrostio villosae-Piceetum barbilophozietosum*) ist die charakteristische Waldgesellschaft der herzynisch-sudetischen Gebirge, zu denen auch der Gebirgszug des Bayerischen Waldes gehört. OBERDORFER (1992) erwähnt, dass die Reitgras-Fichtenwälder des Bayerischen Waldes floristisch arm sind. Diese Aussage kann durch die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung bestätigt werden.

Die Bodenvegetation der Fichtenhochlagenwälder wird von einigen wenigen Arten, insbesondere Gräsern und Grasartigen geprägt. Die dominanten Arten in der Krautschicht sind Berg-Reitgras (*Calamagrostis villosa*), Draht-Schmiele (*Avenella flexuosa*) und Wald-Hainsimse (*Luzula sylvatica*). Daneben sind noch Sauerklee (*Oxalis acetosella*), Breitblättriger Dornfarn (*Dryopteris dilatata*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und Fichte (*Picea abies*) häufig zu finden; sie weisen allerdings einen geringeren mittleren Deckungsgrad als die o.g. Gräser und Grasartigen auf. Als Besonderheit der Hochlagenfichtenwälder des Bayerischen Waldes sind die Berg-Troddelblume (*Soldanella montana*), der Siebenstern (*Trientalis europaea*) und der Alpenlattich (*Homogyne alpina*) zu nennen.

Die dominanten Gräser (Berg-Reitgras, Draht-Schmiele) vermehren sich vorwiegend vegetativ. Diese Vermehrungsart wird auf Grund der kurzen Vegetationsperiode in den Hochlagen bevorzugt, da der Zeitraum, Fruchstände zu bilden und zu fruktifizieren, unter den ungünstigen klimatischen Voraussetzungen für viele Arten zu knapp ist. Dagegen ist die Vermehrung durch Ausläufer eine sehr erfolgreiche Variante der Ausbreitung.

Während des dreijährigen Untersuchungszeitraumes ergaben sich nur geringfügige Änderungen in der Bodenvegetation. Die Stetigkeit und der Deckungsgrad vieler Arten veränderten sich nur leicht, zudem kamen nur wenige Arten neu.

Tab. 13 gibt einen Überblick über die Stetigkeit der Arten und ihre Veränderung im Untersuchungszeitraum in den Beständen der Untersuchungsvarianten: „Altgebiet, Altbestand 1998 ganz abgestorben“ (AG), „Altgebiet, Altbestand 1998 teilweise abgestorben“ (AT) und „Erweiterungsgebiet, Altbestand teilweise abgestorben“ (ET). In Anhalt an JEHL (2001) wurden die Arten nach soziologisch-ökologischen Kriterien gegliedert, wodurch auch ökologische Aspekte berücksichtigt werden. Die detaillierten Ergebnisse der pflanzensoziologischen Aufnahmen 1998 und 2000 sind im Anhang 8.7 dargestellt.

Arten, die bereits 1998 eine hohe Stetigkeit aufwiesen, wie das Berg-Reitgras oder die Wald-Hainsimse, behielten diese auch annähernd bis zum Jahr 2000 bei. Auch Pflanzenarten, die nur mit wenigen Exemplaren vertreten waren, wie beispielsweise die Berg-Troddelblume, zeigten in den Untersuchungsjahren nur geringfügige Veränderungen in der Stetigkeit. Die Flächen veränderten sich also innerhalb des Untersuchungszeitraumes kaum und waren im Jahr 2000 von den selben Arten vergleichbar stark dominiert wie 1998 (Tab. 13).

Tab.13: Stetigkeitstabelle der pflanzensoziologischen Aufnahmen in den 24 Untersuchungsbeständen, getrennt nach Versuchsvarianten in den Jahren 1998 und 2000. AG = Altgebiet, Altbestände 1998 ganz abgestorben, AT = Altgebiet, Altbestände 1998 teilweise abgestorben, ET = Erweiterungsgebiet, Altbestände teilweise abgestorben. z. B. IV = Stetigkeit einer Art,⁺⁵ = Spannweite des Deckungsgrades.

Jahr	1998			2000		
	AG	AT	ET	AG	AT	ET
Versuchsvariante	40	40	40	40	35	40
Zahl der Aufnahmen						
<u>Bäume und Sträucher</u>						
Picea abies	IV ^{r-1a}	IV ^{r-1b}	V ^{r-1a}	IV ^{r+}	III ^{r+}	V ^{r-1a}
Sorbus aucuparia	II ^{r+}	I ^r	II ^{r+}	III ^{r+}	I ^{r+}	II ^r
Fagus sylvatica	I ^r	.
Betula pubescens	.	.	.	I ^r	.	.
Salix caprea	I ^r	.	.	I ^{r-1a}	.	.
<u>Arten der Schlagflur und Vorwaldgebüsche</u>						
Epilobium angustifolium	I ^r	I ^r	.	I ^{r-1a}	I ^{2a}	.
Rubus idaeus	.	.	.	I ⁺	.	.
<u>Feuchte- und Verdichtungszeiger</u>						
Carex curta	.	.	I ^{+2a}	.	.	I ^{r-1a}
<u>Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Fichten-Tannen- und Fichtenwäldern</u>						
Calamagrostis villosa	V ^{2a-5}	V ^{r-5}	V ⁺⁵	V ^{1a-5}	V ^{1a-5}	V ^{r-5}
Avenella flexuosa	IV ^{r-4}	V ^{1a-4}	V ^{r-5}	IV ^{r-5}	V ^{r-4}	V ^{r-4}
Vaccinium myrtillus	IV ^{r-2b}	II ^{r-1a}	III ^{r-3}	IV ^{r-2a}	II ^{r-1a}	III ^{r-3}
Athyrium distentifolium	III ^{r-5}	I ^{1a-2a}	III ^{r-2b}	III ^{r-5}	I ^{1a-1b}	III ^{r-3}
Lycopodium annotinum	I ⁺³	III ^{r-3}	I ^{r-1b}	I ^{r-2b}	III ⁺³	I ^{r-1a}
Trientalis europaea	III ^{+2a}	.	I ^{r+}	I ^{r-1b}	I ^r	II ^{r-1a}
Maianthemum bifolium	II ^{r-1a}	I ^r	I ^r	III ^{r-1a}	I ^r	I ^r
Soldanella montana	II ^{r-1b}	I ^r	I ⁺	II ^{r-1a}	I ^r	I ^r
Homogyne alpina	II ^{r-1a}	.	I ^{r-1a}	II ^{r-1a}	.	I ^{r-1a}
Blechnum spicant	I ⁺	.	I ^{r+}	I ^r	.	I ^{r+}
Thelypteris limbosperma	.	I ^{1a}	.	I ^r	I ^{1b}	.
Streptopus amplexifolius	I ^r	.	.	I ^r	.	.
Huperzia selago	.	I ^r	.	I ^r	I ^r	.
<u>Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Buchen- und Buchen-Tannenwäldern</u>						
Luzula sylvatica	V ⁺⁴	V ^{r-4}	III ^{r-3}	V ^{r-4}	IV ^{r-3}	III ^{r-2b}
Dryopteris dilatata	V ^{r-2b}	V ^{r-2b}	IV ^{r-2a}	V ^{r-2a}	V ^{r-2a}	V ^{r-2a}
Oxalis acetosella	V ^{r-4}	IV ^{r-3}	II ^{r-1a}	V ^{r-2b}	IV ^{r-3}	II ^{r-1a}
Luzula pilosa	I ^{r+}	I ^{r+}	.	IV ^{r+}	II ^{r+}	I ^r
Galium hircynicum	I ^{r-1a}	I ^r	I ^r	I ^{r-1a}	I ^{r+}	I ^r
Prenanthes purpurea	I ^{r+}	.	.	I ^r	I ^r	.
Thelypteris phegopteris	I ^r	.	.	I ^r	.	.
Dryopteris carthusiana	.	.	.	I ^r	I ^r	.
Stellaria nemorum	.	.	.	I ^r	.	.
<u>Begleitarten</u>						
Senecio fuchsii	I ^{r+}	I ^r	I ^r	I ^r	I ^r	.
Polygonatum verticillatum	.	.	I ^r	.	I ^r	I ^r
Agrostis canina	I ^{+2b}	.	.	I ^{1b-3}	.	.
Deschampsia cespitosa	I ^{1b}	.	.	I ^{r-1a}	.	.
Melampyrum pratense	.	I ^{1b}	.	.	I ^r	.
Cicerbita alpina	I ^r	.	.	I ^r	.	.
Silene rubrum	.	.	I ^r	.	.	I ^r

In der Artenzusammensetzung und der Artenzahl ergaben sich während des dreijährigen Untersuchungszeitraumes ebenfalls nur geringe Änderungen: Bei der Erstaufnahme 1998 wurden auf den Versuchsflächen 32 Arten der Farn- und Blütenpflanzen aufgenommen, im Jahr 2000 waren es auf den gleichen Flächen 37. Neu dazugekommen sind v.a. Pionierarten bzw. Arten der Schlagflur wie Moor-Birke (*Betula pubescens*) und Himbeere (*Rubus ideaus*). Daneben konnte sich auch das Schmalblättrige Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*) ausbreiten. Allerdings ging die Ausbreitung dieser Arten sehr langsam und örtlich sehr begrenzt vor sich: So kamen die „neuen“ Arten Moor-Birke und Himbeere nur in einem einzigen Bestand mit wenigen Exemplaren und geringer Deckung vor. Für das Weidenröschen gilt ähnliches: In Beständen, in denen es bereits 1998 vorhanden war, konnte es seine Deckung (geringfügig) erhöhen, neu hinzugekommen war es nur in einem einzigen Bestand mit einem einzigen Exemplar. Von einer schnellen Besiedelung der Fichtenhochlagenwäldern nach großflächigem Absterben der Altbestände mit Schlagflurarten kann deshalb nicht gesprochen werden. In den Beständen des Erweiterungsgebietes kamen Arten der Schlagflur in keiner Aufnahmefläche vor.

Das Berg-Reitgras (*Calamagrostis villosa*) war in den Jahren 1998 und 2000 in allen Varianten etwa gleich häufig vorhanden. Es besiedelte 98 % aller Aufnahmeflächen. Den höchsten mittleren Deckungsgrad einer Variante wies es 1998 in den ganz abgestorbenen Beständen des Altgebietes (AG) auf (39 %) (Abb. 11-1). In dieser Variante erreichte es in einzelnen Aufnahmeflächen einen Deckungsgrad von nahezu 100 %. Dagegen war der mittlere Deckungsgrad des Berg-Reitgrases im Jahr 1998 in den Beständen der Variante AT mit 31 % etwas geringer und in den teilweise abgestorbenen Beständen des Erweiterungsgebietes (ET) deutlich geringer (23 %). Der durchschnittliche Deckungsgrad des Berg-Reitgrases nahm bis zum Jahr 2000 auf allen Aufnahmeflächen ab (Abb. 11-2). Sehr deutlich war der Rückgang in den 1998 bereits ganz abgestorbenen Beständen (AG). Dies erscheint auf den ersten Blick nicht plausibel, da sich das Lichtregime in diesen Beständen kaum veränderte bzw. nicht verschlechterte und somit gleichbleibend günstige Voraussetzung für das lichtbedürftige Berg-Reitgras vorhanden war. Allerdings war der Rückgang des Deckungsgrades von Berg-Reitgras in diesen Beständen auf eine andere Ursache zurückzuführen: Viele 1998 noch stehende aber schon in der Zersetzung vorangeschrittene Bäume brachen innerhalb des Untersuchungszeitraumes um und bedeckten das Berg-Reitgras unter sich, so dass es an Deckung verlor. Das bedeutet, dass die Abnahme des Deckungsgrades eine Folge des fortschreitenden Zusammenbruchs der Altbestände ist. Dieser Zusammenhang ist eine Besonderheit in den sich natürlich entwickelnden (Alt)Beständen des Fichtenhochlagenwaldes im Nationalpark und wurde in der Literatur bisher noch nicht so beschrieben. Es handelt sich dabei um einen entscheidenden ökologischen Faktor: Zum einen wird die Deckung der Bodenvegetation durch umgestürzte Stämme nachhaltig zurückgedrängt, zum anderen bieten diese bereits zersetzten Rannen in Zukunft geeignete Etablierungsorte für die Verjüngung. Nur in den sich weiter auflichtenden Beständen der Variante AT konnte das Berg-Reitgras den mittleren Deckungsgrad von 1998 fast beibehalten (1998: 31 %, 2000: 29 %).

Die Draht-Schmiele (*Avenella flexuosa*) kam 1998 in den teilweise abgestorbenen Beständen (AT, ET) am häufigsten, auf nahezu jeder Aufnahmefläche, vor (Abb. 11-3). Diese Art kann offensichtlich mit einem geringeren Lichtangebot sehr gut zurechtkommen und zeigt in den 1998 nur teilweise abgestorbenen Beständen relativ hohe durchschnittliche Deckungsgrade

von 23 % (AT) bzw. 25 % (ET) (Abb. 11-1). Zudem besiedelt die Draht-Schmiele den beschatteten Boden im Kronenbereich der Altfichten und bildete dort fast reine Bestände aus. Mit dem Ende der Altbaumkrone wird die Draht-Schmiele durch lichtbedürftigere und konkurrenzkräftigere Arten (wie Berg-Reitgras) abgelöst. Die Draht-Schmiele verschwindet dann entweder ganz oder ist nur noch unterständig unter dem Berg-Reitgras vorhanden. In den ganz abgestorbenen Beständen des Altgebietes (AG) war die Draht-Schmiele weniger häufig und v.a. mit geringerer durchschnittlicher Deckung zu finden als in den teilweise abgestorbenen Beständen. Hier wurde die Draht-Schmiele vermutlich bereits von lichtbedürftigeren Arten zurückgedrängt. Der relativ geringe Deckungsgrad im Jahr 1998 von 20 % in den Beständen der Variante AG reduzierte sich bis zum Jahr 2000 auf 10 %. Allerdings war auch ein geringfügiger Rückgang des durchschnittlichen Deckungsgrades der Draht-Schmiele in den 1998 nur z.T. abgestorbenen Beständen (AT) erkennbar: Der Deckungsgrad nahm von 23 % (1998) auf 18 % (2000) ab, vermutlich eine Folge der zunehmenden Auflichtung dieser Bestände durch den weiter anhaltenden Borkenkäferbefall. Dagegen konnte die Draht-Schmiele in den intakten Beständen des Erweiterungsgebietes (ET) den hohen mittleren Deckungsgrad bis zum Jahr 2000 in etwa beibehalten (1998: 25 %, 2000: 26 %). Die Bestände im Erweiterungsgebiet sind im Laufe des Untersuchungszeitraumes kaum vom Borkenkäfer befallen und abgetötet worden.

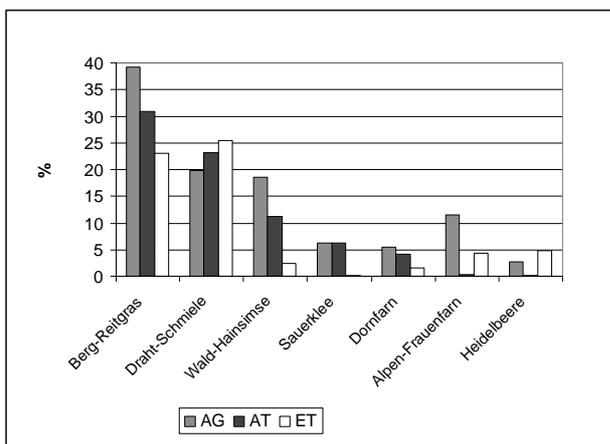


Abb. 11-1: Durchschnittlicher Deckungsgrad der wichtigsten Arten in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten (1998).

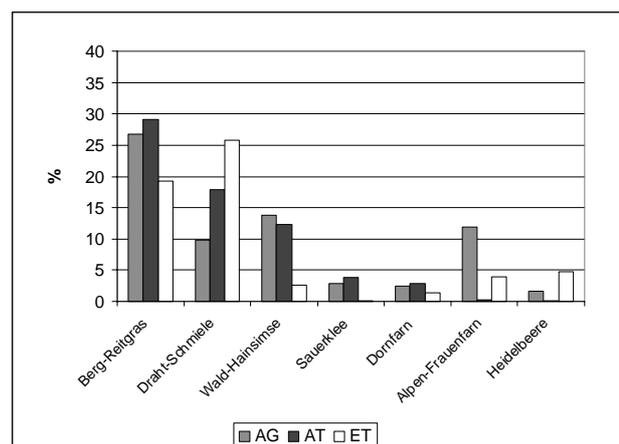


Abb. 11-2: Durchschnittlicher Deckungsgrad der wichtigsten Arten in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten (2000).

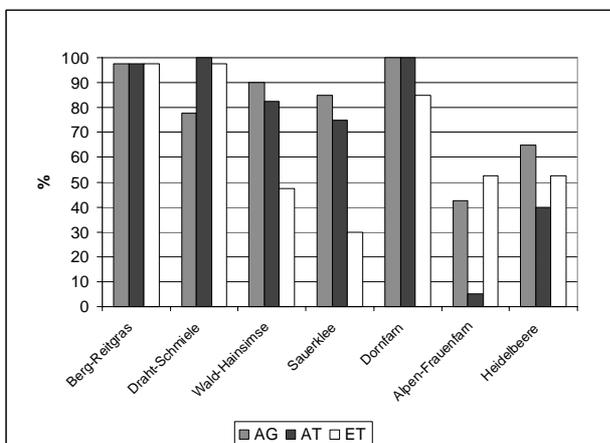


Abb. 11-3: Durchschnittliche Häufigkeit der wichtigsten Arten in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten (1998).

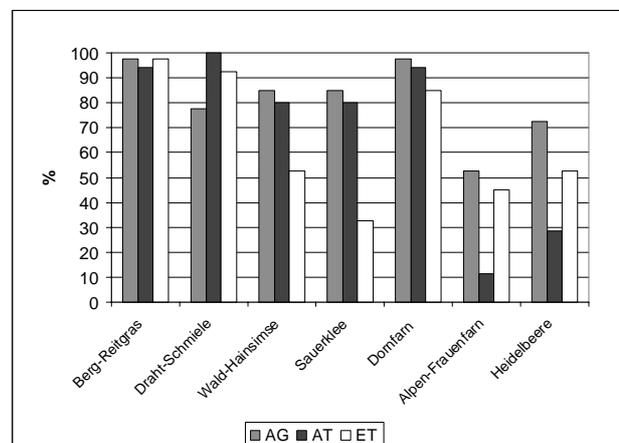


Abb. 11-4: Durchschnittliche Häufigkeit der wichtigsten Arten in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten (2000).

Bei den Arten, die nicht den Gräsern zuzuordnen sind, waren folgende Entwicklungstrends des Deckungsgrades und der Häufigkeit im Untersuchungszeitraum von 1998 bis 2000 nachweisbar (zu den entsprechenden Arten siehe Abb. 11-1 bis 11-4):

- Die Wald-Hainsimse (*Luzula sylvatica*) erreichte die höchsten Deckungsgrade (1998: 15 %, 2000: 13 %) und die größte Häufigkeit in den Beständen des Altgebietes (AG, AT). Dagegen lag im Erweiterungsgebiet der durchschnittliche Deckungsgrad dieser Art bei nur etwa 2 %. Im Erweiterungsgebiet war die Wald-Hainsimse auf jeder zweiten Aufnahmefläche zu finden, wogegen sie im Altgebiet auf über 80 % der Flächen vorkam.
- Der Sauerklee (*Oxalis acetosella*) zeigte in den Beständen des Altgebietes (AG, AT) eine hohe Stetigkeit - er besiedelte rd. 80 % aller Flächen - und besaß 1998 dort einen Deckungsgrad von durchschnittlich 6 %. Dagegen war er in den Beständen des Erweiterungsgebietes nur auf etwa einem Drittel der Aufnahmeflächen zu finden und meist auch nur mit einzelnen Exemplaren vertreten. Auffällig war, dass unter dem dicht wachsenden Alpen-Frauenfarn neben einigen Moosen nur der Sauerklee in nennenswertem Umfang wachsen konnte, was auf seine äußerst geringen Lichtansprüche (Zeigerwert nach ELLENBERG et al., 1992: 1) zurückzuführen ist. Die Deckung des Sauerklees hat in den Beständen des Altgebietes bis zum Jahr 2000 um etwa die Hälfte abgenommen. Dies kann vermutlich mit der zunehmenden Auflichtung dieser Bestände durch den voranschreitenden Borkenkäferbefall und das Zusammenbrechen der Altbäume erklärt werden.
- Die beiden wichtigsten Farne der Hochlagen (*Athyrium distentifolium*, *Dryopteris dilatata*) unterschieden sich in ihrer Häufigkeit und Vorkommen deutlich, obwohl sie oft vergesellschaftet wachsen. Der Alpen-Frauenfarn kam insbesondere in den lichten, ganz abgestorbenen Beständen im Altgebiet vor, während der Breitblättrige Dornfarn auch in Beständen, die nur z.T. abgestorben waren, sehr häufig zu finden war. Der Breitblättrige Dornfarn kam im Jahr 1998 auf jeder Aufnahmefläche im Altgebiet vor, der Alpen-Frauenfarn nur auf etwa ein Viertel der Flächen. Der Alpen-Frauenfarn bevorzugte Standorte mit guter Nährstoffversorgung, die er dann flächendeckend besiedelte. Auf einzelnen Aufnahmeflächen erreichte er 100 % Deckung. Der Breitblättrige Dornfarn hingegen wuchs weniger dicht und erreichte Deckungsgrade bis max. 25 %.
- Die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) kam im Untersuchungszeitraum vorwiegend in Beständen der Untersuchungsvarianten AG und ET vor, während sie die teilweise abgestorbenen Bestände im Altgebiet scheinbar weniger gern besiedelte. Im Erweiterungsgebiet erreichte sie mit durchschnittlich 5 % den höchsten Deckungsgrad.
- Die Fichte (*Picea abies*) (in Abb. 11-1 bis 11-4 nicht dargestellt) kam 1998 in der Krautschicht zwar relativ häufig, auf etwa 80 % der Aufnahmeflächen vor, allerdings war der durchschnittliche Deckungsgrad mit 0,5 % äußerst gering. Sowohl die Häufigkeit des Vorkommens als auch der durchschnittliche Deckungsgrad nahmen bis zum Jahr 2000 ab, eine Folge der hohen Mortalität dieser Fichten (vgl. Kapitel 4.5.7.1).
- Der Sprossende Bärlapp (*Lycopodium annotinum*) (in Abb. 11-1 bis 11-4 nicht dargestellt) kam fast ausschließlich in den teilweise abgestorbenen Flächen im Altgebiet vor. Dort war er 1998 mit durchschnittlich 4 % Deckung in fast jeder zweiten Aufnahmefläche zu finden.

Während er bis zum Jahr 2000 nur geringfügig in der Häufigkeit abnahm, reduzierte sich sein Deckungsgrad um die Hälfte. Im Jahr 2000 wies der Bärlapp häufig Vergilbungen und Nekrosen auf.

- Die Berg-Trodelblume (*Soldanella montana*) und der Alpenlattich (*Homogyne alpina*) (in Abb. 11-1 bis 11-4 nicht dargestellt) kamen fast ausschließlich in den 1998 bereits ganz abgestorbenen Beständen des Altgebietes vor. Dort waren sie auf einem Viertel der Aufnahmeflächen zu finden, wiesen jedoch nur sehr geringe Deckungsgrade auf. In den nur z.T. abgestorbenen Beständen kamen diese beiden Arten nur vereinzelt vor.

Werden abschließend alle Arten in der Bodenvegetation gemeinsam betrachtet und ihr Deckungsgrad zu einem „mittleren Deckungsgrad“, ihre Stetigkeit zu einer „relativen Häufigkeit“ zusammengefasst, so können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden: Es gibt

- (1) Arten, die sowohl in ihrer mittleren Deckung als auch in ihrer relativen Häufigkeit während des Untersuchungszeitraumes zugenommen haben, wie beispielsweise *Sorbus aucuparia* (Tab. 14).
- (2) Arten die in beiden Parametern abgenommen haben (z.B. *Calamagrostis villosa*, *Avenella flexuosa*, *Luzula sylvatica*) und
- (3) Arten, die sich indifferent darstellen (entweder keine Veränderung oder sowohl Zu- als auch Abnahme in Deckung und Häufigkeit), wie beispielsweise *Oxalis acetosella*.

Damit kann die Veränderung der Artenzusammensetzung über die Zeit in den untersuchten Fichtenhochlagenwäldern qualitativ bewertet werden bzw. die Arten in „Gewinner“(+ +), „Verlierer“(- -) oder „indifferent“ (o o, + -, - +) eingeteilt werden; die Bewertung ist in Tab. 14 (grau hinterlegt) dargestellt. Aus der Tabelle 14 ist ersichtlich, dass die größte Anzahl der „Verlierer“ in der Artengruppe mit Verbreitungsschwerpunkt in Fichten-Tannen- und Fichtenwäldern zu finden sind, dagegen nehmen die Arten der Buchen- und Buchen-Tannenwälder zu oder stellen sich als indifferent dar. Des weiteren finden sich „Gewinner“ in der Artengruppe der Schlagflur- und Vorwaldgebüsch und in den Pionierbaumarten. Allerdings sind in diesen beiden Artengruppe nur wenige Arten und in wenigen Aufnahmeflächen zu finden. Das bedeutet, dass sich die Artenzusammensetzung der Krautschicht, wenn auch nur andeutungsweise, innerhalb der drei Versuchsjahre in Richtung Buchenwaldgesellschaft vollzogen hat.

Tab. 14: Entwicklung der mittleren Deckung und der relativen Häufigkeit der Arten von 1998 bis 2000. (Wertung: + = Zunahme, - = Abnahme, o = keine Veränderung in Deckung oder Häufigkeit).

Jahr	1998		2000		2000 gegenüber 1998	
	Mittlerer Deckungsgrad (%)	Relative Häufigkeit (%)	Mittlerer Deckungsgrad (%)	Relative Häufigkeit (%)	Deckung	Häufigkeit
<u>Bäume und Sträucher</u>						
Picea abies	0.46	33.33	0.35	27.67	-	-
Fagus sylvatica	.	.	0.01	0.33	+	+
Betula pubescens	.	.	0.02	1.00	+	+
Salix caprea	0.01	0.33	0.06	1.00	+	+
Sorbus aucuparia	0.09	10.33	0.11	13.33	+	+
<u>Arten der Schlagflur und Vorwaldgebüsche</u>						
Rubus idaeus	.	.	0.02	0.33	+	+
Epilobium angustifolium	0.01	1.00	0.20	2.33	+	+
<u>Feuchte- und Verdichtungszeiger</u>						
Carex curta	0.24	0.67	0.11	1.33	-	+
<u>Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Fichten-Tannen- und Fichtenwäldern</u>						
Calamagrostis villosa	31.06	39.00	25.02	37.00	-	-
Avenella flexuosa	22.82	36.67	17.82	34.33	-	-
Lycopodium annotinum	1.98	9.33	1.03	8.00	-	-
Vaccinium myrtillus	2.58	21.00	2.20	20.00	-	-
Soldanella montana	0.11	5.00	0.05	4.33	-	-
Homogyne alpina	0.09	5.00	0.09	4.33	o	-
Streptopus amplexifolius	0.01	0.33	0.01	0.33	o	o
Maianthemum bifolium	0.14	8.00	0.09	8.33	-	+
Trientalis europaea	0.82	8.67	0.39	10.33	-	+
Huperzia selago	0.01	0.33	0.01	0.67	o	+
Blechnum spicant	0.03	2.00	0.03	2.67	o	+
Athyrium distentifolium	5.38	13.33	5.37	14.33	o	+
Thelypteris limbosperma	0.05	0.33	0.06	1.00	+	+
<u>Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Buchen- und Buchen-Tannenwäldern</u>						
Dryopteris dilatata	3.73	38.00	2.25	35.33	-	-
Luzula sylvatica	10.75	29.33	9.52	27.67	-	-
Oxalis acetosella	4.20	25.33	2.29	25.00	-	+
Prenanthes purpurea	0.06	1.67	0.02	2.00	-	+
Thelypteris phegopteris	0.01	0.33	0.01	0.67	o	+
Stellaria nemorum	.	.	0.01	0.67	+	+
Dryopteris carthusiana	.	.	0.01	1.67	+	+
Galium hircynicum	0.03	2.33	0.06	3.33	+	+
Luzula pilosa	0.06	4.00	0.09	13.00	+	+
<u>Begleitarten</u>						
Senecio fuchsii	0.02	1.67	0.01	0.67	-	-
Melampyrum pratense	0.10	0.33	0.01	0.67	-	+
Deschampsia cespitosa	0.10	0.33	0.06	0.67	-	+
Polygonatum verticillatum	0.02	1.00	0.01	1.33	-	+
Cicerbita alpina	0.01	0.33	0.01	0.33	o	o
Silene rubrum	0.01	0.33	0.01	0.33	o	o
Agrostis canina	0.49	0.67	1.04	0.67	+	o

4.4.2 Bodenvegetation in den Probekreisen

Zusätzlich zu den pflanzensoziologischen Aufnahmen wurde die Bodenvegetation auf jedem Probekreis erhoben. Die mittleren Deckungsgrade der Probekreise eignen sich nach UEBELHÖR (1979), KORTU (1985), MOSANDL (1991) und GEIGL (1994) besser zur Wiedergabe von Veränderungen der Bodenvegetation als die ganzflächige Ansprache. Im Folgenden wird die Veränderung der Kraut- und Moosschicht innerhalb der Versuchsjahre beschrieben und die Versuchsfaktoren, welche die Deckungsgrade beeinflussen, analysiert. Dabei wird der Deckungsgrad der Krautschicht und der Moosschicht als abhängige Variable betrachtet. Die Versuchsfaktoren werden, wie bei der Analyse der Verjüngungsdichte, als unabhängige Faktoren mit und ohne Einbeziehung der Korrelationen zwischen den Versuchsjahren untersucht.

4.4.2.1 Deckungsgrad der Krautschicht

Die Deckung der Krautschicht in den einzelnen Versuchsjahren wurde von der *Höhenlage* beeinflusst. Die Hypothese H_0 : „Die Zielvariable Deckung der Krautschicht wird durch die Höhenlage nicht beeinflusst“ konnte auf einem hoch signifikanten Niveau abgelehnt werden (Tab. 15). So war die Deckung der Krautschicht in den Beständen über 1.275 m NN im Jahr 1998 mit durchschnittlich 57 % um rund 10 % höher als die Deckung der Krautschicht in den Beständen unter 1.275 m NN mit durchschnittlich 46 %. Auch in den Jahren 1999 und 2000 war der Unterschied im Deckungsgrad der beiden Bestände nach Höhenlage getrennt ähnlich hoch. Die durchschnittlichen Deckungsgrade betragen im Einzelnen: In den Beständen über 1.275 m NN in den Jahre 1999 und 2000 45 % und in den Beständen unter 1.275 m NN im Jahr 1999 35 % und im Jahr 2000 36 %.

Tab. 15: Abhängigkeit des Deckungsgrades der Krautschicht (1998, 1999, 2000) in den 24 Untersuchungsflächen von den Versuchsfaktoren **ohne Einbeziehung der Korrelationen zwischen den Versuchsjahren**. HL = Höhenlage, A = Untersuchungsgebiet, B = Geländeform. AG = Altgebiet, Altbestände ganz abgestorben, AT = Altgebiet, Altbestände teilweise abgestorben, ET = Erweiterungsgebiet, Altbestände teilweise abgestorben, H = Hang, P = Plateau.

Source	DF	Mean Square	F Value	Pr > F	Sig.niveau
HL	1	0.55199076	10.09	0.0055	**
A	2	0.76805975	7.42	0.0689	-
AG v. ½ (AT+ET)	1	1.32159647	12.77	0.0374	*
AT v. ET	1	0.20793123	2.01	0.2513	-
B(A)	3	0.10345258	1.89	0.1693	-
AG: H v. P	1	0.10012521	1.83	0.1937	-
AT: H v. P	1	0.13438898	2.46	0.1354	-
ET: H v. P	1	0.07584356	1.39	0.2552	-
Error	17	0.05468720			

Dagegen konnte bei Einbeziehung der Korrelationen zwischen den Versuchsjahren keine Abhängigkeit der Veränderung der Krautschichtdeckung von der Höhenlage festgestellt werden (Tab. 16). Die Abnahme des Deckungsgrades erfolgte in den Beständen der beiden Höhenlagen nahezu identisch: Während die Deckung der Krautschicht von 1998 bis zum Jahr 1999 um ca. 10 % abnahm, blieb sie von 1999 bis 2000 fast auf dem gleichen Niveau.

Tab. 16: Abhängigkeit des Deckungsgrades der Krautschicht (1998, 1999, 2000) in den 24 Untersuchungsflächen von den Versuchsfaktoren **mit Einbeziehung der Korrelationen zwischen den Versuchsjahren**. HL = Höhenlage, A = Untersuchungsgebiet, B = Geländeform, AG = Altgebiet, Altbestände ganz abgestorben, AT = Altgebiet, Altbestände teilweise abgestorben, ET = Erweiterungsgebiet, Altbestände teilweise abgestorben, H = Hang, P = Plateau.

Statistic	Value	F	Num DF	Den DF	Pr > F	Sig.niveau
(1) H₀: YEAR Effect						
Wilks' Lambda	0.17226742	38.4394	2	16	0.0001	***
(2) H₀: YEAR*HL						
Wilks' Lambda	0.99851647	0.0119	2	16	0.9882	-
(3) H₀: YEAR*A for YEAR*B(A)						
Wilks' Lambda	0.01781857	6.4914	4	4	0.0487	*
(4) H₀: YEAR*AG v. ½ (AT+ET) for YEAR*B(A)						
Wilks' Lambda	0.02435525	40.0589	2	2	0.0244	*
(5) H₀: YEAR*AT v. ET for YEAR*B(A)						
Wilks' Lambda	0.08827408	10.3284	2	2	0.0883	-
(6) H₀: YEAR*B(A)						
Wilks' Lambda	0.80477113	0.6118	6	32	0.7191	-
(7) H₀: YEAR*AG: H v. P						
Wilks' Lambda	0.98374877	0.1322	2	16	0.8771	-
(8) H₀: YEAR*AT: H v. P						
Wilks' Lambda	0.81910087	1.7668	2	16	0.2026	-
(9) H₀: YEAR*ET: H v. P						
Wilks' Lambda	0.99863079	0.0110	2	16	0.9891	-

Aus Tab. 17 ist ersichtlich, dass der mittlere Deckungsgrad der Krautschicht auf den Probekreisen im Jahr 1998 mit durchschnittlich 67 % in den ganz abgestorbenen Beständen des Altgebietes (AG) am höchsten war, gefolgt von den Beständen der Variante Altgebiet, Altbäume teilweise abgestorben (AT) (49 %) und den Beständen im Erweiterungsgebiet (ET) (39 %). Die Bodenvegetation wird v.a. von Berg-Reitgras dominiert. In den ganz abgestorbenen Beständen erlangte diese Grasart den höchsten Deckungsgrad auf den Einzelprobeflächen. Die Unterschiede in der Deckung zwischen den ganz abgestorbenen Beständen im Altgebiet (AG) und den teilweise abgestorbenen Beständen im Alt- und Erweiterungsgebiet (AT+ET)

ließen sich statistisch absichern (Tab. 15). Die Hypothese H_0 : „Der Deckungsgrad der Krautschicht unterscheidet sich in den ganz abgestorbenen Beständen nicht von den teilweise abgestorbenen Beständen“ konnte verworfen werden. Zudem beeinflusste der Absterbegrad der Altbäume (AG v. AT+ET) statistisch absicherbar ($\alpha = 0,0244$) die *Entwicklung* der Deckungsgrade (Tab. 16). Zwar nahm der Deckungsgrad der gesamten Krautschicht (und auch des Berg-Reitgrases) in allen Beständen im Laufe des Untersuchungszeitraumes ab, jedoch war die Abnahme in den Beständen der Variante AG am höchsten. Während sich der Deckungsgrad der Krautschicht von 1998 bis 1999 in den Beständen des Erweiterungsgebietes nur um etwa 5 % reduzierte und in den Beständen der Variante AT um ca. 11 %, war die Abnahme des Deckungsgrades im selben Zeitraum in den Beständen der Variante AG mit durchschnittlich 21 % deutlich höher, nahm jedoch bis 2000 nicht weiter ab.

Tab. 17: Mittlere Deckungsgrade der Krautschicht (Kr) in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten (1998 – 2000).

Variante	Kr98	Kr99	Kr00
APG	65,0	42,9	44,1
AHG	69,8	50,4	49,8
APT	40,4	32,8	38,2
AHT	57,1	42,5	40,6
EPT	42,1	37,4	38,0
EHT	36,8	32,2	32,4

Dagegen ließ sich der Unterschied in der Deckung der Krautschicht zwischen den 1998 teilweise abgestorbenen Parzellen der Altgebietes (AT) und des Erweiterungsgebietes (ET) nicht statistisch absichern. Die Hypothese H_0 : „Der Deckungsgrad der Krautschicht unterscheidet sich in den teilweise abgestorbenen Beständen des Altgebietes nicht von den teilweise abgestorbenen Beständen des Erweiterungsgebietes“ konnte nicht abgelehnt werden (Tab. 15). Dagegen kann diese Hypothese bei Einbeziehung der Korrelationen zwischen den Versuchsjahren bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,1$ abgelehnt werden (Tab. 16). Das bedeutet, dass sich die Deckung der Krautschicht in den Beständen des Erweiterungsgebietes unterschiedlich zu der Deckung in den Beständen der Variante AT entwickelt. So hat die durchschnittliche Deckung in den Beständen des Erweiterungsgebietes von 1998 auf 1999 wesentlich weniger stark abgenommen (5 %) als in den Beständen der Variante AT (11 %).

Die Abnahme der Krautschichtdeckung in den 1998 teilweise abgestorbenen Beständen ist erstaunlich, da zu erwarten gewesen wäre, dass sich die Krautschicht zumindest in den sich weiter auflichtenden Beständen der Variante AT weiter ausbreitet und an Deckung gewinnt. Um diese Abnahme des Deckungsgrades während des Untersuchungszeitraumes erklären zu können, ist es hilfreich, die Entwicklung der Deckung der krautigen Vegetation auf den einzelnen Probekreisen innerhalb der Versuchsvarianten näher zu analysieren. Aus den Abbildungen 12-1 bis 12-3 ist ersichtlich, dass die Anzahl der Probekreise, die keine krautige Bodenvegetation aufweisen, in allen Versuchsvarianten sehr gering war. Abgesehen von dieser Gemeinsamkeit stellten sich im Jahr 1998 die mittleren Deckungsgrade der krautigen Vegetation auf den Probekreisen in den verschiedenen Versuchsvarianten sehr unterschiedlich

dar. In den Beständen in der Versuchsvarianten AG waren im Jahr 1998 über die Hälfte aller Probekreise zu mehr als 75 % durch Bodenvegetation bedeckt. Dagegen stellten sich die Verhältnisse in den Beständen des Erweiterungsgebietes (ET) im Jahr 1998 genau spiegelbildlich dar: Hier nahm die Anzahl der Probekreise mit steigendem Deckungsgrad ab. Etwa 36 % aller Probekreise in dieser Variante wiesen 1998 einen Deckungsgrad durch Bodenvegetation von 0 bis 25 % auf, dagegen waren auf nur 13 % aller Probekreise Deckungsgrade von über 75 % zu finden. Die teilweise abgestorbenen Bestände (AT) nahmen eine Zwischenstellung ein.

Im Jahr 1999 stellte sich die Deckung der Probekreise durch Krautschicht in der Variante AG ganz anders dar als 1998: Die Anzahl der Probekreise mit hoher Bedeckung (> 75 %) nahm sehr stark ab, während sich die Anteile der Kleinflächen mit geringen Bedeckungsgraden (0 bis 25 %) stark erhöhten. Um diese „Umkehr“ der Verhältnisse erklären zu können, bedarf es der Betrachtung jedes einzelnen Probekreises. Für den Rückgang der Deckungsgrade waren mehrere Ursachen verantwortlich: (1) Einzelne Arten nahmen tatsächlich in ihrer Deckung innerhalb eines Jahres stark ab. (2) Im Gegensatz zum Jahr 1998 waren im Jahr 1999 mehr abgestorbene Blätter der Bodenvegetation, insbesondere vom Berg-Reitgras zu finden. Diese zählten nicht zur Aufnahme, verhinderten jedoch Konkurrenzvegetation. (3) Viele Probekreise wurden von Totholz oder Reisig überdeckt, so dass die Deckung, insbesondere von vitalem Berg-Reitgras, stark abnahm.

In den Varianten AT und ET haben sich dagegen nur geringe Änderungen vollzogen: Die Bedeckung der Flächen in der Variante ET war im Jahr 1999 fast identisch zu der Situation im Jahr 1998. In den Beständen der Variante AT hat sich die Anzahl der Probekreise zu Gunsten der Flächen mit geringerer Deckung verschoben.

Im Jahr 1999 haben sich die Verhältnisse scheinbar „stabilisiert“, so dass bis zum Jahr 2000 auf allen Varianten nur noch leichte Veränderungen in den Deckungsgraden eintraten. Die Deckungsgrade der einzelnen Probekreise glichen sich zwischen den einzelnen Varianten in etwa an. Im Jahr 2000 wiesen 71,4 % aller Probekreise eine Bedeckung von 0 bis 50 % auf, während der Anteil von Probekreise mit über 50 % Bedeckung mit 28,6 % deutlich darunter lag. (Im Jahr 1998 waren die Hälfte aller Probekreise mit weniger als 50 % durch Krautschicht bedeckt und die andere Hälfte mit mehr als 50 %).

Aus diesen Ergebnissen kann geschlossen werden, dass sich die Konkurrenzsituation durch Bodenvegetation für die Verjüngungspflanzen im Jahr 1999 bzw. 2000 günstiger darstellte als 1998. Die Krautschicht war zwar auch im Jahr 1999/2000 fast auf ganzer Bestandesfläche vorhanden, allerdings mit deutlich geringerer Deckung als 1998. Jedoch hat auch die Zahl von Flächen ganz ohne Konkurrenzvegetation (und damit für die Verjüngungsetablierung und Entwicklung sehr vorteilhafte Standorte) im Laufe des Untersuchungszeitraumes abgenommen. Die Bodenvegetation hat einige ehemals vegetationsfreie Probekreise neu besiedeln können. Allerdings ging diese Ausbreitung nur sehr langsam vor sich: Nur insgesamt 12 Probekreise (von insgesamt 1824 Probekreisen) wurden innerhalb des Untersuchungszeitraumes neu besiedelt.

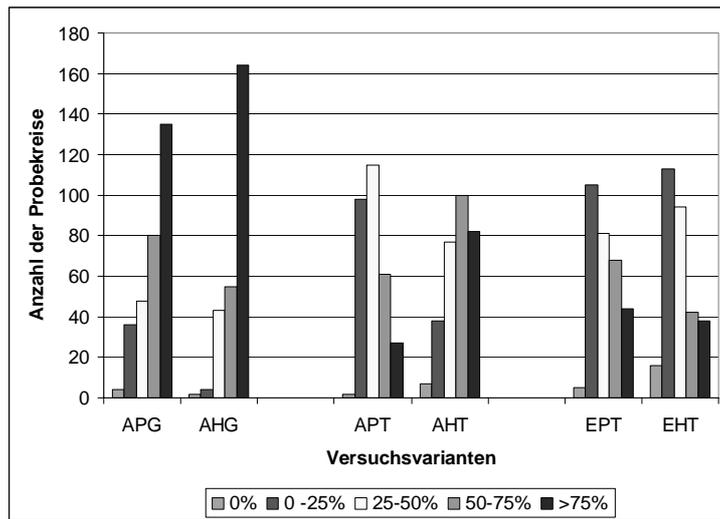


Abb. 12-1: Deckung der Krautschicht auf den Probekreisen in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten. Anzahl auswertbarer Probekreise: 1820 (1998).

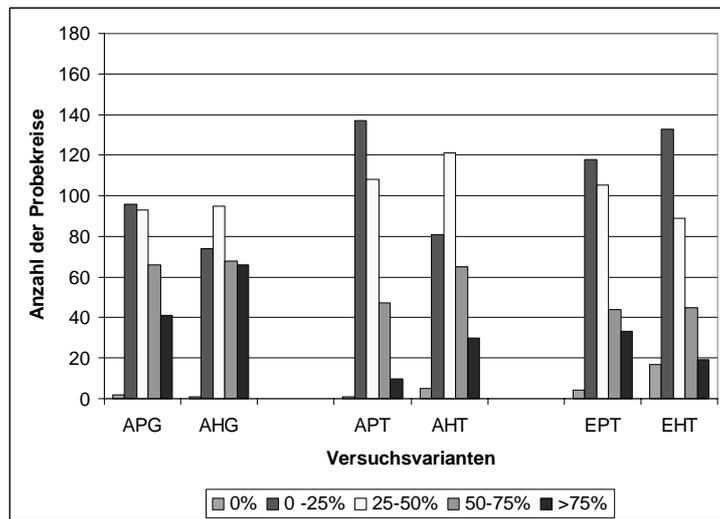


Abb. 12-2: Deckung der Krautschicht auf den Probekreisen in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten. Anzahl auswertbarer Probekreise: 1814 (1999).

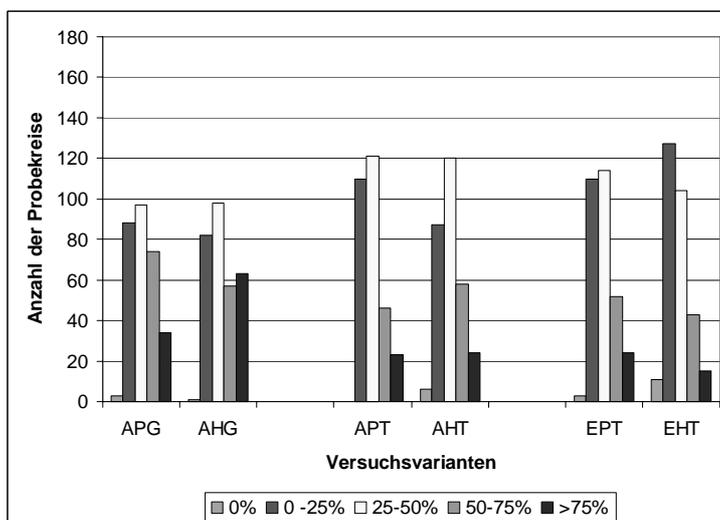


Abb. 12-3: Deckung der Krautschicht auf den Probekreisen in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten. Anzahl auswertbarer Probekreise: 1795 (2000).

Die Geländeform hatte keinen statistisch absicherbaren Einfluss auf die Deckung der Krautschicht. Die Hypothese (7)-(9) H_0 : „Der Deckungsgrad der Krautschicht auf Hangflächen unterscheidet sich innerhalb der Versuchsvarianten nicht vom Deckungsgrad der Krautschicht auf Plateauflächen“ konnte mit und ohne Einbeziehung der Korrelationen zwischen den Versuchsjahren nicht abgelehnt werden (Tab. 15 und 16).

4.4.2.2 Deckungsgrad der Moosschicht

Die Deckung der Moosschicht ist in den einzelnen Versuchsjahren noch stärker von der *Höhenlage* der Bestände abhängig als die Deckung der Krautschicht. Die Hypothese H_0 „Die Zielvariable Deckung der Moosschicht wird nicht durch die Höhenlage beeinflusst“ konnte auf einem höchst signifikanten Niveau verworfen werden (Tab. 18). So war die Deckung der Moosschicht in den Beständen über 1.275 m NN im Jahr 1998 mit durchschnittlich 9,8 % um rund 13 % wesentlich geringer als die Deckung der Moosschicht in den Beständen unter 1.275 m NN mit durchschnittlich 23,4 %. Auch in den Jahren 1999 und 2000 reduzierte sich der Unterschied im Deckungsgrad der Moosschicht zwischen den Beständen nach Höhenlage getrennt nur unwesentlich. Die durchschnittlichen Deckungsgrade betragen in den Jahren 1999 und 2000 im Einzelnen: In den Beständen über 1.275 m NN 7,9 % (1999) und 10,7 % (2000) und in den Beständen unter 1.275 m NN 19,0 % (1999) und 18,8 % (2000). Bei Einbeziehung der Korrelationen zwischen den Versuchsjahren konnte eine signifikant absicherbare Abhängigkeit der Veränderung der Moosschichtdeckung von der Höhenlage auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,1$ festgestellt werden (Tab. 19). Allerdings sind diese Veränderungen so marginal, dass nicht weiter darauf eingegangen wird.

Tab. 18: Abhängigkeit des Deckungsgrades der Moosschicht (1998, 1999, 2000) in den 24 Untersuchungsflächen von den Versuchsfaktoren **ohne Einbeziehung der Korrelationen zwischen den Versuchsjahren**. HL = Höhenlage, A = Untersuchungsgebiet, B = Geländeform, AG = Altgebiet, Altbestände ganz abgestorben, AT = Altgebiet, Altbestände teilweise abgestorben, ET = Erweiterungsgebiet, Altbestände teilweise abgestorben, H = Hang, P = Plateau.

Source	DF	Mean Square	F Value	Pr > F	Sig.niveau
HL	1	1.66884638	63.72	0.0001	***
A	2	0.39406541	31.77	0.0096	**
AG v. ½ (AT+ET)	1	0.40578259	32.71	0.0106	**
AT v. ET	1	0.37744100	30.43	0.0117	**
B(A)	3	0.01240454	0.27	0.8440	-
AG: H v. P	1	0.01112766	0.24	0.6270	-
AT: H v. P	1	0.02599362	0.57	0.4598	-
ET: H v. P	1	0.00009234	0.00	0.9646	-
Error	17	0.04544201			

Dagegen waren die Unterschiede in den Deckungsgraden der Mooschicht zwischen den Beständen der verschiedenen Versuchsvarianten (AG, AT, ET) deutlicher. Die mittlere Deckung der Mooschicht war 1998 in den teilweise abgestorbenen Bestände des Altgebietes und des Erweiterungsgebietes höher als in den ganz abgestorbenen Parzellen. Diese Unterschiede ließen sich statistisch absichern. Die Hypothese H_0 : „Der Deckungsgrad der Mooschicht unterscheidet sich in den ganz abgestorbenen Beständen (AG) nicht von den teilweise abgestorbenen Beständen (AT+ET)“ konnte mit und ohne Einbeziehung der Korrelationen zwischen den Versuchsjahren verworfen werden (Tab. 18 und 19). So war die Deckung der Mooschicht in den ganz abgestorbenen Beständen (AG) mit durchschnittlich 13 % (1998) geringer als in den nur z.T. abgestorbenen Beständen (AT: 19 %, ET: 20 %).

Aber auch zwischen den teilweise abgestorbenen Beständen des Altgebietes (AT) und des Erweiterungsgebietes (ET) sind signifikant absicherbare Unterschiede vorhanden (Tab. 18 und 19). So hat der mittlere Deckungsgrad der Moose in den Beständen der Variante AT abgenommen, während er in den Beständen des Erweiterungsgebietes (ET) zunahm.

Tab. 19: Abhängigkeit des Deckungsgrades der Mooschicht (1998, 1999, 2000) in den 24 Untersuchungsflächen von den Versuchsfaktoren **mit Einbeziehung der Korrelationen zwischen den Versuchsjahren**. HL = Höhenlage, A = Untersuchungsgebiet, B = Geländeform, AG = Altgebiet, Altbestände ganz abgestorben, AT = Altgebiet, Altbestände teilweise abgestorben, ET = Erweiterungsgebiet, Altbestände teilweise abgestorben, H = Hang, P = Plateau.

Statistic	Value	F	Num DF	Den DF	Pr > F	Sig.niveau
(1) H_0: YEAR Effect						
Wilks' Lambda	0.55348424	6.4539	2	16	0.0088	**
(2) H_0: YEAR*HL						
Wilks' Lambda	0.74465164	2.7433	2	16	0.0945	-
(3) H_0: YEAR*A for YEAR*B(A)						
Wilks' Lambda	0.00215077	20.5627	4	4	0.0063	**
(4) H_0: YEAR*AG v. $\frac{1}{2}$ (AT+ET) for YEAR*B(A)						
Wilks' Lambda	0.03513574	27.4610	2	2	0.0351	*
(5) H_0: YEAR*AT v. ET for YEAR*B(A)						
Wilks' Lambda	0.00229478	434.7724	2	2	0.0023	**
(6) H_0: YEAR*B(A)						
Wilks' Lambda	0.64167526	1.3246	6	32	0.2750	-
(7) H_0: YEAR*AG: H v. P						
Wilks' Lambda	0.97064236	0.2420	2	16	0.7879	-
(8) H_0: YEAR*AT: H v. P						
Wilks' Lambda	0.67227737	3.8999	2	16	0.0417	*
(9) H_0: YEAR*ET: H v. P						
Wilks' Lambda	0.96235267	0.3130	2	16	0.7357	-

Dagegen hatte die Geländeform (Hang, Plateau) innerhalb der Versuchsvarianten keinen Einfluss auf die Deckungsgrade der Moosschicht in den einzelnen Jahren (Tab. 18). Der Deckungsgrad der Moosschicht war auf den Hangflächen nahezu identisch zum Deckungsgrad auf den Plateauflächen. Nur unter Einbeziehung der Korrelationen zwischen den verschiedenen Versuchsjahren waren signifikant absicherbare Unterschiede in der Entwicklung der durchschnittlichen Deckungsgrade in den Beständen der Variante AT feststellbar (Tab. 19).

Tab. 20: Mittlere Deckungsgrade der Moosschicht (Mo) in den 24 Beständen, getrennt nach Versuchsvarianten (1998 – 2000).

Variante	Mo98	Mo99	Mo00
APG	14,1	9,8	10,3
AHG	12,1	9,8	9,7
APT	19,7	18,1	12,8
AHT	18,2	10,3	10,7
EPT	19,2	18,8	23,5
EHT	20,0	16,5	23,0

In den 1998 teilweise abgestorbenen Beständen des Altgebietes (AT) entwickelte sich die Moosschicht auf den Hangflächen unterschiedlich zu den Plateauflächen: Während auf den Plateauflächen in den Beständen dieser Variante der durchschnittliche Deckungsgrad kontinuierlich abnahm, reduzierte sich der Deckungsgrad der Moosschicht in den Hangflächen von 1998 auf 1999 stark und blieb dann in etwa gleich (Tab. 20). Dies könnte mit dem unterschiedlichen Zeitpunkt des Absterbens der 1998 noch vitalen Altbäume in diesen Beständen erklärt werden. In den Hangflächen dieser Bestände starben die Altbäume insbesondere von 1998 auf 1999 ab, so dass im Jahr 1999 mehr Wärme und Licht den Bestandesboden erreichte. Die Moose reagierten auf diese veränderten ökologischen Bedingungen vermutlich mit einer Abnahme der Deckung. Dagegen blieb die Bestandessituation von 1999 bis 2000 relativ stabil.

Betrachtet man zusammenfassend die Wirkung der Versuchsfaktoren „Höhenlage“ und „Absterbegrade der Altbestände“ auf die Zielvariablen „Deckung der Krautschicht“ und „Deckung der Moosschicht“, so ist festzustellen, dass beide Faktoren die abhängigen Variablen in genau gegensätzlicher Richtung beeinflussen. So wirkt sich beispielsweise die zunehmende Höhenlage auf die Deckung der Krautschicht eher positiv und auf die Deckung der Moosschicht negativ aus. Der zunehmende Absterbegrade der Altbäume und damit verbunden die zunehmende Auflichtung des Bestandesschlusses fördert die Krautschicht, wirkt sich hingegen negativ auf die Moosschicht aus. Daraus ist abzuleiten, dass in Zukunft durch das weitere Absterben der noch vitalen Fichtenaltbäume und mit dem Zusammenbruch der stehenden Bäume die Krautschicht in den Fichtenhochlagenbeständen zunehmen könnte. Die Moosschicht hingegen und insbesondere die gegen Austrocknung sehr empfindlichen Lebermoose könnten in ihrer Deckung abnehmen bzw. einzelne Arten vielleicht ganz verschwinden.

4.4.3 Diasporenreservoir

Zusätzlich zur Bodenvegetation wurde in den Versuchsbeständen der Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald das Diasporenreservoir untersucht. Die im Boden ruhenden Samen spielen für vegetationsdynamische Prozesse insbesondere nach Störungen des Ökosystems eine große Rolle. Im Folgenden werden die Quantität und Qualität der Diasporen in den Untersuchungsbeständen analysiert und innerhalb der Versuchsvarianten verglichen. Die folgenden Ergebnisse gehen auf Untersuchungen von BAUER und STANG (2001) zurück.

4.4.3.1 Keimverlauf innerhalb der zwei Untersuchungs Jahren

Im Boden liegen viele keimbereite Diasporen, die allerdings durch ungünstige Umweltbedingungen am Auskeimen gehindert werden. Meistens wird die Keimung erst durch einen oder mehrere Umweltreize (Licht / Frost) ausgelöst. Daneben gibt es aber auch noch viele Diasporen, deren Keimruhe von äußeren Umwelteinflüssen unabhängig ist (programmierte Dormanz). Zum experimentellen Nachweis *aller* keimfähigen Diasporen ist daher eine Exposition über mehrere Jahre notwendig, was jedoch einen großen Aufwand mit sich bringt. Hier muss abgewogen werden, in wie weit neu keimende Arten in den Folgejahren:

- (1) die Diasporenanzahl beeinflussen,
- (2) die Artenzusammensetzung beeinflussen,
- (3) der Aufwand, der nötig ist, die Kontamination mit eingeflogenen Diasporen zu verhindern gegenüber den zu erwartenden Ergebnissen nicht unverhältnismäßig hoch ist.

Nach Abwägung dieser Punkte wurde in dieser Untersuchung eine Expositionsperiode von zwei Jahren gewählt. Von den meisten Autoren (FISCHER, 1987; POSCHLOD, 1991) wird diese zweijährige Expositionsdauer als ausreichend angesehen, so dass auf eine längere Exposition verzichtet wurde. Eine minimale Expositionsdauer von 2 Vegetationsperioden ist jedoch *unbedingt* notwendig.

Wie aus der Abbildung 13 ersichtlich ist, sind im ersten Jahr bereits durchschnittlich 77 % aller während des 13-monatigen Versuchszeitraumes aufgegangenen Diasporen gekeimt. Während die Gattungen *Carex*, *Luzula* und *Juncus* vorwiegend in der ersten Expositionsperiode aufliefen (90 % der Gesamtdiasporen), keimten die Diasporen von *Rubus idaeus* auch noch in der zweiten Expositionsperiode mit einem relativ hohen Anteil von 39 % der Gesamtdiasporenzahl. Dies bestätigt, dass eine Exposition im zweiten Jahr sinnvoll und wichtig war. Darüber hinaus keimten auf einzelnen Flächen im ersten Jahr nur 47 % aller Diasporen und nur 50 % aller Arten.

Ließen sich im ersten Jahr bereits 89 % aller Arten nachweisen, so kamen im zweiten Jahr insbesondere diejenigen Arten *neu* hinzu, die nur mit wenigen Diasporen vertreten waren.

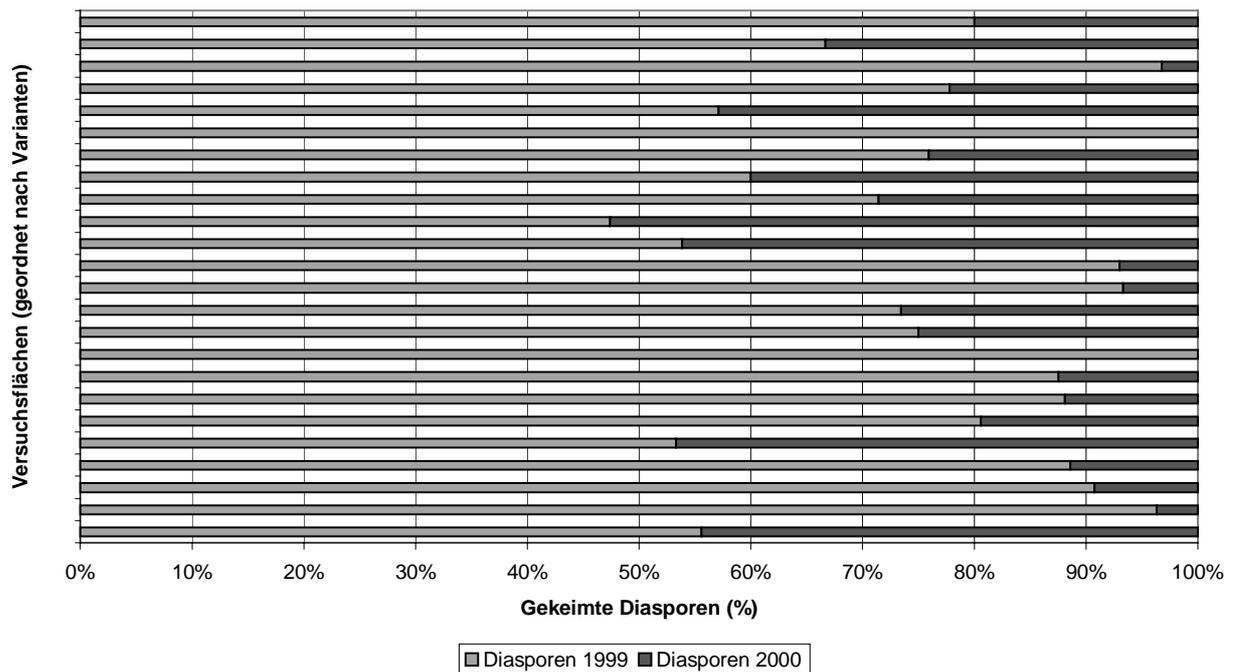


Abb. 13: Anteile der gekeimten Diasporen am Gesamtkeimerfolg im Expositionsjahr 1999 und 2000.

Rund 57 % aller Arten keimten im ersten *und* im zweiten Jahr, jedoch liefen ausschließlich im ersten Jahr 43 % aller Arten auf.

Im zweiten Jahr waren es vor allem die Arten *Rubus idaeus* und *Carex curta*, die im Gegensatz zu den übrigen Arten noch hohe Keimlingszahlen aufwiesen. Auch war zu beobachten, dass Arten wie *Veronica officinalis* und *Avenella flexuosa*, die anscheinend im Gesamtdiasporenreservoir geringer vertreten sind, im zweiten Jahr stärker als im ersten keimten. Keimfähige Samen bzw. Früchte von Gehölzsamen (insbesondere Fichte) kamen in der Samenbank nicht vor.

4.4.3.2 Anzahl der Diasporen in der Samenbank

Die Zahl der keimfähigen Diasporen in der Samenbank unterschied sich insbesondere zwischen den untersuchten Einzelparzellen, wogegen nur geringere Unterschiede zwischen den verschiedenen Varianten festzustellen waren (Abb. 15). Die durchschnittliche Diasporenzahl lag bei 887 pro m². Jedoch schwankte die Diasporenzahl der Einzelflächen in einem weiten Rahmen. Es kamen sowohl relativ geringe Werte (83 Diasporen pro m²), als auch sehr hohe Werte (2.566 Diasporen pro m²) vor. Der arithmetische Mittelwert drückt deshalb die durchschnittliche Diasporenzahl nur ungenügend aus, da er von diesen Extremwerten beeinflusst wird. Als „stabileres“ Lagemaß dient der Median mit 664 Diasporen pro m².

Trotz der geringen Unterschiede zwischen den Varianten lassen sich folgende Ergebnisse, die sich allerdings nicht statistisch absichern ließen, zusammenfassen (Abb. 14):

- (1) In den Parzellen des Erweiterungsgebietes ist die durchschnittliche Diasporenzahl (998 pro m²) etwas höher als in den Beständen des Altgebietes des Nationalparks (832 pro m²).

- (2) Die Bestände auf den Plateauflächen weisen durchschnittlich etwas höhere Diasporenzahlen auf (964 pro m²) als die Parzellen an den Hängen (810 pro m²).
- (3) Das Diasporenreservoir in den ganz abgestorbenen Parzellen (942 Diasporen pro m²) unterscheidet sich nur geringfügig von dem in den teilweise abgestorbenen Beständen (860 Diasporenreservoir pro m²).

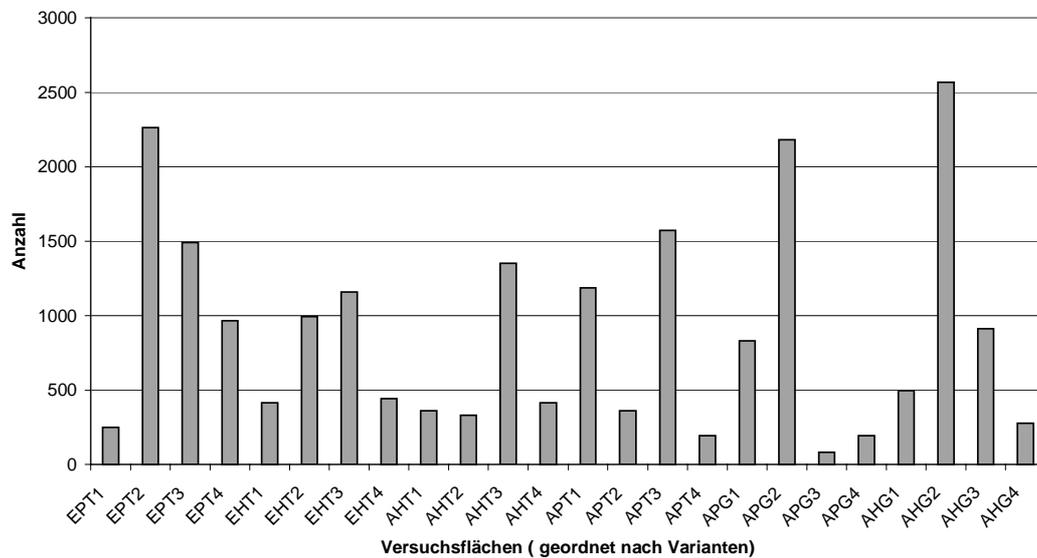


Abb. 14: Anzahl der keimfähigen Diasporen pro m² in den Versuchsflächen. A: Altgebiet, E: Erweiterungsgebiet, H: Hangfläche, P: Plateaufläche, G: Altbestand 1998 ganz abgestorben, T: Altbestand 1998 z.T. abgestorben.

Aus Abb. 15 ist ersichtlich, dass die Anzahl der keimfähigen Diasporen von räumlich dicht beieinander liegenden Flächen relativ ähnlich ist.

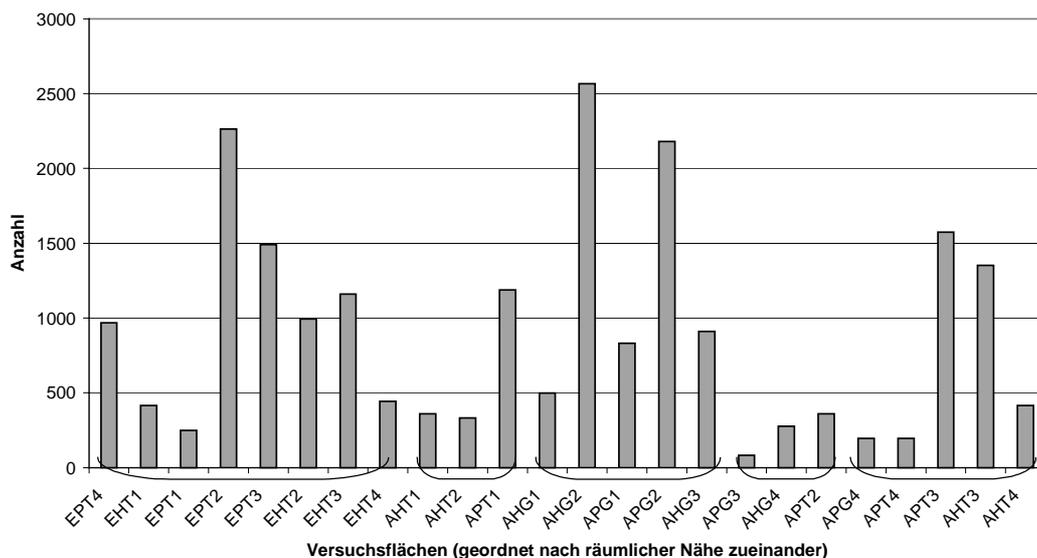


Abb. 15: Anzahl der keimfähigen Diasporen pro m² in den Versuchsflächen (geordnet nach räumlicher Nähe; die räumlich nahe beieinander liegenden Flächen sind geklammert). A: Altgebiet, E: Erweiterungsgebiet, H: Hangfläche, P: Plateaufläche, G: Altbestand 1998 ganz abgestorben, T: Altbestand 1998 z.T. abgestorben.

4.4.3.3 Zusammensetzung der Samenbank

Insgesamt konnten in allen Untersuchungsbeständen 887 Diasporen pro m² bestimmt werden (N = 771). Die untersuchte Diasporenbank wurde hauptsächlich von *Carex curta* (315 Diasporen pro m²) und *Rubus idaeus* (276 Diasporen pro m²) gebildet. Während *Carex curta* vor allem im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes die bestimmende Art war, kam *Rubus idaeus* insbesondere im südlichen Teil vor. Neben *Carex curta* war noch eine andere Art der Gattung *Carex* im Diasporenreservoir zu finden, nämlich *Carex echinata* (53 Diasporen pro m²). Im mittleren Teil des Untersuchungsgebietes konnte *Luzula sylvatica* (47 Diasporen pro m²) im Diasporenreservoir nachgewiesen werden.

Daneben kamen in größerer Anzahl Diasporen der Gattung *Juncus spec.* vor (77 Diasporen pro m²). Diese waren in allen Versuchsvarianten und über das gesamte Untersuchungsgebiet in etwa gleicher Zahl im Diasporenreservoir vertreten. Das Vorkommen von *Juncus* hängt anscheinend eher von standörtlichen Besonderheiten (Verdichtung, Senken) ab, als von der räumlichen Lage der Bestände im Nationalpark. Allerdings konnte bei den pflanzensoziologischen Aufnahmen keine Pflanze der Gattung *Juncus* in der aktuellen Vegetation nachgewiesen werden. Als Erklärung könnte die intensivere Nutzung dieser Flächen in der Vergangenheit dienen. Neben den o.g. Hauptarten im Diasporenreservoir kamen weitere Arten nur vereinzelt und meist nur mit einem sehr geringen Anteilen (von kleiner als 3 %) an der Gesamtzahl der Diasporen vor.

4.4.3.4 Dominante Gattungen in der Samenbank

Tab. 21 zeigt alle Arten der Samenbank. Die Samenbank wird von wenigen Arten bzw. Gattungen (*Carex* u. *Rubus*) dominiert.

Tab. 21: Anteile der Pflanzenarten und –gattungen am gesamten Diasporenreservoir (N = 771 Diasporen).

Gattung	Art (Anteil am Gesamtdiasporenreservoir in %)
Luzula	<i>Luzula sylvatica</i> (5,3 %); <i>Luzula pilosa</i> (1 %), <i>Luzula mutiflora</i> (0,3 %)
Carex	<i>Carex curta</i> (35,5 %); <i>Carex echinata</i> (6 %) ; <i>Carex leporina</i> (1,6 %) ; <i>Carex sylvatica</i> (0,1 %)
Rubus	<i>Rubus idaeus</i> (31,1 %)
Juncus	<i>Juncus effusus/conglomeratus</i> (4,5 %) ; <i>Juncus spec.</i> (3 %)
Sonstige	<i>Avenella flexuosa</i> , <i>Calamagrostis villosa</i> , <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Veronica officinalis</i> , <i>Deschampsia cespitosa</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Poa nemoralis</i> , <i>Poa spec.</i> , <i>Epilobium angustifolium</i> , <i>Rumex acetosella</i> , <i>Urtica dioica</i> .

Bei ausschließlicher Betrachtung der dominanten Arten bzw. Gattungen in der Samenbank sind keine deutlichen Unterschiede zwischen den Varianten feststellbar. Allerdings ist zu erkennen, dass im Erweiterungsgebiet die Gattung *Carex* die dominierende Art im Diasporenreservoir ist. Ordnet man die untersuchten Parzellen nun nach ihrer räumlichen Nähe (Abb. 16), so ergeben sich folgende Ergebnisse:

- (1) Im nord-westlichen Teil des Untersuchungsgebietes dominiert die Gattung *Carex* im Diasporenreservoir,
- (2) in der Mitte beteiligt sich *Luzula* am Diasporenreservoir, und
- (3) im süd-östlichen Teil ist *Rubus* die entscheidende Gattung in der Samenbank.

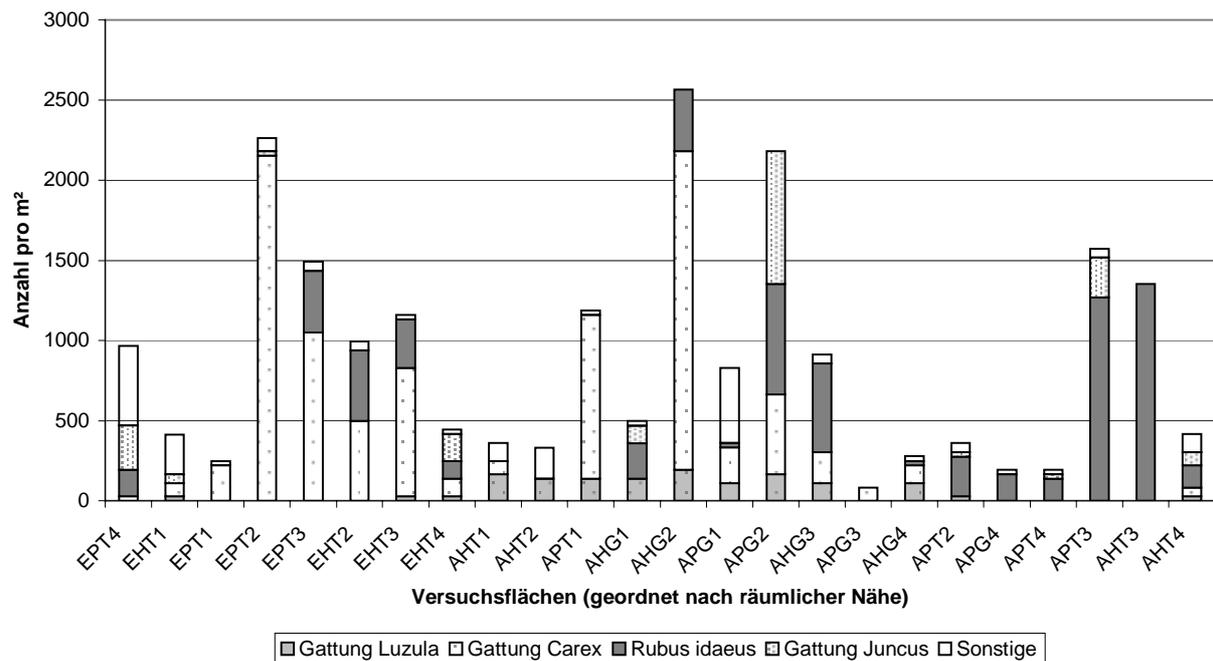


Abb. 16: Dominante Gattungen / Arten im Diasporenreservoir (nach räumlicher Nähe geordnet). A: Altgebiet, E: Erweiterungsgebiet, H: Hangfläche, P: Plateaufläche, G: Altbestand 1998 ganz abgestorben, T: Altbestand 1998 z.T. abgestorben.

Die unterschiedliche Anzahl und Zusammensetzung der Samen in der Diasporenbank deutet sowohl auf unterschiedliche Entwicklungen der Flächen als auch auf standörtliche Unterschiede hin. Der hohe *Carex*-Anteil in der Fläche AHG 2 begründet sich in der großen Zahl von Diasporen der Art *Carex echinata*. Diese Art kam nur in dieser Fläche besonders häufig vor und war auf den übrigen Parzellen eher schwach vertreten.

4.4.3.5 Verhältnis zwischen Artenanzahl und Diasporenanzahl

Die Anzahl der Arten im Diasporenreservoir betrug pro Parzelle durchschnittlich 5. Unterschiede in der Artenzahl der Parzellen zwischen den Varianten ließen sich nicht feststellen.

Wie aus der Abbildung 17 zu ersehen ist, wiesen die Flächen mit sehr hohen Diasporenzahlen nur vergleichsweise wenig Arten auf.

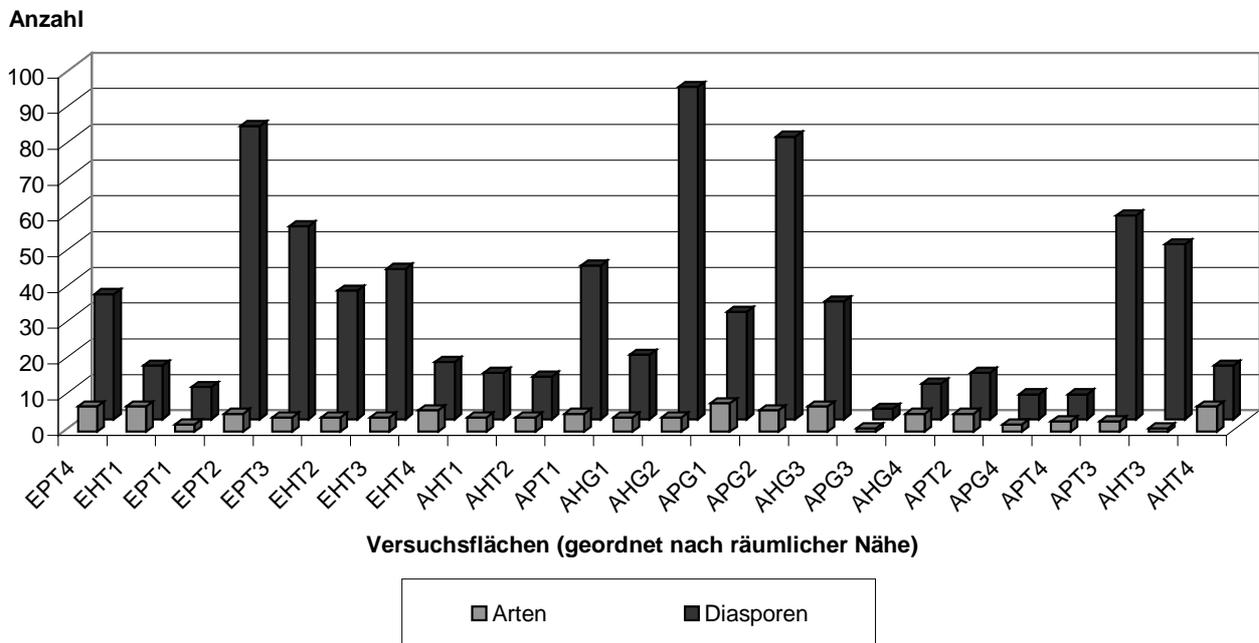


Abb. 17: Anzahl der Arten und der gekeimten Diasporen (nach Varianten geordnet). A: Altgebiet, E: Erweiterungsgebiet, H: Hangfläche, P: Plateaufläche, G: Altbestand 1998 ganz abgestorben, T: Altbestand 1998 z.T. abgestorben.

4.4.3.6 Vergleich von Diasporenbank mit der aktuellen Vegetation

Im Gelände dominierten vor allem *Calamagrostis villosa* und *Avenella flexuosa*. Beide Arten ließen sich aber in der Samenbank kaum nachweisen. Das Fehlen der Samen dieser beiden Arten im Diasporenreservoir mit gleichzeitigem starkem Auftreten im Gelände deutet auf eine bevorzugte vegetative Vermehrung von *Calamagrostis* und *Avenella* hin.

Luzula sylvatica kam sowohl auf der Fläche als auch im Diasporenreservoir in nennenswertem Umfang vor. *Luzula pilosa* war weder auf der Fläche noch in der Diasporenbank häufig zu finden. Das lässt vermuten, dass diese beiden Arten sich im Gegensatz zu den vorher genannten Gräsern vorwiegend generativ vermehren.

Die das Diasporenreservoir dominierenden Arten konnten entweder nicht, wie beispielsweise *Rubus idaeus* und die Gattung *Juncus*, oder nur sehr vereinzelt, wie beispielsweise *Carex curta*, auf den Flächen nachgewiesen werden. Es liegt daher die Vermutung nahe, dass sie in der Vergangenheit die Vegetationsbedeckung mitbestimmt haben.

Im Durchschnitt konnten im Gelände in einem Untersuchungsbestand 14 Arten festgestellt werden, die Artenzahl im Diasporenreservoir lag bei durchschnittlich 5 Arten.

4.4.3.7 Vergleich der Diasporenzahl zwischen den Versuchsvarianten

Vergleicht man die Diasporenzahlen in den Flächen innerhalb der verschiedenen Versuchsvarianten, so lassen sich folgende Unterschiede feststellen:

Zum einen waren auf den Parzellen im Erweiterungsgebiet höhere Diasporenzahlen vorhanden als in den Beständen im Altgebiet des Nationalparks. Zum anderen waren die Diasporenzahlen auf den Plateauflächen ebenfalls etwas höher als auf den Hangflächen.

Dagegen ergaben sich in der Artenzusammensetzung der Samenbank kaum Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten. Allein *Carex curta* kam in der Samenbank des Erweiterungsgebietes weit häufiger vor als im Altgebiet des Nationalparks.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Unterschiede in der Artenzahl und Artzusammensetzung der Samenbank zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen so groß waren, dass sie die Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten überlagerten.

4.5 Verjüngung

Entscheidend für den Aufbau einer neuen Baumgeneration im Untersuchungsgebiet sind die Situation und die Entwicklungsmöglichkeiten der aktuell vorhandenen Verjüngung. Sie wird das Aussehen und die Struktur der künftigen Hochlagenfichtenwälder vermutlich prägen. Mit einem Nachschub von neuen Verjüngungspflanzen, insbesondere von Fichten, ist in den nächsten Jahren nur in einem begrenzten Umfang zu rechnen, da in den Hochlagenwäldern kaum mehr fruktifikationsfähige Altfichten vorhanden sind. Um so bedeutender ist es, die aktuelle Verjüngung, die sich derzeit in einem Initialstadium der Entwicklung befindet, wissenschaftlich fundiert zu untersuchen und daraus Schlussfolgerungen für die Struktur künftiger Wälder abzuleiten.

Der Schwerpunkt der vorliegenden Untersuchung liegt daher in der detaillierten Analyse der Verjüngung, insbesondere im Hinblick auf deren Dichte. Daneben werden Einzelbaumparameter, wie Alter, Höhe und Höhenzuwächse dargestellt und u.a. auf die Verteilung der Verjüngungspflanzen im Bestand, die Überlebenswahrscheinlichkeit und Ausfallursachen eingegangen. Aus den Ergebnissen dieser Analyse wird eine mögliche Entwicklung der Pflanzenzahlen abgeleitet.

Die Verjüngungspflanzen wurden, wie im Kapitel 3.2.5.1 beschrieben, auf Probekreisen (je 0,5 m²) erhoben (Stichprobenaufnahme). Größere und damit gesicherte Verjüngungspflanzen waren in den Untersuchungsbeständen nur sehr selten anzutreffen. Dieses zahlenmäßig geringe Pflanzenkollektiv (Pflanzen über 0,5 m Höhe) wurde nicht nur auf den Probekreisen erfasst, sondern darüber hinaus auf dem gesamten Kernbereich (Vollaufnahme). Damit sollten diese seltenen, für die Verjüngungsdynamik aber besonders wichtigen Pflanzen hinreichend genau erfasst werden.

Bei der Auswertung zeigte sich, dass sich die von den Probekreisen auf den Hektar hochgerechnete Dichte der Verjüngungspflanzen über 0,5 m Höhe nur unwesentlich von der hochgerechneten Dichte der im Kernbereich erhobenen Verjüngungspflanzen unterscheidet. Somit wären auch die Probekreisenaufnahmen für sich allein für die gesamte Fläche repräsentativ gewesen. Die flächige Erfassung der größeren Pflanzen hatte jedoch den Vorteil, dass insgesamt mehr Pflanzen vermessen werden konnten. Daher wird bei der Darstellung der Ergebnisse der größeren Verjüngungspflanzen auf die Vollaufnahme im Kernbereich Bezug genommen.

Bei den im Folgenden dargestellten Verjüngungsdichten werden die auf den Probekreisen gezählten Pflanzen und die ganzflächig erfassten größeren Verjüngungspflanzen zusammengerechnet. Dagegen werden bei der Darstellung der Ergebnisse von Einzelbaumparametern die o.g. Kollektive getrennt betrachtet, da es sich bei den Verjüngungspflanzen um zwei verschiedene Teilpopulationen handelt: Während in den Probekreisen insbesondere Verjüngungspflanzen im Initialstadium der Entwicklung erfasst werden konnten, sind die größeren Verjüngungspflanzen wesentlich älter. Somit unterscheiden sich die Einzelbaumparameter dieser beiden Teilkollektive grundlegend voneinander.

4.5.1 Entwicklung der Verjüngungsdichten

In den Hochlagenbeständen sind Verjüngungspflanzen auf den ersten Blick nicht oder nur in sehr geringer Anzahl zu entdecken. Bei genauer Betrachtung zeigt sich aber, dass fast alle untersuchten Bestände in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald Verjüngungspflanzen aufweisen. So betrug die Verjüngungsdichte im Jahr 1998 auf allen 24 Versuchsflächen durchschnittlich 29.396 Pflanzen pro Hektar. Allerdings schwanken die Dichten in einem weiten Bereich von 0 bis 214.289 Individuen pro Hektar. Während des dreijährigen Untersuchungszeitraumes nahm die Anzahl der Verjüngungspflanzen in den Untersuchungsbeständen ab, so dass im Jahr 2000 im Durchschnitt noch 12.992 Verjüngungspflanzen pro Hektar zu finden waren. Die Streuung war im Jahr 2000 mit einer Spanne von 0 bis 92.289 vergleichbar mit 1998. Im Folgenden wird dargestellt, welche Versuchsfaktoren die Verjüngungsdichte und deren Entwicklung beeinflussen.

Die abhängige Variable Dichte wird im ersten Schritt unter Einbeziehung der einzelnen Versuchsjahre (1998, 1999 und 2000) erklärt, ohne den zeitlichen Verlauf der Dichteentwicklung zu berücksichtigen. Es wird zunächst überprüft, welche *Versuchsfaktoren* die Dichte in den verschiedenen Jahren beeinflussen, *ohne* dabei Korrelationen zwischen den drei Versuchsjahren mit einzubeziehen. Die Ergebnisse sind in der Tab. 22 dargestellt.

Tab. 22: Abhängigkeit der Verjüngungsdichte (1998, 1999, 2000) in den 24 Untersuchungsflächen von den Versuchsfaktoren **ohne Einbeziehung der Korrelationen zwischen den Versuchsjahren**. HL = Höhenlage, A = Untersuchungsgebiet, B = Geländeform, AG = Altgebiet, Altbestände ganz abgestorben, AT = Altgebiet, Altbestände teilweise abgestorben, ET = Erweiterungsgebiet, Altbestände teilweise abgestorben, H = Hang, P = Plateau.

Source	DF	Mean Square	F Value	Pr > F	Sig.niveau
HL	1	3.38492953	41.89	0.0001	***
A	2	0.36554857	13.08	0.0330	*
AG v. ½ (AT+ET)	1	0.05508381	1.97	0.2550	-
AT v. ET	1	0.67839375	24.27	0.0160	*
B(A)	3	0.02795238	0.35	0.7925	-
AG: H v. P	1	0.01943854	0.24	0.6301	-
AT: H v. P	1	0.00181294	0.02	0.8827	-
ET: H v. P	1	0.06260565	0.77	0.3910	-
Error	17	0.08080761			

Zusätzlich zu diesen Analysen wird in einem zweiten Schritt eine zeitliche Komponente der Dichteentwicklung während des Versuchzeitraumes untersucht, da es sich bei den Verjüngungsaufnahmen um Messwiederholungen handelt. Es werden daher die Korrelationen zwischen den Jahren („Year Effect“) in die Auswertung mit einbezogen. Die Ergebnisse sind in Tab. 23 dargestellt.

Wie aus Tab. 23 ersichtlich, hat die *zeitliche Komponente* einen entscheidenden Einfluss auf die Verjüngungsdichte, d.h. die Verjüngungsdichte verändert sich in den verschiedenen Versuchsvarianten abhängig von der Zeit. Die in Kapitel 3.3 formulierte Hypothese (1) H_0 : „Es ist kein Unterschied in der Zielvariablen Dichte über die verschiedenen Versuchsjahre vorhanden“ kann auf einem höchst signifikanten Niveau abgelehnt werden (Tab. 23). Die zeitliche Komponente wird daher bei der folgenden Darstellung der Ergebnisse stets mit berücksichtigt.

Tab. 23: Abhängigkeit der Verjüngungsdichte (1998, 1999, 2000) in den 24 Untersuchungsflächen von den Versuchsfaktoren **mit Einbeziehung der Korrelationen zwischen den Versuchsjahren**. HL = Höhenlage, A = Untersuchungsgebiet, B = Geländeform, AG = Altgebiet, Altbestände ganz abgestorben, AT = Altgebiet, Altbestände teilweise abgestorben, ET = Erweiterungsgebiet, Altbestände teilweise abgestorben, H = Hang, P = Plateau.

Statistic	Value	F	Num DF	Den DF	Pr > F	Sig.niveau
(1) H_0: YEAR Effect						
Wilks' Lambda	0.26297397	22.4213	2	16	0.0001	***
(2) H_0: YEAR*HL						
Wilks' Lambda	0.45724995	9.4959	2	16	0.0019	**
(3) H_0: YEAR*A for YEAR*B(A)						
Wilks' Lambda	0.02476196	5.3549	4	4	0.0665	-
(4) H_0: YEAR*AG v. $\frac{1}{2}$ (AT+ET) for YEAR*B(A)						
Wilks' Lambda	0.05405591	17.4994	2	2	0.0541	-
(5) H_0: YEAR*AT v. ET for YEAR*B(A)						
Wilks' Lambda	0.04633638	20.5813	2	2	0.0463	*
(6) H_0: YEAR*B(A)						
Wilks' Lambda	0.91440463	0.2440	6	32	0.9582	-
(7) H_0: YEAR*AG: H v. P						
Wilks' Lambda	0.93650847	0.5424	2	16	0.5917	-
(8) H_0: YEAR*AT: H v. P						
Wilks' Lambda	0.99521555	0.0385	2	16	0.9624	-
(9) H_0: YEAR*ET: H v. P						
Wilks' Lambda	0.98035144	0.1603	2	16	0.8532	-

Die Verjüngungsdichte der einzelnen Versuchsjahre wird insbesondere von der *Höhenlage* der Untersuchungsbestände beeinflusst. Wie im Kapitel 3.3 erwähnt, wird die Höhenlage in zwei Stufen unterteilt: Höhe über 1.275 m NN und Höhe unter 1.275 m NN. Die Hypothese H_0 : „Es ist kein Unterschied in der Zielvariablen Dichte abhängig von der Höhenlage vorhanden“ kann verworfen werden. Die Unterschiede lassen sich auf einen höchst signifikanten Niveau statistisch absichern ($\alpha = 0,0001$) (Tab. 22). So wiesen die 13 Bestände

unter 1.275 m NN im Jahr 1998 durchschnittlich 52.268 Verjüngungspflanzen pro Hektar auf, während in den 11 Beständen über 1.275 m NN im Durchschnitt nur 2.366 Pflanzen zu finden waren. Auch die zeitliche Entwicklung der Verjüngungsdichte wird von der Höhenlage der Bestände beeinflusst. In den Beständen über 1.275 m NN reduzierte sich die Verjüngungsdichte im ersten Untersuchungsjahr um durchschnittlich 31 % auf 1.629 Verjüngungspflanzen und im zweiten Jahr um 20 % auf 1.308 Verjüngungspflanzen pro Hektar. Dagegen war der Rückgang der Verjüngungsdichte in den Beständen unter 1.275 m NN im ersten Jahr mit 30 % (1999: 38.228 Pflanzen pro Hektar) deutlich geringer als im zweiten Untersuchungsjahr mit 40 % (2000: 22.878 Pflanzen pro Hektar). Insgesamt betrachtet war die Abnahme der Verjüngungsdichte in den Beständen über 1.275 m NN weniger stark als in den Beständen unter 1.275 m NN.

Zusätzlich zu der Höhe beeinflusst der *Absterbegrade der Altbestände* die Verjüngungsdichte in den Untersuchungsbeständen. Die Bestände der Versuchsvarianten AG (Altgebiet des Nationalparks, Altbestände 1998 ganz abgestorben), AT (Altgebiet des Nationalparks, Altbestände 1998 teilweise abgestorben) und ET (Erweiterungsgebiet des Nationalparks, Altbestände teilweise abgestorben) wiesen in ihren Verjüngungsdichten folgende Unterschiede bzw. Gemeinsamkeiten auf:

Die Dichte in den einzelnen Versuchsjahren unterscheidet sich in den *ganz abgestorbenen Beständen* (AG) nicht von der Dichte in den *teilweise abgestorbenen Beständen* (AT + ET). Die Hypothese H_0 : „Die Verjüngungsdichte unter den ganz abgestorbenen Altbeständen unterscheidet sich nicht von der Verjüngungsdichte unter den teilweise abgestorbenen Altbeständen“ kann nicht verworfen werden (Tab. 22). Dagegen kann diese Hypothese (4) H_0 *bei Einbeziehung des zeitlichen Verlaufs* der Dichteentwicklung mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,0541$ abgelehnt werden (Tab. 23). Das bedeutet, dass der Absterbegrade der Altbestände (ganz oder teilweise abgestorben) die Verjüngungsdichte der Einzeljahre nicht beeinflusst, es aber einen Zusammenhang zwischen der zeitlichen Entwicklung des Absterbegrades und der Verjüngungsdichte gibt. Die zeitliche Dichteentwicklung vollzieht sich also unter den ganz abgestorbenen Beständen (AG) anders als unter den teilweise abgestorbenen Beständen der Varianten AT+ET. Während die Verjüngungsdichte in den ganz abgestorbenen Beständen in den Jahren 1999 und 2000 relativ gleichmäßig abnahm (Reduktion um ca. 29 % pro Jahr), reduzierte sich die Verjüngungsdichte unter den teilweise abgestorbenen Beständen im Jahr 1999 um 27 % und im Jahr 2000 um 41 %. Die entscheidende Abnahme der Verjüngungsdichte vollzog sich also in den teilweise abgestorbenen Beständen im Jahr 2000.

Betrachtet man nur die *teilweise abgestorbenen Bestände* im Altgebiet und im Erweiterungsgebiet, so kann die Hypothese (5) H_0 : „Die Verjüngungsdichte unterscheidet sich in den teilweise abgestorbenen Altbeständen des Altgebietes nicht zu denen im Erweiterungsgebiet“ sowohl *ohne als auch mit* Einbeziehung des „Year Effects“ widerlegt werden (Tab. 23). Daraus ist abzuleiten, dass sich im Erweiterungsgebiet die Voraussetzungen für die Etablierung und für die Entwicklung (Year Effect) der Verjüngungspflanzen zum Altgebiet grundsätzlich unterscheiden. In den Beständen des Erweiterungsgebietes war die Anzahl der Verjüngungspflanzen im Jahr 1998 mit durchschnittlich 5.786 Pflanzen pro Hektar deutlich geringer als unter den teilweise abgestorbenen Altbeständen im Altgebiet (71.995 Verjüngungspflanzen/ha). Diese

Unterschiede in der Verjüngungsdichte verschwanden in den Beständen dieser Varianten auch während des Untersuchungszeitraumes nicht. Vielmehr entwickelte sich die Dichte im Laufe der drei Versuchsjahre noch weiter auseinander. Im Jahr 2000 waren in den Beständen der Variante ET noch 3.391 Verjüngungspflanzen und in den Beständen der Variante AT 30.306 Verjüngungspflanzen pro Hektar zu finden. Jedoch wiesen die Verjüngungsdichten in den Beständen in der Variante AT eine enorme Schwankungsbreite auf, die im Jahr 1998 bei 0 bis 214.289 Verjüngungspflanzen pro Hektar lag. Im Gegensatz dazu war die Schwankungsbreite der Verjüngungsdichten in den Beständen des Erweiterungsgebietes mit 2.263 bis 16.421 Pflanzen pro Hektar eher gering.

Um den großen Unterschied zwischen der Verjüngungsdichte im Altgebiet und dem Erweiterungsgebiet erklären zu können, muss zusätzlich die Höhenlage der Bestände innerhalb der Versuchsvarianten berücksichtigt werden (s. Abb. 18). Bezieht man in die Analyse der Verjüngungsdichten innerhalb der verschiedenen Versuchsvarianten zusätzlich den Höhengradienten (über und unter 1.275 m NN) ein, so ergeben sich die in Abb. 18 graphisch dargestellten Ergebnisse.

Drei getrennte Blöcke von Parzellen sind zu erkennen, die sich in der Verjüngungsdichte unterscheiden:

- (1) Parzellen mit sehr hohen Verjüngungsdichten pro Hektar unter 1.275 m NN
- (2) Parzellen mit mittleren Verjüngungsdichten pro Hektar unter 1.275 m NN
- (3) Parzellen mit relativ geringen Verjüngungsdichten pro Hektar über 1.275 m NN

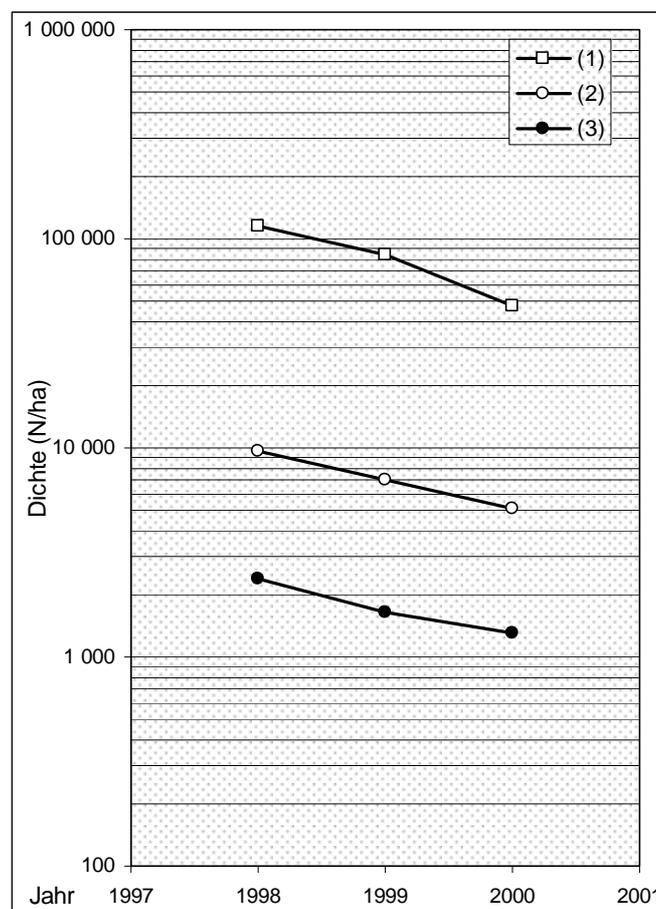


Abb. 18: Verjüngungsdichte und ihre zeitliche Entwicklung nach Höhenlage.

Die Parzellen mit geringen Verjüngungsdichten liegen unabhängig von den Versuchsvarianten (AG, AT, ET) in einer Höhe von *über 1.275 m NN*. Diese Bestände (in Abb. 18 mit (3) gekennzeichnet) wiesen zu Beginn des Untersuchungszeitraumes im Jahr 1998 eine Verjüngungsdichte von durchschnittlich 2.366 Pflanzen pro Hektar auf. Bis zum Jahr 2000 reduzierte sich Anzahl der Pflanzen in den Beständen über 1.275 m NN auf 1.308 pro Hektar. Der Absterbegrad der Altbestände hat offensichtlich ab dieser Höhenlage keinen Einfluss auf die Verjüngungsdichte oder wird von anderen Faktoren überprägt. So herrschen ab 1.275 m NN sehr ungünstige klimatische Verhältnisse, wie kurze Vegetationsperioden, lange Schneebedeckung und geringe Wärme. Darüber hinaus sind diese Bestände von dichter verjüngungshemmender Bodenvegetation (Gräser und Farne) überzogen, die, trotz ungünstiger klimatischer Voraussetzung, in der Lage sind, diese Flächen zu besiedeln. Da auf diesen Flächen zusätzlich wenig liegendes Totholz zu finden ist, wird die Grasdecke nicht unterbrochen. Für die Etablierung und die Entwicklung der Verjüngung herrschen in diesen Flächen somit äußerst ungünstige Bedingungen.

Dagegen sind die Bedingungen für die Verjüngung in den Beständen *unter 1.275 m NN* viel besser. Diese Flächen apert im Frühsommer eher aus als die höher gelegenen Parzellen, wodurch die Vegetationsperiode um einige Wochen verlängert wird. Zusätzlich befindet sich in diesen Beständen mehr zersetztes Totholz als in den höher gelegenen Flächen. Die Voraussetzungen für die Verjüngungsentwicklung sind in diesen Beständen somit deutlich günstiger als in Beständen über 1.275 m NN. Im Gegensatz zu den höher gelegenen Flächen scheint in den Parzellen unter 1.275 m NN der Absterbegrad der Altbestände einen Einfluss auf die Verjüngungsdichte zu besitzen, da die Verjüngungsdichte in den teilweise abgestorbenen Beständen im Altgebiet (in Abb. 18 gekennzeichnet mit (1)) mit 114.242 Pflanzen pro Hektar im Jahr 1998 und 47.853 Verjüngungspflanzen im Jahr 2000 sehr viel höher war als in den übrigen Beständen unter 1.275 m NN (AG, ET; in Abb. 18 gekennzeichnet mit (2)) mit 9.690 Verjüngungspflanzen pro Hektar im Jahr 1998 und 5.101 Pflanzen pro Hektar im Jahr 2000. Zur Klärung dieses Umstandes müssen die einzelnen Bestände in der Variante AT (unter 1.275 m NN) näher analysiert und die Bestandessgeschichte betrachtet werden. Alle fünf Bestände dieser Variante liegen im Gebiet des Mauther Forstes. Diese Bestände sind aus Pflanzung hervorgegangen und wurden relativ dicht begründet. Sie wurden, um sie gegenüber Schneebruch zu stabilisieren, stark durchforstet, was heute an der hohen Zahl von alten und gut zersetzten Stöcken erkennbar ist. Somit zeichnen sich die Bestände, neben der geringen Höhenlage, durch zwei weitere für die Verjüngungsetablierung besonders günstige Faktoren aus: Zum einen finden sich in diesen Beständen sehr viele Stubben mit hohem Zersetzungsgrad. Vermutlich waren diese Stöcke auch schon im Jahr 1996 weitgehend vermodert, so dass sich viele Fichtenkeimlinge (aus der Mast 1995) auf diesen Verjüngungsstandorten etablieren konnten. Zum anderen sind diese Bestände noch immer mit vielen Altbäumen bestockt, so dass 1995 ein weiterer günstiger Keimort für die Verjüngungspflanzen in ausreichendem Maße zur Verfügung stand: Der von Konkurrenzvegetation weitgehend freie Bereich um die Stockachseln der Altbäume. Die Bedingungen in den Beständen der Variante AT kleiner 1.275 m Höhe NN waren auf Grund der niedrigen Höhenlage und der Bestandessituation für die Etablierung der Fichten daher 1995/1996 äußerst günstig, was sich heute in der hohen absoluten und durchschnittlichen Verjüngungsdichte zeigt. Beides kann auch erklären, warum in den Beständen der Variante AT deutlich mehr Verjüngungspflanzen zu finden waren als in den Beständen der Variante ET. Im Gegensatz zu den Beständen der Variante AT sind im Erweiterungsgebiet weniger alte

Stöcke, insbesondere mit einem hohen Zersetzungsgrad vorhanden. Die Samenverfügbarkeit war vermutlich im Mastjahr 1995 im Erweiterungsgebiet ähnlich zum Altgebiet, jedoch konnten sich im Erweiterungsgebiet auf Grund der geringeren Anzahl geeigneter Keimstandorte (alte Stöcke) weniger Fichtenkeimlinge etablieren. Zudem ist die Anzahl der Altbäume in den Beständen des Erweiterungsgebietes um durchschnittlich 100 Bäume pro Hektar geringer als in den teilweise abgestorbenen Bestände im Altgebiet und somit auch die Anzahl der Stockachselstandorte.

Keine Rolle für die Verjüngungsdichten und ihre zeitliche Entwicklung spielte hingegen, ob sich die untersuchten Parzellen auf Plateauflächen oder auf geneigten Flächen befinden. Die Hypothese (6)-(9) H_0 : „Die Verjüngungsdichte unterscheidet sich nicht auf den Hang- und Plateauflächen“ konnte innerhalb jeder Variante *eindeutig* angenommen werden (Tab. 22 und 23).

4.5.2 Entwicklung der Baumartenanteile

Während bei der Verjüngungsdichte das Gesamtkollektiv der Verjüngungspflanzen in den Probekreisen und im Kernbereich betrachtet wurde, erfolgt bei der Analyse der Entwicklung der Baumartenanteile eine Aufspaltung in zwei Teilkollektive. Die Baumartenzusammensetzung der auf den Kleinflächen (Probekreise) erhobenen Verjüngungspflanzen unterscheidet sich von den im Kernbereich aufgenommenen Pflanzen deutlich.

4.5.2.1 Verjüngungspflanzen in den Probekreisen

Die Baumartenanteile in der Verjüngung spiegeln die Zusammensetzung in den Altbeständen wider. Die Altbestände in den Hochlagen des Bayerischen Waldes setzten sich vor dem Beginn des Borkenkäferbefalls im Wesentlichen aus Fichte (*Picea abies*) zusammen. Daneben kam vereinzelt Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) vor. Mit über 99 % im Jahr 1998 und mehr als 98 % in den Jahren 1999 und 2000 wurde die Verjüngung im gesamten Untersuchungszeitraum fast ausschließlich von Fichte gebildet (Abb. 19).

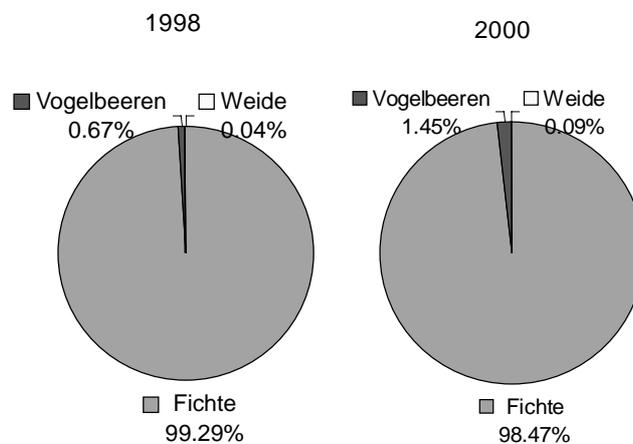


Abb. 19: Baumartenanteile in der Verjüngung auf den Probekreisen der 24 Bestände.

Im Gegensatz zur Fichte kam die Vogelbeere im Jahr 1998 nur zu einem verschwindend geringen Anteil von weniger als einem Prozent vor. Sie konnte ihren Anteil innerhalb der drei Jahre zwar verdoppeln, spielt hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung der Verjüngung aber dennoch eine untergeordnete Rolle. Die Ursachen für die Erhöhung des Anteils der Vogelbeere in der Baumartenzusammensetzung lassen sich einerseits durch die Ausfälle in der Fichtenverjüngung und andererseits durch die Zunahme der absoluten Anzahl der Vogelbeerpflanzen durch neue Keimlinge erklären. Angesichts der geringen Zahl der insgesamt im Untersuchungszeitraum gefundenen Keimlingen ($N = 17$) war die Anzahl der einjährigen Vogelbeerpflanzen mit insgesamt 11 (entspricht einem Anteil 65 % an den Einjährigen) beachtlich. Die Weide (*Salix spec.*) war mit nur einem Exemplar auf allen untersuchten Parzellen praktisch bedeutungslos. Die Birke (*Betula pubescens*) konnte nur in den pflanzensoziologischen Aufnahmenflächen erfasst werden ($N = 2$), dagegen kam sie in den Probekreisen nicht vor.

4.5.2.2 Größere Verjüngungspflanzen im Kernbereich

Ganz anders stellt sich die Baumartenzusammensetzung der gesicherten Verjüngung größer 0,5 m Höhe dar. Neben den Baumarten Fichte (aus Naturverjüngung) und Vogelbeere wird hier ein drittes Verjüngungskollektiv getrennt betrachtet, nämlich die gepflanzten Fichten. Die Fichten werden zur Unterstützung der Naturverjüngung ausschließlich im Erweiterungsgebiet gepflanzt. Da die gepflanzten Fichten die Ergebnisse im Erweiterungsgebiet wesentlich beeinflussen, wird im Folgenden die Baumartenzusammensetzung für das Erweiterungs- und Altgebiet getrennt dargestellt.

Im *Altgebiet* des Nationalparks ist die Vogelbeere im Kollektiv der gesicherten Verjüngungspflanzen die dominierende Baumart. Ihr Anteil an der Gesamtzahl aller gesicherten Verjüngungspflanzen lag 1998 im Altgebiet bei 66 %. Die Vogelbeere kam im Jahr 1998 mit 22 Pflanzen pro Hektar vor. Bis zum Jahr 2000 konnte die Vogelbeere ihre Vorherrschaft auf 78 % ausbauen (48 Individuen pro Hektar). Die Anteile an Fichte aus Naturverjüngung liegen in beiden Jahren deutlich darunter (1998: 34 %, 2000: 22 %). So waren im Jahr 1998 11 naturverjüngte Fichten pro Hektar zu finden und im Jahr 2000 14 Pflanzen pro Hektar. Obwohl die absolute Anzahl der größeren Fichten aus Naturverjüngung im Jahr 2000 geringfügig höher war als 1998, verloren die naturverjüngten Fichten dennoch zu Gunsten der Vogelbeere an Bedeutung in der Baumartenzusammensetzung.

Im *Erweiterungsgebiet* dominieren die gepflanzten Fichten. Ihr Anteil an der Baumartenzusammensetzung betrug im Jahr 1998 82 % und im Jahr 2000 84 %. Im Jahr 1998 waren 105 gepflanzte Fichten pro Hektar zu finden, im Jahr 2000 196 Pflanzen pro Hektar. Die Zunahme der Anzahl gepflanzter Fichten im Untersuchungszeitraum beruht nicht auf Neupflanzungen, sondern ist damit zu erklären, dass bis zum Jahr 2000 einige vormals kleinere Fichten in den Höhenbereich über 0,5 m einwuchsen und damit im Teilkollektiv der größeren Pflanzen erfasst wurden. Im Jahr 1998 waren nur 3 % der Gesamtzahl aller größeren Verjüngungspflanzen Fichten aus Naturverjüngung (3 Individuen pro Hektar). Bis zum Jahr 2000 nahm weder die Anzahl der Fichten aus Naturverjüngung noch ihre Bedeutung an der Baumartenzusammensetzung zu. Hinsichtlich der Pflanzen aus Naturverjüngung dominiert auch im Erweiterungsgebiet die Vogelbeere, die im Jahr 1998 immerhin 16 % aller

Verjüngungspflanzen im Erweiterungsgebiet ausmachte (20 Pflanzen pro Hektar). Im Jahr 2000 waren 28 Vogelbeerpflanzen pro Hektar zu finden.

Die Baumartenzusammensetzung der größeren Verjüngungspflanzen im Kernbereich stellt sich also ganz anders als die Verjüngung auf den Probekreisen dar. Während im Initialstadium der Verjüngungsentwicklung in den Hochlagen des Bayerischen Waldes die Fichte die entscheidende Baumart ist und die Vogelbeere nur vereinzelt vorkommt, kehrt sich dieses Verhältnis bei den gesicherten Verjüngungspflanzen nahezu um. Sieht man diese beiden Verjüngungskollektive (Initialstadium und gesicherte Verjüngung) nicht als ein räumliches Nebeneinander sondern als zeitlich aufeinanderfolgende Entwicklung, so lassen sich daraus bereits einige Schlussfolgerungen ableiten, auf die in den folgenden Kapitel noch näher eingegangen wird: (1) Im Initialstadium fallen in der weiteren Entwicklung vermutlich noch viele – der meist reichlich vorhandenen – Fichtenpflanzen aus. (2) Die Baumart Vogelbeere scheint, wenn sie sich etabliert hat, weniger von Ausfällen bedroht zu sein als die Fichte. (3) Die Höhenentwicklung der Vogelbeere verläuft wesentlich schneller, so dass sie in den „gesicherten Höhenbereich“ (größer 0,5 m Höhe) viel eher einwachsen kann als die Fichte.

Betrachtet man die Baumartenzusammensetzung des Altbestandes, in der die Fichte vor dem Borkenkäferbefall deutlich dominierte, so muss offensichtlich in der weiteren Verjüngungsentwicklung eine neue „Umkehr“ der Baumartenzusammensetzung stattfinden. Die Vogelbeere ist zwar in der Lage, nach dem Initialstadium die Fichte zu überwachsen und zu überleben, allerdings wird sie dann selbst in der späteren Entwicklung von der Fichte, sofern diese in den Beständen vorhanden ist, überwachsen und überlebt. Die Vogelbeere bleibt somit ein Baum der Unter- und Zwischenschicht oder scheidet schon vorher ganz aus. Wie sich die Baumartenzusammensetzung in der Verjüngungsphase darstellt, in der die Bäume bereits einige bis mehrere Meter hoch sind, konnte in den Untersuchungsbeständen nicht beobachtet werden, da eine Strauchschicht vollkommen fehlte.

4.5.3 Entwicklung der Altersstruktur

Wie im Kapitel 4.5 bereits erwähnt, unterscheidet sich die Altersstruktur der Verjüngungspflanzen auf den Probekreisen sehr deutlich von den Verjüngungspflanzen im Kernbereich. Deshalb werden beide Verjüngungskollektive im Folgenden getrennt betrachtet.

4.5.3.1 Verjüngungspflanzen in den Probekreisen

In den Untersuchungsflächen konnten verschieden alte Fichten aus Naturverjüngung bis hin zu einem Keimjahrgang von 1982 (1998: 17 Jahre alt) gefunden werden. Allerdings war die Anzahl von älteren Fichten vor dem Keimjahrgang 1988 mit insgesamt 55 Individuen pro Hektar sehr gering. Die Fichtennaturverjüngung und damit der Hauptteil der gesamten Verjüngung (99 %) stammt aus dem Mastjahr 1995 (= Keimjahrgang 1996) und war 1998 drei Jahre alt. Im Jahr 1995 zeigten die Fichten in den damals noch weitgehend intakten Beständen reichlich Zapfenanhang, so dass sich viele Keimlinge aus dieser Vollmast etablieren konnten.

Aus Tab. 24 ist ersichtlich, dass die Fichten aus dem Keimjahrgang 1996 im Jahr 1998 (1998: 3-jährig) mit über 70 % in der Altersverteilung dominierten und ihren hohen Anteil in den darauffolgenden beiden Jahren beibehalten konnten. Im Jahr 1998 entstammten 21.173 Fichten pro Hektar dieser Altersklasse. Die Fichten des Jahrganges 1997 spielten mit 3.607 Individuen pro Hektar im Jahr 1998 noch eine gewisse Rolle, ihre Anzahl verringerte sich jedoch auf Grund der hohen Mortalität in dieser Altersklasse innerhalb von drei Jahren um über 2.620 auf 987 Fichten pro Hektar.

Der Anteil an Fichten, die 1998 älter als drei Jahre waren, erwies sich als gering, obwohl die Hochlagenfichten in den Jahren 1989 und 1992 fruktifiziert hatten (NATIONALPARK BAYERISCHER WALD, 2000). Zehnjährige und ältere Fichten waren nur vereinzelt zu finden und besaßen in jedem Jahr nur einen Anteil von weniger als einem Prozent. Die Mastjahre 1989 und 1992 spiegeln sich in der Altersstruktur also nicht wider, da 1998 kaum 8- bzw. 6-jährige Fichten zu finden waren.

Es ist anzunehmen, dass 1990 und 1993 Fichten zwar gekeimt sind, sich aber nicht etablieren konnten, da die Bestände damals noch weitgehend intakt und daher relativ geschlossen waren. Gegen diese Vermutung spricht allerdings, dass sich im Erweiterungsgebiet im Jahr 1996 Keimlinge unter geschlossenen Beständen etablieren konnten und die ersten 5 „kritischen“ Jahre zu 40 % überlebten. Sie waren im Erweiterungsgebiet unter ähnlichen Umweltbedingungen wie in den damals intakten Beständen des Altgebietes angekommen.

Innerhalb der Untersuchungsvarianten waren kaum Unterschiede in der Altersverteilung festzustellen, was sich in dem annähernd gleichen Verlauf der Summenkurven in allen Varianten ausdrückt (Abb. 20-1 bis 20-3).

Tab. 24: Anteile und Anzahl naturverjüngter Fichten an der Altersstruktur der jeweiligen Keimjahrgänge in den 24 Untersuchungsbeständen.

Alter	Keimjahr- gang	N/ha in 1998	Anteil in % 1998	N/ha in 1999	Anteil in % 1999	N/ha in 2000	Anteil in % 2000
1	1998	55	0,2	11	0,1	0	0,0
2	1997	3607	12,4	2029	9,6	987	8,2
3	1996	21173	72,9	15406	73,2	8246	68,5
4	1995	1009	3,5	779	3,7	482	4,0
5	1994	1601	5,5	1360	6,5	1064	8,8
6	1993	965	3,3	866	4,1	735	6,1
7	1992	252	0,9	231	1,1	209	1,7
8	1991	175	0,6	164	0,8	154	1,3
9	1990	55	0,2	55	0,3	33	0,3
10	1989	88	0,3	66	0,3	66	0,6
> 10	1988 - 1982	55	0,2	55	0,3	55	0,5

Insbesondere in den Jahren 1998 und 1999 war nur eine geringe Differenzierung in der Altersstruktur festzustellen. In beiden Jahren überwogen die Verjüngungspflanzen aus dem Keimjahrgang 1996 (1998: 3 Jahre, 1999: 4 Jahre alt), erkennbar am steilen Anstieg der Summenkurven in diesem Bereich.

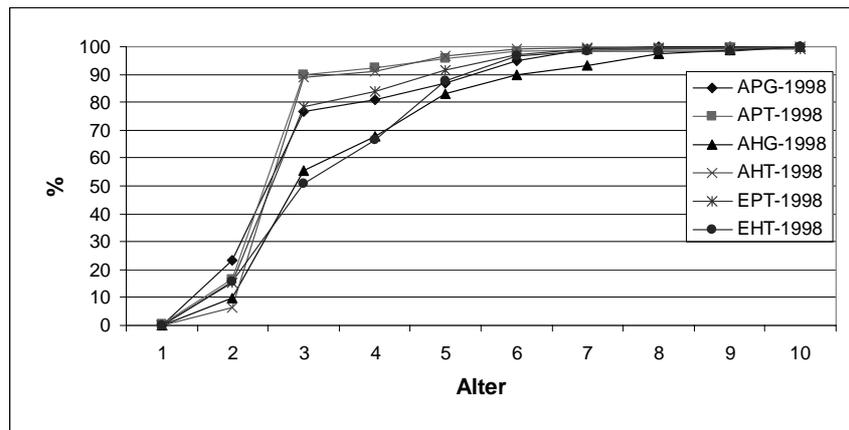


Abb. 20-1: Altersverteilung der Fichten-Naturverjüngung in den 24 Untersuchungsbeständen, getrennt nach Versuchsvarianten im Jahr **1998** (A = Altgebiet des Nationalparkes, E = Erweiterungsgebiet, P = Plateau, H = Hang, G = ganz abgestorben, T = teilweise abgestorben).

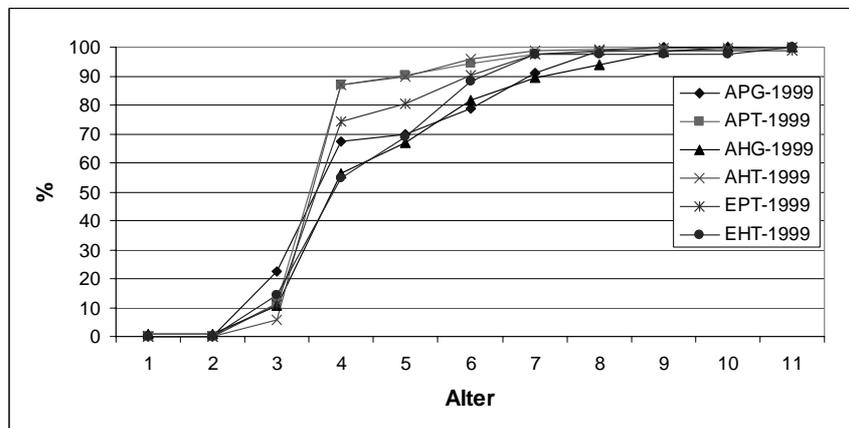


Abb. 20-2: Altersverteilung der Fichten-Naturverjüngung in den 24 Untersuchungsbeständen, getrennt nach Versuchsvarianten im Jahr **1999** (A = Altgebiet des Nationalparkes, E = Erweiterungsgebiet, P = Plateau, H = Hang, G = ganz abgestorben, T = teilweise abgestorben).

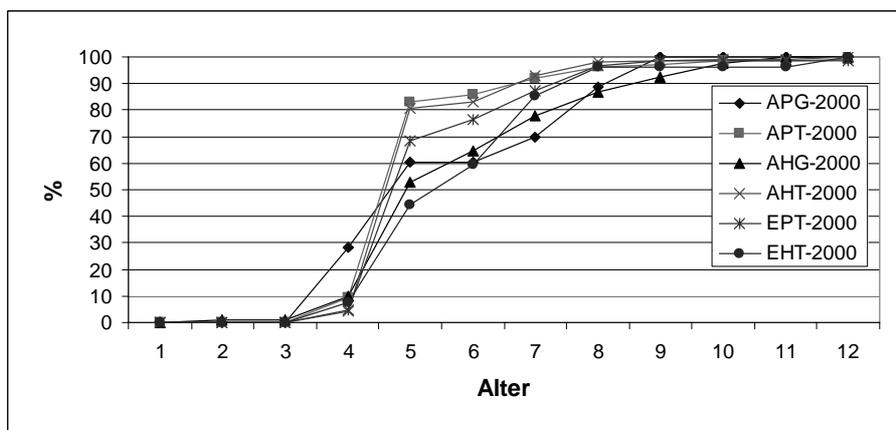


Abb. 20-3: Altersverteilung der Fichten-Naturverjüngung in den 24 Untersuchungsbeständen, getrennt nach Versuchsvarianten im Jahr **2000** (A = Altgebiet des Nationalparkes, E = Erweiterungsgebiet, P = Plateau, H = Hang, G = ganz abgestorben, T = teilweise abgestorben).

Erst im Jahr 2000 war eine gewisse Aufspaltung der Altersstruktur in den Beständen bzw. Varianten zu erkennen, die Summenkurven verlaufen etwas abgeflachter und fächern sich auf.

Die Altersverteilung in den teilweise abgestorbenen Beständen des Rachel-Lusen-Gebietes (APT, AHT) stellte sich in den drei Untersuchungsjahren nahezu identisch dar, die Summenkurven sind daher fast deckungsgleich. Auch innerhalb dieser Variante unterscheiden sich die einzelnen Flächen kaum.

In der Variante der ganz abgestorbenen Bestände (APG, AHG) im Altgebiet des Nationalparks weist eine Fläche (in der Variante APG) eine von allen anderen Parzellen unterschiedliche Altersverteilung auf: Die Fichten waren in diesem Bestand älter (1998: 5,3, 1999: 6,4 und 2000: 7,4 Jahre) und wiesen eine differenziertere Altersverteilung auf. Dies erklärt auch, warum sich der Verlauf der beiden Summenkurven in dieser Variante geringfügig von den übrigen unterscheidet.

Die größten Unterschiede im Verlauf der Summenkurven innerhalb einer Variante zeigen sich im Erweiterungsgebiet. Dieser Unterschied ist jedoch vorsichtig zu interpretieren, da in den Beständen im Erweiterungsgebiet nur wenige Fichten aus Naturverjüngung gefunden werden konnten und somit die Datenbasis relativ gering ist. So basiert die Summenkurve der Variante EHT im Jahr 2000 lediglich auf 27 Individuen, also weniger als die Hälfte des Stichprobenumfangs der Variante EPT mit 63 Individuen. Im Initialstadium der Verjüngung waren durchschnittlich 197 Vogelbeeren pro Hektar mit einem Durchschnittsalter von 3,5 Jahren auf den Versuchsflächen vorhanden. Etwa die Hälfte aller Vogelbeeren war 1998 zwei bis drei Jahre alt, nur ein Keimling konnte gefunden werden. Das Durchschnittsalter erhöhte sich als Folge der Etablierung neuer Keimlinge in den Jahren danach kaum. Die Einjährigen wiesen 1999 mit 35 % den größten Anteil in der Altersstruktur auf, gefolgt von den Drei- und Vierjährigen (jeweils 18 %). Im Jahr 2000 keimten weniger Vogelbeeren, und ein Teil der Keimlinge des Vorjahres fiel aus.

4.5.3.2 Größere Verjüngungspflanzen im Kernbereich

Während in den Probekreisen vorwiegend Fichten aus Naturverjüngung gefunden werden konnten, beherrschten Vogelbeeren und gepflanzte Fichten (im Erweiterungsgebiet) das Teilkollektiv der gesicherten Verjüngungspflanzen im Kernbereich. Dies deutet darauf hin, dass sich die naturverjüngten Fichten in den Untersuchungsbeständen noch vorwiegend im Initialstadium der Verjüngungsentwicklung befinden, während der Grossteil der Vogelbeeren und die gepflanzten Fichten deutlich älter und in ihrer Verjüngungsentwicklung weiter vorangeschritten waren. Betrachtet man die Altersstruktur der Verjüngungspflanzen im Kernbereich, so lässt sich die o.g. Vermutung bestätigen.

Die naturverjüngten Fichten im Kernbereich weisen ein deutlich höheres Durchschnittsalter auf als die Fichten auf den Probekreisen. Jedoch konnten im Jahr 1998 nur insgesamt neun Fichten aus Naturverjüngung pro Hektar mit einem Durchschnittsalter von 18,5 Jahren (10 bis 20 Jahren) gefunden werden. Die Fichten aus Naturverjüngung spielen im Teilkollektiv der gesicherten Verjüngungspflanzen somit kaum eine Rolle.

Die Anzahl der Vogelbeeren war mit 21 Pflanzen pro Hektar dagegen höher als die der naturverjüngten Fichten. Die Vogelbeeren wiesen ein Durchschnittsalter von 9 Jahren auf und waren somit jünger als die naturverjüngten Fichten. Auch die gepflanzten Fichten im Erweiterungsgebiet waren im Durchschnitt jünger als die gesicherten Fichten aus Naturverjüngung: Das durchschnittliche Alter der gepflanzten Fichten betrug im Jahr 1998 etwa 10 Jahre mit einer Spannbreite von 4 bis 26 Jahren. Ein Grossteil (42 %) der Verjüngungspflanzen war 5 Jahre alt (1998).

4.5.4 Entwicklung der Höhenstruktur

Neben dem Alter spielt die Höhe der Verjüngung eine wichtige Rolle für die Beurteilung der Entwicklungschancen der Verjüngungspflanzen. Die Höhenentwicklung der Verjüngungspflanzen wird für Fichte und Vogelbeere auf Grund der unterschiedlichen Wachstumsverhalten dieser Baumarten getrennt betrachtet. Zusätzlich erfolgt eine Aufgliederung der Fichten in die zwei Teilkollektive „Fichten aus Naturverjüngung“ und „gepflanzte Fichten“, da diese unterschiedlichen Teilpopulationen angehören. Zunächst werden die *Fichten aus Naturverjüngung* betrachtet und dabei (1) ein Überblick über die Anzahl der Fichten pro Hektar nach Höhenklassen gegeben, (2) die Entwicklung der Höhenstruktur im Untersuchungszeitraum dargestellt und (3) auf Unterschiede der durchschnittlichen Höhen in den verschiedenen Versuchsvarianten eingegangen.

4.5.4.1 Fichten aus Naturverjüngung

4.5.4.1.1 Anzahl der Fichten in den Höhenklassen

Die Fichten aus Naturverjüngung zeigen eine geringe Differenzierung in der Höhenstruktur. Aus Abb. 21 ist ersichtlich, dass sehr viele Verjüngungspflanzen im Jahr 1998 noch relativ klein waren, während größere Bäumchen fast ganz fehlten. Eine Höhe bis zu 10 cm wiesen im Jahr 1998 26.853 Fichten pro Hektar auf, in der nächsten Höhenstufe (10 bis 20 cm) waren es noch 800 Fichten pro Hektar. Im Höhenbereich von 20 bis 50 cm fanden sich nur noch weniger als 100 Bäumchen pro Hektar und über 50 cm waren es schließlich nur noch 9 Fichten pro Hektar.

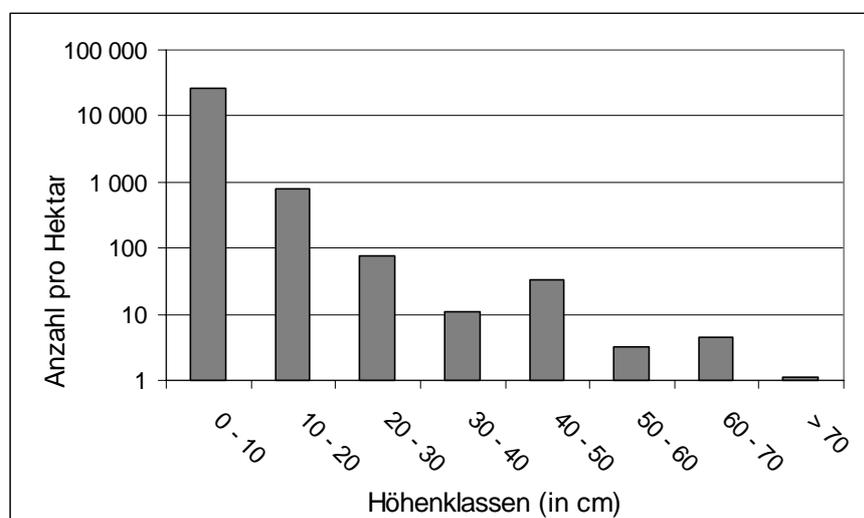


Abb. 21: Anzahl der Fichten aus Naturverjüngung nach Höhenklassen in den 24 Beständen (1998).

Da Fichten aus Naturverjüngung über 50 cm nur mit wenigen Exemplaren ($N_{\text{gesamt}} = 16$) in den Untersuchungsbeständen vorkamen, wird bei der folgenden detaillierten Darstellung der Höhenentwicklung ausschließlich auf die *Fichten im Initialstadium* (auf den Probekreisen erhoben) eingegangen.

4.5.4.1.2 Entwicklung der Höhenstruktur im Untersuchungszeitraum

Im *Jahr 1998* konnten die Höhen von 2.533 Fichten bestimmt werden, rund 4 % der Verjüngungspflanzen waren nicht messbar. Die Höhenentwicklung der naturverjüngten Fichten im dreijährigen Untersuchungszeitraum wird in Abb. 22 verdeutlicht. Bis 10 cm Höhe sind die Höhen in 1 cm-Stufen ausgewiesen (Höhenklassen: HK 1-10), da in diesen Höhenklassen genügend Verjüngungspflanzen vorhanden waren, ab 10 cm werden die Höhen auf Grund der geringen Pflanzenzahlen in 10 cm-Stufen (Höhenklassen: HK I – IV) zusammengefasst.

Im Jahr 1998 war über die Hälfte der Fichtenverjüngung (55 %) mit 2 bis 4 cm Höhe noch relativ klein ($N = 1.397$). Sie erreichten eine Dichte von 15.318 Verjüngungspflanzen pro Hektar. Die am dritthäufigste belegte Höhenklasse (HK 5) war mit 4.737 Verjüngungspflanzen/ha vertreten ($N = 432$), gefolgt von der Höhenklasse 1-2 cm mit 2.500 Pflanzen/ha ($N = 228$). Die 5 bis 10 cm hohen Fichten hatten insgesamt einen Anteil von nur 15 % ($N = 378$), das entspricht 4.145 Fichten/ha. Das Kollektiv der über 10 cm großen Verjüngungspflanzen wurde im Wesentlichen von Fichten mit 10-20 cm Höhe gebildet (800 Fichten/ha), größere Individuen spielten mit insgesamt 121 Fichten/ha kaum mehr eine Rolle.

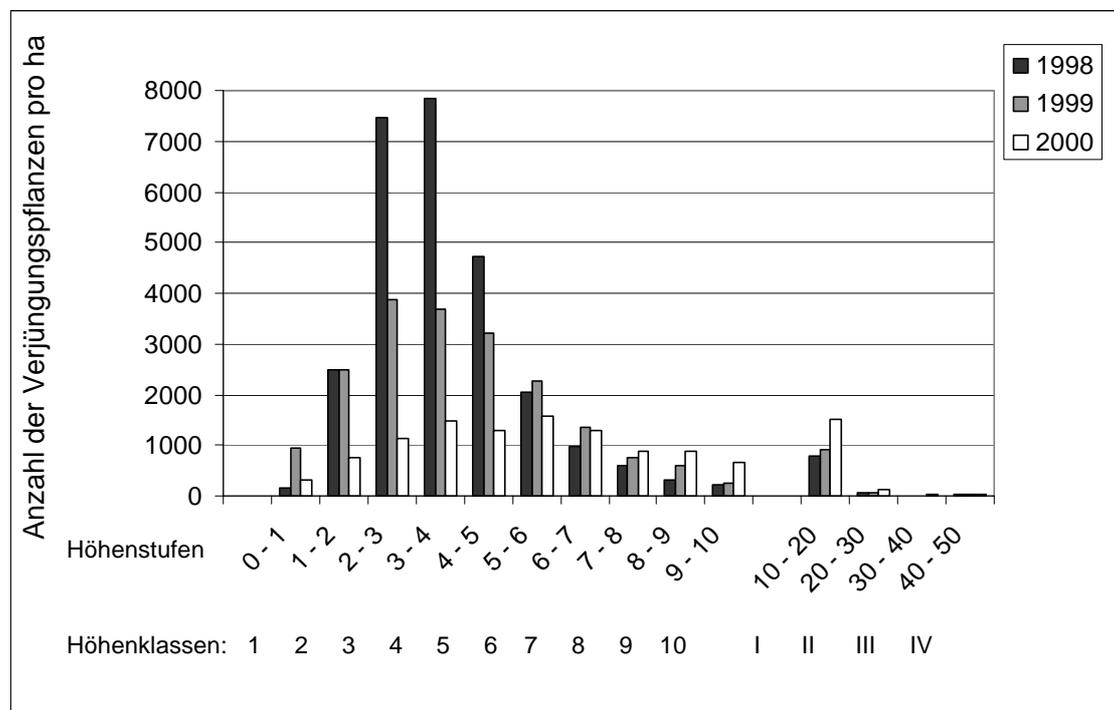


Abb. 22: Entwicklung der Höhen (in cm) der Fichten-Naturverjüngung im Untersuchungszeitraum in den 24 Beständen.

Im *Jahr 1999* konnte die Höhe von insgesamt 1.868 Fichten bestimmt werden (97 % der gesamten erfassten Fichten-Naturverjüngung). Die Höhenstruktur hatte sich etwas verändert: Der Peak der Fichten mit 2-4 cm Höhe war zwar noch vorhanden, hatte sich aber deutlich

abgeflacht, der Anteil an Fichten in dieser Höhenklasse betrug jetzt 37 % (7.577 Fichten/ha). Auch die Anzahl der Bäume in der Höhenklasse HK 5 hatte sich geringfügig auf 3.224 Fichten/ha verringert. Dagegen erhöhte sich die Anzahl von Pflanzen über 5 cm leicht: Die Höhenklasse 5-10 cm wies nun eine Pflanzendichte von 5.230 Fichten/ha auf, also um 493 Fichten mehr als im Vorjahr. Als Erklärung hierfür dient zum einen das Einwachsen kleinerer Fichten in diese Höhenklasse und zum anderen die geringe Mortalität höherer Verjüngungspflanzen (Kapitel 4.5.7.2). Den Sprung in die Höhenklasse über 10 cm schafften allerdings nur wenige Fichten. Die Fichten über 10 cm konnten ihren Anteil an der Altersverteilung daher nur geringfügig ausbauen (HK I – IV). Erstaunlicherweise nahm die Anzahl der Fichten kleiner 1 cm von 1998 bis 1999 um das Sechsfache von 154 auf 954 Pflanzen/ha zu. Als Ursache dafür sind die 1999 gekeimten Fichten zu nennen.

Im Jahr 2000 stellte sich die Höhenverteilung der Fichten wesentlich strukturierter dar. Die Fichten waren wesentlich gleichmäßiger auf die einzelnen Höhenstufen verteilt als in den Vorjahren. Ein deutlicher Gipfel der Verteilungskurve war nicht mehr vorhanden, allerdings hat sich der Schwerpunkt hin zu größeren Werten verlagert. Drei Höhenklassen besaßen etwa gleich große Anteile: die Höhenklasse 4 mit 12 % (1.480 Fichten/ha), die Höhenklasse 6 mit 13 % (1.568 Fichten/ha) und die Höhenklasse I mit 13 % (1.524 Fichten/ha). Die Häufigkeit von Fichten in den unteren Höhenklassen (HK 1 bis 7) hatte bis zum Jahr 2000 insgesamt abgenommen. Ab der Höhenklasse 8 war dagegen eine Zunahme der Fichtensämlinge zu beobachten. In den oberen Höhenklassen HK II bis IV waren nur wenige Fichten vorhanden, sie konnten dennoch ihren Anteil bis zum Jahr 2000 insgesamt um 70 % auf 208 Fichten/ha ausbauen. Die sich 1999 etablierten Keimlinge fielen im Jahr 2000 größtenteils wieder aus, worauf sich der Anteil wieder auf knapp 3 % verringerte.

4.5.4.1.3 Durchschnittliche Höhen der Fichten in den Versuchsvarianten

Auch wenn es sich bei der vorgestellten Höhenentwicklung nur um Verschiebungen im Zentimeterbereich handelt, sind diese Ergebnisse im Hinblick auf die weitere Entwicklung der einzelnen Verjüngungspflanze doch entscheidend. So ist die Gefahr, von herunterfallender Nadelstreu gänzlich überdeckt oder von konkurrenzkräftigen Gräsern (z.B. *Avenella flexuosa*) überwachsen zu werden, mit jedem Zentimeter Höhengewinn geringer.

Da die Höhen der Verjüngungspflanzen zwischen den Parzellen der Versuchsvarianten und auch innerhalb einer Altersgruppe stark streuen, wird im Folgenden neben dem arithmetischen Mittel der Median (stets in eckigen Klammern [Wert]) angegeben. Der Median ist hier der bessere Lageparameter, da er weniger von Extremwerten beeinflusst wird und daher die durchschnittlichen Höhen besser abbildet. Um die Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen (die ausschließlich Mittelwerte verwenden) zu wahren, wird in der vorliegenden Arbeit daneben das arithmetische Mittel angegeben.

Die Höhen der natürlich verjüngten Fichten unterschieden sich im Jahr 1998 in den ganz und teilweise abgestorbenen Altbestände und im Erweiterungsgebiet voneinander. Mit einer durchschnittlichen Höhe von 36 mm [32 mm] waren die Fichten in den teilweise abgestorbenen Parzellen des Altgebietes (AT) am kleinsten. Die Fichten in den teilweise abgestorbenen Beständen des Erweiterungsgebiet (ET) waren mit 49 mm [35 mm] Höhe deutlich größer und damit fast genauso groß wie die Verjüngungspflanzen in den ganz abgestorbenen Beständen des Rachel-Lusen-Gebietes (AG) mit durchschnittlich 52 mm [40 mm] Höhe. Den größten Konkurrenznachteil auf Grund ihrer geringen Höhe besaßen also die Fichten in den 1998 noch teilweise intakten Beständen des Altgebietes. Stellt man für das

Jahr 1998 eine abnehmende Reihenfolge des „Konkurrenzvorteils durch Höhe“ der naturverjüngten Fichte für die unterschiedlichen Varianten auf, so lautet diese: **AG >(=) ET >> AT**. Betrachtet man die Mediane so hat sich an der Reihenfolge nichts geändert, allerdings werden die Differenzen in den Höhen der Verjüngung zwischen den Varianten erwartungsgemäß geringer: [**AG >(=) ET >(=) AT**].

Im Jahr 1999 hatten die Fichten in den ganz abgestorbenen Parzellen im Altgebiet (AG) mit durchschnittlich 60 mm [48 mm] Höhe die Fichten im Erweiterungsgebiet (ET) mit 53 mm [40,5 mm] durchschnittlicher Höhe bereits überholt. Die Fichten in den teilweise abgestorbenen Beständen im Altgebiet (AT) waren mit durchschnittlich 40 mm [35 mm] Höhe noch immer die kleinsten. Die vorher genannte Reihenfolge des Konkurrenzvorteils hatte sich kaum verändert und lautet nun für das Jahr 1999: **AG > ET >> AT**. Auch bei Betrachtung der Mediane stellt sich die Reihung der Teilflächen unverändert dar, allerdings wieder mit weniger ausgeprägten Unterschieden zwischen den Varianten der 1998 teilweise abgestorbenen Beständen im Altgebiet und den Beständen im Erweiterungsgebiet: [**AG > ET >(=) AT**]. Während die Fichten in den geschlosseneren Beständen der teilweise abgestorbenen Bereiche im Altgebiet und des Erweiterungsgebietes keine oder nur eine geringere Zunahme in ihren durchschnittlichen Höhen aufwiesen (AT: 4 mm [3 mm], ET: 4 mm [5,5 mm]), konnten die Fichten in den ganz abgestorbenen Beständen des Altgebietes den vermehrten Lichtgenuss offenbar in ein verstärktes Höhenwachstum umsetzen (NG: 8 mm [8 mm]).

Betrachtet man die Mittelwerte im Jahr 2000, so waren die Fichten in den ganz abgestorbenen Beständen mit durchschnittlich 90 mm [75 mm] Höhe wiederum am größten, gefolgt von den Fichten im Erweiterungsgebiet mit 70 mm [51 mm] Höhe und schließlich den Verjüngungspflanzen in der Variante AT (59 mm [52 mm] Höhe). Die Höhenzunahme war von 1999 auf 2000 bei allen Varianten bedeutend größer als im Jahr zuvor. Die Reihenfolge des Konkurrenzvorteils lautete für das Jahr 2000: **AG >> ET >> AT**. Bei ausschließlicher Berücksichtigung der Mediane stellt sich die Reihenfolge 2000 anders dar: [**AG >> AT >(=)ET**]. Die Unterschiede zwischen den Höhen der unterschiedlich stark abgestorbenen Bestände (AG gegenüber AT+ET) haben sich verstärkt, die Varianten AT und ET sind sich nunmehr hinsichtlich der Höhe der Verjüngungspflanzen jedoch relativ ähnlich. Daraus kann abgeleitet werden, dass die Unterschiede, die sich bei Betrachtung der Höhenmittelwerte zwischen den Varianten AT und ET ergeben, auf wenigen überdurchschnittlich hohen Verjüngungspflanzen im Erweiterungsgebiet beruhen. Der Median hingegen berücksichtigt diese Extremwerte nicht.

Zusammenfassend kann man feststellen, dass sich die Höhen der naturverjüngten Fichten im dreijährigen Untersuchungszeitraum zwischen den Untersuchungsvarianten unterschieden. Die Fichten in den ganz abgestorbenen Beständen (AG) wiesen zu Untersuchungsbeginn 1998 geringfügig größere durchschnittliche Höhen auf als die Verjüngungspflanzen auf den teilweise abgestorbenen Parzellen(AT+ET). Sie konnten diesen Höhenvorteil während des Beobachtungszeitraumes stärker ausbauen als die Fichten der teilweise abgestorbenen Bestände. Fast alle Fichten blieben jedoch kleiner als 0,5 m Höhe, nur eine einzige naturverjüngte Fichte konnte über diese Höhenklasse hinaus wachsen.

4.5.4.2 Gepflanzte Fichten

In den Untersuchungsbeständen des Erweiterungsgebietes konnten insgesamt 420 gepflanzte Fichten pro Hektar gefunden werden. Etwa die Hälfte davon war zu Beginn des Untersuchungszeitraumes im Jahr 1998 größer als einen halben Meter und damit weitgehend gesichert. Die übrigen Fichten waren durch Verbiss oder andere Schäden nach der Pflanzung in einem Höhenbereich unter 0,5 m Höhe geblieben. Im Gegensatz zu den Fichten aus Naturverjüngung konnten die gepflanzten Fichten ihre Höhe kaum mehr ausbauen. Die geschädigten Fichten (< 0,5 m Höhe) waren im Jahr 1998 durchschnittlich 37 cm (26 – 47 cm) hoch und erreichten im Jahr 2000 eine Durchschnittshöhe von nur 38 cm (22 – 47 cm). Auch die größeren Fichten zeigten keine deutliche Zunahme in ihrem Höhenwachstum während der drei Untersuchungsjahren. Sie erreichten im Jahr 1998 eine Durchschnittshöhe von 58 cm (50 cm – 74 cm) und behielten diese auch bis zum Jahr 2000 bei. Die höchste gepflanzte Fichte war im Jahr 2000 87 cm hoch. Da die meisten Fichten im Jahr 1997 gepflanzt wurden, sind diese Wachstumsdepressionen vermutlich auf einen „Pflanzchock“ in den Folgejahren (= Untersuchungsjahre) zurückzuführen. Darauf wird im Kapitel 4.5.6.2 noch näher eingegangen.

4.5.4.3 Vogelbeere

Insgesamt waren in den 24 Untersuchungsbeständen im Jahr 2000 228 Vogelbeeren pro Hektar zu finden. Die größte Anzahl der Vogelbeerpflanzen (186 Individuen/ha) befand sich im Initialstadium der Verjüngungsentwicklung und war kleiner als 50 cm, es kamen allerdings auch vereinzelt höhere Individuen vor (2000: 42 Vogelbeeren/ha). Die Pionierbaumart Vogelbeere zeigt eine andere Höhenentwicklung als die Fichte. Die Spannweite der Höhen in den Untersuchungsjahren war enorm. Während die kleinste Vogelbeere im Jahr 1998 62 mm groß war, wies die Größte eine Höhe von 1,76 m auf. Dies war auch die größte Verjüngungspflanze die insgesamt in den Untersuchungsbeständen gefunden werden konnte. Die hohe Streuung der Höhenwerte blieb auch in den Folgejahren erhalten.

4.5.5 Zusammenhang von Höhe und Alter

Zwischen der Höhe und dem Alter der Verjüngungspflanzen besteht erwartungsgemäß ein statistischer Zusammenhang, der sich allerdings bei den Fichten im Initialstadium (Probekreise) anders darstellt als bei den größeren Pflanzen im Kernbereich. Deshalb werden im Folgenden beide Verjüngungskollektive getrennt betrachtet.

4.5.5.1 Verjüngungspflanzen in den Probekreisen

In Abbildung 23 ist die Beziehung zwischen Höhe und Alter der Fichten aus Naturverjüngung dargestellt. Dieser Zusammenhang konnte (in jedem Jahr auf einem höchst signifikanten Niveau) statistisch abgesichert werden. Um die Höhen der natürlich verjüngten Fichten aus dem Alter zu schätzen, wurde eine lineare Regressionsrechnung durchgeführt.

Die Ausgleichsfunktionen für die Regression in den Untersuchungsjahren laufen nahezu parallel und weisen etwa gleich Steigungen auf (Abb. 23). Das bedeutet, dass die Höhenzunahme mit steigendem Alter der Fichten aus Naturverjüngung in den drei Untersuchungsjahren ungefähr gleich hoch waren.

Die Gleichungen dieser Regressionen lauten:

$$(1) \text{ Jahr 1998: } y_1 = 1,982451 + 0,032562 x_1$$

$$(2) \text{ Jahr 1999: } y_2 = 3,152572 + 0,027473 x_2$$

$$(3) \text{ Jahr 2000: } y_3 = 4,287106 + 0,019785 x_3$$

wobei, x_i = Alter der natürlich verjüngten Fichten im jeweiligen Untersuchungsjahr
 y_i = Höhe der natürlich verjüngten Fichten im jeweiligen Untersuchungsjahr

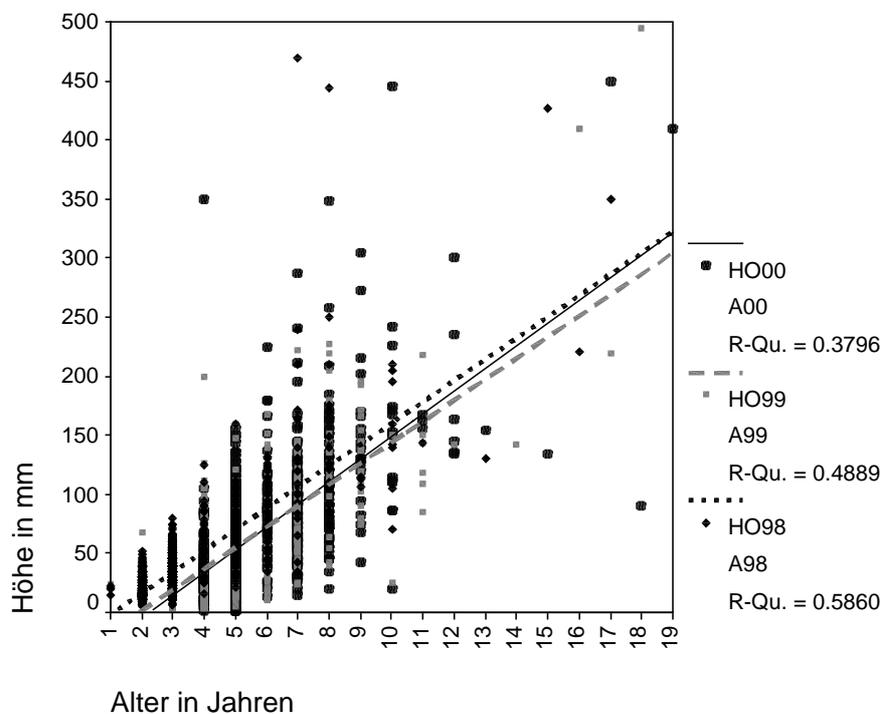


Abb. 23: Zusammenhang zwischen Alter und Höhe der Fichten-Naturverjüngung im Untersuchungszeitraum in den 24 Untersuchungsbeständen. HO: Höhe, A: Alter, R-Qu.: Bestimmtheitsmaß.

4.5.5.2 Größere Verjüngungspflanzen im Kernbereich

Im Gegensatz zu den Fichten im Initialstadium ist der Zusammenhang zwischen Alter und Höhe bei den größeren Bäumchen nicht oder nur sehr schwach ausgeprägt.

Sowohl im Verjüngungskollektiv der natürlich verjüngten als auch der gepflanzten Fichten zeigen sich in keinem Untersuchungsjahr statistisch signifikante nachweisbare Korrelationen

zwischen dem Alter und der Höhe dieser Bäumchen. Lediglich bei Vogelbeere ließ sich ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Höhe und dem Alter für die Jahre 1998 und 2000 nachweisen (im Jahr 1999 bestand dieser Zusammenhang dagegen nicht).

In Abbildung 24 ist das Alter über der Höhe der einzelnen *natürlich verjüngten Fichten* im Jahr 1998 dargestellt. Für die Jahre 1998 und 2000 ergaben sich sehr ähnliche Bilder, weswegen auf die Darstellung für das Jahr 2000 verzichtet wird. Die Höhen der Fichten aus Naturverjüngung steigen mit zunehmendem Alter nicht an, wie eigentlich zu erwarten gewesen wäre, sondern bewegen sich mehr oder weniger im etwa selben Höhenrahmen. So war die jüngste natürlich verjüngte Fichte (10 Jahre) im Jahr 1998 etwa gleich groß wie die ältesten Fichten (23 Jahre). Die 15- bis 17-jährigen Fichten zeigten sehr geringe Höhen und waren im Jahr 1998 zu 60 % durch Verbiss geschädigt.

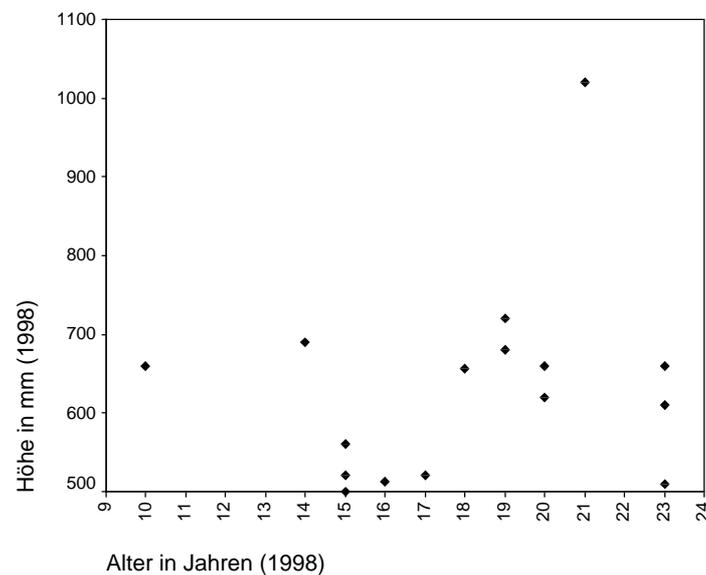


Abb. 24: Alter und Höhe der Fichten aus Naturverjüngung (1998).

Trotz des hohen Durchschnittsalters von 18,5 Jahren wies die überwiegende Zahl der größeren natürlich verjüngten Fichten eine relativ niedrige durchschnittliche Höhe von 638 mm auf.

Bei dem Teilkollektiv der *gepflanzten Fichten* gibt es wie bei den natürlich verjüngten Fichten keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen Alter und Höhe. Aus der Abbildung 25 ist ersichtlich, dass sich die gepflanzten Fichten in zwei Altersgruppen aufteilen: Fichten mit einem Alter von 4 bis 10 Jahren und Fichten mit einem Alter von 18 bis 26 Jahren. Die jüngeren (4-10 Jahre) der künstlich eingebrachten Fichten kamen in nahezu allen untersuchten Beständen des Erweiterungsgebietes vor, die älteren (18-26 Jahre) Fichten fanden sich dagegen nur in einem dieser Bestände auf einer geneigten Hangfläche. In diesem Bestand waren ansonsten keine weiteren Verjüngungspflanzen im Kernbereich zu finden. Es ist zu vermuten, dass die Pflanztätigkeiten zur Unterstützung der Naturverjüngung im Erweiterungsgebiet in den letzten Jahren verstärkt auf ganzer Fläche eingesetzt haben,

während der Bestand mit den älteren gepflanzten Fichten schon vorher auf Grund jeglichen Fehlens von Naturverjüngung vorausverjüngt wurde.

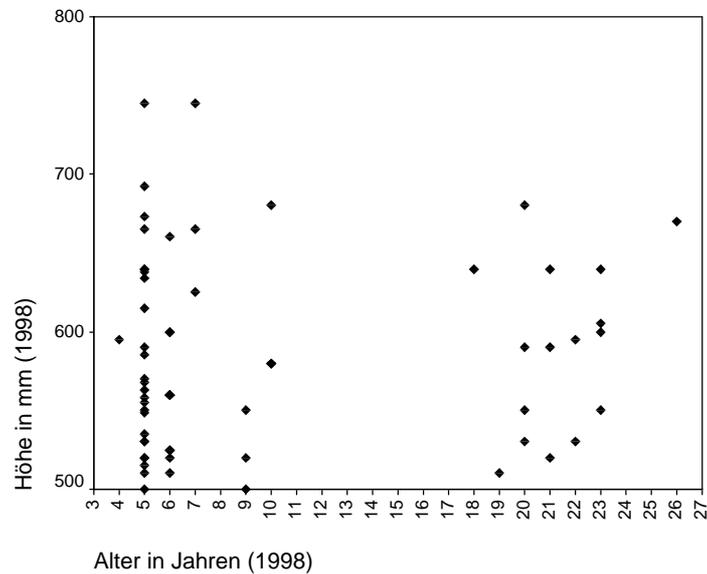


Abb. 25: Alter und Höhe der gepflanzten Fichten (1998).

In Abb. 26 ist die Beziehung zwischen Höhe und Alter der Vogelbeeren im Kernbereich in den Jahren 1998 bis 2000 dargestellt. Sowohl 1998 als auch im Jahr 2000 konnte dieser Zusammenhang statistisch abgesichert werden. Die Gleichungen der linearen Regression zur Schätzung der Höhe der Vogelbeeren aus dem Alter stellten sich in den Jahren 1998 und 2000 wie folgt dar:

- (1) Jahr 1998: $y_1 = 5,235972 + 0,003914 x_1$
 (2) Jahr 2000: $y_2 = 3,099381 + 0,005725 x_2$

wobei, x_i = Alter der Vogelbeere im jeweiligen Untersuchungsjahr
 y_i = Höhe der Vogelbeere im jeweiligen Untersuchungsjahr

Das Bestimmtheitsmaß für die Regression im Jahr 1998 lag bei 0,11 und im Jahr 2000 bei 0,17 (s. R-Qu. in Abb. 26). Die Ausgleichsfunktionen in den Jahren 1998 und 2000 laufen nahezu parallel und weisen in etwa gleiche Steigungen auf. Das bedeutet, dass die Höhenzunahme mit steigendem Alter der Vogelbeeren in den beiden Jahren ungefähr gleich hoch war.

Mit einem durchschnittlichen Alter von 9 Jahren wiesen die Vogelbeeren im Jahr 1998 bereits Höhen von durchschnittlich 830 mm auf. Dagegen war im Jahr 2000 sowohl das durchschnittliche Alter (8 Jahre) als auch die durchschnittliche Höhe (810 mm) der Vogelbeeren geringer als im Jahr 1998. Dies verdeutlicht, dass mehrere jüngere Vogelbeeren (mit geringeren Höhen) im Zeitraum von 1998 bis 2000 in den gesicherten Höhenbereich (> 0,5 m Höhe) eingewachsen waren.

Im einzelnen schafften diesen „Sprung“ in die Höhenklasse von 1998 auf 1999 durchschnittlich 9 Vogelbeeren pro Hektar mit einem durchschnittlichen Alter von 8 Jahren und einer Durchschnittshöhe von 560 mm und von 1999 auf 2000 durchschnittlich 16 Vogelbeeren pro Hektar (Alter: 4 Jahre, Höhe: 620 mm).

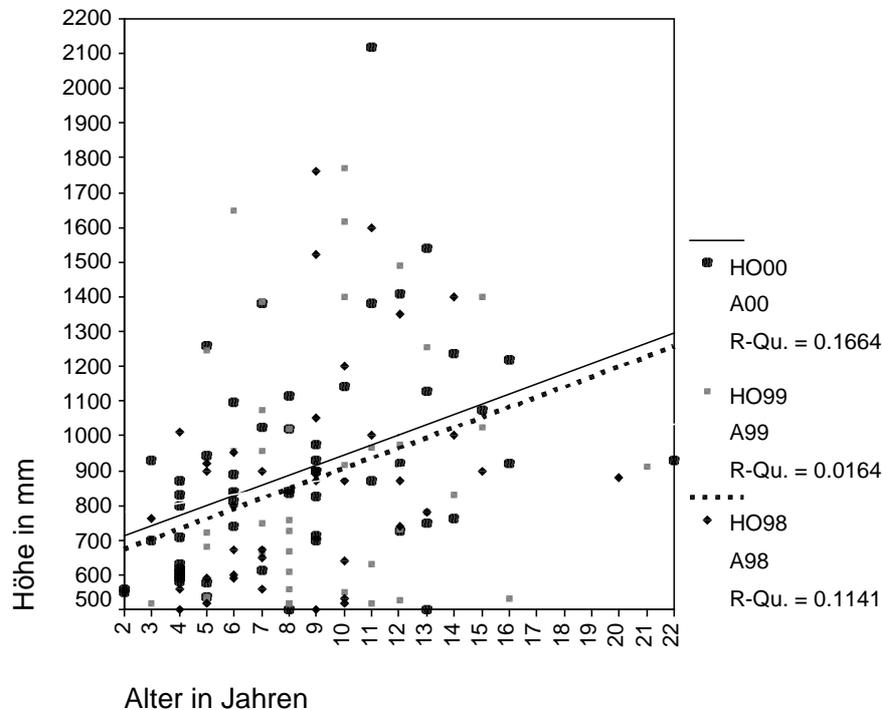


Abb. 26: Zusammenhang zwischen Alter und Höhe der Vogelbeeren (1998 – 2000). HO: Höhe, A: Alter, R-Qu.: Bestimmtheitsmaß.

Die Vogelbeerpflanzen waren im Erweiterungsgebiet in den Jahren 1998 und 1999 im Durchschnitt um vier Jahre älter als die Vogelbeeren im Altgebiet des Nationalparks. Im Jahr 2000 waren die Vogelbeeren im Erweiterungsgebiet durchschnittlich doppelt so alt wie ihre Artgenossen im Altgebiet. Das höhere Alter der Vogelbeeren im Erweiterungsgebiet ist damit zu erklären, dass die Zahl der (meist jüngeren) Vogelbeeren, die in den gesicherten Bereich (> 0,5 m Höhe) einwachsen im Altgebiet viel höher war als im Erweiterungsgebiet. Diese senkten das Durchschnittsalter der Vogelbeeren im Altgebiet, während sich das durchschnittliche Alter der Vogelbeeren im Erweiterungsgebiet mit jedem Jahr erhöhte. Im einzelnen wuchsen im Altgebiet im Zeitraum von 1998 bis 2000 durchschnittlich 36 Vogelbeeren pro Hektar und im Erweiterungsgebiet nur 11 Vogelbeeren pro Hektar in diesen Höhenbereich ein.

4.5.6 Entwicklung der Höhenzuwächse

Spiegeln die Höhen der Verjüngungspflanzen die Entwicklungschancen der Bäumchen in ihrer Umgebung wider, so sind die jährlichen Höhenzuwächse Ausdruck für das tatsächliche Wachstum der Verjüngung. Erhoben wurden die Höhenzuwächse der Jahre 1993 bis 2000. In den Jahren 1998 und 1999 wurden sowohl die Höhenzuwächse des Jahres der Erhebung als auch des vorhergehenden Jahres gemessen. Daraus sollte ermittelt werden, ob zum Zeitpunkt der Ersterhebung der Höhenzuwachs der Verjüngung in den Hochlagen bereits abgeschlossen

war bzw. wie lange die Fichten in diesen klimatisch ungünstigen Bereichen ihre Höhenzuwächse aufrecht erhalten. Unterschiede zwischen der Ersterhebung und der zweiten Messung im Jahr darauf konnten jedoch nicht festgestellt werden. Die folgende Darstellung bezieht sich auf die Werte der Ersterhebung, da diese einen größeren Stichprobenumfang umfasst. Da sich die Höhenzuwächse der Verjüngungspflanzen im Initialstadium (Probekreisaufnahmen) deutlich von den Zuwächsen der gesicherten Pflanzen unterscheidet, werden beide Teilkollektive wieder getrennt betrachtet.

4.5.6.1 Verjüngungspflanzen in den Probekreisen

Die jährlichen Höhenzuwächse der Fichtennaturverjüngung schwankten in einem sehr großen Rahmen von 0 mm bis 273 mm. Die Höhenzuwächse erreichten Werte von durchschnittlich 14 mm pro Jahr. Die durchschnittlichen Höhenzuwächse der einzelnen Jahre sind in Tab. 25 dargestellt.

Tab. 25: Durchschnittliche Höhenzuwächse der Fichten aus Naturverjüngung (1993 – 2000).

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Durchschnittlicher Höhenzuwachs (in mm)	17	14	14	16	11	12	12	18

Vergleicht man die Entwicklung der Höhenzuwächse der Untersuchungsvarianten „Altgebiet, ganz abgestorben“ (AG), „Altgebiet teilweise abgestorben“ (AT) und „Erweiterungsgebiet, teilweise abgestorben“ (ET) so ergeben sich für die Fichten aus Naturverjüngung die in Abb. 27 dargestellten Ergebnisse. Die Höhenzuwächse der Fichten sind in den Jahren 1993 bis 1997 zwischen den Varianten ähnlich hoch und zeigen eine nahezu parallele Entwicklung. Hohe Zuwächse weisen die Fichten in den Jahren 1993 und 1996 auf, dagegen sind die mittleren Höhenzuwächse im Jahr 1997 besonders niedrig. Ab 1997 verlief die Höhenentwicklung der Fichten unter den ganz abgestorbenen Beständen der Variante AG anders als in den teilweise abgestorbenen Beständen der Varianten AT+ET. Während die Fichten in den Folgejahren in den Beständen der Variante AT und ET nur geringfügig besser wuchsen, ist vor allem auf den ganz abgestorbenen Parzellen eine starke Zunahme der Höhenzuwächse festzustellen.

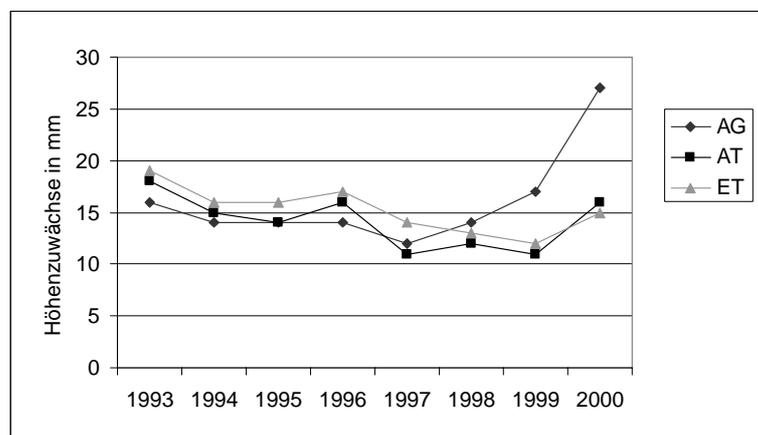


Abb. 27: Mittelwerte der Höhenzuwächse für die Fichtennaturverjüngung.

Innerhalb der Variante AG zeigten insbesondere die Fichten auf den Hangflächen im Jahr 2000 einen besonders großen Höhenzuwachs von durchschnittlich 34 mm, während die Verjüngungspflanzen auf den Plateauflächen mit 19 mm jährlichen Zuwachs eher dem Durchschnitt entsprachen.

Im Gegensatz zu den Fichten auf den ganz abgestorbenen Parzellen erhöhten sich die Höhenzuwächse der Bäumchen auf den teilweise abgestorbenen Flächen nach 1997 nur gering. Auch in dieser Variante wiesen die Fichten auf den Hangflächen im Jahr 2000 einen höheren jährlichen Zuwachs auf (20 mm) als die Fichten auf den Plateauflächen (13 mm). Im Gegensatz dazu wiesen beide im Jahr 1999 noch fast identische Höhenzuwächse auf.

Im Erweiterungsgebiet entwickelte sich der jährliche Höhenzuwachs der Fichte ähnlich wie der der Verjüngungspflanzen auf den 1998 teilweise abgestorbenen Parzellen. Der einzige wesentliche Unterschied bestand darin, dass ab dem Jahr 1999 kein wesentlicher Anstieg des Höhenwachstums zu beobachten war. Unterschiede in den durchschnittlichen Höhenzuwächsen zwischen den Fichten auf Hang- und Plateauflächen waren nicht vorhanden.

Insgesamt unterschieden sich die mittleren Höhenzuwächse der Fichte der verschiedenen Untersuchungsvarianten vor 1997 nicht wesentlich. Bei der Interpretation der geringen Unterschiede und der Schwankungen zwischen den Jahren ist zu beachten, dass die Datengrundlage für die Jahre vor 1996 nur wenige hundert Pflanzen darstellen, während für die Jahre nach 1996 Messwerte von bis zu 2.000 Fichten vorliegen.

Fasst man die Ergebnisse dieses Kapitels zusammen, so lassen sich folgende Aussagen für die Fichtennaturverjüngung machen: (1) Die jährlichen Höhenzuwächse der Fichtennaturverjüngung sind sehr gering. (2) Ab 1997 verbesserte sich der jährliche Höhenzuwachs der Fichten insbesondere auf den ganz abgestorbenen Beständen des Altgebietes wesentlich.

4.5.6.2 Größere Verjüngungspflanzen im Kernbereich

Die Höhenzuwächse der gesicherten Verjüngungspflanzen werden für die gepflanzten Fichten, solche aus Naturverjüngung und Vogelbeerpflanzen getrennt dargestellt. Die durchschnittlichen Höhenzuwächse der Fichte (aus Naturverjüngung und Pflanzung) können nur für das gesamte Nationalparkgebiet bzw. das gesamte Erweiterungsgebiet dargestellt werden, da eine Aufspaltung in weitere Untersuchungsvarianten auf Grund der geringen Stichprobenzahl mit einer zu hohen Streuung belastet wäre. Die Abbildung 28 zeigt die Entwicklung der jährlichen Höhenzuwächse in den Jahren 1993 bis 2000.

Die jährlichen Höhenzuwächse von gepflanzter Fichten und Vogelbeere waren bis zum Jahr 1997 nahezu identisch: Die gepflanzten Fichten wuchsen durchschnittlich 83 mm pro Jahr und die Vogelbeeren 82 mm pro Jahr zu. In der Folge unterschieden sich diese beiden Kollektive in ihrer Wuchsleistung dagegen deutlich. Während die Vogelbeerpflanzen in den darauffolgenden Jahren im Höhenwachstum (insbesondere im Jahr 2000) stark zulegten, verminderte sich der jährliche Höhenzuwachs bei den gepflanzten Fichten. Der Rückgang des durchschnittlichen Höhenwachstums der gepflanzten Fichten kann mit dem Zeitpunkt der Pflanzung erklärt werden, denn die größte Zahl der untersuchten (künstlich eingebrachten) Fichten wurden um das Jahr 1997 gepflanzt. Die Fichten reagierten darauf mit einem

„Pflanzschock“, der sich in einem geringeren jährlichen Höhenwachstum in den Folgejahren äußerte. Erst im Jahr 2000 schienen sich diese Fichten wieder einigermaßen erholt zu haben, so dass das Gesamtkollektiv der gepflanzten Fichten im Vergleich zum Vorjahr wieder (leicht) steigende Höhenzuwächse aufwies.

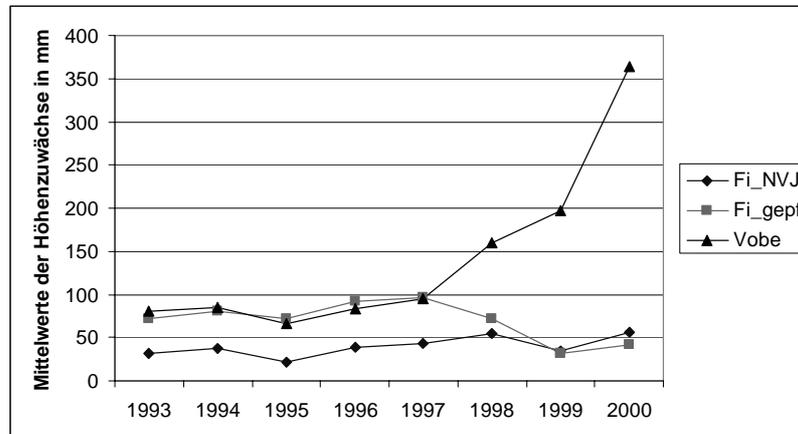


Abb. 28: Mittelwerte der jährlichen Höhenzuwächse der Verjüngungspflanzen (Fi_NVJ: Fichte aus Naturverjüngung, Fi_gepf: gepflanzte Fichte, Vobe: Vogelbeere).

Fichte aus Naturverjüngung zeigte viel geringere jährliche Höhenzuwächse als künstlich eingebrachte Fichte und Vogelbeere aus Naturverjüngung. So wuchsen die natürlich verjüngten Fichten im Durchschnitt nur 39,5 mm pro Jahr zu. Die Fichten aus Naturverjüngung kamen im Altgebiet (wie die Vogelbeeren) vornehmlich in den 1998 ganz abgestorbenen Beständen vor und waren somit ähnlichen ökologischen Bedingungen ausgesetzt wie die Vogelbeeren. Allerdings konnten die Fichten anscheinend den zunehmenden Lichtgenuss auf Grund des Absterbens der Altfichten nicht (so schnell) in größere Höhenzuwächse umsetzen wie die Vogelbeeren. Immerhin besaßen die natürlich verjüngten Fichten im Jahr 2000 den größten jährlichen Höhenzuwachs (56 mm), der seit dem Jahr 1993 gemessen wurde. Es ist daher zu vermuten, dass eine Verbesserung des Höhenzuwachses der natürlich verjüngten Fichten in den kommenden Jahren eintreten wird.

Die Bestände im Altgebiet, auf denen Vogelbeeren vorkamen, starben um das Jahr 1998 ab. Das bedeutet, dass sie die Jahre zuvor noch weitgehend intakt und daher dichter bestockt waren als nach 1997. Dies erklärt, warum die Vogelbeere im Zeitraum von 1993 bis 1997 durchschnittlich geringere Höhenzuwächse als nach 1997 besaß. Im Gegensatz dazu veränderten sich die Umweltbedingungen in den Beständen des Erweiterungsgebietes vor und nach 1997 kaum, denn es wurden nur einzelne durch Borkenkäfer befallene Fichten gefällt und entnommen. Der Bestandesschluss wurde durch diese Maßnahmen nur geringfügig unterbrochen. Die Vogelbeeren in den Beständen des Erweiterungsgebietes konnten daher nur mit einem geringen jährlichen Höhenzuwachs auf das nach wie vor geringere Lichtangebot (in den weitgehend geschlossenen Beständen) reagieren. Die allgemeine Tendenz zu größeren Höhenzuwächsen aller Vogelbeeren ab 1997 (siehe Abb. 29) erklärt sich also insbesondere durch die veränderten Bedingungen auf den Flächen des Altgebietes.

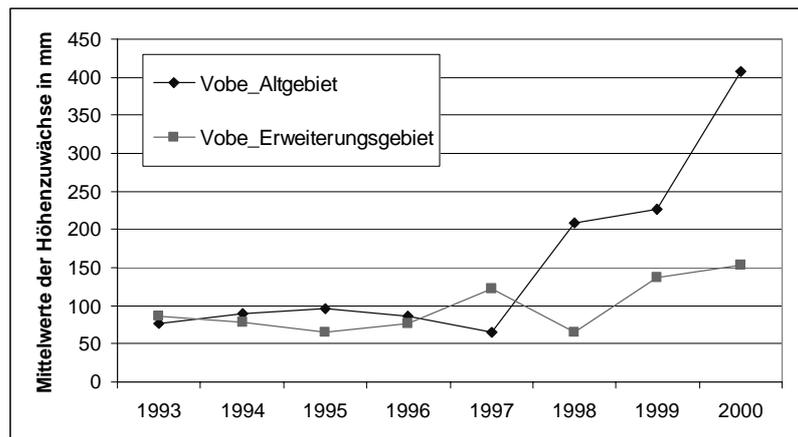


Abb. 29: Mittelwerte der jährlichen Höhenzuwächse der Vogelbeeren.

4.5.7 Überlebenswahrscheinlichkeit und Mortalitätsrate

Die Überlebenswahrscheinlichkeiten und Mortalitätsraten stellen sich für die Verjüngungspflanzen im Initialstadium unterschiedlich dar als für die Bäumchen im Kernbereich (gesicherte Pflanzen). Während im Initialstadium sehr viele Pflanzen im Untersuchungszeitraum ausfielen, blieb die Anzahl der gesicherten Verjüngungspflanzen in den drei Jahren nahezu gleich. Deshalb werden auch in der folgenden Darstellung der Ergebnisse die beiden Teilkollektive getrennt behandelt.

4.5.7.1 Verjüngungspflanzen in den Probekreisen

Im Kapitel 4.5.4.1 wurde bereits auf die Abnahme der Verjüngungsdichten durch Mortalität in den drei Untersuchungsjahren hingewiesen. In nahezu allen Beständen haben sich die Pflanzenzahlen reduziert. Insgesamt fielen in den drei Jahren der Untersuchung über die Hälfte aller Pflanzen (56 %) aus. Die Mortalitätsrate wurde insbesondere durch das Absterben der Fichten aus Naturverjüngung bestimmt. Ausfälle traten zwar auch bei der Baumart Vogelbeere auf, beeinflussten die Gesamtmortalität jedoch auf Grund ihres geringen Anteils an der gesamten Verjüngungsdichte kaum. Im Einzelnen betrug der Anteil der ausgefallenen Vogelbeerpflanzen bis zum Jahr 2000 insgesamt 0,4 % (N = 11) und der Anteil der Fichten aus Naturverjüngung 56 % (N = 1.498) an der Gesamtdichte der Verjüngungspflanzen (2000). Im Folgenden werden deshalb ausschließlich die Ergebnisse der Analyse von Mortalität und Überlebenswahrscheinlichkeit der Fichte aus Naturverjüngung detailliert dargestellt, während auf die Vogelbeere nur am Rande eingegangen wird.

Die Überlebenswahrscheinlichkeit der Bäumchen stieg mit zunehmender Höhe der Fichten und, da Alter und Höhe streng miteinander korreliert sind (Kapitel 4.5.5), auch mit zunehmendem Alter. Die Abb. 30-1 und 30-2 geben die durchschnittliche Überlebenswahrscheinlichkeit bzw. die Ausfallquote der Fichten aus Naturverjüngung in den verschiedenen Höhen- und Altersklassen wieder. Da die Überlebenswahrscheinlichkeiten in den Jahren 1999 und 2000 sehr ähnlich waren, sind in den Abbildungen die gemittelten Werte der beiden Jahre zusammengefasst. Die in den Abbildungen gewählte Klasseneinteilung trägt

dem Umstand Rechnung, dass bei größerer Höhe bzw. höherem Alter nur wenige Verjüngungspflanzen zur finden waren: die Höhenklassen ab 10 cm werden deshalb in 10 cm-Stufen angegeben und die Fichten, die älter sind als 11 Jahre in einer Altersklasse dargestellt. Trotz dieser Klassenbildung sollten hinsichtlich der Höhenklassen über 20 cm sowie in der Alterstufe der Ein- und der Elfjährigen die Ergebnisse aber nicht überinterpretiert werden, denn in diesen Klassen sind die Stichprobenzahlen sehr gering. Dieser Umstand relativiert auch die geringe Ausfallquote der Einjährigen: Im Jahr 1999 waren in dieser Altersklasse 5 Verjüngungspflanzen zu finden, von denen 20 % überlebten und im Jahr 2000 nur eine einzige Fichte. Die durchschnittliche Ausfallquote von 40 % war von dieser einen überlebenden Fichte (die mit 100 % in die Berechnung einging) geprägt und deshalb sehr gering. Die tatsächliche Ausfallquote entspricht eher den 80 % des Jahres 1999.

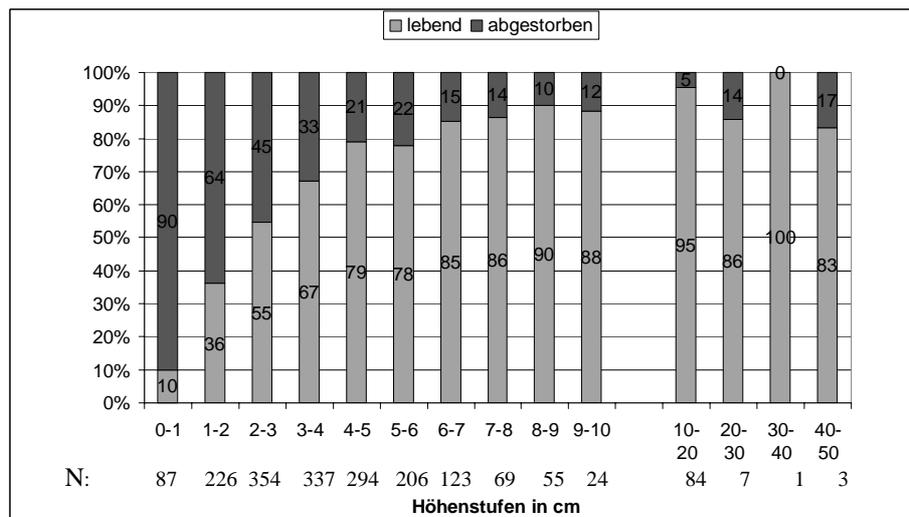


Abb. 30-1: Durchschnittliche Ausfallquote und Überlebensprozent in den Jahren 1999 und 2000 in Abhängigkeit von den Höhenklassen.

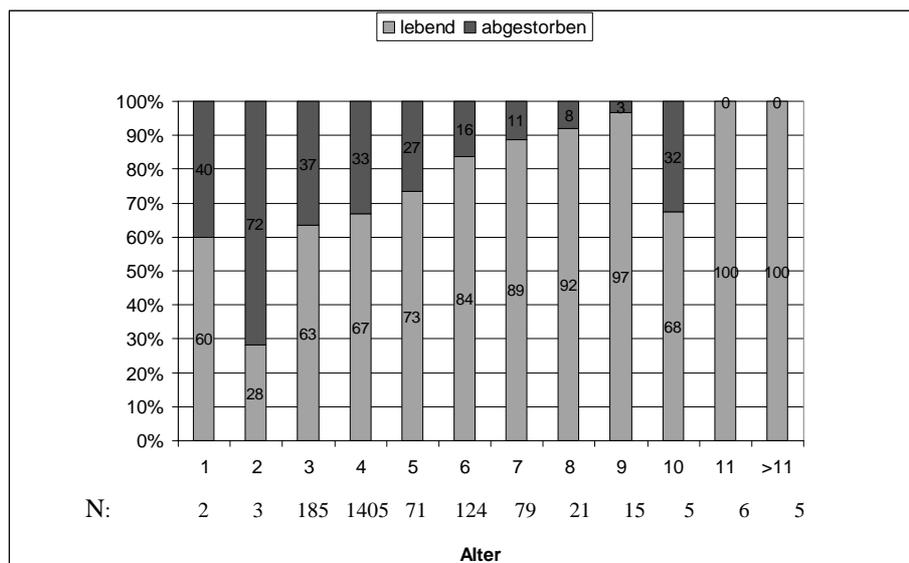


Abb. 30-2: Durchschnittliche Ausfallquote und Überlebensprozent der Jahre 1999 und 2000 in Abhängigkeit vom Pflanzenalter.

Wie sich zeigt konnten ab einer Höhe von 2 cm und einem Alter von 2 Jahren schon über die Hälfte der Fichten überleben und ab 6 cm und 6 Jahren bereits über 80 % (Abb. 30-1 und 30-2).

Die Überlebenswahrscheinlichkeit der ursprünglich 197 Vogelbeeren pro Hektar lag bei 61 %.

4.5.7.2 Größere Verjüngungspflanzen im Kernbereich

Die Mortalität der Verjüngungspflanzen im Kernbereich (> 0,5 m Höhe) war wesentlich geringer als die der Verjüngungspflanzen in den Probekreisen (Initialstadium). Daher kann das Teilkollektiv der Verjüngungspflanzen im Kernbereich zu Recht als „gesicherte Verjüngung“ bezeichnet werden. Nur sehr wenige gesicherte Verjüngungspflanzen waren tatsächlich ausgefallen. Viele „Ausfälle“ sind lediglich dadurch bedingt, dass einige Verjüngungspflanzen nicht mehr gefunden werden konnten. Wahrscheinlicher als das tatsächliche Absterben dieser Bäumchen ist jedoch, dass diese Individuen bei der Aufnahme übersehen wurden, da die abzusuchende Fläche relativ groß war (762 m²) und die Bestände durch die hohe Bodenvegetation, umgestürzte Bäume und abgebrochene Kronenteile sehr unübersichtlich waren. Bei der folgenden Darstellung der Ergebnisse werden als „Ausfälle“ dennoch alle Verjüngungspflanzen definiert, die im Kernbereich nicht mehr vorhanden waren, unabhängig von der Ausfallursache. Da im Kernbereich, wie im Kapitel 3.2.5.2 erwähnt, die gesicherten Verjüngungspflanzen größer 0,5 m Höhe erfasst wurden, konnte die Mortalität dieser Verjüngungspflanzen von den in diese Höhenklasse neu einwachsenden Bäumchen jedoch in den meisten Fällen überkompensiert werden. Bei Vogelbeere und bei gepflanzten Fichten waren die Zugänge der Pflanzen in diese Höhenklasse in jedem Untersuchungsjahr stets größer als die Ausfälle. Daher erhöhten sich die Verjüngungsdichten der Vogelbeeren und der gepflanzten Fichten in jedem Jahr. Nur bei den natürlich verjüngten Fichten fielen von 1999 bis 2000 14 % der Verjüngungspflanzen, die im Jahr 1999 noch vorhanden waren (11 Bäumchen pro Hektar) aus, ohne dass neue Fichten in die gesicherte Höhenstufe einwachsen. So reduzierte sich die Verjüngungsdichte der Fichten aus Naturverjüngung im Jahr 2000 gegenüber 1999, war aber dennoch höher als die entsprechende Zahl im Jahr 1998.

Die Mortalität war nicht (wie bei den Verjüngungspflanzen im Initialstadium) vom Alter bzw. der Höhe der Bäumchen abhängig. Eine Darstellung der Mortalitätsrate bzw. Überlebenswahrscheinlichkeit über dem Alter oder der Höhe ist also nicht möglich. Im einzelnen sind in den Jahren von 1998 bis 1999 18 % und von 1999 auf 2000 11 % der Pflanzen ausgefallen. Dies entspricht einer durchschnittlichen Mortalitätsrate von 14 % bzw. einer durchschnittlichen Überlebenswahrscheinlichkeit von 86 % der gesicherten Verjüngungspflanzen. Nachweislich abgestorben waren die Bäumchen jedoch nur in 6 % der Ausfälle durch Vertrocknen oder Überdeckung mit herabgestürzten Kronenteilen und anschließendem Absterben, was einer Mortalitätsrate von etwa einem Prozent entspricht. Die tatsächliche Mortalitätsrate dürfte daher zwischen 14 % und 1 % liegen. Sie hängt davon ab, wie viele der nicht mehr gefunden Pflanzen tatsächlich abgestorben waren.

4.5.8 Vitalität, Schäden und Ausfallursachen

4.5.8.1 Vitalität

Die Vitalität der Verjüngungspflanzen nahm während des Untersuchungszeitraumes ab. Im Jahr 1998 waren 19 % der Bäumchen der Kategorie „geschwächt, kümmerlich“ (mit und ohne sichtbare Schäden) zuzuordnen, im Jahr 2000 36 %. Geschwächte Verjüngungspflanzen wiesen oft Schäden wie Chlorosen oder Nekrosen auf. Der Anteil der „normal vitalen“ Bäumchen reduzierte sich von 73 % im Jahr 1998 auf 49 % im Jahr 2000. Dagegen konnten die „überaus kräftigen“ Verjüngungspflanzen ihren Anteil von 2 % (1998) auf immerhin 9 % (2000) ausbauen. Eine Pflanze dieser Kategorie wies keine oder nur geringe Schädigungen, kräftige grüne Nadeln und ein sehr vitalen Gesamteindruck auf. Von diesen hochvitalen Bäumchen fielen weniger als 1 % aus. Der Ausfall der Verjüngungspflanzen in den Jahren zwischen 1998 und 1999 betraf insbesondere die „normal vitalen“ Bäumchen: 64 % fielen in dieser Kategorie aus. Dagegen schieden die geschwächten Verjüngungspflanzen nur zu etwa einem Drittel aus. In den Jahren von 1999 bis 2000 waren es dagegen die „geschwächten“ Verjüngungspflanzen, die vermehrt ausfielen (51 %), während die „normal vitalen“ Bäumchen zu einem größeren Anteil als im Vorjahr überleben konnten.

Die subjektive Vitalitätsansprache bedarf jedoch der Überprüfung durch gemessene Werte. Als „Vitalitätsweiser“ dienen die Sprosslängen und die Wurzelhalsdurchmesser bzw. das Produkt daraus. Die Abbildung 31 zeigt den Wurzelhalsdurchmesser über die Sprosslänge der Fichten aus Naturverjüngung nach Vitalitätsstufen im Jahr 2000.

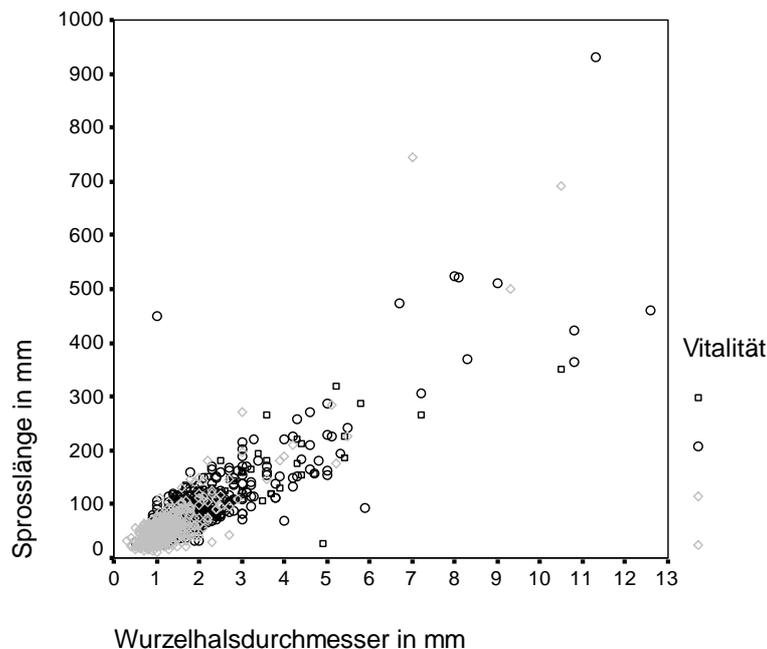


Abb. 31: Sprosslänge und Wurzelhalsdurchmesser der naturverjüngten Fichten in den einzelnen Vitalitätsstufen (Jahr 2000).

Die Vitalitätsstufen 1 und 2 unterscheiden sich durch das Fehlen bzw. dem Vorhandensein von sichtbaren Schäden an der Verjüngungspflanze, ansonsten zählen beide zur Kategorie „kümmerlich, geschwächt“ (und sind daher in Abb. 31 mit dem gleichen Symbol gekennzeichnet). Wie aus Abb. 31 ersichtlich, findet sich die Mehrzahl der Fichten der Vitalitätsstufen 1 und 2 im unteren Bereich des Sprosslängen-Wurzelhalsdurchmesser-Verhältnisses. Die „geschwächten“ Verjüngungspflanzen wiesen mehrheitlich relativ geringe Wurzelhalsdurchmesser und Sprosslängen auf. Die subjektive Vitalitätsansprache („kümmerlich, geschwächt“) spiegelt sich also in den gemessenen Werten wider und ist demnach als richtig und zutreffend zu bewerten. Die Abgrenzung der „geschwächten“ Fichten gegenüber den „normal Vitalen“ bzw. „überaus Kräftigen“ ist eindeutig. Nicht so deutlich stellt sich der graphische Unterschied zwischen den Kategorien „normal vitale“ und „überaus kräftige“ Verjüngungspflanzen dar. Die einzelnen Werte lassen sich nicht graphisch differenzieren. Die subjektive Ansprache dieser Vitalitätsstufen spiegelt sich im gemessenen Wert nicht unbedingt wieder. Allerdings spielten im Jahr 1998 die „überaus kräftigen“ Verjüngungspflanzen mit durchschnittlich 625 Pflanzen pro Hektar nur eine untergeordnete Rolle gegenüber den „normal vitalen“ (21.392 Pflanzen/ha) und den „geschwächten“ (5.691 Pflanzen/ha) Verjüngungspflanzen.

Während die Vitalität der Fichten in den Untersuchungsjahren abnahm, konnte die Vogelbeere im Kernbereich ihre Vitalität verbessern. Im Jahr 1998 war etwa die Hälfte der Vogelbeerpflanzen der Vitalitätskategorie „normal vital“ zuzuordnen, während die andere Hälfte als „geschwächt und kümmerlich“ eingestuft wurde. Bis zum Jahr 2000 verringerte sich der Anteil der „geschwächten“ Vogelbeeren auf 32 % zu Gunsten der „überaus kräftigen“ Vogelbeeren, deren Anteil von 2 % (1998) auf 22 % (2000) stieg. Dieser Befund bestätigt die Erfahrung, dass die Vogelbeere eine sehr überlebenskräftige Baumart ist, die sich auch nach mehrmaligen Verbiss immer wieder zu erholen vermag. Allerdings spielte die Vogelbeeren im Kernbereich mit insgesamt durchschnittlich 42 Individuen pro Hektar nur eine geringe Rolle im Gesamtkollektiv der Verjüngungspflanzen von 12.992 Individuen pro Hektar (Jahr 2000).

4.5.8.2 Schäden

Die Verjüngungspflanzen auf den Probekreisen wiesen andere Schadensprozente und insbesondere andere Schadensursachen auf als die Verjüngungspflanzen im Kernbereich. Während massive und wiederkehrende Schäden bei den Verjüngungspflanzen im Initialstadium teilweise zum Absterben führten, wirkten sich Schäden an den gesicherten Verjüngungspflanzen zumeist nur in Form von Zuwachsverlusten aus. Da es sich bei den Verjüngungspflanzen in den Probekreisen fast ausschließlich um Fichten aus Naturverjüngung handelt (99 %) wird bei der Darstellung der Schäden nur auf dieses Verjüngungskollektiv eingegangen. Im Gegensatz dazu werden die Schäden an den Verjüngungspflanzen im Kernbereich – entsprechend der Baumartenzusammensetzung – getrennt nach Fichte aus Naturverjüngung, gepflanzte Fichte und Vogelbeere dargestellt.

4.5.8.2.1 Verjüngungspflanzen in den Probekreisen

Der Anteil der geschädigten Fichten aus Naturverjüngung nahm im Untersuchungszeitraum etwa im gleichen Verhältnis zu wie die Vitalität der Verjüngungspflanzen abnahm. Im Jahr 1998 waren an 15 % der Pflanzen Schäden festzustellen, es waren folglich insgesamt etwa 4.420 Fichten pro Hektar geschädigt. Im Jahr 2000 waren dagegen 46 % der Verjüngungspflanzen geschädigt (5.987 Pflanzen/ha). Im Erweiterungsgebiet war die Schadenshäufigkeit mit 64 % höher als im Altgebiet mit 45 %. Die Schadensursachen waren vielfältig, sie führten jedoch nur in einzelnen Fällen zum Absterben der Verjüngungspflanzen. Einige Verjüngungspflanzen waren mehrfach geschädigt: 25 % der Bäumchen konnten zwei und 4 % drei Schadensmerkmalen zugeordnet werden. Die Tabelle 26 gibt einen Überblick über die Schäden und deren Bedeutung in den Untersuchungsjahren.

Tab. 26: Anteile der Schadensmerkmale an den geschädigten Fichten aus Naturverjüngung im Untersuchungszeitraum (**Probekreise**).

Schadensmerkmal	Anteile der Schadensmerkmale (in %)		
	1998	1999	2000
Gebrochen	0.2	6.4	0.5
Geknickt	6.9	6.4	3.8
Vertrocknet	8.2	0.8	6.2
Überdeckt	.	26.7	17.6
Umgedrückt	.	.	5.5
Überwachsen	.	.	7.5
Schneeschimmel	.	0.4	2.0
Grauschimmel	3.5	0.6	10.3
Fraß- und Saugschäden durch Insekten	16.3	28.8	19.0
Verbisschäden	58.5	8.0	10.4
Chlorose, Nekrose	22.8	17.9	35.9
Gipfelknospe fehlt	5.0	18.5	7.9
Sonstiges	2.2	2.9	2.2

Die Verbisschäden waren im Jahr 1998 mit nahezu 60 % sehr hoch; sie waren jedoch im Untersuchungszeitraum stark rückläufig. Der Anteil der Verjüngungspflanzen, die an den Blättern und Nadeln chlorotische Verfärbungen oder Nekrosen aufwiesen, war insbesondere im Jahr 2000 relativ hoch. Jedoch führten diese Schäden nie zum Absterben der Verjüngungspflanze. Gleiches gilt auch für die Fraß- und Saugschäden durch Insekten. Als schädigendes Insekt konnte der Rüsselkäfer nachgewiesen werden, der an der Rinde der Bäumchen frisst oder an den Blattoorganen saugt. Insbesondere im Erweiterungsgebiet war der Käfer verstärkt zu beobachten. Eventuell waren auch andere Insekten an den Schäden beteiligt, konnten aber nicht nachgewiesen werden. War eine Verjüngungspflanze von Nadelstreu überdeckt oder von Bodenvegetation überwachsen, so fiel sie mit großer Wahrscheinlichkeit aus. Die Überdeckung der Verjüngungspflanzen mit Nadelstreu spielte insbesondere im Jahr 1999 eine große Rolle bei den Schadensursachen. Im Jahr 1999 konnten viele Fichten beobachtet werden, bei denen die Gipfelknospe entweder ganz fehlte oder nur

noch in Resten vorhanden war; der Schadensverursacher konnte allerdings nicht festgestellt werden.

4.5.8.2.2 Größere Verjüngungspflanzen im Kernbereich

Zwei Schadensmerkmale traten bei den Verjüngungspflanzen im Kernbereich sehr häufig auf: Fraß- und Saugschäden durch Insekten und insbesondere Verbisschäden durch Wild (Tab.27). Im Jahr 1998 wiesen *alle* geschädigten Fichten aus Naturverjüngung Verbisschäden auf, davon waren 30 % durch Leittriebverbiss und 50 % durch Verbiss im oberen Drittel geschädigt. In der Hälfte der Fälle konnte der Verbiss dem Reh- oder Rotwild zugeordnet werden, ansonsten war die Verbissart nicht definierbar. Die Schädigung der natürlich verjüngten Fichten durch Verbiss nahm während des Untersuchungszeitraumes ab: So waren im Jahr 1998 noch 100 % der natürlich verjüngten Fichten verbissen, dagegen zeigten im Jahr 1999 und 2000 nur noch rund 28 % Schäden dieser Art. Im Jahr 2000 war jedoch fast ein Drittel der Fichtennaturverjüngung von Fraß- und Saugschäden durch Insekten betroffen.

Tab.27: Anteile der Schadensmerkmale an den geschädigten Verjüngungspflanzen im Untersuchungszeitraum (**Kernbereich**).

Schadensmerkmal	Anteile der Schadensmerkmale (in %)								
	1998			1999			2000		
	Fi NVJ	Fi gepf	Vobe	Fi NVJ	Fi gepf	Vobe	Fi NVJ	Fi gepf	Vobe
Gebrochen	.	.	.	9.1	10.8
Geknickt	7.1	1.1	16.9
Vertrocknet	.	2.7	2.8	.	14.3	.	.	18.4	1.5
Überdeckt	1.5
Umgedrückt	.	.	.	18.2	.	.	14.3	.	1.5
Überwachsen	2.6	.
Schneeschimmel	2.0	.	.	1.3	.
Grauschimmel	.	.	.	18.2	.	2.5	.	6.6	.
Fraß- und Saugschäden durch Insekten	.	2.7	19.4	36.4	55.1	82.5	71.4	81.6	53.8
Verbisschäden	100	32.4	100	27.3	34.7	52.5	28.6	13.2	66.1
Fegeschäden	.	.	2.8	1.3	3.1
Chlorose, Nekrose	.	45.9	2.8	9.1	18.4	12.5	14.3	15.8	3.1
Gipfelknospe fehlt	.	.	.	9.1	6.1	2.5	14.3	15.8	1.5
Mäuse	.	29.7	2.8	1.3	1.5
Sonstiges	.	.	.	9.1	6.1	2.5	.	.	1.5

Die Schäden an den gepflanzten Fichten nahmen im Untersuchungszeitraum zu: Während im Jahr 1998 58 % der Verjüngungspflanzen geschädigt waren, wiesen im Jahr 1999 und 2000 rund Dreiviertel aller gepflanzten Fichten Schäden auf. Im einzelnen spielten Schädigungen durch Verbiss und insbesondere durch Insektenschäden (Rüsselkäfer) eine große Rolle. Der Verbiss durch Wild war in den Jahren 1998 und 1999 mit etwa 30 % etwa gleich hoch und reduzierte sich bis zum Jahr 2000 um ca. 60 % auf nur noch 13 %. Dagegen erhöhten sich die

Schäden durch Insekten während des Untersuchungszeitraumes um ein Vielfaches. Erstaunlicherweise traten Schäden durch Mäusefraß nur an den gepflanzten Fichten und nur im Jahr 1998 in nennenswertem Umfang auf. Daneben zeigten die Fichtenpflanzen in diesem Jahr auffällige Verfärbungen an den Nadeln. Ob ein Zusammenhang zwischen den Chlorosen und den Mäuseschäden bestand, konnte nicht nachgeprüft werden.

Die Vogelbeere zeigte im gesamten Untersuchungszeitraum hohe Schadensprozente. Neben den Insektenschäden war insbesondere die Verbissbelastung enorm hoch. Im Jahr 1998 war jede aufgenommene Vogelbeere im Kernbereich verbissen: 42 % dieser Bäumchen wiesen einen Leittriebverbiss und 53 % einen Verbiss im oberen Drittel auf. Bis zum Jahr 2000 nahmen die Verbisschäden zwar ab, dennoch waren immer noch 66 % der Vogelbeeren verbissen. Im Gegensatz zu allen anderen Baumarten wurden einige Vogelbeerpflanzen im Jahr 2000 durch umgestürzte Stammteile gebrochen und geknickt. Eine derartige Schädigung wird aber von der Vogelbeere durch Bildung eines Ersatzleittriebes relativ schnell wieder überwunden.

4.5.8.3 Ausfallursachen

Die in Kapitel 4.5.7 beschriebene Mortalität der Verjüngungspflanzen konnte auf verschiedene Ausfallursachen zurückgeführt werden. Die Bestimmung der Ausfallursachen wurde sehr vorsichtig vorgenommen. Die Kategorien „fehlend“ oder „unbekannt“ wurden immer dann verwendet, wenn die Ursache nicht eindeutig bestimmbar war, was fast auf die Hälfte aller ausgefallenen Bäumchen zutraf. Rund ein Viertel der Verjüngungspflanzen waren nicht mehr auffindbar, davon konnte in der Hälfte der Fälle weder die abgestorbene Pflanze noch seine Markierung aufgefunden werden. „Überdeckt“ durch Nadelstreu und daraufhin abgestorben waren 38 % der Verjüngungspflanzen, Ausfälle durch die Bodenvegetation („überwachsen“) traten in 7 % der Fälle auf. Viele Verjüngungspflanzen waren mehrere Zentimeter mit Nadelstreu überlagert.

Auch wenn die durch Nadelstreu überdeckten Verjüngungspflanzen vollkommen (wahrscheinlich durch Pilze) zersetzt waren, wurden sie der Kategorie „überdeckt“ und nicht der Kategorie „Pilzschaden“ zugeordnet, da die Überdeckung die primäre Ausfallursache war.

War der Keimling oder Sämling mindestens in Resten vorhanden, seine Ausfallursache jedoch nicht bestimmbar, so wurde er in die Kategorie Ausfallursache „unbekannt“ eingegliedert. Dies traf auf 21 % der Verjüngungspflanzen zu.

Die Ausfallursache „vertrocknet“ hatte im Jahr 2000 einen wesentlich höheren Anteil als im Jahr 1999. Im Jahr 1999 waren 1,4 % der ausgefallenen Verjüngungspflanzen vertrocknet, im Jahr 2000 betrug der Anteil so abgestorbener Pflanzen 9,6 %. Etwa drei Viertel der vertrockneten Pflanzen stockten in Nadelstreu.

Alle übrigen Ausfallursachen kamen nur vereinzelt und mit weniger als 1 % vor.

4.5.9 Verjüngung und Kleinstandort

Die Hochlagenfichten sind in aller Regel auf besonders verjüngungsgünstige Kleinstandorte angewiesen, um sich erfolgreich etablieren zu können. In den oft geschlossenen Gras- und Farntepichen können die Fichten nur sehr schlecht keimen und sich etablieren. Zahlreiche Autoren weisen auf die große Bedeutung von Kleinstandorten hin. So erwähnt z.B. ZIERL (1972), dass sich die natürliche Verjüngung auf Baumstöcken (Stubben), zerfallenen Stämmen und mit Moos überwachsenen Steinen vorzugsweise einstellt und weiterentwickelt. Diesen Kleinstrukturen ist gemeinsam, dass sie aus der Bodenvegetation herausragen und sich somit von ihrer Umgebung abheben. Neben diesen Kleinstrukturen spielen auch die vorherrschenden Vegetationstypen eine große Rolle für die Verjüngungsfreudigkeit. Wie KRISO (1956, zit. nach ZIERL, 1972) nachgewiesen hat, gibt es kleinflächig unterschiedliche Vegetationstypen (Fazien), auf denen die Fichte sich unterschiedlich erfolgreich verjüngt.

In der vorliegenden Arbeit wird deshalb die Verjüngungsdichte auf den unterschiedlichen Kleinstandorten und Fazien analysiert. Die die Aufnahme­fläche bestimmende Art der Bodenvegetation wird (unabhängig vom Deckungsgrad) als „Vegetationseinheit“ oder „Fazies“ bezeichnet. In den meisten Fällen ist die Deckung der bestimmenden und somit faziesbildenden Art am höchsten.

Einen Überblick über die Vegetationseinheiten bzw. Kleinstrukturen und die Besetzung dieser Strukturen durch Verjüngung gibt Abb. 32. Die Bedeutung der Vegetationseinheit bzw. der Kleinstruktur wird ausgedrückt in „Kleinstandort pro Parzelle“ und sagt aus, wie häufig diese Struktur als bestimmende Fazies auf der Gesamtzahl der Probekreise in den Beständen vorkommt. Die „Verjüngung pro Kleinstandort“ gibt an, wie häufig bzw. mit welchem Anteil (an der Gesamtzahl aller natürlich verjüngten Fichten) die Fichten auf der jeweiligen Kleinstruktur zu finden waren.

Während der Vergleich der Anteile der „Verjüngung pro Kleinstandort“ mit den Anteilen des „Kleinstandortes pro Parzelle“ bei den *Verjüngungspflanzen im Initialstadium* die tatsächliche Bevorzugung oder Meidung eines Standortes durch Verjüngungspflanzen wiedergibt, spiegeln die durch die Verjüngungspflanzen besiedelten Kleinstandorte im Kernbereich die Verhältnisse bei der Etablierung dieser Verjüngungspflanzen nur zum Teil wider. Viele Standorte haben sich (nach der Besiedelung mit Verjüngungspflanzen) im Laufe der Zeit verändert und sind beispielsweise mit Gras zugewachsen. Um die tatsächliche Präferenz der verschiedenen Kleinstandorte bei der Verjüngungsetablierung aufzuzeigen, wird deshalb im Folgenden ausschließlich auf die Kleinstandorte, die von den Verjüngungspflanzen im Initialstadium besiedelt werden, eingegangen.

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf Abb. 33 und insbesondere Abb. 32.

Im Gegensatz zu den folgenden Ergebnissen (Deckungsgrad und Häufigkeit des Vorkommens der Bodenvegetation), die sich ausschließlich auf die Probekreise beziehen, wurden im Kapitel 4.4.1 diese Kennwerte für die großflächigeren pflanzensoziologischen Aufnahme­flächen dargestellt. Daher weichen die Werte für den Deckungsgrad und die Häufigkeit der Pflanzenarten im folgenden Kapitel teilweise von den im

Kapitel 4.4.1 dargestellten Ergebnisse ab. Die Abweichungen sind somit durch die unterschiedliche Aufnahmeeinheiten begründet.

Die wichtigsten Pflanzen der Bodenvegetation in den untersuchten Beständen waren die Gräser: Sie kamen als faziesbestimmende Einheit auf nahezu 50 % der Aufnahme­flächen (Probekreisen) vor. In den Grastypen konnte sich die Verjüngung nur sehr schwer etablieren. Das Berg-Reitgras (*Calamagrostis villosa*) und die Wald-Hainsimse (*Luzula sylvatica*) waren besonders verjüngungsfeindlich: Hier befanden sich weniger als 1 % der Verjüngungspflanzen, obwohl diese Vegetationstypen sehr häufig auftraten. Das Berg-Reitgras kam auf 18,6 % und die Wald-Hainsimse auf 10 % der Aufnahme­flächen als faziesbestimmende Art vor. Beide Arten zeigten einen hohen Deckungsgrad in den Probekreisen von durchschnittlich 39 % bzw. 26 %. Der ohnehin geringe Anteil an Verjüngungspflanzen in der Luzula-Fazies fiel innerhalb des Untersuchungszeitraumes vollkommen aus (Abb. 33). Die Draht-Schmiele (*Avenella flexuosa*) fand sich als dominierende Art auf über 20 % der Probekreise und war damit die häufigste Art in den Beständen. Die Draht-Schmielen-Fazies war für die Verjüngung scheinbar leichter zu besiedeln, obwohl sie einen hohen durchschnittlichen Deckungsgrad von etwa 34 % aufwies. Hatte sich Verjüngung in der Draht-Schmielen-Fazies etabliert, so war die Chance, der Konkurrenz durch *Avenella* zu entwachsen, größer als bei den beiden anderen Arten, da die Draht-Schmiele eine geringere Höhe von durchschnittlich 6,6 cm aufwies als die anderen Gräser und Grasartigen (Berg-Reitgras: 41 cm, Wald-Hainsimse: 26 cm). Auf der Draht-Schmielen-Fazies kamen im Jahr 1998 immerhin 2,7 % aller Verjüngungspflanzen vor, die Hälfte davon konnte bis zum Jahr 2000 überleben.

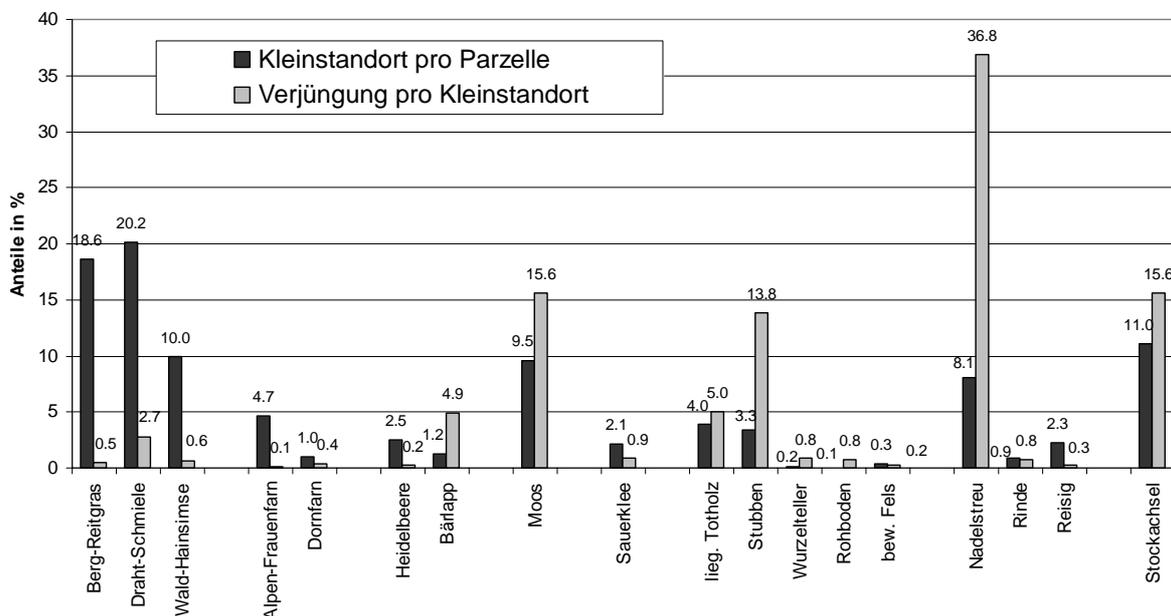


Abb. 32: Anteil der Probekreise (an der Gesamtzahl aller Probekreise) auf denen die Vegetationseinheit bzw. Kleinstruktur als faziesbestimmende Einheit vorkam (Kleinstandort pro Parzelle) und Anteil der Fichten (an der Gesamtzahl aller natürlich verjüngten Fichten) die auf der jeweiligen Vegetationseinheit bzw. Kleinstruktur vorkamen (Verjüngung pro Kleinstandort) (Jahr 1998).

Die beiden Farnarten Alpen-Frauenfarn (*Athyrium distentifolium*) und Breitblättriger Dornfarn (*Dryopteris dilatata*) kamen im Vergleich zu den Gräsern und Grasartigen mit einer geringeren Häufigkeit als faziesbestimmende Einheit vor (durchschnittlich 5,7 % aller Probekreise). Im locker wachsenden Dornfarn konnten sich mehr Verjüngungspflanzen ansiedeln als im Frauenfarn, welcher von allen Arten der Bodenvegetation, die höchste Deckung mit durchschnittlich 49 % aufwies. Selbst andere Arten der Bodenvegetation hatten unter dem Frauenfarn auf Grund der schlechten Lichtverhältnisse und der starken Wurzelkonkurrenz Schwierigkeiten zu wachsen, mit Ausnahme des Sauerklee (*Oxalis acetosella*). Diese Art war sehr häufig mit dem Alpen-Frauenfarn vergesellschaftet. Der Alpen-Frauenfarn war (noch vor den Gräsern und Grasartigen) der verjüngungsfeindlichste Standort: Nur 0,1 % der Verjüngung konnte sich dort ansiedeln und sich zudem nicht auf Dauer etablieren. Es verwundert daher nicht, dass sich im Jahr 2000 unter dem Frauenfarn keine einzige Verjüngungspflanze mehr fand (Abb.33).

Die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und der Sauerklee (*Oxalis acetosella*) kamen zu etwa gleichen Anteilen (2,5 % bzw. 2,1 %) als faziesbestimmende Vegetationseinheit auf den Aufnahmeflächen vor. Im Sauerklee kamen etwa viermal so häufig Verjüngungspflanzen vor als in der dichter wachsenden Heidelbeere. Demnach sind beide Vegetationstypen als „verjüngungshemmend“ einzustufen: nur durchschnittlich 0,5 % der Gehölzpflanzen fanden sich mit diesen beiden Arten vergesellschaftet. Bärlapptypen (*Lycopodium annotinum*) kamen mit 1,2 % nur relativ selten vor. Jedoch befanden sich auf dieser Fazies nahezu 5 % der Verjüngungspflanzen. Im Bärlapp konnten die Verjüngungspflanzen relativ gut überleben, obwohl die Deckung ähnlich hoch war wie bei *Vaccinium* (18 %). Aber auch hier reduzierte sich die Anzahl der Verjüngungspflanzen bis zum Jahr 2000 auf etwa ein Drittel (Abb. 33).

Der Anteil der Aufnahmeflächen mit faziesbildenden Moosen war mit 9,5 % relativ hoch. Insbesondere die Moose der Gattung *Sphagnum* und der Arten *Polytrichum commune*, *Polytrichum formosum* und *Dicranum scoparium* waren sehr oft mit hohen Deckungsgraden vertreten. Die Verjüngungspflanzen konnten sich in diesen Moospolstern gut ansiedeln und waren im Jahr 1998 mit einem Anteil von 15,6 % an der Gesamtzahl der Verjüngungspflanzen relativ stark vertreten. Nach der Keimung bereitete es den Verjüngungspflanzen jedoch oftmals Schwierigkeiten, das dicke Moospolster zu durchwurzeln. So starben die Bäumchen insbesondere im Torfmoos (*Sphagnum spec.*) wieder ab, so dass sich der Anteil der Gehölzpflanzen auf dieser Vegetationseinheit bis zum Jahr 2000 auf 11,2 % reduzierte. Die Moospolster sind dennoch grundsätzlich als verjüngungsförderlich einzustufen: Sie durchbrechen die Grasnarbe und speichern viel Feuchtigkeit. Jedoch muss dabei zwischen den Arten unterschieden werden. Auf *Polytrichum formosum* beispielsweise hatten die Verjüngungspflanzen keine Schwierigkeiten sich zu etablieren, da dieses Moos weniger dicht und hoch wächst. Dagegen fanden sich in *Sphagnum spec.* und *Polytrichum commune* kaum Verjüngungspflanzen.

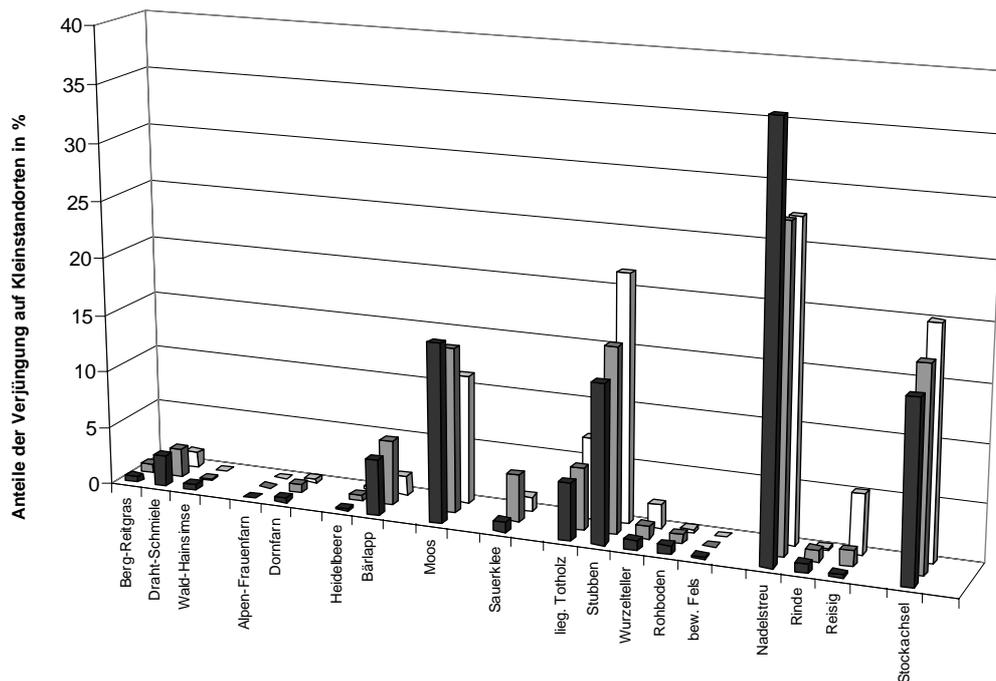


Abb. 33: Entwicklung der Verjüngungsanteile auf den versch. Kleinstandorten bzw. Vegetationstypen. (schwarz: 1998, grau: 1999, weiß: 2000)

Liegendes Totholz (Rannen) wird in der Literatur oft als *der* Verjüngungsstandort schlechthin bezeichnet. In den eigenen Untersuchungen kam liegendes und insbesondere gut zersetztes Totholz als dominierende Struktur nur relativ selten vor (1998: auf 4 % der Fläche). Auf dieser kleinen Flächeneinheit befanden sich 5 % (N = 132) der Verjüngungspflanzen. Das liegende Totholz hat in zweierlei Hinsicht eine positive Wirkung auf die Verjüngung. Einerseits bietet Moderholz der Verjüngung durch seine erhöhte Position eine gute Voraussetzung für die Etablierung (Herausheben aus der Konkurrenz der übrigen Bodenvegetation, kürzere Schneeperiode) und schafft auf Grund des günstigen Mikrostandortes (ausgeglichener Wasserhaushalt, höhere Temperaturen, hoher Porenanteil) optimale Bedingungen für die Entwicklung. Andererseits herrschen aber auch in der näheren Umgebung des Totholzes günstige Bedingungen für die Verjüngungspflanze. So war die Grasdecke in der Peripherie der liegenden Stämme weniger dicht als auf der übrigen Bestandesfläche. Wichtig für die direkte Besiedelung und damit die Eignung des Totholzes als Moderholz ist der Zersetzungsgrad (Kapitel 4.2). Auf liegendem Totholz mit dem Zersetzungsgrad 1 (ZG 1) kamen keine Verjüngungspflanzen vor, obwohl diese Totholzkategorie relativ häufig auf den Parzellen zu finden war (19 %). Die Anzahl der Fichten (es kamen ausschließlich Fichten auf den Rannen vor) nahm (bis zum ZG 5) mit zunehmendem Zersetzungsgrad um ca. 10 % pro Stufe zu (ZG 2: 17 %, ZG 3: 27 %, ZG 4: 36 %, ZG 5: 19 %). Totholz der Zersetzungsgradstufe 5 wurde weniger gerne von Verjüngungspflanzen besiedelt, da es schon weitgehend in den Boden eingearbeitet war und somit wieder von konkurrierender Bodenvegetation bewachsen wurde. Der Anteil von Totholz mit der Zersetzungsgradstufe 5 war in den Beständen weniger häufig vertreten als die übrigen Totholzkategorien. Über die Hälfte der Fichten befanden sich auf der Oberfläche der Rannen (58%, N = 77), 22 Fichten stockten im vertikalen Randbereich des Totholzes (17 %) und 24 % nutzten die Peripherie (N = 32). Die Mehrzahl der Fichten, die auf der Oberfläche

oder im Randbereich vorkamen, waren auf Totholz der ZG 3 und 4 zu finden. Wurzelte die Verjüngungspflanze in der Peripherie der Ranne, so spielte der Zersetzungsgrad nur eine untergeordnete Rolle. Frisch umgebrochene Fichten drängten die Bodenvegetation am besten zurück, die Mehrzahl der Fichten befand sich in der Peripherie von Totholz mit ZG 2. Der Anteil der auf liegenden Totholz wachsenden Fichten nahm bis zum Jahr 2000 auf 7 % zu (Abb. 33). Die Zunahme lässt sich jedoch nicht durch neu etablierte Verjüngungspflanzen auf diesem Standort erklären, sondern muss auf den verstärkten Ausfall der Fichten auf anderen Kleinstrukturen zurückgeführt werden.

Die Bedeutung von alten Stöcken für die Verjüngungsökologie ist ähnlich zu bewerten wie die des liegenden Totholzes: Auch dieser Kleinstandort unterbricht die Bodenvegetation und ragt aus der Grasdecke hinaus. Zusätzlich waren die Stubben mit Moospolstern überwachsen, was sich vermutlich positiv auf die Feuchtespeicherung auswirkt. Die Kleinstruktur „Stubbe“ war zu einem geringeren Anteil von 3,3 % als faziesbestimmender Standort in den Beständen zu finden, wies jedoch deutlich mehr Verjüngungspflanzen auf als das liegende Totholz. Nahezu 14 % der Verjüngungspflanzen siedelten sich auf diesem Standort an. Wie beim Totholz war auch beim Stubben der Zersetzungsgrad entscheidend für die Eignung als Modersubstrat. Die Anzahl der Verjüngungspflanzen auf den Stöcken stieg mit zunehmendem Zersetzungsgrad. Da nur wenige Stubben mit ZG 5 zu finden waren, war auch die Anzahl der Verjüngungspflanzen auf dieser Totholzkategorie geringer. Die Fichten stockten zu etwa gleichen Anteilen auf der Oberfläche (29 %), im senkrechten Randbereich (34 %) und der Peripherie (37 %) des Stockes. Bevorzugt wurden die Stöcke mit den Zersetzungsgradstufen 4 und 5. Der Anteil der Verjüngungspflanzen hatte auf den Stubben bis zum Jahr 2000 etwa im gleichen Verhältnis zugenommen wie auf dem Totholz (Abb. 33).

Der wohl wichtigste Kleinstandort für die Besiedelung mit Verjüngungspflanzen im Untersuchungsgebiet ist Nadelstreu. Nadelstreu-Fazies kam auf 8,1 % der Aufnahmefläche vor und wurde von der Mehrzahl der Verjüngungspflanzen (37 %) als Standort bevorzugt. Die Nadelstreu bietet den Verjüngungspflanzen optimale Bedingungen: keine Bodenvegetation, leicht zu besiedeln und zu durchwurzeln. Allerdings fielen etwa ein Drittel der Verjüngungspflanzen während des Untersuchungszeitraumes auf diesem Standort wieder aus (Abb. 33). Fast die Hälfte der Ausfälle war auf Überdeckung durch weitere heruntergefallene Nadeln zurückzuführen.

Viele Aufnahmekreise waren durch den Einfluss von stehenden (toten oder lebenden) Bäumen geprägt: „Stockachsel-Fazies“ fand sich auf 11 % der Fläche als faziesbestimmende Einheit. Auf diesem Standort befanden sich 15,6 % der Verjüngungspflanzen. In den Stockachseln der Bäume herrschten günstige Bedingungen für die Sämlinge: Die Bodenvegetation war nur spärlich vorhanden und statt dessen fanden sich verjüngungsförderliche Strukturen wie Nadelstreu und Moospolster. Auf 65 % der Stockachsel-Fazien war Nadelstreu zu finden, auf 24 % Moose und nur auf etwa 3 % dominierten die Gräser. Die Anteil der Verjüngungspflanzen in den Stockachseln nahm zwar relativ gesehen zu, aber auch hier starben 44% der Fichten auf Grund von Überdeckung mit Nadelstreu oder Vertrocknung innerhalb des Untersuchungszeitraumes ab.

Die Kleinstrukturen Wurzelteller, Rohboden, bewachsener Fels und Rinden- und Reisigtyp kamen nur sehr spärlich vor, sind aber als verjüngungsförderlich einzustufen.

4.5.10 Verteilung der Verjüngungspflanzen in den Beständen

Da die Verjüngungspflanzen bei der Etablierung bestimmte Kleinstandorte bevorzugen bzw. meiden und diese Standorte nicht gleichmäßig und gleich häufig über den Bestand verteilt sind (s. Kapitel 4.5.9), ergibt sich eine ungleichmäßige horizontale Verteilung der Verjüngungspflanzen im Bestand. Die Verteilung der Verjüngungspflanzen im Bestand wird im Folgenden hergeleitet und analysiert. Die horizontale Verteilung der Verjüngungspflanzen in den Hochlagenbeständen ist neben der Verjüngungsdichte für das Aussehen des künftigen Altbestandes von entscheidender Bedeutung. Dabei ist zu unterscheiden zwischen (1) der räumlichen Verteilung der Verjüngung auf der Fläche und (2) der Verteilung der Verjüngungspflanzen auf die Probekreise, also die Besetzungszahlen.

Denkbar für beide Verteilungsarten der Pflanzen sind drei Muster: zufällig, geklumpt und regelmäßig verteilt. Zur Klassifikation der Verteilungsarten stehen verschiedene Methoden zur Verfügung, die FRÖHLICH (1993) testete und verglich. In der vorliegenden Arbeit wird der CLARK & EVANS-Index verwendet. Die Berechnung des CLARK & EVANS-Index wurde im Kapitel 3.3.2 dargestellt. Die Ergebnisse dieser Berechnung sind in Tab. 28 zusammengefasst.

Aus Tab. 28 wird ersichtlich, dass die horizontale Verteilung besetzter Probekreise in allen Beständen und auf allen Versuchspartzen mit genügend großem Stichprobenumfang statistisch absicherbar geklumpt ist.

Weitere Hinweise auf die Verteilung der Verjüngungspflanzen vermittelt Abb. 20. Darin ist die Häufigkeitsverteilung der Probekreise nach Pflanzenzahlen im Jahr 1998 wiedergegeben.

Tab. 28: Räumliche Verteilung der Verjüngung in den untersuchten Beständen ausgedrückt durch den CLARK & EVANS - Index. N = Anzahl der besetzten Probekreise im Bestand, r_{beob} = beobachtete Distanz zum nächsten Nachbarn, r_{korr} = erwartete durchschnittliche Distanz (korrigiert nach DONNELLY (1978)), T_R = Testgröße, - = nicht signifikant, * = signifikant, ** = hoch signifikant, *** = höchst signifikant, K = Klumpung.

Fläche	N	r_{beob}	r_{korr}	R_{KORR}	T_R	Signifikanz -niveau	Verteilung der Verjüngung
101	4	5.87905	18.4912	0.31794	-2.31192	*	K
102	11	4.56535	9.99191	0.45690	-3.06527	**	K
103	5	9.24378	16.0496	0.57595	-1.60346	-	K
104	30	3.48876	5.69491	0.61261	-3.69325	***	K
202	52	3.45674	4.23527	0.81618	-2.33849	*	K
203	37	3.82467	5.08293	0.75245	-2.63457	**	K
204	43	3.38227	4.68814	0.72145	-3.20764	**	K
301	19	4.10942	7.32463	0.56104	-3.29362	**	K
302	29	4.34510	5.80112	0.74901	-2.35067	*	K
303	2	22.4725	29.5455	0.76061	-0.58875	-	K
304	10	5.64194	10.5617	0.53419	-2.50273	*	K
401	6	4.13960	14.3351	0.28877	-2.94540	**	K
402	2	12.0786	29.5455	0.40881	-1.45393	-	K
403	60	3.35	3.92511	0.85348	-2.00895	*	K
404	29	3.44570	5.80112	0.59397	-3.80269	***	K
211	4	9.04223	18.4912	0.48900	-1.73208	-	K
212	16	4.12916	8.06586	0.51193	-3.34740	***	K
213	24	3.52345	6.43508	0.54754	-3.83705	***	K
214	10	5.31881	10.5617	0.50360	-2.66711	**	K
411	11	4.87273	9.99191	0.48767	-2.89164	**	K
412	12	6.11361	9.50216	0.64339	-2.10555	*	K
413	10	5.97914	10.5617	0.56612	-2.33119	*	K
414	6	7.16254	14.3351	0.49965	-2.07210	*	K

Bei den Aufnahmen der Verjüngungspflanzen wurden sehr unterschiedliche Pflanzenzahlen pro Probekreis gefunden. Der Streubereich erstreckte sich im Jahr 1998 von 0 bis 70 Individuen je $0,5 \text{ m}^2$ Probefläche (Abb. 34). Auf dreiviertel der insgesamt 1.824 aufgenommenen Probekreise waren im Jahr 1998 keine Verjüngungspflanzen zu finden. Mit nur einem Individuum bestockt waren ca. 8 % der Probeflächen. Über 10 Pflanzen fanden sich auf 4 % der Probekreise. Im Untersuchungszeitraum erhöhte sich der Anteil der Probekreise ohne Verjüngungspflanzen jährlich: 1999 waren 79 % und im darauffolgenden Jahr 84 % der Probekreise ohne Verjüngungspflanzen. Die Häufigkeitsverteilung der Probekreise nach Pflanzenzahlen deutet auf ein ungleichmäßiges Muster der Besiedelung der Versuchspartellen mit Verjüngungspflanzen hin. Zur Berechnung der Besetzungszahlen der einzelnen Probekreise stehen verschiedene Methoden zur Verfügung. In der vorliegenden Arbeit wird ein relativ einfaches Verfahren gewählt, der Varianz-Mittelwert-Index nach COX (1971), den u.a. auch RAUSCH (1975) und HOHENADL (1981) verwendeten. Die Berechnung des Varianz-Mittelwert-Index ist in Kapitel 3.3.3 dargestellt.

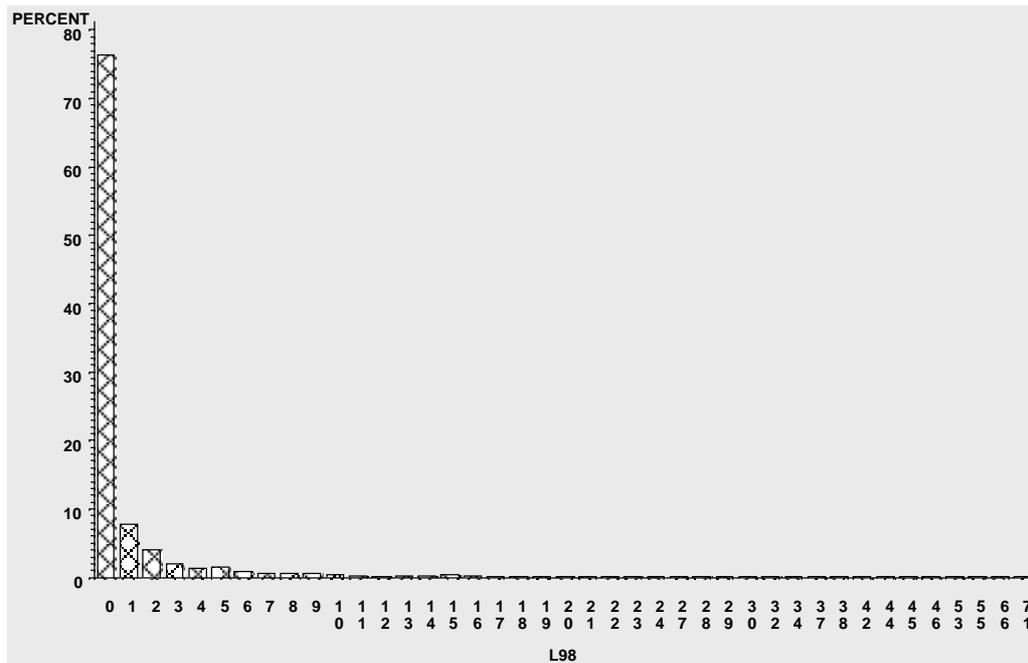


Abb. 34: Verteilung der Verjüngungspflanzen pro Probekreis im Jahr 1998.

Bei Anwendung dieses Varianz-Mittelwert-Index kommt man zu den in Tabelle 29 aufgeführten Ergebnissen der Verteilung der Pflanzen für die einzelnen Bestände.

In allen Beständen mit genügend großer Stichprobenzahl war demnach das Verteilungsmuster Verjüngungszahlen je Fläche geklumpt; zufällige oder regelmäßige Verteilungen konnten nicht abgesichert werden. Das bedeutet, dass wenige Probekreise mit vielen Verjüngungspflanzen und sehr viele Flächen mit wenigen oder keinen Bäumchen vorkamen.

Auf 5 Parzellen im Jahr 1998 und auf 11 Parzellen im Jahr 2000 waren die Individuenzahlen so gering, dass keine Aussagen zur Verteilung der Verjüngungspflanzen möglich waren. Betrachtet man die unterschiedlichen Flächen, so zeigt sich, dass insbesondere unter den teilweise abgestorbenen Altbeständen des Altgebietes starke Aggregationen der Pflanzen im Jahr 1998 am häufigsten waren. Im Erweiterungsgebiet und in den ganz abgestorbenen Parzellen des Altgebietes war die Verjüngung in allen Beständen geklumpt. Bis zum Jahr 2000 hatte sich das Verteilungsmuster der Verjüngungspflanzen nur in einem Bestand von „stark geklumpt“ zu „geklumpt“ geändert.

Tab.29: Verteilung der Verjüngung in den untersuchten Beständen ausgedrückt durch den Klumpungsindex. N = absolute Anzahl der Verjüngungspflanzen im Bestand, \bar{x} = Mittelwert der Verjüngungspflanzen pro Probekreis, s^2 = Varianz, K = Klumpungsindex, - = nicht signifikant, * = signifikant, ** = hoch signifikant, *** = höchst signifikant, K = Klumpung, st K = starke Klumpung.

Fläche	N	\bar{x}	s^2	K	Signifikanz- niveau	Signifikanz	Verteilung der Verjüngung
101	5	0.065789	0.088947	1.35	0.1250	-	-
102	26	0.342105	1.241404	3.63	0.0010	**	K
103	10	0.131579	0.355789	2.70	0.0625	-	-
104	117	1.539474	10.49175	6.81	0.0001	***	st K
202	607	7.986842	166.8398	20.89	0.0001	***	st K
203	239	3.144737	26.12544	8.31.	0.0001	***	st K
204	323	4.25	66.29667	15.60	0.0001	***	st K
301	77	1.013158	9.986491	9.86	0.0001	***	st K
302	65	0.855263	2.232105	2.61	0.0001	***	K
303	2	0.026316	0.025965	0.99	0.5000	-	-
304	13	0.171053	0.223684	1.31	0.0020	**	K
401	16	0.210526	1.395088	6.63	0.0313	*	st K
402	2	0.026316	0.025965	0.99	0.5000	-	-
403	810	10.65789	177.9081	16.69	0.0001	***	st K
404	187	2.460526	33.98509	13.81	0.0001	***	st K
211	8	0.105263	0.228772	2.17	0.1250	-	-
212	25	0.328947	0.517018	1.57	0.0001	***	K
213	62	0.815789	2.498947	3.06	0.0001	***	K
214	16	0.210526	0.728421	3.46	0.0020	**	K
411	15	0.197368	0.267193	1.35	0.0010	***	K
412	18	0.236842	0.369825	1.56	0.0005	***	K
413	19	0.25	0.67	2.68	0.0020	**	K
414	9	0.118421	0.265789	2.24	0.0313	*	K

Anhand zweier Bestände soll im Folgenden visualisiert werden, was die Höhe des Varianz-Mittelwert-Index und des CLARK & EVENS-Index konkret für das Verjüngungsmuster in den einzelnen Beständen bedeutet. Aus Gründen der Vergleichbarkeit werden dazu zwei Bestände innerhalb der gleichen Variante („Altgebiet, ganz abgestorben, Hangfläche“) mit etwa gleichen Individuenzahlen gewählt. Die Parzelle Nr. 301 war 1998 mit 77 Gehölzpflanzen bestockt und wies ein stark geklumpertes Verteilungsmuster der Verjüngung auf (K = 9.86, R = 0.56). Die 65 Verjüngungspflanzen im Bestand Nr. 302 waren „einfach“ geklumpert (K = 2.61, R = 0.74). Die Abb. 35-1 und 35-2 geben beispielhaft Bestandesaufrisse mit den 76 Probekreisen (hellgraue Quadrate) und der Anzahl (weiße Quader) der Verjüngungspflanzen pro Probekreis mit flächentreuer Lage wieder. Die Bestandesaufrisse der übrigen Flächen sind im Anhang 8.6 dargestellt.

Wie aus Abb. 35-1 ersichtlich, waren Verjüngungspflanzen in der Fläche 301 nur auf wenigen Probekreisen vorhanden, auf drei Viertel der Aufnahmefläche war keine Pflanze zu finden (geklumpete räumliche Verteilung). Die bestockten Teile der Fläche zogen sich bandartig vom

SW nach NO. Die Verjüngung auf dieser Fläche war zum Ausgangszeitpunkt stark geklumpt. Vermutlich ist das dadurch begründet, dass die Deckung der Krautschicht in diesem Bestand mit 90 % sehr hoch war. Es herrschten v.a. die verjüngungsfeindlichen Grasarten und Grasartigen *Calamagrostis villosa* und *Luzula sylvatica* vor. Die Etablierung von Pflanzen ist deshalb auf verjüngungsfreundliche Standorte angewiesen, die sich außerhalb der besonders von Gräsern besiedelten Bereichen befinden. Neben der räumlichen Aggregation der besetzten Probekreise war auch eine geklumpfte Verteilung der Verjüngung auf der Fläche feststellbar. Vier Probekreise wiesen relativ hohe Verjüngungszahlen auf (20, 16, 8, 5 und 6 Individuen), zwei Kreise waren mit 3 bis 4 Gehölzpflanzen und zehn Probeflächen mit nur 1 bis 2 Pflanzen besetzt.

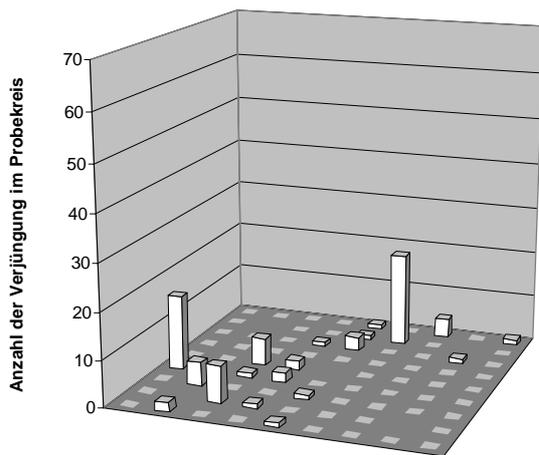


Abb. 35-1: Verteilungsmuster der Verjüngung im Bestand Nr. 301 (1998).

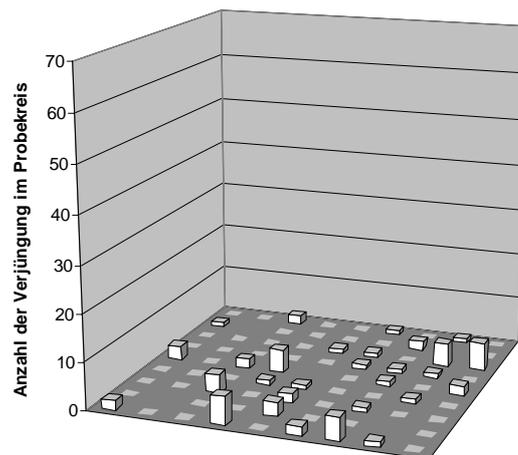


Abb. 35-2: Verteilungsmuster der Verjüngung im Bestand Nr. 302 (1998).

Im Bestand 302 (Abb. 35-2) waren im Jahr 1998 mehr Probekreise mit Verjüngung bestockt und gleichmäßiger über die Parzelle verteilt. Dennoch waren auch hier 62 % der Probekreise ohne Verjüngung. Die Besetzung der Probekreise war zwar ebenfalls geklumpt, allerdings weniger stark als im Bestand 301. Das Maximum an Verjüngungspflanzen pro Probekreis betrug 6 Individuen, drei Aufnahmeflächen wiesen 5 Pflanzen auf, 3 bis 4 Individuen ließen sich auf drei Kreisen finden und mit nur 1 bis 2 Gehölzpflanzen waren 21 Probekreise bestockt. Die Deckung der Bodenvegetation war mit 66 % weit weniger dicht als im Vergleichsbestand. Die Verjüngung konnte deshalb auch leichter auf weniger stark verunkrautete Flächen ausweichen. Zudem war die Anzahl der verjüngungsgünstigen Sonderstandorte viel höher als im Bestand 301: Der Bestand 302 wies 619 Stubben pro Hektar auf, während dagegen im Bestand 301 lediglich 375 zu finden waren. Auch die Anzahl der stehenden toten Bäume und somit der Stockachsel-Standorte lag im Bestand 302 mit 531 Altfichten über dem Bestand 301 mit 406 Altbäumen.

Zusammenfassend kann man feststellen, dass in allen Beständen sowohl das räumliche Verteilungsmuster der Bäumchen als auch die Besetzung der Probekreise mit Verjüngung geklumpt waren. Die Verteilung der Verjüngungspflanzen im Raum bzw. Bestand ist für die zukünftige Struktur dieser Bestände aussagekräftiger als die Besetzungszahlen selbst. Während (starke) Klumpung der Verjüngung auch im folgenden Altbestand nachzuweisen sein wird, wird sich die Anzahl der Verjüngungspflanzen auf den kleinen Probekreisen vermutlich rasch auf einen Baum und später weiter reduzieren.

5 Diskussion

5.1 Kritische Würdigung der Versuchsanlage und Auswertung

Obwohl die Fichtenhochlagenbestände des Bayerischen Waldes relativ homogen erscheinen, zeigt sich bei näherer Betrachtung der Flächen ein ganz anderes Bild: Die einzelnen Untersuchungsbestände unterscheiden sich insbesondere in ihrer Verjüngungsdichte zwischen den Versuchsvarianten und auch innerhalb der Varianten sehr stark. In einzelnen Untersuchungsbeständen waren gar keine Verjüngungspflanzen zu finden, andere Flächen wiesen über 100.000 Pflanzen pro Hektar auf (s. Anhang 8.4). Die große Streuung der Datenmenge bereitete Schwierigkeiten bei der Auswertung, da Durchschnittswerte die Verhältnisse in den Beständen der Hochlagenwälder nur unzureichend widerspiegeln. So wurde neben der Angabe von durchschnittlichen Werten oft auch auf einzelne Bestandeswerte eingegangen, um Besonderheiten zu erklären. Nur durch eine noch höhere Anzahl von Untersuchungsbeständen hätte man die große Streuung der Daten verringern können. Allerdings hätte eine Erhöhung der Stichprobenzahl eine Verringerung der Zahl der Versuchsvarianten bzw. der Wiederholungen je Variante bedeutet, da die Aufnahmezeit auf Grund der kurzen Vegetationsperiode in den Hochlagen sehr begrenzt ist und die finanziellen Mittel begrenzt waren. Zudem war in vielen Fällen ein relativ langer Anmarsch (2 Stunden und mehr) nötig, um die Untersuchungspartellen zu erreichen. Die detaillierte Aufnahme der Verjüngungspflanzen und der Bodenvegetation war bei 24 Dauerbeobachtungsflächen, die gleichmäßig verteilt über ein relativ großes Gebiet liegen und teilweise unerschlossen bzw. rückschlossen sind, die Obergrenze dessen, was im gegebenen Rahmen organisatorisch machbar war. Dennoch hätte man, wie sich im Nachhinein herausstellte, auf den Faktor „Geländeform“ (Hang- und Plateaulage) verzichten können, da zwischen Hang- und Plateauflächen nur sehr geringe signifikant absicherbare Unterschiede in den Zielvariablen (Verjüngungsdichte, Deckung der Kraut- und Mooschicht) vorhanden waren. Dagegen stellte sich bei der Analyse der Daten heraus, dass der Faktor *Höhenlage* einen signifikant absicherbaren Einfluss auf die Zielvariablen hat. Jedoch konnte die Höhenlage durch entsprechende Auswertungen angemessen berücksichtigt werden.

Aus der Datenanalyse ist ersichtlich, dass zwischen den Beständen relativ große Unterschiede insbesondere in der *Verjüngungsdichte* und der *Deckung der Bodenvegetation* (Kraut- und Mooschicht) vorhanden sind. Die vorab aufgestellten Hypothesen wurden auf Grundlage dieser Zielvariablen und deren Einflussfaktoren eingehend geprüft. Dabei konnten nur geringe Unterschiede zwischen den Beständen in den Kennwerten der Einzelpflanzen (Baumart, Alter, Höhe und Höhenzuwächse) nachgewiesen werden, da das Gesamtkollektiv der Verjüngungspflanzen, wie die Ergebnisse des Kapitels 4.5.3 zeigen, fast ausschließlich von den naturverjüngten Fichten des Keimjahrganges 1996 geprägt sind. Bei diesen Pflanzen, die sich noch im Initialstadium befinden, hatte sich bislang noch kaum eine Differenzierung in den o.g. Kennwerten vollzogen. Nur bei den älteren Verjüngungspflanzen ist ein Unterschied in den Einzelbaumparametern zwischen den Beständen zu erkennen. Jedoch ist die Stichprobenanzahl dieses Teilkollektivs der Verjüngung so gering, dass auf eine statistische Auswertung verzichtet werden musste. Die Situation wurde in diesem Fall nur anhand summarischer Werte dargestellt.

5.2 Bodenvegetation

Die Bodenvegetation in den Hochlagenbeständen des Bayerischen Waldes wird nur von wenigen Arten gebildet. JEHL (2001) untersuchte in den Jahren 1992 und 1997 die Bodenvegetation in den Fichtenhochlagenwäldern im Bereich der Waldabteilung „Gfeichtethöh“. Er fand im Jahr 1992 38 Arten der Farn- und Blütenpflanzen und bei einer Wiederholungsaufnahme 1997 noch 34. In der vorliegenden Untersuchung wurde eine ähnlich geringe Anzahl an Arten festgestellt (1998: 32 und 2000: 37 Arten). Das Artenspektrum war in beiden Untersuchungen fast identisch. Als „Pionierarten“ auf den Wurzeln umgestürzter Bäume wies JEHL (2001) neben Schmalblättrigen Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*) und Himbeere (*Rubus idaeus*) die Arten Faden-Binse (*Juncus filiformis*), Igel- (*Carex echinata*) und Hasenpfoten-Segge (*Carex ovalis*) nach. Diese letztgenannten Arten waren in den Dauerbeobachtungsflächen der vorliegenden Untersuchung in der aktuellen Bodenvegetation nicht zu finden, erwiesen sich jedoch als Bestandteil des Diasporenreservoirs der Untersuchungsbestände. Diese Diskrepanz erklärt sich vermutlich daraus, dass in den untersuchten Beständen der vorliegenden Studie kaum Windwürfe vorkamen, während diese Störung in den Untersuchungsbeständen in „Gfeichtethöh“ auf einer beträchtlichen Fläche den Grasfilz zerstört und Mineralboden freigelegt hatte. Die im Boden ruhenden Samen der o.g. Arten konnten durch Freilegung keimen und die Bestände (in geringem Umfang) besiedeln. Allerdings konnten sich die neu gekeimten Arten nur auf wenigen Versuchsflächen mit geringer Deckung und nur sehr kurzfristig etablieren. Ähnliche Ergebnisse zeigen sich auch in der vorliegenden Untersuchung: Die wenigen „neuen“ Arten (*Rubus idaeus*, *Epilobium angustifolium*) traten nur in Einzelexemplaren auf und kamen nur auf einer einzigen Parzelle neu hinzu. JEHL (2001) vermutet, dass in den Hochlagen nur wenige Samenpflanzen diese „neuen Lebensräume“ (Störflächen) besiedeln können. Diese Vermutung kann durch die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bestätigt werden: Da im Diasporenreservoir der Hochlagenbestände nur wenige Arten vorhanden sind, können nach Störung auch nicht mehr Arten keimen. Pioniergehölze spielten weder auf den Dauerbeobachtungsflächen dieser Untersuchung noch auf den Versuchsflächen in „Gfeichtethöh“ eine große Rolle. Auch 13 Jahre nach Sturmwurf erlangten die Pionierbaumarten in „Gfeichtethöh“ zahlenmäßig keine Bedeutung. Dies bestätigt die Annahme, dass in den Untersuchungsbeständen der vorliegenden Arbeit nicht mit einem zukünftigen Vogelbeer-Vorwald zu rechnen ist. JEHL (2001) kommt zum Ergebnis, dass sich mit zunehmender Auflichtung der Bestände nur geringfügige Änderungen in der Krautschicht, aber beträchtliche Veränderungen in der Moosschicht vollziehen. Außerhalb geschlossener Bestände beobachtete er einen deutlichen Rückgang der Flächendeckung der Moosschicht. Auch diese Ergebnisse können durch die vorliegende Arbeit bestätigt werden: Der Deckungsgrad der Moosschicht war unter den ganz abgestorbenen Altbeständen signifikant geringer als unter den teilweise abgestorbenen Beständen. Zudem nahm mit zunehmender Auflichtung des Bestandes in den teilweise abgestorbenen Parzellen die Deckung der Moosschicht ab.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, dass der Deckungsgrad der Krautschicht insbesondere von 1998 bis 1999 stark abgenommen hat. Dies erscheint ungewöhnlich, da sich der Bestandesschluss der Altbestände durch absterbende Altfichten weiter auflichtete und mehr Licht den Bestandesboden erreichen konnte. Vielmehr hätte man durch den vermehrten

Lichteinfall in die Bestände eine Zunahme des Deckungsgrades erwartet. Allerdings waren viele der frisch abgestorbenen Altfichten durch Schneeanhang umgebrochen und begruben die Bodenvegetation, insbesondere das Berg-Reitgras, unter sich. Somit nahm die Deckung der Krautschicht in diesen Beständen ab. Dies ist eine Besonderheit in den untersuchten Hochlagenbeständen des Nationalparks Bayerischer Wald und ist nicht mit anderen Untersuchungen vergleichbar. Für die Verjüngungsökologie handelt es sich aber um einen entscheidenden Faktor, da zum einen die Deckung der Bodenvegetation durch die umgestürzten Bäume nachhaltig zurückgedrängt wird und sich zum anderen durch das liegende Totholz neue zukünftige Etablierungsorte für Verjüngungspflanzen in Form von Moderholz bilden können.

5.3 Diasporenreservoir

Die in der vorliegenden Arbeit festgestellte Anzahl von durchschnittlich 887 keimfähigen Diasporen pro m² erscheint zwar für mitteleuropäische Waldökosysteme sehr niedrig, allerdings entspricht sie bei globaler Betrachtung eher den durchschnittlichen Verhältnissen.

Die durchschnittliche Zahl der Diasporen in den untersuchten Beständen liegt deutlich unter den Werten, die von anderen Autoren (u.a. FISCHER, 1987; DEISENHOFER, 1998) für mitteleuropäische Waldökosysteme festgestellt wurden. Im Unterschied zu der vorliegenden Untersuchung beziehen sich diese Arbeiten jedoch meist auf Laubwaldgesellschaften, die nicht ohne weiteres mit Nadelwäldern (insbesondere den Bergfichtenwäldern der Hochlagen) verglichen werden können. Laubwälder besitzen meist eine größere Diasporenbank als Nadelwälder. So konnte GRANSTRÖM (1982) in Schweden unter borealen Nadelwäldern lediglich 240 bis 760 Diasporen pro m² nachweisen. Auch in Untersuchungen aus den USA (KELLMAN, 1974; WHIPPLE, 1978) wurden ähnliche Werte (bis zu 1.300 Diasporen pro m²) in Nadelwäldern festgestellt. Die niedrige durchschnittliche Diasporenzahl dieser Untersuchung ist also nicht untypisch für klimatisch weniger begünstigte Waldökosysteme. Zudem sind in Wäldern meist weniger Diasporen zu finden als in Grünlandgesellschaften (FISCHER, 1987). Dies könnte mit der geringeren Störintensität von Waldökosystemen gegenüber Grünlandgesellschaften erklärt werden. Als weitere Erklärung für die sehr geringe Diasporenanzahl auf den untersuchten Flächen kann die kurze Vegetationsperiode in den Hochlagen des Nationalparks genannt werden. Die Pflanzen müssen sich unter diesen extremen Verhältnissen relativ rasch vermehren und ausbreiten, was für eine Bevorzugung der vegetativen Vermehrung spricht.

5.4 Entwicklung der Altbestände

Der Borkenkäfer hat das Aussehen der Altbestände im Nationalpark Bayerischer Wald und insbesondere das der Hochlagenwälder deutlich verändert. Innerhalb weniger Jahre führte die Borkenkäfermassenvermehrung zu einem großflächigen Absterben der Hochlagenbestände im Altgebiet des Nationalparks; nur wenige Bestände, einzelne Baumgruppen und einzelne Altfichten blieben vom Borkenkäfer verschont. Die von FRÖHLICH (1930) getätigte Aussage: „... Nun, hier in diesen ausschließlich von der Natur geschaffenen endlosen Fichtenreinbeständen merkt man wenig von einem den Fortbestand der Fichte gefährdenden Walten der Natur. Hier, im Optimalgebiete der Fichte, gehören Insektenkalamitäten zu den seltenen Ausnahmen ...“ wurde durch die Ereignisse im Nationalpark Bayerischer Wald

überholt. Seit der Borkenkäfermassenvermehrung rückte die Waldentwicklung nach Borkenkäferbefall in das Zentrum des öffentlichen Interesses. So wird die Entwicklung der Totholzflächen seit dem Jahr 1988 mit Hilfe von Farbinfrarot-Luftbilder dokumentiert und die Ergebnisse in regelmäßig erscheinenden Berichten veröffentlicht (NÜBLEIN, 1996; NÜBLEIN et al., 1998; NÜBLEIN et al., 2000). Bis zum Jahr 2000 waren insgesamt 1.922 ha oder 85 % der natürlich vorkommenden Bergfichtenbestände im Altgebiet des Nationalparks abgestorben. Dieser Prozess setzte sich fort, und so wurden auch die zu Beginn der vorliegenden Untersuchung ausgewählten Bestände, in denen die Altfichten noch teilweise lebend waren, weiterhin durch den Borkenkäfer befallen und abgetötet. Dies führte dazu, dass die 1998 ausgewählten Bestände in den Versuchsvarianten „Altbestände ganz abgestorben“ und „Altbestände teilweise abgestorben“ im Altgebiet im Laufe der drei Untersuchungsjahre kaum mehr Unterschiede in der Anzahl lebender und toter Bäume aufwiesen. Somit sind diese Versuchsvarianten am Ende der Untersuchungsperiode nicht mehr als räumliches Nebeneinander, sondern vielmehr als zeitliche Entwicklung zu sehen.

Wie die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, sind die Altbestände der Fichtenhochlagenwälder relativ gleichmäßig aufgebaut. Sie weisen kaum Unterschiede in der Durchmesser- und Höhenverteilung auf. JEHL (2001) ermittelte in einem geschlossenen Altholzbestand in den Hochlagen des Bayerischen Waldes eine Durchmesserverteilung der lebenden Bäume, die weitgehend der Normalverteilung folgt. Die höchste Anzahl an lebenden Bäumen befindet sich in einem Durchmesserbereich von 35 bis 44 cm. Dies ist bei den lebenden Altfichten in den Untersuchungsbeständen der vorliegenden Arbeit nahezu identisch: Die Durchmesserverteilung entspricht ebenfalls der Normalverteilung mit einem Maximum im Durchmesserbereich von 35 bis 45 cm.

Nahezu alle Untersuchungsbestände sind einschichtig aufgebaut; ein Zwischen- und Unterstand ist kaum vorhanden. Der einschichtige Aufbau älterer Baumholzbestände im subalpinen Bereich ist nach OTT et al. (1997) auf die hohe Lebenserwartung der Gebirgswald-Nadelbäume von über 300 Jahren und das beschleunigte Höhenwachstum in der Stangenholzphase zurückzuführen. JEHL (2001) schließt aus seinen Untersuchungen in Windwurfbeständen und in von Borkenkäfer abgetöteten Beständen der Hochlagen, dass sich die Vertikalstruktur der zukünftigen Hochlagenbestände ändern wird, da derzeit sowohl eine zügig aufwachsende neue Baumgeneration vorhanden ist, als auch Verjüngungspflanzen, die sich im Schatten sehr langsam entwickeln. Er leitet daraus ab, dass aus Windwurf- und Borkenkäferflächen keine gleichaltrigen und gleichförmigen Wälder entstehen werden. Diese Vermutung kann durch die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit nicht bestätigt werden. Zum einen stammt die „neue Baumgeneration“ im Wesentlichen aus einem einzigen Keimjahrgang und zum anderen vollzieht sich die Entwicklung der Hochlagenbestände unabhängig von der Strukturierung der Jungbestände stets zu einem einschichtigen Aufbau hin: „So erreichen schlussendlich eben alle Bäume die Oberschicht, auch wenn sie in der Jungwaldphase noch so ungleichaltrig und verschieden hoch waren!“ (OTT et al., 1997).

Dagegen wird die horizontale Struktur der zukünftigen Fichtenhochlagenbestände vermutlich durch eine starke Klumpung der Bäume gekennzeichnet sein. Der in dieser Arbeit für die Verjüngung berechnete CLARK & EVANS-Index (ein Maß für die räumliche Verteilung der Verjüngung im Bestand) wies in allen untersuchten Beständen einen Wert von kleiner 1 auf, was auf eine geklumpfte Verteilung der Verjüngungspflanzen schließen lässt. Eine Klumpung bzw. Rottenbildung konnte JEHL (2001) auch an den Verjüngungspflanzen größer 20 cm

Höhe nachweisen. Es ist sehr wahrscheinlich, dass die Tendenz zur Klumpung, die sowohl für die „größeren Bäumchen“ (über 20 cm Höhe) als auch für die Verjüngungspflanzen im Initialstadium gegeben ist, auch in späteren Bestandesphasen anhält und horizontal stark strukturierte Bestände entstehen lässt.

5.5 Entwicklung der Verjüngungsdichte

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, dass in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald unter den ganz oder teilweise abgestorbenen Altbeständen sehr unterschiedliche Verjüngungssituationen anzutreffen sind. Wo Verjüngung vorhanden ist, stammt diese vorwiegend aus dem Mastjahr 1995 und ist mit durchschnittlich 3,6 cm Höhe (im Jahr 1998) noch relativ klein. Diese Verjüngungspflanzen – vorwiegend Fichten aus Naturverjüngung – befinden sich im Initialstadium der Entwicklung und sind somit vielfältigen Gefahren ausgesetzt. Von den durchschnittlich 29.396 Pflanzen pro Hektar zu Beginn des Untersuchungszeitraumes im Jahr 1998 sind bis zum Jahr 2000 16.404 Pflanzen ausgefallen, also mehr als die Hälfte. Diese hohe Ausfallquote ist bei den Verjüngungspflanzen im Initialstadium nicht außergewöhnlich, da die Mortalitätsrate vom Alter bzw. der Höhe der Bäumchen abhängt. MAYER (1991) und HILLGARTER (1971) bestätigen dies und beschreiben, dass bis zum Alter von ca. 10 Jahren 80 % der Fichtenverjüngung abstirbt. Auch OTT (1989) spricht von einer extrem hohen Mortalität der jungen Fichten von über 90 % in den ersten Lebensjahren. In der vorliegenden Untersuchung konnte eine vergleichbar hohe Ausfallquote nur bei zweijährigen Fichten und Fichten, die kleiner als 1 cm hoch waren, beobachtet werden. Die Ausfallquote der Fichtenkeimlinge konnte in der vorliegenden Arbeit jedoch auf Grund der geringen Stichprobenanzahl in dieser Altersklasse nur ungenügend untersucht werden. Es ist aber anzunehmen, dass die Mortalität der Einjährigen sehr hoch ist. HEISEKE (1969) beobachtete Sommerverluste von Fichtenkeimlingen aus natürlichem Samenfall in der ersten Vegetationsperiode von bis zu 61 % und Winterverluste von bis 48 %. Als Verlustursache gibt er insbesondere Vogelschäden (Abreißen der Kotyledonen) und Keimlingspilze an.

Der Aussage von REIF & PRZYBILLA (1995): „Mit zunehmender Größe wird das Überleben (der Verjüngungspflanze, *Anm. der Autorin*) schwieriger, die Verjüngung stirbt fast vollständig ab“ kann nur schwer gefolgt werden. Das Gegenteil ist der Fall: Mit zunehmender Größe der Verjüngungspflanze steigt die Überlebenswahrscheinlichkeit *deutlich* an.

Obwohl die Dichte der Verjüngungspflanzen im Untersuchungszeitraum stark abgenommen hat, ist sie mit durchschnittlich 12.992 Bäumchen/ha im Jahr 2000 noch relativ hoch und liegt über den Werten vergleichbarer Untersuchungen. ZIERL (1972) fand am Ostabhang des Lusengipfels eine Verjüngungsgruppe mit 2.130 Pflanzen/ha. In der Untersuchung von ERTLE (1998) im Reitgras-Fichtenwald des Nationalparks Hochharz waren in einem Altbestand lediglich 994 Individuen/ha vorhanden. REIF & PRZYBILLA (1995) erfassten im Jahr 1992 in den Hochlagenbeständen im Bereich zwischen Lusen und Spitzberg im Nationalpark Bayerischer Wald zwischen 3.000 und 8.000 Pflanzen/ha. Obwohl die Untersuchungsparzellen von REIF & PRZYBILLA (1995) im gleichen Gebiet lagen wie die untersuchten Bestände der vorliegenden Arbeit, war die von ihnen festgestellte Verjüngungsdichte wesentlich geringer. Ein Grund für die geringere Pflanzendichte in der genannten Untersuchung könnte sein, dass die Aufnahmen bereits vor dem Mastjahr 1995 im

Jahr 1992 stattfanden und sich somit die Keimjahrgänge 1996 und 1993 noch nicht auf die Verjüngungsdichte auswirken konnten.

Dagegen stellte HILLGARTER (1971) sehr hohe Verjüngungsdichten zwischen 60.000 Pflanzen pro Hektar auf Waldboden und 200.000 Pflanzen pro Hektar auf Moderholz in seinen Untersuchungen im Fichtenurwald Scatlè fest.

Die hohe durchschnittliche Verjüngungsdichte in der vorliegenden Arbeit ist jedoch differenziert zu sehen, da sie sowohl einer enormen Streuung zwischen den Beständen der Versuchsvarianten als auch zwischen den Beständen innerhalb einer Versuchsvariante unterliegt. Während in den Beständen über 1.275 m NN kaum Verjüngungspflanzen zu finden waren (2000: 1.308 Verjüngungspflanzen pro Hektar), stellte sich die Verjüngungssituation in den Lagen unter 1.275 m NN Höhe viel besser dar (2000: 22.878 Pflanzen pro Hektar). Es konnte statistisch absicherbar nachgewiesen werden, dass die Verjüngungsdichte von der Höhenlage beeinflusst wird. Auch HEURICH (2001) weist auf die Abhängigkeit der Verjüngungsdichte von der Meereshöhe hin. Während er in der Höhenlage über 1.200 m NN nur noch 1.300 Verjüngungspflanzen pro Hektar finden konnte - also genauso viel wie in der vorliegenden Arbeit - waren es unter 1.200 m NN mehr als 3.500 Pflanzen pro Hektar. Allerdings erfasste HEURICH (2001) in der Hochlageninventur nur die Verjüngungspflanzen über 10 cm Höhe, so dass die gesamte Verjüngungsdichte in den Beständen tatsächlich höher sein dürfte. Auch andere Autoren (HILLGARTER, 1942; LÖW, 1975; METTIN, 1977) weisen auf eine abnehmende Verjüngungsdichte mit steigender Meereshöhe hin. Dagegen konnte BRANG (1996) keinen Einfluss der Höhenlage auf die Keimung von Fichten nachweisen. KUOCH (1965) nennt als Ursache für die geringe Verjüngungsdichte in den Beständen der oberen Fichtenwaldgrenze im Sertigtal nicht die an der Waldgrenze weniger häufig vorkommenden Mastjahre und das geringere Samenangebot je Samenjahr, sondern den „ ... Mangel an genügend zahlreichen Standortskleintypen, die ein günstiges Keimbett für die Baumart darstellen.“

Die Unterschiede in der Verjüngungsdichte zwischen den 1998 teilweise abgestorbenen Beständen im Altgebiet und den teilweise abgestorbenen Beständen im Erweiterungsgebiet sind besonders wichtig, da daraus Schlussfolgerungen für die künftige Behandlung der weitgehend intakten Altbestände im Erweiterungsgebiet abgeleitet werden können. Da sich in diesen Gebieten die Verjüngungsdichten auch dann stark unterscheiden, wenn man nur die Bestände in einer Höhenlage unter 1.275 m NN betrachtet, kann der Faktor Meereshöhe nicht allein für die Unterschiede verantwortlich sein. Das Samenangebot im Mastjahr 1995 war in den Beständen des Erweiterungsgebietes vermutlich ähnlich hoch wie in den damals noch intakten Beständen des Altgebietes. Dennoch fanden sich im Erweiterungsgebiet im Jahr 1998 nur durchschnittlich 5.786 Verjüngungspflanzen pro Hektar, während im Altgebiet 71.995 Pflanzen pro Hektar vorhanden waren. Wie die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, liegt ein entscheidender Unterschied in der Anzahl und Qualität der vorhandenen Sonderstandorte. So waren im Altgebiet etwa 100 weitgehend zersetzte Stubben pro Hektar und etwa 100 Altbäume bzw. Stockachselstandorte pro Hektar, auf denen sich die Fichten im Jahr 1995 ansamen konnten, mehr vorhanden als im Erweiterungsgebiet. Darüber hinaus konnten sich die Fichten nach der Keimung in den 1995 noch weitgehend intakten Beständen des Altgebietes vermutlich deshalb etablieren, weil Altfichten nach und nach durch den Borkenkäfer abgetötet wurden und sich somit die Lichtverhältnisse am Boden durch sinkende Beschirmungsgrade verbesserten. Dagegen war die Entwicklung der Altbestände im

Erweiterungsgebiet für die Verjüngungspflanzen weniger günstig: Es samten sich auch dort im Jahr 1996 Keimlinge an, allerdings blieben die Altbestände weiterhin weitgehend geschlossen, so dass die trotz des vermutlich reichlich vorhandenen Samenangebots aufgelaufenen Keimlinge rasch ausdunkelten. MOSANDL (1991) wies nach, dass in sehr dicht überschirmten Parzellen *alle* Fichtenkeimlinge bereits im Keimjahr wieder ausgefallen sind. Erst in den letzten Jahren wurden im Erweiterungsgebiet im Zuge der Borkenkäferbekämpfung größere Gruppen von Bäumen entnommen, so dass sich auch hier der Bestandesschluss zunehmend auflichtet. HEURICH (2001) weist darauf hin, dass viele Keimlinge in den „dunklen und kalten Altbeständen“, die nach dem Mastjahr 1995 weiterhin intakt blieben, abgestorben sind und führt die geringen Verjüngungszahlen im Rachelbereich u.a. auf diesen Umstand zurück. Auch LÖW (1975) spricht von einer allenfalls vorübergehenden Lebenschance des Jungwuchses in den geschlossenen Beständen der Hochlagenwälder des Werdenfeller Landes. Dagegen führt eine starke Schlussunterbrechung des Altbestandes nach LÖW (1975) zu einer Vergrasung der Flächen und damit zu einer Beeinträchtigung der Verjüngung durch die Konkurrenz der Bodenvegetation.

Die Bodenvegetation als direkter Konkurrent zu den Verjüngungspflanzen um Licht, Wasser und Nährstoffe spielt in vielen Arbeiten eine bedeutende Rolle (MAYER, 1963; RÖHRING, 1964; HEISEKE, 1969; LÖW, 1975; METTIN, 1977; MOSANDL, 1991; AMMER, 1996). So beobachtete HEISEKE (1969), dass die Entwicklung von Fichtenkeimlingen in Grasstandorten sehr langsam vor sich geht und führte über 60 % der Keimlingsverluste auf die direkte Konkurrenz durch Bodenvegetation zurück. In der vorliegenden Arbeit hatte die Bodenvegetation als Standortkonkurrent einen massiven Einfluss auf die Verjüngungspflanzen bei der Etablierung der Fichten. In den Bereichen mit Grasfilz konnten sich Verjüngungspflanzen nicht oder nur vereinzelt ansiedeln. Sie waren fast ausschließlich auf Standorte, die frei von Bodenvegetation waren (und dies auch während des Untersuchungszeitraumes blieben) angewiesen. Beobachtungen, wie sie LÖW (1975) in den Hochlagenwäldern des Werdenfeller Landes machte, („...das vielfach in der Grasflora versteckte Verjüngungsmaterial im ersten Entwicklungsstadium ist erstaunlich zahlreich“) können durch die Ergebnisse dieser Arbeit nicht bestätigt werden. Vielmehr unterstreichen die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit die von METTIN (1997) getroffenen Schlussfolgerungen, „... dass die Bodenvegetation sich im Initialstadium der Verjüngung nicht entscheidend auf deren Dichte auswirkt.“ Die Vergrasung war in den Versuchsjahren in den teilweise abgestorbenen Beständen im Erweiterungsgebiet in etwa gleich wie in den partiell abgestorbenen Beständen des Altgebietes. Ein signifikant absicherbarer Unterschied in der Deckung der Krautschicht ließ sich zwischen den beiden Gebieten in den einzelnen Versuchsjahren nicht feststellen.

Bezieht man in die Betrachtung der gesamten Verjüngungsdichte die in Kapitel 4.5.4 dargestellten Ergebnisse der Pflanzenhöhen mit ein, so erkennt man, dass die hohen durchschnittlichen Pflanzenzahlen pro Hektar von vorwiegend noch sehr kleinen Verjüngungspflanzen geprägt sind. Dagegen ist die Anzahl der höheren und damit gesicherten Verjüngungspflanzen sehr gering: Nur etwa 9 naturverjüngte Fichten pro Hektar und 42 Vogelbeeren pro Hektar waren diesem Teilkollektiv zuzuordnen. Auf 4 von insgesamt 16 Untersuchungsparzellen im Altgebiet waren im Jahr 2000 keine gesicherten Verjüngungspflanzen zu finden (s. Anhang 8.5). Betrachtet man in den Beständen des Erweiterungsgebietes nur die Pflanzen aus Naturverjüngung (also Vogelbeeren und Fichten ohne die gepflanzten Fichten), so waren nur auf 3 von insgesamt 8 Parzellen gesicherte

Verjüngungspflanzen vorhanden. Dagegen konnte NÜBLEIN (1998) in den Hochlagen des Rachel-Lusen-Gebietes durchschnittlich 986 Verjüngungspflanzen pro Hektar mit einer Höhe von 20 bis 149 cm und 218 Bäume pro Hektar mit einer Höhe von über 150 cm feststellen. Wie die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, dominierte die Vogelbeere in der Baumartenzusammensetzung der gesicherten Verjüngungspflanzen im Altgebiet. Die Ergebnisse der Hochlageninventur zeigen hingegen, dass auch bei den höheren Pflanzen die Fichte aus Naturverjüngung vorherrscht (NÜBLEIN, 1998; HEURICH, 2001). Der Unterschied zwischen den Ergebnissen der Hochlageninventur und den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit kann damit begründet werden, dass die Hochlageninventur Parzellen bereits ab einer Höhenlage über 1.050 m NN erfasst, die stammzahlreicher verjüngt sind; weiterhin ein Teil der von der Hochlageninventur erfassten Bestände schon relativ bald nach der Borkenkäfermassenvermehrung abgestorben ist und somit die Verjüngungsentwicklung weiter fortgeschritten ist. Dagegen beschränken sich die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit ausschließlich auf den reinen Fichtenhochlagenwald. Die Anzahl der gesicherten Verjüngungspflanzen ist in diesen Beständen sehr gering. Keiner der hier untersuchten Bestände in den Fichtenhochlagenwäldern im Altgebiet hatte im Jahr 2000 mehr als 300 gesicherte Verjüngungspflanzen pro Hektar aufzuweisen (s. Anhang 8.5).

Da in der Diskussion schon mehrfach auf die Bedeutung der Kleinstandorte für die Etablierung der Verjüngung hingewiesen wurde, soll im Folgenden auf diese Sonderstandorte eingegangen werden. Auch daraus lassen sich Schlussfolgerungen für die Verjüngungsentwicklung im Nationalpark Bayerischer Wald ableiten.

5.6 Verjüngung und Kleinstandort

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, wie wichtig die Sonderstandorte (alte Stöcke, vermoderte Rannen, Stockachseln um Altbäume) für die Etablierung von Fichtenkeimlingen in den stark vergrasteten Hochlagenwäldern sind. Viele Autoren weisen auf die immense Bedeutung dieser Standorte hin (MOSER, 1965; EICHRODT, 1969; PRZYBILLA, 1993; REIF & PRZYBILLA, 1995; NÜSSLEIN, 1996; OTT et al., 1997; JEHL, 2001). MAI (1998) fasste den aktuellen Stand des Wissens über die Naturverjüngung auf Moderholz in einer Literaturstudie zusammen und verweist auf zahlreiche Autoren, die sich mit dieser Thematik befasst haben. Die Unterschiede bezüglich der Verjüngungsdichte der einzelnen Versuchsvarianten in der vorliegenden Untersuchung lassen sich nicht zuletzt auf die Unterschiede in Anzahl und Qualität der Stubben und Rannen zurückführen. Die Anteile der Kleinstandorte, die in der vorliegenden Untersuchung gefunden wurden, sind nahezu identisch zu den Kleinstrukturen auf der Waldbodenoberfläche, die HEURICH (2001) in der Hochlageninventur erfasste. Die verjüngungsfeindlichen Grassstandorte kamen in beiden Untersuchungen mit identischen Flächenanteilen vor (48 %). Auch die Anteile der verjüngungsgünstigen Standorte „Nadelstreufazies“ bzw. „unbewachsener Auflagehumus“ und „Moderholz“ waren fast gleich hoch. Während die Hochlageninventur allerdings den Standort „bewachsener Fels“ zu einem Anteil von 10,5 % feststellen konnte, lag der Flächenanteil dieses Kleinstandortes mit 0,3 % in der vorliegenden Untersuchung deutlich darunter. Dies erklärt sich daraus, dass die Hochlageninventur Bereiche in den unteren Höhenlagen mit Block-Humus-Böden in die Aufnahmen mit einbezieht, während sich die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit ausschließlich auf höher gelegene Bereiche konzentrieren. (In den Untersuchungsbeständen kommen vorwiegend Böden mit

mittelgründigem Lehm über verfestigtem Schutt vor). Dagegen waren die in der vorliegenden Untersuchung erfassten Anteile der Standorte mit Moos und mit Baumkontakt um jeweils etwa 5 % höher als in der Hochlageninventur. Während auf Nadelstreustandorten sehr viele Verjüngungspflanzen zu finden waren, kamen in der Bodenvegetation kaum Bäumchen vor. BRANG (1996) konnte nachweisen, dass *kein* Vegetationstyp positive Wirkung auf die Fichtenansamung hat. Als sehr ungünstig auf die Fichtenansamung benennt er das Wollige Reitgras und die Wald-Hainsimse. Dies kann durch die vorliegende Untersuchung bestätigt werden: In diesen „Grastypen“ kam kaum Verjüngung vor. Als verjüngungsfeindlichster Standort in der vorliegenden Untersuchung stellte sich der Alpen-Frauenfarn dar. REIF & PRZYBILLA (1995) kommen zum gleichen Ergebnis: In dieser Fazies konnten keinerlei Verjüngungspflanzen gefunden werden. Als ungünstig für die Fichtenansamung benennt BRANG (1996) die Vegetationstypen Heidelbeere mit Moospolster, Sauerklee und verschiedene Moosarten (u.a. *Polytrichum formosum* und *Dicranum scoparium*). Die Ungunst dieser Standorte für die Etablierung von Fichten kann bezüglich der Arten Heidelbeere und Sauerklee durch die vorliegende Untersuchung bestätigt werden, allerdings waren auf Moospolster (insbesondere *Polytrichum formosum* und *Dicranum scoparium*) sehr viele Verjüngungspflanzen zu finden.

Auch PRZYBILLA (1993) beobachtete, dass sich die Fichte in den Hochlagenbeständen des Bayerischen Waldes auf Moospolster flächig verjüngt und führte dies auf die mangelnde Konkurrenzvegetation zurück. Im Gegensatz zu Ergebnissen von PRZYBILLA (1993) spielte das liegende Moderholz (Rannen) für die Verjüngungsetablierung in den hier untersuchten Beständen nur eine untergeordnete Rolle. PRZYBILLA (1993) stellte bis zu 50 % der Fichtenverjüngung auf liegendem Moderholz mit einem Flächenanteil von 4 bis 8 % fest. Dagegen konnten sich in den Untersuchungsbeständen der vorliegenden Arbeit bei fast gleichem Anteil von Moderholz nur 4 % der Verjüngungspflanzen darauf etablieren. Diese Diskrepanz ist schwer zu erklären, da in den Beständen beider Untersuchungen die Zersetzung der Rannen relativ gleichmäßig weit fortgeschritten war. Der Anteil an Totholz mit der Zersetzungsgradstufen 4 (von den Verjüngungspflanzen besonders gerne besiedelt) war in den Untersuchungsbeständen der vorliegenden Arbeit sogar höher als in den von PRZYBILLA (1993) untersuchten Beständen. Es ist *nicht* anzunehmen, dass das liegende Totholz im Jahr 1995 (Mastjahr) einen deutlich niedrigeren, für die Verjüngungspflanzen weniger geeigneten Zersetzungsgrad, aufwies als 1998, da die Vermoderung der Rannen nur sehr langsam voranschreitet. Allerdings ist in der Arbeit von PRZYBILLA (1993) nicht genau definiert, was unter dem Begriff „liegendes Moderholz“ zu verstehen ist. Vielleicht wurden unter diesem Begriff auch das „liegende Totholz“ und die „Stubben“ zusammengefasst. Fasst man diese beiden Standorte in der vorliegenden Arbeit zusammen und betrachtet den Anteil der Verjüngungspflanzen, die sich darauf etablierten, so bleibt der Anteil der Verjüngungspflanzen mit etwa 19 % dennoch geringer als in der Untersuchung von PRZYBILLA (1993). Dagegen waren die Nadelstreu-Standorte diejenigen Bereiche, die die Verjüngungspflanzen in der vorliegenden Untersuchung am zahlreichsten besiedeln konnten: Etwa 37 % der gesamten Verjüngung waren auf diesen Kleinstandorten zu finden.

5.7 Vergleich der Ergebnisse mit der Hochlageninventur

Ziel der Studie war es, die Verjüngungssituation detailliert zu untersuchen und daraus kausalanalytische Ansätze abzuleiten. Dies ist nur über Dauerbeobachtungsflächen realisierbar. Der wesentliche Vorteil dieses Versuchskonzeptes besteht darin, dass auf kleinen, überschaubaren Aufnahmeeinheiten (Probekreisen) eine genaue Betrachtung jeder einzelnen Pflanze während des gesamten Untersuchungszeitraumes möglich ist. Dafür musste eine geringe Stichprobenanzahl in Kauf genommen werden, nur wenige Flächen konnten untersucht werden.

Der Inventuransatz der Hochlageninventur ist genau umgekehrt konzipiert. Es werden sehr viele Flächen (572 Inventurpunkte) untersucht, aber nur wenige Parameter an der Einzelpflanze erhoben. Zudem wird nur ein Teilkollektiv der Verjüngungspflanzen betrachtet. Von der Hochlageninventur werden ausschließlich die Pflanzen über 10 cm Höhe erfasst; es fehlen jedoch die Sämlinge kleiner 10 cm und die Keimlinge. Die Hochlageninventur deckt mit ihrem Aufnahmeverfahren die Fläche des gesamten Hochlagenbereiches im Altgebiet des Nationalparks Bayerischer Wald (rund 2.300 Hektar) ab. Insgesamt werden in der Hochlageninventur 82 Hektar aufgenommen, das Aufnahmepercent liegt also bei etwa 3,5. In der vorliegenden Untersuchung wurden dagegen nur insgesamt 1,2 Hektar erfasst.

Trotz der geringen Stichprobenzahl der vorliegenden Untersuchung (24 Flächen) sollte ein repräsentatives Bild für den gesamten Hochlagenbereich entstehen. Ein direkter Vergleich der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit mit den Ergebnissen der Hochlageninventur bietet sich an.

Um diesen Vergleich durchführen zu können, müssen folgende Voraussetzungen erfüllt sein: Aus dem Gesamtkollektiv aller Verjüngungspflanzen werden im Folgenden nur diejenigen betrachtet, die (1) im Altgebiet des Nationalparks stocken und (2) im Hinblick auf den nächsten Baumbestand als relativ gesichert gelten können, also größer als 10 cm Höhe sind

Die Anzahl der Bäumchen größer 10 cm Höhe nahm in der vorliegenden Untersuchung während des Untersuchungszeitraumes kontinuierlich zu. Von durchschnittlich 1.349 Verjüngungspflanzen pro Hektar im Jahr 1998 hatte sich bis zum Jahr 2000 die Anzahl der Bäumchen nahezu verdoppelt und war auf 2.578 angestiegen (Abb. 36). Die Steigerung der Pflanzenzahlen vollzog sich insbesondere im Jahr 2000. So nahm die Verjüngungsdichte im Jahr 1999 um 14 % zu, während sich im Jahr 2000 eine Steigerung um 39 % feststellen ließ.

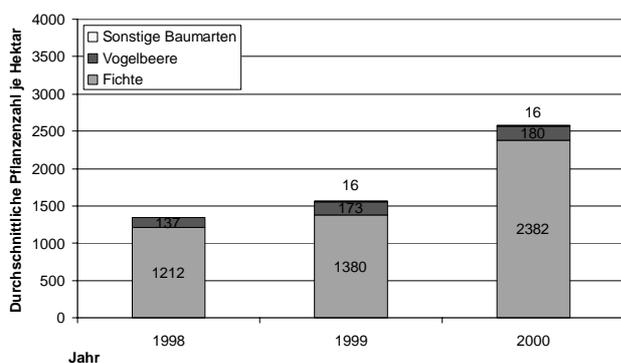


Abb. 36: Entwicklung der Verjüngungsdichten ≥ 10 cm Höhe im Altgebiet (vorliegenden Untersuchung).

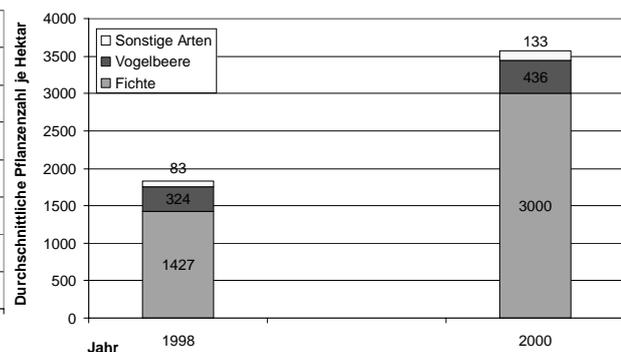


Abb. 37: Entwicklung der Verjüngungsdichten ≥ 10 cm Höhe im Altgebiet (Hochlageninventur).

In diesem Jahr waren viele kleine Bäumchen durch einen gesteigerten jährlichen Höhenzuwachs (insbesondere auf den ganz abgestorbenen Parzellen des Altgebietes) in den Höhenbereich größer 10 cm eingewachsen (s. Kapitel 4.5.6.1). Die Auftrennung nach einzelnen Baumarten zeigt, dass sich dieser „Dichtesprung“ der Verjüngungspflanzen vor allem bei der Baumart Fichte vollzog. Die Anzahl der natürlich verjüngten Fichten hatte in diesen zwei Jahren um 49 % zugelegt, während die Anzahl der Vogelbeerpflanzen und die der sonstigen Baumarten gleich blieb.

Analysiert man die in der vorliegenden Untersuchung erfassten Bäumchen größer 10 cm Höhe nach Höhenklassen, so ist ersichtlich, dass in allen Jahren die Verjüngungspflanzen mit einer Höhe von 10 bis 20 cm den größten Anteil an der Gesamtpflanzendichte aufwiesen (1998: 82 %, 1999: 84 %, 2000: 85 %). Die Anzahl der Verjüngungspflanzen mit 20 bis 30 cm Höhe war dagegen gering: 1998 waren nur 115 Pflanzen pro Hektar in dieser Höhenklasse zu finden, sie konnten jedoch ihren Anteil bis zum Jahr 2000 um 60 % ausbauen (197 Bäumchen pro Hektar). Die Zahl der 30 bis 40 cm hohen Verjüngungspflanzen betrug 1998 nur 49 und die der 40 bis 50 cm hohen Verjüngungspflanzen lediglich 33 Individuen pro Hektar. Diese Zahlen nahmen bis zum Jahr 2000 jedoch ebenfalls zu (30 – 40 cm: 82, 40 – 50 cm: 49 Pflanzen pro Hektar). Die Bäumchen größer 0,5 m Höhe waren mit 33 Pflanzen (1998) und 62 Pflanzen (2000) je Hektar am Verjüngungsgeschehen beteiligt. Während in den unteren Höhenklassen die Fichte dominierte, so war ab 0,5 m Höhe die Vogelbeere mit 69 % die vorherrschende Baumart.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass in der Höhenklasse größer 10 cm die 10 bis 20 cm hohen Fichten dominieren, während die größeren Verjüngungspflanzen und andere Baumarten eine untergeordnete Rolle spielen.

Die Hochlageninventur kommt zu ähnlichen Ergebnissen: Die Verjüngungspflanzen nahmen von 1998 (1.834 Pflanzen/ha) bis 2000 (3.569 Pflanzen/ha) um 48,6 % zu (Abb. 37). Es ist anzunehmen, dass sich die erhebliche Steigerung der Verjüngungsdichte ebenfalls von 1999 auf 2000 vollzog, allerdings liegen für das Jahr 1999 aus der Hochlageninventur keine Daten vor. Wie in den eigenen Untersuchungen dominierte die Baumart Fichte und konnte ihren Anteil von 1998 bis 2000 ebenfalls verdoppeln. Die Zunahme der Verjüngungspflanzen beschränkte sich auf die Höhenklassen kleiner 40 cm, die Anzahl der Pflanzen zwischen 10 bis 20 cm Höhe stieg um 270 % und die der Bäumchen zwischen 20 bis 40 cm um 340 % (HEURICH, 2001).

Wie sich zeigt, ist die Entwicklung der Verjüngungsdichte, die von der Hochlageninventur erfasst wurde nahezu identisch zu den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchungen. Daraus ist abzuleiten, dass durch die zufällige Flächenauswahl der vorliegenden Studie, die Voraussetzungen geschaffen wurden, nicht nur die Verjüngungssituation für die einzelnen Untersuchungsbestände und für die verschiedenen Versuchsvarianten darzustellen, sondern darüber hinaus gewisse Aussagen für die *gesamten Fichtenhochlagenwälder im Altgebiet* des Nationalpark zu treffen.

Sind die Ergebnisse der vorliegenden Studie auf die Hochlagenwälder im Altgebiet des Nationalparks übertragbar, so lassen sich auch Aussagen über die Verjüngungssituation in den *Hochlagenbeständen im Erweiterungsgebiet* machen. Die Verjüngungssituation im

Erweiterungsgebiet wird derzeit von der Hochlageninventur noch nicht erfasst. Somit können die dort erzielten Ergebnisse nicht mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit verglichen werden. Sie sollen hier aber dennoch angeführt werden, da sich die Anzahl der Verjüngungspflanzen, die Dominanz der Baumarten und die Bedeutung der einzelnen Höhenklassen unterschiedlich zum Rachel-Lusen-Gebiet (Altgebiet) darstellen.

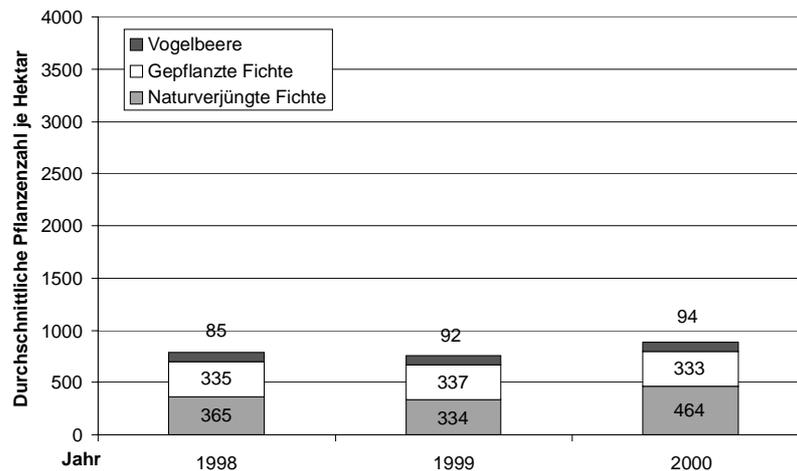


Abb. 38: Entwicklung der Verjüngungsdichten ≥ 10 cm Höhe im Erweiterungsgebiet.

Im Falkenstein-Rachel-Gebiet (Erweiterungsgebiet) ist die Anzahl der Verjüngungspflanzen größer 10 cm Höhe wesentlich geringer als im Altgebiet. Im Jahr 1998 betrug die Dichte der Verjüngungspflanzen mit nur 785 Individuen pro Hektar etwa die Hälfte (58 %) der Zahl der Pflanzen im Altgebiet (Abb. 38). Die Verjüngungszahlen nahmen im Untersuchungszeitraum zwar auch im Erweiterungsgebiet zu, aber weit weniger stark als im Altgebiet. So konnten im Jahr 2000 nur insgesamt 891 Bäumchen größer 10 cm Höhe pro Hektar nachgewiesen werden (entspricht einer Zunahme von rund 12 %). Dies sind 1.687 weniger Verjüngungspflanzen pro Hektar als im Rachel-Lusen-Gebiet. Im Erweiterungsgebiet kam im Jahr 1998 die naturverjüngte Fichte mit einem Anteil von 46 % (entspricht 365 Bäumchen je Hektar) und im Jahr 2000 mit 52 % (entspricht 464 Bäumchen je Hektar) am häufigsten vor. Diese Anteile liegen jedoch deutlich unter dem Vergleichswert (Fichte aus Naturverjüngung) im Altgebiet. Diese Diskrepanz erklärt sich im Wesentlichen durch das Vorhandensein gepflanzter Fichten im Erweiterungsgebiet. Ihr Anteil betrug 1998 43 % (335 Fichten je Hektar) und war nahezu gleich hoch wie der Anteil der naturverjüngten Fichten. Im Jahr 2000 lag der Anteil der künstlich eingebrachten Fichten mit 37 % (333 Pflanzen je Hektar) unter dem Wert des Jahres 1998.

In der Baumartenzusammensetzung hatten die Vogelbeere im Erweiterungsgebiet etwa die gleiche Bedeutung wie im Altgebiet. Sie war mit einem Anteil von durchschnittlich 9 % bzw. 11 % vertreten, wenn auch die absolute Zahl der Vogelbeerpflanzen im Erweiterungsgebiet um rund die Hälfte geringer war als im Altgebiet.

Die Aufgliederung der Baumarten nach einzelnen Höhenklassen zeigt zwei wesentliche Befunde: Erstens wird deutlich, dass die Bäumchen mit 10 bis 20 cm Höhe in der Gruppe der 10 bis 50 cm hohen Verjüngungspflanzen mit durchschnittlich 50 % den größten Anteil besitzen. Zweitens fällt auf, dass im Gegensatz zum Altgebiet die Bäumchen *über 50 cm* im Erweiterungsgebiet dominieren. Waren es im Altgebiet im Jahr 1998 nur 33 Bäumchen pro Hektar, so konnten im Erweiterungsgebiet im selben Jahr 128 Verjüngungspflanzen pro Hektar, also fast viermal so viele, nachgewiesen werden. Die verhältnismäßig hohe Anzahl der gesicherten Verjüngungspflanzen größer 0,5 m Höhe ließ sich auch in den nachfolgenden zwei Jahren bestätigen (1999: 139, 2000: 201 Verjüngungspflanzen/ha). Die Dominanz der gesicherten Bäumchen in der Gruppe der über 10 cm hohen Pflanzen beruht auf den gepflanzten Fichten. Der Anteil der künstlich eingebrachten Fichten am Teilkollektiv der Verjüngungspflanzen größer 0,5 m Höhe betrug durchschnittlich 81 %; ihr Anteil an der Gesamtdichte der Bäumchen über 10 cm im Erweiterungsgebiet war mit 67 % ebenfalls sehr hoch. Die Fichte aus Naturverjüngung spielte in der Höhenklasse über 0,5 m eine nur untergeordnete Rolle und erreichte im Durchschnitt 3 Bäumchen/ha (Jahr 2000). Es ist allerdings zu erwarten, dass aus den unteren Höhenklassen (kleiner 0,5 m Höhe), in denen die natürlich verjüngte Fichte dominiert, noch viele in den größeren Höhenbereich einwachsen und somit die derzeitige Lücke auffüllen werden.

5.8 Mögliche zukünftige Entwicklung der Verjüngungspflanzen

Aus den Ergebnissen dieser Untersuchung kann eine *mögliche Entwicklung der Verjüngungspflanzen größer 10 cm Höhe* für die nächsten Jahren abgeleitet werden. Damit können die Ergebnisse der Hochlageninventur im Altgebiet des Nationalparks für die nächsten Jahre schon jetzt prognostiziert werden. Dies ist von besonderem Interesse, da die Verjüngungspflanzen ab dieser Höhe eine relativ hohe Überlebenswahrscheinlichkeit besitzen und demnach als weitgehend gesichert gelten können (Kapitel 4.5.7.1).

Die Entwicklung der Verjüngungspflanzen größer 10 cm Höhe wird aus der absoluten Zahl der Verjüngungspflanzen kleiner 10 cm Höhe berechnet. Dabei wird prognostiziert, wie viele Bäumchen kleiner 10 cm Höhe in den nächsten Jahren die 10 cm-Schwelle durchwachsen könnten und wie sich die Dichte der Verjüngungspflanzen über 10 cm Höhe pro Hektar entwickeln könnte. *Für die Verjüngungspflanzen größer 10 cm Höhe wird eine Mortalitätsrate von 10 % angesetzt.*

In die Berechnung des Prognosemodells für die Entwicklung der Verjüngungspflanzen größer 10 cm Höhe werden folgende Parameter einbezogen:

- (1) *Durchschnittliche Höhe* der Verjüngungspflanzen < 10 cm Höhe nach Höhenklassen im Jahr 2000 (hoe00)
- (2) *Durchschnittliche Höhenzuwächse* der Verjüngungspflanzen < 10 cm Höhe nach Höhenklassen im Jahr 2000 (hz00)
- (3) *Durchschnittliche Überlebenswahrscheinlichkeiten* (gemittelter Wert der Jahre 1999 und 2000) der Verjüngungspflanzen < 10 cm Höhe nach Höhenklassen
- (4) *Absolute Zahl* der Verjüngungspflanzen < 10 cm Höhe nach Höhenklassen im Jahr 2000 (als Ausgangsbasis für die Berechnung)

Tab.30: Modell zur Herleitung der Möglichen Entwicklung der Dichte der Verjüngungspflanzen ≥ 10 cm Höhe im Altgebiet (hoe00: durchschnittliche Höhe der Verjüngungspflanzen nach Höhenklassen, hz00: durchschnittlicher Höhenzuwachs der Verjüngungspflanzen im Jahr 2000 nach Höhenklassen, Überlebens%: Überlebenswahrscheinlichkeit der Verjüngungspflanzen in % nach Höhenklassen).

Höhenklasse in cm	hoe00 in cm	hz00 in cm	Überlebens%	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
0 - 1	0.3	0.54	10	27	3						
1 - 2	1.4	0.74	36	66							
2 - 3	2.4	0.82	55	97	24	13					
3 - 4	3.4	1.08	67	126	53		7				
4 - 5	4.4	1.25	79	100	84	35		5			
5 - 6	5.4	1.51	78	130	79	66	28				
6 - 7	6.3	1.88	85	116	101				4		
7 - 8	7.4	2.34	86	69		62	51	22		3	
8 - 9	8.3	2.47	90	80	99	86					
9 - 10	9.3	2.81	88	54	59		53	44	19		
					72	89	77	47	39	17	3
≥ 10					47	52					
absolute Anzahl der Verjüngungspflanzen ≥ 10 cm Höhe					119	141	77	47	39	17	3
Neue Verjüngungspflanzen ≥ 10 cm Höhe/ha				2578	1957	2319	1266	773	641	280	49
Summe der Verjüngungspflanzen ≥ 10 cm Höhe/ha				2578	4277	6168	6817	6908	6858	6452	5856

Aus diesen Verjüngungsparametern wird die in Tabelle 30 dargestellte Prognose für eine mögliche Entwicklung der Verjüngungspflanzen größer 10 cm Höhe im Altgebiet berechnet. Aus Tab. 30 ist ersichtlich, dass die im Jahr 2000 schon relativ großen Verjüngungspflanzen (8 bis 10 cm Höhe) die 10 cm-Höhen-Schwelle mit relativ geringen Ausfällen bereits innerhalb eines Jahres durchwachsen können. Dagegen brauchen die im Jahr 2000 erst 6 bis 8 cm großen Bäumchen zwei Jahre, um die 10 cm Höhe zu erreichen. Durch ihre längere Verweildauer in niedrigeren Höhenklassen mit höherem Ausfallrisiko nimmt die Anzahl dieser Verjüngungspflanzen im Verhältnis zu den Bäumchen mit größerer Ausgangshöhe (im Jahr 2000) stärker ab.

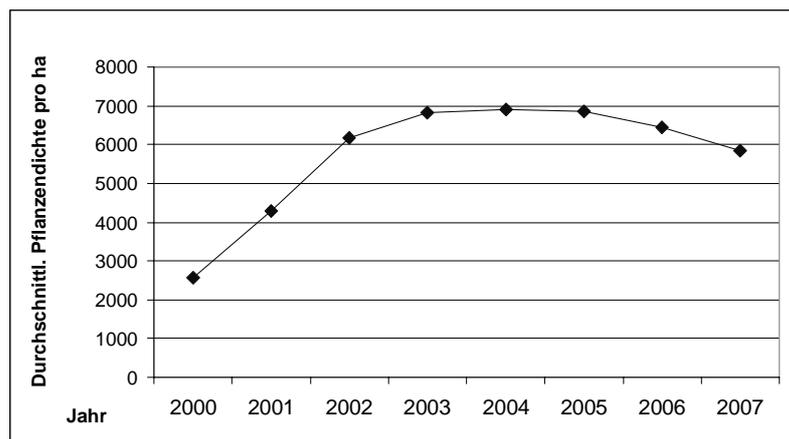


Abb. 39: Mögliche Entwicklung der Verjüngungsdichten ≥ 10 cm Höhe in den Hochlagenbeständen im Altgebiet des Nationalparks.

Zusammenfassend ist zu prognostizieren, dass sich die Zahl der Verjüngungspflanzen größer 10 cm Höhe (und damit die Anzahl der Bäumchen, die durch die Hochlageninventur erfasst wird) bis zum Jahr 2004 deutlich erhöht (Abb. 39). Die Anzahl der Verjüngungspflanzen, die in einen Höhenbereich über 10 cm einwächst, wird bis 2004 höher sein als die Abgänge durch absterbende Pflanzen über 10 cm Höhe. Die Zunahme der Dichte wird in den Jahren 2001 bis

2002 zunächst relativ groß sein, da in diesen Jahren viele Verjüngungspflanzen die 10 cm-Schwelle durchwachsen werden. In den Jahren 2003 und 2004 ist die Zunahme der Verjüngungspflanzen größer 10 cm Höhe weniger stark ausgeprägt, da nur noch wenige, ursprünglich sehr kleine Pflanzen mit hoher Mortalitätsrate die Höhe von 10 cm erreichen werden. Darüber hinaus kommt es durch das Einwachsen kleinerer Pflanzen in den 10 cm Höhenbereich bereits zu deutlichen intraspezifischen Ausfallerscheinungen. Ab etwa 2005 wird die Pflanzendichte pro Hektar erst langsam und dann deutlich zurückgehen. Dies ist damit zu erklären, dass zum einen kaum mehr Verjüngungspflanzen in den 10 cm Höhenbereich einwachsen und zum anderen die intraspezifische Konkurrenz immer höher wird.

Die durchschnittliche Verjüngungsdichte wird vermutlich nach 2007 noch weiter abnehmen. Dennoch kann die *durchschnittliche* Anzahl der Pflanzen über 10 cm für die Verjüngung dieser Bestände als ausreichend angesehen werden. Es ist bei dieser Einschätzung der Situation jedoch zu beachten, dass nicht alle Bestände der Hochlagen gleichmäßig hohe Verjüngungszahlen aufweisen.

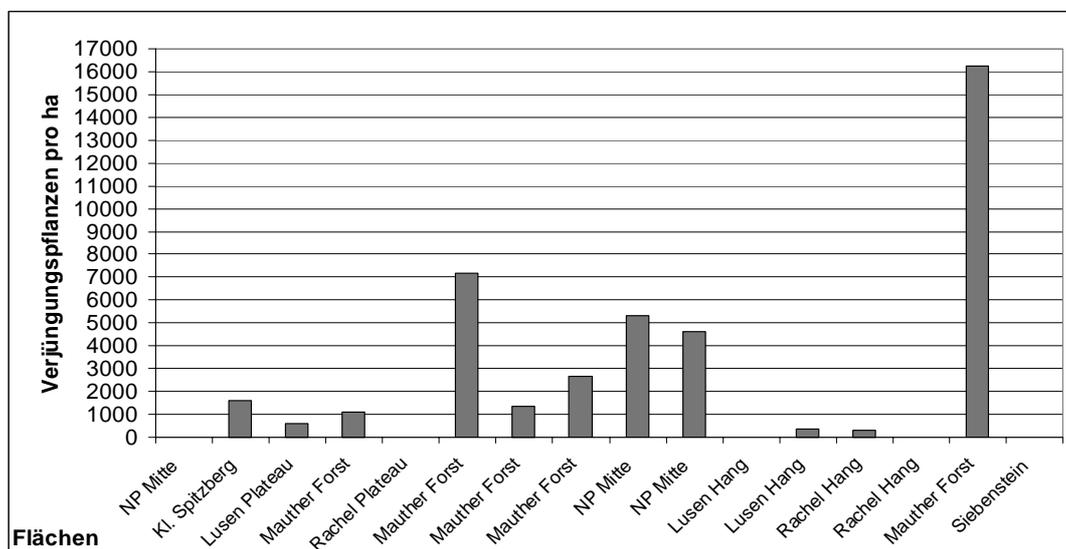


Abb. 40: Verjüngungspflanzen \geq 10 cm Höhe in den 16 untersuchten Beständen des Altgebietes (Stand 2000).

Nimmt man an, dass ein Bestand dann ausreichend verjüngt ist, wenn mind. 1.000 Bäumchen größer 10 cm Höhe vorhanden sind, dann trifft dies derzeit auf die Hälfte der untersuchten Parzellen im Altgebiet des Nationalparks zu. Die Bestände mit sehr geringen Verjüngungsdichten der Bäumchen größer 10 cm Höhe befinden sich insbesondere rund um den Rachel, nördlich vom Lusen, im Bereich des Plattenhausriegels (NP Mitte) und des Siebensteinfelsens (Abb. 40). HEURICH (2001) lokalisierte Bereiche mit ungünstigen Verjüngungsbedingungen in nord- und ostexponierten Lagen über 1.250 m NN, v.a. am Rachel und Plattenhausriegel. Die Ergebnisse des vorliegenden Projektes bestätigen diese Befunde: In diesen Bereichen fanden sich sehr wenige Verjüngungspflanzen größer 10 cm Höhe. Mit Ausnahme der Fläche am Siebensteinfelsen waren diese Bestände auch diejenigen, welche die geringste Anzahl von Verjüngungspflanzen im Initialstadium aufwiesen und welche am höchsten über dem Meeresspiegel (alle über 1.275 m NN) von allen untersuchten Beständen lagen.

Im Erweiterungsgebiet weisen drei Flächen von insgesamt acht untersuchten Beständen mehr als 1.000 Verjüngungspflanzen größer 10 cm Höhe pro Hektar auf. Jedoch sind die Verjüngungsdichten dieser Bäumchen stark von den gepflanzten Fichten beeinflusst. Betrachtet man lediglich die Pflanzen aus Naturverjüngung, so weist nur ein Bestand mehr als 1.000 Bäumchen pro Hektar auf. Mit „Nachschub“ der Verjüngungspflanzen aus dem *aktuellen* Bestand an Bäumchen der unteren Höhenklasse kleiner 10 cm ist im Erweiterungsgebiet *derzeit* nur im gewissen Umfang zu rechnen. Jedoch können sich im Erweiterungsgebiet im Gegensatz zum Altgebiet aus den Samen noch lebender Altfichten immer wieder neue Fichtenkeimlinge in den Beständen etablieren, sofern die Altbäume in den nächsten Jahren fruktifizieren und nicht durch den Borkenkäfer abgetötet werden.

Die hergeleitete mögliche Entwicklung der Verjüngungspflanzendichte zeigt, dass in den nächsten Jahren noch *mehrere Tausend* Verjüngungspflanzen pro Hektar in die Schicht der Pflanzen größer 10 cm Höhe einwachsen werden. Dies kann jedoch nur auf Flächen geschehen, auf denen genügend Verjüngungspotential in den unteren Höhenklassen vorhanden ist. Gerade diejenigen Bestände aber, in denen nur einzelne gesicherte Verjüngungspflanzen (über 0,5 m Höhe) und nur wenige relativ gesicherte Pflanzen (über 10 cm Höhe) vorhanden sind, weisen zudem kaum Verjüngungspflanzen im Initialstadium auf. Daher ist in diesen Beständen auch nicht mit einem Verjüngungsnachschub aus unteren Höhenklassen zu rechnen. Des weiteren ist anzunehmen, dass sich in diesen Beständen in den nächsten Jahren keine bzw. nur sehr wenige neue Fichtenkeimlinge etablieren werden, da sich in der Nähe dieser Parzellen kaum mehr lebende Altfichten befinden. Darüber hinaus ist ein Sekundärtransport von Fichtensamen über weite Strecken wenig wahrscheinlich bzw. bewegt sich nur auf sehr niedrigem Niveau. SCHIRMER et al. (2001) stellten im Winter 2000/2001 in Untersuchungen in Hochlagenbeständen des Nationalparks Bayerischer Wald fest, dass der Samenniederschlag 45 m westlich und nördlich von Samenbäumen nur 2 Samen pro m² und südlich davon 15 Samen pro m² beträgt. In etwa 300 m von den Samenbäumen entfernten Samenfallen wurde in einem ganz abgestorbenen Bestand keinerlei Saatgutdeposition mehr registriert. Dagegen konnten im Jahr 1999 in orientierenden Samenfangversuchen im Rahmen des vorliegenden Projektes auch in großflächig abgestorbenen Beständen zumindest noch wenige Samen gefangen werden. Ein sehr geringer Sekundärtransport von Fichtensamen auf der Schneedecke scheint daher doch möglich. Es ist jedoch zu bezweifeln, ob dieser geringe Sameneintrag für eine flächige Wiederverjüngung der Fichte ausreicht. Darüber hinaus können sich nach den Ergebnissen dieser Studie aus den eingetragenen Samen nur wenige Fichtenkeimlinge etablieren und entwickeln. Obwohl zu Beginn des Untersuchungszeitraumes im Jahr 1998 noch lebende Altfichten vorhanden waren und vereinzelt Zapfenanhang (Sprengmast) festzustellen war, konnten lediglich 6 Fichtenkeimlinge auf *allen* Probeständen im *gesamten* Untersuchungszeitraum nach 1998 neu nachgewiesen werden. Die Zahl einjähriger Vogelbeerpflanzen war mit insgesamt 11 Individuen nur unwesentlich höher. Darüber hinaus fielen zahlreiche Keimlinge nach ein bis zwei Jahren wieder aus (5 Fichten und 3 Vogelbeeren). GEITNER (2000) berichtet, dass während der Aufnahmen im Sommer 1999 die Rückseiten von Wurzeltellern nach Keimlingen abgesucht wurden, „ohne dass auf diesen bekanntermaßen verjüngungsgünstigen Kleinstandorten neu aufkommende Verjüngung zu finden gewesen wäre“. Daraus ist abzuleiten, dass einige Hochlagenbereiche über längere Zeit weitgehend frei von Verjüngungspflanzen bleiben werden. Dies betrifft insbesondere Bereiche am Rachel, am Plattenhausriegel und nördlich vom Lusen.

Dagegen weisen die Bestände im Mauther Forst eine genügend hohe Anzahl von Verjüngungspflanzen auf, so dass dort künftig die Bewaldung langfristig gesichert erscheint, selbst wenn weitere Verjüngungspflanzen ausfallen würden. Allerdings wird es auf Grund der geringen jährlichen Höhenzuwächse (durchschnittlich 14 mm/Jahr) einige Jahrzehnte dauern, bis die Bäume ausreichende Höhen erreicht haben. Auch MAYER (1991) weist auf das langsame Höhenwachstum von Hochlagenfichten hin: Erst nach mindestens 25 Jahren ist eine „Jungwuchsstufe“ erkennbar. Zusätzlich wurden gerade die wenigen größeren Verjüngungspflanzen und insbesondere die Vogelbeere regelmäßig verbissen, so dass sie nur zu einem geringen Anteil in größere Höhenklassen einwachsen konnten. Die Dichte dieser Verjüngungspflanzen nimmt deshalb nur langsam zu. Die Ergebnisse der Hochlageninventur zeigen, dass sich die Anzahl der Vogelbeerpflanzen von 1991 bis 2000 zwar erhöht hat, aber dennoch mit insgesamt 77 Individuen größer 100 cm Höhe pro Hektar relativ gering geblieben ist (HEURICH, 2001). Die Ergebnisse des hier vorgestellten Projektes bestätigen die geringfügige Zunahme der Vogelbeeren. Ihre Anzahl ist aber mit 10 Individuen pro Hektar deutlich geringer als bei der Hochlageninventur. HEURICH (2001) begründet die Zunahme der Vogelbeeren von 1991 bis 2000 mit einem verminderten Wildverbiss. Der in der Hochlageninventur festgestellte Leittriebverbiss an Vogelbeere von nur 14,6 % aller durch Verbiss geschädigten Vogelbeeren größer 20 cm Höhe im Jahr 1998 konnte durch diese Untersuchung nicht bestätigt werden. Alle im Jahr 1998 aufgenommenen Vogelbeeren über 50 cm Höhe waren verbissen, davon wiesen 42 % Leittriebverbiss auf. Diese Unterschiede sind durch den ca. zwei Monate früheren Aufnahmezeitpunkt der Hochlageninventur erklärbar. Im vorliegenden Projekt erfolgte eine Aufnahme des im August deutlicher ausgeprägten und auch absolut höheren Spätsommerversisses. Die Verbissbelastung an Vogelbeere nahm innerhalb des Untersuchungszeitraumes bis zum Jahr 2000 zwar ab, blieb aber noch immer auf einem hohen Niveau von 66 %. Auch REIF & PRYZIBILLA (1995) stellten mit 70 % einen ähnlich hohen Verbiss an Vogelbeere fest.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen, dass (1) in großen Teilen der Hochlagenwälder viele Verjüngungspflanzen vorhanden sind und dort die Wiederbewaldung gesichert scheint, dass aber (2) *auf Teilbereichen* der Hochlagenwälder nur wenige Verjüngungspflanzen zu finden sind und dort auch nicht mehr mit einem Nachschub von Fichtenkeimlingen (zumindest in den nächsten Jahrzehnten) zu rechnen ist. Allerdings werden sich auch in den „kritischen“ Bereichen der Hochlagen aus den wenigen vorhandenen Verjüngungspflanzen vermutlich *einzelne* Fichtenaltbaumgruppen ausbilden können, sofern die derzeit vorhandenen Fichtensämlinge nicht ausfallen und keine neuen unerwarteten Ereignisse wie beispielsweise Waldbrände auftreten.

Die Gefahr von Waldbränden ist jedoch im Bayerischen Wald auf Grund hoher Niederschläge und hoher Luftfeuchtigkeit weniger akut als in borealen Nadelwäldern, die sonst einige Ähnlichkeiten mit den hier untersuchten Fichtenwäldern aufweisen. Allerdings ist im „Heimatbuch der Waldstadt Zwiesel“ belegt, dass bereits in der Vergangenheit Waldbrände aufgetreten sind (zit. nach HEURICH, 2001).

Die zwischen den einzelnen Altbaumgruppen gelegenen Flächen in den Hochlagen werden in diesen Gebieten vermutlich von üppiger Bodenvegetation überzogen sein. Nur Pionierbaumarten wie Vogelbeere sind in der Lage diese vergrasteten Flächen weiterhin in einem gewissen Umfang zu besiedeln, da ihre Samen über weite Strecken durch Vögel

verbreitet werden und auch im Grasfilz keimen können (NAGEL, 1990). Allerdings ist mit einem Vogelbeer-Vorwald, wie ihn OTT et al. (1997) beschreiben, in den Fichtenhochlagenwäldern des Bayerischen Waldes nicht zu rechnen. Es besteht jedoch die Aussicht, dass, wie FISCHER (1998) es formulierte, „die Vogelbeere auf größeren Flächen, also mehr oder weniger flächenhaft in Erscheinung tritt.“

Das im Kapitel 2.4.2 angeführte Zitat aus den MITT. AUS DER STAATSFORSTVERW. BAYERN (1849), das die Verjüngungssituation der Fichtenhochlagenwälder vor 165 Jahren mit „...beinahe durchgehend mit bald mehr und bald minder erstarkten, auf Freistellung harrendem Fichtenanflug ...“ beschreibt, kann, wie in diesem Kapitel gezeigt werden sollte, nur teilweise auf die heutigen Verjüngungsverhältnisse übertragen werden. Da einige Fichtenaltbestände aus dieser Zeit stammen, konnten sich offenbar aus dem damaligen „Fichtenanflug“ viele Sämlinge dauerhaft etablieren. Vielleicht trugen damals auch die Sturmwürfe im Oktober 1839 und Januar 1840 sowie insbesondere die Stürme 1868/70 mit anschließender Borkenkäferkalamität (WEISSBACHER, 1998) mit dazu bei, dass die Fichtenverjüngung die nötige Freistellung bekommen hat und sich entwickeln konnte. Wie die „waldbauliche Qualität“ der derzeitigen Borkenkäfermassenvermehrung zu beurteilen ist, wird sich erst in den nächsten Jahrzehnten zeigen.

Auf jeden Fall bietet die weitere Beobachtung der Entwicklung der Fichtenhochlagenwälder im Bayerischen Wald die einzigartige Möglichkeit, die in solchen Wäldern ablaufende Walddynamik zu studieren und damit den Zielen der Nationalparkidee und Nationalparkverordnung gerecht zu werden.

5.9 Schlussfolgerungen für die Nationalparkentwicklung

Im Rahmen der bestehenden gesetzlichen Vorgaben (Verordnung über den Nationalpark Bayerischer Wald vom 01.08.1992, geändert durch VO am 12.09.1997) können im Folgenden Behandlungsempfehlungen für das Erweiterungsgebiet und das Altgebiet des Nationalparks gegeben werden. Dabei wird davon ausgegangen, dass:

- (1) Im *Erweiterungsgebiet* aktive Maßnahmen zur Walderhaltung in einem Übergangszeitraum bis 2017 erlaubt sind.
- (2) Im *Altgebiet* keine aktiven Maßnahmen in der Kernzone erlaubt sind.

5.9.1 Hochlagenbestände im Erweiterungsgebiet

Die aktiven Maßnahmen im Erweiterungsgebiet bis zum Jahr 2017 sind sinnvoll, um einen Waldzustand zu schaffen, der sich durch eine große Strukturvielfalt auszeichnet. Ein stabiler, gegenüber Borkenkäfer weniger anfälliger Wald sollte Ziel der jetzigen Behandlungsmaßnahmen sein. Von der Möglichkeit des § 14 der NPVO walderhaltende Maßnahmen zu ergreifen, sollte im Erweiterungsgebiet weiterhin Gebrauch gemacht werden.

Im Einzelnen ist dabei an folgende Maßnahmen zu denken:

Borkenkäferbekämpfung

Die Borkenkäferbekämpfung im Erweiterungsgebiet ist sinnvoll und wichtig. Die Erhaltung der Bergfichtenwälder steht im Mittelpunkt der Borkenkäferbekämpfungsmaßnahmen. Sie sollten, wie es auch im § 14 der NPVO vorgesehen ist, unbedingt mit größter Sorgfalt weiter geführt werden.

Auflichten der Bestände zur Förderung vorhandener Verjüngungsansätze

Für die Entwicklung der bereits vorhandenen Verjüngung sollte der Schlussgrad der Altbestände weiterhin unterbrochen werden, um genügend Licht, Wärme und Wasser auf den Bestandesboden zu bringen. Mit zunehmender Meereshöhe steigt der Anspruch der Verjüngungspflanzen an Licht und Wärme (HEISIG & THOMASIUS, 1968). Nach KAHLS (1974) ist bei einer Durchbrechung des Bestandesschlusses von trupp- bis gruppenweiser Größe eine ausreichende Entwicklung der Verjüngungspflanzen gewährleistet. GEIGER (1941) empfiehlt Femelschlaggruppen mit 1½ bis 2facher Altbaumlänge, um eine maximale Wärmeversorgung zu gewährleisten. Eine trupp- bis gruppenweise Entnahme der Altbäumen kann auch für die Hochlagenbestände des Erweiterungsgebietes empfohlen werden; sie erfolgt bis zum Jahr 2017 ohnehin im Zuge der Borkenkäferbekämpfungsmaßnahmen. Mit zunehmender Vergrasung der Bestandesflächen durch diese Hiebsmaßnahmen ist nur in einem geringen Umfang zu rechnen, da die Häufigkeit und der Deckungsgrad der Krautschicht bereits jetzt auf einem sehr hohen Niveau ist. Nur das Berg-Reitgras und die Wald-Hainsimse haben, wie die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, einen gewissen „Ausbreitungsspielraum“, da sie derzeit noch nicht alle Flächen mit voller Deckung besiedeln. So könnten diese Arten durch weitere Auflichtung der Bestände im Deckungsgrad zunehmen und in den nächsten Jahren/Jahrzehnten in einige bisher noch weitgehend vegetationsfreie Flächen einwandern.

Moderholz belassen und die Entstehung fördern

Da sich in Zukunft der Grasteppich in den Beständen des Erweiterungsgebietes noch stärker ausbreiten könnte, ist es umso wichtiger, schon jetzt Etablierungsstandorte für einen neuen Keimjahrgang von Fichten zu schaffen. Die Altfichten im Erweiterungsgebiet bleiben durch Borkenkäferbekämpfungsmaßnahmen vermutlich weiterhin intakt und können somit in Zukunft als Mutterbäume fungieren. Daher sollte schon jetzt versucht werden, die Zahl der verjüngungsgünstigen Kleinstandorte weiterhin zu erhöhen, um den Fichten nach einem neuen Mastjahr die Möglichkeit zu geben, sich außerhalb des Grasfilzes ansiedeln zu können. Auch OTT et al. (1997) plädieren für die dauerhafte Erhaltung von ansamungsgünstigen Kleinstandorten. Diese Kleinstandorte könnten durch umgeschnittene und liegengelassene Altbäume geschaffen werden, wie es bereits aktuell bei den „Borkenkäferhieben“ der Fall ist. Allerdings müssen die gefällten Altfichten im Bayerischen Wald auf Grund von Waldschutzmaßnahmen entrindet werden, was wiederum den Zersetzungsprozess der Rannen deutlich verlangsamt. Nach KORPEL (1995) dauert die Zersetzung von verhältnismäßig gesund zu Boden gefallen Fichten mehr als 50 Jahre. Um den Vermoderungsprozess dieser Rannen zu beschleunigen, wäre folgendes Vorgehen von Vorteil: Die umgeschnittenen und entrineten Stämme könnten eingeschnitten werden, so dass die Oberfläche der Stämme

vergrößert und aufgeraut wird. Dies hätte mehrere Vorteile: Zum einen könnte in diese Stellen mehr Wasser in die Stämme eindringen und somit den Vermoderungsprozess vorantreiben. Zum anderen könnte sich dort, ähnlich wie es bei unentrindeten Stämmen zwischen Rinde und Oberfläche des liegenden Totholzes zu beobachten ist, Humus anreichern. Auf diesen verjüngungsgünstigen Kleinststandorten könnten sich Verjüngungspflanzen auch dann schon etablieren, wenn das Moderholz noch nicht ganz den optimalen Zersetzungsgrad (ZG 4) aufweist, da für die ersten Jahre der Entwicklung ein gewisses Nährstoffdepot vorhanden ist. Des Weiteren wäre denkbar, auch die Stöcke der frisch gefällten Fichten einzuschneiden und aufzurauen, um den gleichen Effekt zu erzielen. Solche Maßnahmen werden bereits jetzt aus ästhetischen Gründen im Altgebiet im Rahmen von Fällungen, die aus Verkehrssicherungsgründen durchgeführt werden, ergriffen. Die Höhe der Stöcke sollte so bemessen werden, dass sie den Grasfilz überragen. Sie dürfen aber auch nicht zu hoch sein, da den angesiedelten Verjüngungspflanzen die Möglichkeit gegeben werden soll, ihre Wurzeln bereits zu einem Zeitpunkt in den Mineralboden zu verankern, bevor der Stubben völlig vermorscht zerfällt. Eine Stockhöhe von etwa 40 bis 50 cm wäre dazu ausreichend.

Auch wenn jetzt schon damit begonnen würde, verjüngungsgünstige Kleinstandorte in den Beständen des Erweiterungsgebietes aktiv zu fördern, kann derzeit nicht abgeschätzt werden, ob diese Rannen und Stöcke schon zum nächsten Mastjahr so weit zersetzt sind, dass sie sich als Moderholz eignen. Es wäre daher auch denkbar *Moderholz unterschiedlichen Zersetzungsgrades in die Bestände einzubringen*, um auf diese Weise anderweitig eine befriedigende Menge ausreichend zersetzten Holzes sicherzustellen. Damit könnte man zugleich der Forderung von DETSCH et al. (1994) gerecht werden, dass in einem Bestand verschiedene Totholzstadien räumlich und zeitlich nebeneinander existieren sollten, was einen möglichst hohen ökologischen Wert garantiert. Allerdings müsste geprüft werden, ob die Einbringung von Moderholz in die Hochlagenbestände des Erweiterungsgebietes mit den Zielen der Nationalparkverordnung in Einklang zu bringen ist.

Pflanzung und Saat

Wie die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, dominieren im Erweiterungsgebiet die gepflanzten Jungfichten in der Verjüngung. Ihr Anteil an der Baumartenzusammensetzung in der Verjüngung war im Jahr 2000 mit 84 % sehr hoch. Betrachtet man nur die Pflanzen aus Naturverjüngung reduzieren sich die Verjüngungsdichten im Erweiterungsgebiet von durchschnittlich 200 auf nur 31 Verjüngungspflanzen pro Hektar (Jahr 2000). Die Anzahl der natürlich verjüngten, gesicherten Gehölzpflanzen größer 0,5 m Höhe wäre im Erweiterungsgebiet demnach nur halb so hoch wie im Altgebiet. Zudem war auch die Dichte der Verjüngungspflanzen größer 10 cm Höhe mit nur insgesamt 891 Bäumchen pro Hektar im Jahr 2000 relativ gering. Vor dem Hintergrund dieser Zahlen waren die getätigten *Pflanzungen* im Erweiterungsgebiet sinnvoll und wichtig für die Erhaltung der Bestockung der Fichtenhochlagenbestände. Es bleibt abzuwarten, wie viele Pflanzen aus den unteren Höhenklassen die 10 cm – Höhen - Schwelle in den nächsten Jahre überwachsen werden. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen jedoch, dass mit „Nachschub“ der Verjüngungspflanzen aus dem *aktuellen* Bestand an Bäumchen der unteren Höhenklasse kleiner 10 cm Höhe *derzeit* nur in einem geringen Umfang zu rechnen ist. Bestätigen sich die Prognosen der vorliegenden Untersuchung, so müssen wohl auch in den nächsten Jahren Pflanzungen zur Unterstützung der Naturverjüngung getätigt werden. Allerdings weisen Pflanzungen neben Vorteilen wie den verkürzten Verjüngungszeitraum auch Nachteile wie

eine geringere Vitalität der Verjüngungspflanzen und eine ungünstige Struktur in älteren Phasen auf. MAYER (1976) stellt die Vor- und Nachteile von Naturverjüngung und Kunstverjüngung gegenüber und kommt zum Schluss, dass eine zielgemäße Kombination die Nachteile beider Verjüngungsformen vermeiden kann.

Neben den Pflanzungen und beim Ausbleiben einer Mast könnte man auch an andere naturnähere künstliche Verjüngungsmaßnahmen wie beispielsweise *Schneesaaten* denken. Gerade nach einer Vorbereitung der Bestände mit Moderholz wäre dies eine durchaus praktikable und erfolgsversprechende Maßnahme zur Unterstützung der Naturverjüngung. Allerdings ist das Saatgut aus autochtonen Hochlagenfichtenbeständen – und nur solches sollte ausgebracht werden – gerade jetzt, wo die Altfichten weitgehend durch Borkenkäfer abgetötet wurden, sehr wertvoll. Daher muss von einer relativ großflächigen Ausbringung dieses Saatgutes, wie es bei Schneesaaten üblich ist, abgesehen werden. Dagegen wäre eine andere, bisher noch nicht praktizierte Art der Saatgutausbringung denkbar und erfolgsversprechend. So könnten, statt einer flächenhaften Ausbringung der Samen, im Spätwinter gezielt die bereits ausgeaperten Moderholzstandorte aufgesucht werden und der Samen ausschließlich dort ausgebracht werden. Diese „Moderholzsaat“ hätte mehrere Vorteile: (1) Der Saatgutverbrauch wäre viel geringer, (2) die Samen könnten in den ausgeaperten und in einer Schneemulde liegenden Kleinstandorten kaum mehr verweht werden, (3) der Samen befände sich bereits bei der Ausbringung am verjüngungsgünstigen Keimsubstrat und (4) die aus der Saat hervorgegangenen Verjüngungspflanzen besäßen eine gute horizontale Strukturierung. Die „Moderholzsaat“ ist als sehr *naturnah* einzustufen, ohne dabei wie die Natur „verschwenderisch“ mit dem wertvollen Saatgut umzugehen. Um den Wirkungsgrad der „Moderholzsaaten“ noch weiter zu steigern, wäre es von Vorteil, wenn die Ausbringung durch geeignetes Fachpersonal erfolgen würde, um darüber hinaus das liegende Totholz in der Eignung als Moderholz, also den Zersetzungsgrad, anzusprechen. Wie die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, eignet sich insbesondere Moderholz, das weitgehend zersetzt ist und in den Boden eingearbeitet wird und Stöcke, die in Zersetzung begriffen sind (beides Zersetzungsgradstufe 4) am besten als Keimsubstrat für Fichtensamen. Würden die Fichtensamen auf Moderholz dieser Zersetzungsgradstufe ausgebracht, wäre die Wahrscheinlichkeit, dass sich die gekeimten Fichten dauerhaft etablieren und entwickeln könnten, vermutlich noch höher.

5.9.2 Hochlagenbestände im Altgebiet

Einige Teilbereiche der Hochlagen, insbesondere im Gebiet des Mauther Forst, weisen sehr viele Verjüngungspflanzen im Initialstadium auf. Selbst wenn noch eine große Anzahl der aktuell vorhandenen Verjüngungspflanzen ausfällt, werden sich diese Gebiete wieder bewalden. Das Angebot an Moderholz ist in diesen Beständen bereits hoch und wird sich durch das Umbrechen der Altfichten noch weiter erhöhen. Zusätzlich sind in diesen Beständen noch vitale Altfichten vorhanden, die, sofern sie in den nächsten Jahren nicht vom Borkenkäfer abgetötet werden, als zukünftige Mutterbäume fungieren können. Da in diesem Gebiet die Altfichten weitgehend abgestorben sind und zusammenbrechen, wird sich auch in diesen Beständen das Ressourcenangebot für die Verjüngungspflanzen in den nächsten Jahren entscheidend verbessern. Derzeit reagieren die Pflanzen noch nicht mit einem gesteigerten Höhenzuwachs auf den bereits unterbrochenen Bestandesschluss. Es ist jedoch anzunehmen, dass die Verjüngungspflanzen schon in den nächsten Jahren deutliche Höhenzuwächse verzeichnen.

Einige Hochlagenbestände im Altgebiet (Bereiche am Rachel, Plattenhausriegel und nördlich vom Lusen) weisen derzeit sehr wenige Verjüngungspflanzen auf. Die verjüngungsökologischen Verhältnisse in diesen Beständen stellen sich gegenüber den Beständen im Erweiterungsgebiet unterschiedlich dar. Die Altfichten sind bereits jetzt abgestorben und teilweise umgebrochen oder werden in den nächsten Jahren stehend vermodern und sukzessive umbrechen. Für einen neuen Keimjahrgang wäre demnach ein genügend großes Angebot an Moderholz in unterschiedlicher Zerfallsgradstufen vorhanden. Die spärliche Verjüngung muss in diesen Beständen in ihrer Entwicklung gefördert werden. Auf Grund des fehlenden Bestandesschlusses erreicht schon jetzt viel Licht, Wärme und Wasser den Bestandesboden. Wie die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, reagieren die Verjüngungspflanzen in diesen Beständen auf das erhöhte Ressourcenangebot mit einem gesteigerten Höhenzuwachs. Die Verjüngungspflanzen können demnach bald in einen größeren Höhenbereich einwachsen, so dass ihr Überleben gesichert zu sein scheint. Allerdings reicht die aktuelle Verjüngung nicht für eine flächenhafte Wiederbestockung dieser Bestände aus. Zusätzlich ist auf Grund des großflächigen Fehlens von vitalen Altfichten nur in einem gewissen Umfang mit einer künftig mengenmäßig unbedeutenden Saatgutdeposition in den nächsten Jahren/Jahrzehnten zu rechnen.

Wie die Ergebnisse dieser Studie zeigen, ist die *Verbissbelastung* durch Schalenwild an den Verjüngungspflanzen sehr hoch. Insbesondere die größeren Verjüngungspflanzen über 0,5 m Höhe waren stark verbissen. So konnte nur eine einzige naturverjüngte Fichte aufgenommen werden, die höher als 1m war. Die Mehrzahl der naturverjüngten Fichten war bei einer Höhe von etwa 70 cm abgebissen. So waren diese Bäumchen nicht imstande über diesen Höhenbereich hinauszuwachsen. Obwohl die Verbisschäden im Untersuchungszeitraum insgesamt rückläufig waren, weist die Vogelbeere dennoch im Jahr 2000 ein hohes Verbissprozent von 66 % auf. Ausfälle durch Wildschäden sind zwar Teil der natürlichen Prozesse, sollten jedoch eine Wiederbewaldung nicht verhindern. Da sich die Lebensbedingungen für Reh und Rotwild durch das Absterben der Fichtenaltbestände verbessert hat und ein *starker Anstieg* der Sommerbestände zu erwarten ist (HEURICH, 2001), wird sich auch in Zukunft die Situation für die Verjüngungspflanzen nicht entscheidend verbessern. Gerade in denjenigen untersuchten Hochlagenbeständen, in denen nur sehr wenige Verjüngungspflanzen über 0,5 m Höhe vorhanden sind und auch nicht mit Nachschub von Pflanzen aus unteren Höhenklassen zu rechnen ist, ist jede einzelne Pflanze für die zukünftige Wiederbewaldung wichtig. Man sollte daher nicht nur den Einfluss des Schalenwildes auf die Verjüngung sorgfältig weiter beobachten, sondern sich auch über geeignete Maßnahmen zur Regulierung der Schalenwildichte Gedanken machen.

6 Zusammenfassung

Nach den Sturmwürfen 1983 und 1984 entwickelte sich eine Borkenkäfermassenvermehrung, die ihren Höhepunkt in den Jahren 1996 und 1997 erreichte und bis heute anhält. Bis zum Jahr 2000 waren 85 % der natürlich vorkommenden Bergfichtenwälder in den Hochlagen abgestorben. Zugleich wurde der Nationalpark im Jahr 1997 erweitert. Im Altgebiet des Nationalparks wird die natürliche Entwicklung sich selbst überlassen, im Erweiterungsgebiet werden Maßnahmen zur Borkenkäferbekämpfung und Unterstützung der Naturverjüngung bis 2017 durchgeführt.

Die Erweiterung des Nationalparks und die dramatische Entwicklung der Borkenkäfersituation sprachen für die Etablierung eines Forschungsprojektes vor Ort, das die Walddynamik nach großflächigem Absterben der Fichtenwälder untersucht. Vor diesem Hintergrund entstand im Jahr 1997 das vorliegende Forschungsprojekt durch die enge Zusammenarbeit des Lehrstuhls für Waldbau und dem Lehrbereich Geobotanik der TU München.

Ziel der dreijährigen Forschungsarbeit war es, die Verjüngung im Initialstadium insbesondere in ihrer Dichteentwicklung in Konkurrenz mit der Bodenvegetation detailliert zu untersuchen und die Entwicklung der gesicherten Verjüngung zu verfolgen. Daneben wurden die Schädigung und der Zusammenbruch der Altbestände untersucht, Veränderungen der Bodenvegetation dokumentiert und das Diasporenreservoir in den Beständen analysiert. Die Untersuchungen wurden dazu auf 24 Dauerbeobachtungsflächen im gesamten Hochlagenbereich durchgeführt. Die Untersuchungsbestände unterscheiden sich in der räumlichen Lage (Altgebiet, Erweiterungsgebiet), in Geländeform (Plateaulage, Hanglage) und im Schädigungsgrad der Altbestände durch Borkenkäfer (teilweise bzw. ganz abgestorben).

Die *Fichtenaltbestände* wurden im Laufe der Untersuchung weiter durch den Borkenkäfer geschädigt. Einige zu Untersuchungsbeginn nur teilweise abgestorbenen Bestände wurden vollständig durch den Borkenkäfer abgetötet. Viele frisch abgestorbene Altfichten brachen im Winter 1999/2000 durch Schneedruck um, so dass sich das Volumen des *liegenden Totholzes* während des Untersuchungszeitraumes um ein Vielfaches vergrößerte.

Die Artenzahl, der durchschnittliche Deckungsgrad und die Häufigkeit der Pflanzen in der *Bodenvegetation* hat sich im dreijährigen Untersuchungszeitraum nur geringfügig verändert. Neu dazugekommen sind Arten der Schlagflora wie die Himbeere, allerdings nur vereinzelt und auf wenige Untersuchungsbestände beschränkt. Die dominanten Arten der Bodenvegetation sind Berg-Reitgras (*Calamagrostis villosa*), Draht-Schmieie (*Avenella flexuosa*) und Wald-Hainsimse (*Luzula sylvatica*). Der *Deckungsgrad* und die *Häufigkeit* dieser Arten hat während des Untersuchungszeitraumes leicht abgenommen. Während der *Deckungsgrad* der Krautschicht in den einzelnen Versuchsjahren von der Höhenlage beeinflusst war, ließ sich dieser Zusammenhang für die *Entwicklung* des *Deckungsgrades* während des Untersuchungszeitraumes nicht statistisch absichern. Dagegen beeinflusste der *Absterbegrade* der Altbestände sowohl den *Deckungsgrad* der Krautschicht in den einzelnen

Versuchsjahren als auch dessen Entwicklung. Unter den ganz abgestorbenen Beständen erreichte die Krautschicht die höchste Deckung.

Die Zahl keimfähiger Samen im *Diasporenreservoir* liegt bei durchschnittlich 887 pro m². Die Samenbänke werden meist von ein bis zwei Arten dominiert. Die wichtigsten Arten sind Grau-Segge (*Carex curta*) und Himbeere (*Rubus idaeus*). Daneben kommen noch Wald-Hainsimse und Pflanzen der Gattung *Carex* und *Juncus* vor. Aus dem Vergleich der Arten der aktuellen Vegetation auf den Dauerbeobachtungsflächen mit den Arten des Diasporenreservoir ist ersichtlich, dass einige Arten zwar auf der Fläche sehr häufig mit hohen Deckungsgraden vorkommen, aber im Reservoir nur vereinzelt vorhanden sind. Daraus kann abgeleitet werden, dass sich diese dominanten Arten wahrscheinlich vorwiegend vegetativ vermehren und somit nur wenige Samen produzieren.

Die in Probekreisen erfassten *Verjüngungspflanzen* sind fast ausschließlich Fichten, die vorwiegend aus dem Mastjahr 1995 stammen. Sie befinden sich in einem initialen Verjüngungsstadium und weisen sehr geringe Höhe auf. Die durchschnittliche Verjüngungsdichte reduzierte sich in den untersuchten Beständen von 29.396 (1998) auf 12.992 Pflanzen pro Hektar (2000). Die *Verjüngungsdichte und ihre Entwicklung* ist von der Höhenlage statistisch absicherbar beeinflusst: Während im Jahr 1998 in Beständen über 1.275 m NN nur durchschnittlich 2.366 Verjüngungspflanzen pro Hektar zu finden waren, wurden in den Beständen unter 1.275 m NN 52.268 Pflanzen pro Hektar erfasst. Der Absterbegrad der Altbestände hat nur in Beständen unter 1.275 m NN Einfluss auf die Verjüngungsdichte. Unter dieser Höhenlage war die höchste Verjüngungsdichte in den teilweise abgestorbenen Parzellen im Altgebiet zu finden. In vergleichbar geschädigten Beständen im Erweiterungsgebiet waren dagegen nur durchschnittlich 5.786 Verjüngungspflanzen pro Hektar nachzuweisen. Zwischen Hang- und Plateaulagen waren dagegen keine Unterschiede in der Verjüngungsdichte und deren Entwicklung nachweisbar.

Die *Hauptausfallursache* der Verjüngungspflanzen ist die Überdeckung der Pflanzen durch Nadelstreu der geschädigten Alt-fichten. Die Überlebenswahrscheinlichkeit der Pflanzen steigt mit zunehmender Höhe. Allerdings sind die Höhenzuwächse der Fichten mit durchschnittlich 14 mm/Jahr sehr gering, so dass die Verjüngungspflanzen noch lange Zeit vielfältigen Gefahren ausgesetzt sind. Die Verjüngungspflanzen sind bei der Etablierung und Entwicklung auf *Kleinstrukturen* wie Nadelstreustandorte, alten Stöcke oder den weitgehend grasfreien Bereich um die Stockachsen der Bäume angewiesen. Hier kommt auch der Grossteil der Verjüngungspflanzen vor, während in der dichten Gras- und Farnvegetation kaum Verjüngung zu finden ist. Die Konzentration der Verjüngungspflanzen auf diese Kleinstandorte spiegelt sich in dem *geklumpten Verteilungsmuster* der Verjüngungspflanzen in den Beständen wider.

Im Gegensatz zu den Verjüngungspflanzen im Initialstadium stieg die Anzahl der *gesicherten Verjüngungspflanzen größer 0,5 m Höhe* durch das Einwachsen vordem kleinerer Pflanzen in diese Höhenklasse. und nahm während des Untersuchungszeitraumes um rund 70 % zu. Allerdings sind die Dichten dieser Pflanzen relativ gering, so dass im Jahr 2000 nur durchschnittlich 108 Bäume pro Hektar aufgenommen werden konnten. Die dominierende Baumart in dieser Höhenklasse ist die Vogelbeere.

Die Ergebnisse dieser Arbeit geben Einblick in die Dynamik der Hochlagenbestände nach großflächigem Absterben der Baumschicht. Obwohl der Zeitraum dieser Untersuchung auf

drei Jahre begrenzt war, können dennoch einige grundlegende Prozesse in der Wiederverjüngung der Bestände aufgezeigt werden. Darüber hinaus lassen sich Prognosen für eine mögliche Entwicklung der Verjüngungszahlen in den nächsten Jahren und nicht zuletzt Empfehlungen für die zukünftige Behandlung der Hochlagenbestände ableiten.

Summary

After the storm calamities from the years 1983 and 1986 the bark beetle gradation reached its climax in 1996 and 1997 and is still continuing. Up to the year 2000 85 % of the indigenous spruce stands in the higher elevations died.

During this time, the National Park was enlarged. In the original, old part of the National Park, the natural development is left without human influence, in the enlarged part, measures to fight bark beetle and support natural regeneration will be carried out until the year 2017.

The enlargement of the National Park and the bark beetle gradation were the reasons for establishing a local research project to examine forest dynamics after the large scale mortality of the spruce forests.

In 1997 the following research project was started in close co-operation between the Institute of Silviculture and the Department of Geobotanics of the University of Munich (TUM).

Objective of the project was to examine the development of the natural regeneration in an early phase: Density of spruce seedlings in competition with ground vegetation and its survival potential. Furthermore, the damage and breakdown of the old stands, changes of the ground vegetation and the seed reservoir of the flora was analysed. The research was carried out on 24 permanent experimental plots in the high altitudes of the park. The investigated stands differentiate of their location (old or new part of the park), in the soil formation (plateau, slope) and in the degree of bark beetle attack (dead; partly dead).

The damage to old Norway spruce stands due to bark beetle attack increased during the research period. Stands that were partly damaged at the beginning of the survey died off completely the following years.

Many of the trees which recently died were broken down by snow pressure in the winter 1999/2000, so that the volume of slash increased.

The number of species, the average cover percent and the frequency of plants in the ground vegetation has changed little. New species were successional species such as *Rubus idaeus*, but these were found in low numbers in some of the examined stands.

Dominating species of the ground vegetation are *Calamagrostis villosa*, *Avenella flexuosa* and *Luzula sylvatica*. The cover percent and the frequency of these species slowly decreased. The cover percent of the ground vegetation was influenced by the height above sea level. This correlation was not statistically significant for the development during the period observed.

But the degree of damage of the old stands influenced the cover percent of the ground layer during the study period and its development. In the dead spruce stands, the ground layer showed the highest cover percent.

The average amount of viable seeds in the seed reservoir was 887 seeds/m². The reservoir is dominated by one or two species. The most important species are *Carex curta* and *Rubus idaeus*. *Luzula sylvatica* and *Carex* and *Juncus* species also occurred.

The comparison of species of the actual vegetation within the permanent trial plots with species of the seed reservoir shows, that some species occur frequently in the experimental plots with high cover percents, but are represented only little in the seed reservoir. This shows that dominating species reproduce mainly vegetatively and therefore produce only a few seeds.

The natural regeneration, monitored on circular sample plots is mostly Norway spruce, mainly from the seed year 1995. The young plants are in an initial regeneration phase and still very small. The average density of natural regeneration in the examined stands decreased from 29.396 (1998) to 12.992 plants/ha in the year 2000. The density and development of the natural regeneration is significantly influenced by the elevation: In the year 1998, in stands above 1275 m elevation only 2.366 plants/ha were estimated, but in lower elevations 52.268 plants/ha were found. The degree of dieback by bark beetle attack has an influence on the density of natural regeneration only in stands under 1275 m. In this area, the highest density of naturally regenerated plants was found in the partly damaged stands of the old part of the National Park. In similar stands in the National Park addition, there were only average plant densities of 5.786 trees/ha. Slopes and plateaus showed almost the same density of the regeneration and their development.

The main reason for the loss of seedlings is litter cover from the killed old trees. The survival probability grows with increasing height of the plants. Nevertheless, the height increment of only 14 mm/year is very low, so that the young trees will be exposed to multiple damage for a long period.

For successful establishment the seedlings need sites with litter, decaying stumps or the vegetation free area close to rotting stumps. Most of the seedlings occur in such structures, while thick grass and ferns prevent the establishment of regeneration effectively.

The clustered distribution of seedlings reflects the concentration of plants on these sites.

In contrary to the seedlings, the number of plants higher than 0,5 m increased in this height class due to the ingrowth of smaller plants. During the investigation period the number of these plants increased by about 70 %. The density of these larger trees is relatively low, so that in the year 2000 only 108 trees/ha were found. Mountain ash is the dominating tree in this height class.

The results of this project show the dynamics of montane stands after widespread mortality of the tree layer. Although the period of the survey was restricted to 3 years, some basic processes in the regeneration of the stands could be shown. From the results the probable future development of plant numbers of the natural regeneration and recommendations for the future treatment of the montane stands can be deduced.

7 Literaturverzeichnis

- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1996): Forstliche Standortsaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. – 5. Auflage, Eching bei München. 352 S.
- AMMER, CH. (1996): Konkurrenz um Licht – zur Entwicklung der Naturverjüngung im Bergmischwald. – Forstl. Forschungsber. München, 158. 198 S.
- BAUER, M.L. und STANG, S. (2001): Das Diasporenreservoir in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. – Unveröffentl. Bericht, Fachbereich Geobotanik, Techn. Universität München. 27 S.
- BORTZ, J. (1993): Statistik: Für Sozialwissenschaftler. – Springer Verlag, Berlin. 753 S.
- BRANG, P. (1996): Experimentelle Untersuchungen zur Ansamungsökologie der Fichte im zwischenalpinen Gebirgswald. – Beiheft zur Schweiz. Zeitsch. für Forstwes., 77. 375 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. – 3. Auflage, Springer. Berlin, Wien, New York. 865 S.
- BURSCHEL, P. und HUSS, J. (1997): Grundriss des Waldbaus. – 2. Neubearb. u. erw. Aufl., Pareys Studentexte, 49, Berlin. 487 S.
- COX, F. (1971): Dichtebestimmung und Strukturanalyse von Populationen mit Hilfe von Abstandsmessungen. – Diss. Universität Göttingen. 182 S.
- CLARK, P.J. und EVANS, F.C. (1954): Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in populations. – Ecology, 35. S. 445-453.
- DEISENHOFER, F. (1998): Das Diasporenreservoir unterschiedlich alter Fichtenbestände auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen am Beispiel des Stadtwaldes Traunstein. – Unveröffentl. Diplomarbeit, Forstwissenschaftl. Fakultät, Ludwig-Maximilians-Universität, München. 89 S.
- DETSCH, R., KÖLBEL, M. und SCHULZ, U. (1994): Totholz – vielseitiger Lebensraum in naturnahen Wäldern. – AFZ, 11. S. 586-591.
- DONNELLY, K. (1978): Simulations to determine the variance and edgeeffect of total nearest neighbour distance. – In: HODDER, J.R. (ed.): Simulation methods in archaeology. – Cambridge University Press, London. S. 91-95.
- EICHRODT, R. (1969): Über die Bedeutung von Moderholz für die natürliche Verjüngung im subalpinen Fichtenwald. – Zeitsch. Schweiz. Forstvereins, 45. 122 S.
- ELLENBERG, H. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobotanica XVIII, 2. Auflage. 258 S.

- ELLING, W., BAUER, E., KLEMM, G. und KOCH, H. (1987): Nationalpark Bayerischer Wald (Hrsg.): Klima und Böden – Waldstandorte. – Wiss. Schriftenreihe Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 1, 2. Auflage, Grafenau. 255 S.
- ERTLE, I. (1998): Bestandesstruktur, Totholz, Verjüngung und Vegetation auf Dauerbeobachtungsflächen im Reitgras-Fichtenwald des Nationalparks Hochharz. – Unveröffentl. Diplomarbeit, Forstw. Fachbereich, Georg-August-Universität Göttingen. 98 S.
- FISCHER, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzession. Die Bedeutung von Samenbank und Samenniederschlag für die Wiederbesiedlung vegetationsfreier Flächen in Wald- und Grünlandgesellschaften. – Cramer, Berlin, Stuttgart. 234 S.
- FISCHER, A. (1995): Forstliche Vegetationskunde. – Pareys Studentexte, 82. 315 S.
- FISCHER, A. (1996): Forschung auf Dauerbeobachtungsflächen im Wald – Ziele, Methoden, Analysen, Beispiele. – Arch. für Nat.-Lands., 35. S. 87-106.
- FISCHER, A. (1998): Verjüngung und Wiederbewaldung in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald. – In: Borkenkäferproblematik im Nationalpark Bayerischer Wald. – Ergebnis des internationalen Expertengremiums. – Unveröffentl. Bericht der Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. S. 20-25.
- FRÖHLICH, J. (1930): Einiges über den Fichtenreinbestand und seine natürliche Wiederverjüngung im Optimalgebiete der Fichte. – Forstw. Cbl., 52. S. 65-74.
- FRÖHLICH, M. (1993): Statistische Methoden zur Analyse der Verteilungsmusters von Naturverjüngungspflanzen im Bergmischwald. – Unveröffentl. Diplomarbeit, Forstwissenschaft. Fakultät, Ludwig-Maximilians-Universität München. 35 S.
- GEIGER, R. (1941): Das Standortsklima in Altholznähe. – Mitt. Akad. Dt. Forstw.
- GEIGL, A. (1994): Der Einfluß waldbaulicher Maßnahmen auf die Bodenvegetation im Bergmischwald. – Unveröffentl. Diplomarbeit, Fakultät f. Biologie, Ludwig-Maximilians-Universität München. 63 S.
- GEITNER, K. (2000): Entwicklung der Verjüngung in den Hochlagen des Nationalpark Bayerischer Wald nach Borkenkäferbefall. – Unveröffentl. Diplomarbeit, Forstwissenschaftl. Fakultät, Techn. Universität München. 73 S.
- GRANSTRÖM, A. (1982): Seed banks in five boreal forest stands originating between 1810 and 1963. – Can. J. Bot., 60. S. 1815-1821.
- HEISIG, J. und THOMASIUS, H. (1968): Studie über den Einfluss der Lichtverhältnisse im Bestand sowie der Höhenlage auf die Verjüngungsfreudigkeit der Fichte. – Arch. Forstw., 17. S. 1173-1184.
- HEISKE, D. (1969): Untersuchungen über Samenproduktion und Samenflug, Keimung und Keimungsentwicklung der Fichte. – Diss. Georg-August-Universität, Göttingen. 159 S.

- HEURICH, M. (2001): Waldentwicklung im montanen Fichtenwald nach großflächigem Buchdruckerbefall im Nationalpark Bayerischer Wald. – In: Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall. – Hrsg. Nationalpark Bayerischer Wald, Wissenschaftl. Reihe, 14. S. 99-176.
- HILLGARTER, F.-W. (1971): Waldbauliche und ertragskundliche Untersuchungen im subalpinen Fichtenurwald von Scatlè/Brigels. – Diss. Nr. 4619, ETH Zürich, Bühler Buchdruck. 80 S.
- HOHENADL, W. (1981): Untersuchungen zur natürlichen Verjüngung des Bergmischwaldes. Erste Ergebnisse eines Forschungsprojekts in den ostbayerischen Kalkalpen – Diss. Forstwissenschaftl. Fakultät, Ludwig-Maximilians-Universität München. 197 S.
- JEHL, H. (2001): Waldentwicklung nach Windwurf in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald. – In: Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall. – Hrsg. Nationalpark Bayerischer Wald, Wissenschaftl. Reihe, 14. S. 49-98.
- KAHLS, J. (1974): Struktur und Entwicklungsdynamik im subalpinen Fichtenwald Schloßberg/Lienz. – Diss. d. Hochschule f. Bodenkultur in Wien, Verlag des Verbandes der wissenschaftl. Gesellschaften Österreichs. 130 S.
- KELLMANN, M. (1974): Preliminary seed budgets for two plant communities in coastal British Columbia – J. Biogeogr., 1. S 123-133.
- KLEMM, G. (1978): Aus der Wald- und Forstgeschichte des Nationalparks. – AFZ. S. 280-283.
- KORTU, R. (1985): Die Entwicklung der Bodenvegetation unter den verschiedenen Überschirmungsvarianten im Bergmischwald. – Unveröffentl. Diplomarbeit, Forstwissenschaftl. Fakultät, Ludwig-Maximilians-Universität München. 75 S.
- KORPEL, Š. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. – Gustav Fischer Verlag. 310 S.
- KRETZSCHMAR, F. (1992): Die Wiesengesellschaften des mittleren Schwarzwaldes: Standort – Nutzung – Naturschutz. – Diss. Bot., 189; Fakultät für Biologie, Universität Freiburg.
- KUBLIN, E. und SCHARNAGL, G. (1998): Verfahren- und Programmbeschreibung zum BWI-Unterprogramm BDAT. – Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- KUOCH, R. (1965): Der Samenfall 1962/63 an der oberen Fichtenwaldgrenze im Sertigtal. – Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Band 41, Heft 3.
- LÖW, H. (1975): Zustand und Entwicklungsdynamik der Hochlagenwälder des Werdenfelser Landes. – Diss. Fachbereich Forstw., Ludwig-Maximilians-Universität München. 200 S.

- MAI, W. (1998): Naturverjüngung auf Moderholz. Ergebnisse einer Literaturstudie. – Unveröffentl. Bericht der Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising. 59 S.
- MAYER, H. (1963): Bodendecke und Naturverjüngung. – Cbl. ges. Forstw., 80. S. 1-20.
- MAYER, H. (1976): Die Verjüngung des Gebirgswaldes. – Schweiz. Zeitsch. für Forstwes., 127. Jhrg. S. 14-30.
- MAYER, H. und OTT, E. (1991): Gebirgswaldbau. Schutzwaldpflege. – Gustav Fischer Verlag, 2. Auflage. 587 S.
- METTIN, C. (1997): Zustand und Dynamik der Verjüngung der Hochlagenwälder im Werdenfelsener Land. – Diss. Universität München. 161 S.
- MITTEILUNGEN AUS DER STAATSFORSTVERWALTUNG BAYERNS (HRSG.) (1849): Wirtschaftsregeln für den Bayer. Wald. – Heft 32, München.
- MOSANDL, R. (1991): Die Steuerung von Waldökosystemen mit waldbaulichen Mitteln – dargestellt am Beispiel des Bergmischwaldes. – Mitteilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns, 46. 246 S.
- MOSER, O. (1965): Untersuchungen über die Abhängigkeit der natürlichen Verjüngung der Fichte vom Standort. – Cbl. ges. Forstw., 82. S. 18-55.
- NAGEL, H.-K. (1990): Biologie und Ökologie der Ebereschen (Vogelbeere) (*SORBUS AUCUPARIA* (L.)) – Unveröffentl. Diplomarbeit, Forstwissenschaftl Fakultät, Ludwig-Maximilians-Universität München. 104 S.
- NATIONALPARK BAYERISCHER WALD (HRSG.) (1995): 25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald. – Berichte über die wissenschaftliche Beobachtung der Waldentwicklung. 190 S.
- NATIONALPARK BAYERISCHER WALD (HRSG.) (1996): Totholz im Nationalpark Bayerischer Wald. Entwicklung des Anteiles abgestorbener Fichten. – Unveröffentl. Bericht der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. 36 S.
- NATIONALPARK BAYERISCHER WALD (HRSG.) (1996): Hochlageninventur 1996. Inventuranweisung. – Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. 34 S. und Anhang.
- NATIONALPARK BAYERISCHER WALD (2000): Forschung im Sturmwurf-Ökosystemen in Mitteleuropa. – Exkursionsführer zur Fachexkursion im Rahmen des internationalen Workshops im Nationalpark Bayerischer Wald, unveröffentlicht.
- NÜSSLEIN, S. (1996): Hochlageninventur Bayerischer Wald 1996. – Unveröffentl. Bericht der Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Freising. 16 S.
- NÜSSLEIN, S. und FAIBT, G. (1998): Waldentwicklung im Nationalpark Bayerischer Wald 1998. Totholzflächen und Waldverjüngung. – Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. 24 S. und Anhang.

- NÜSSLEIN, S., FAIBT, G., WEIBBACHER, A., MORITZ, K., ZIMMERMANN, L., BITTERSÖHL, J., KENNEL, M., TROYCKE, A., und ADLER, H. (2000): Zur Waldentwicklung im Nationalpark Bayerischer Wald 1999. Buchdrucker-Massenvermehrung und Totholzflächen im Rachel-Lusen-Gebiet. – Berichte aus der Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 25. 47 S.
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsch. – Textband, 2. Auflage, Gustav Fischer. 282 S.
- OTT, E. (1989): Verjüngungsprobleme in hochstaudenreichen Gebirgsnadelwäldern. – Schweiz. Zeitsch. für Forstwes., 140. S. 23-42.
- OTT, E., FREHNER, M., FREY, H.-U. und LÜSCHER, P. (1997): Gebirgsnadelwälder. Ein praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung. – Haupt, Bern-Stuttgart-Wien. 287 S.
- PETERMANN, R. und SEIBERT, P. (1979): Die Pflanzengesellschaften des Nationalpark Bayerischer Wald. – Nationalpark Bayerischer Wald 4. 142 S.
- PICARD, B.; ARBEITER, C.; MEDERER, M. und TILL, M. (1999): Jahrringbau von Fichten (*Picea abies*) im Bereich der Borkenkäfer-Massenvermehrung in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald. – Unveröffentl. Diplomarbeit, Fachhochschule Weihenstephan. 136 S.
- PFADENHAUER, J., POSCHOLD, P. und BUCHWALD, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil I Methodik der Anlage und Aufnahme. – Ber. Akad. Natursch. Landschaftspfl., 10. S. 41-60.
- PLOCHMANN, R. (1961): 150 Jahre Waldbau im Staatswaldgebiet zwischen Osser und Dreisessel. – Beihefte zum Forstw. Cbl., 13, Paul Parey, Hamburg und Berlin. 130 S.
- POSCHLOD, P. (1991): Diasporenbanken im Boden. Grundlagen und Bedeutung. – In : J. Populationsbiologie der Pflanzen. S. 15-35.
- PRIEHÄUSSER, G. (1928): Der Bayerische Wald im Eiszeitalter. I. Glaziale Spuren in der Umgebung des Großen Arbersees. – Geognostische Jahreshefte, 40. S. 133-150.
- PRIEHÄUSSER, G. (1958): Über den Aufbau und die Oberflächenform der Ablagerungen aus dem Firneis der letzten Kaltzeit (Endwürm) im Bayerischen Wald. – Geolog. Bl. für NO-Bayern, 8. S. 152-157.
- PRZYBILLA, M. (1993): Zur Regeneration der Fichte (*Picea abies*) in den Altholzbeständen der Hochlagen des Nationalparks „Bayerischer Wald“. – Unveröffentl. Diplomarbeit, Albert-Ludwig-Universität Freiburg. 108 S.
- RAUSCH, V. (1975): Untersuchung der Verjüngungssituation in den Bayerischen Alpen. Dargestellt am Beispiel der Schutzwälder in der Bergregion des Landkreises Miesbach. – Diss., Ludwig-Maximilians-Universität München. 151 S.

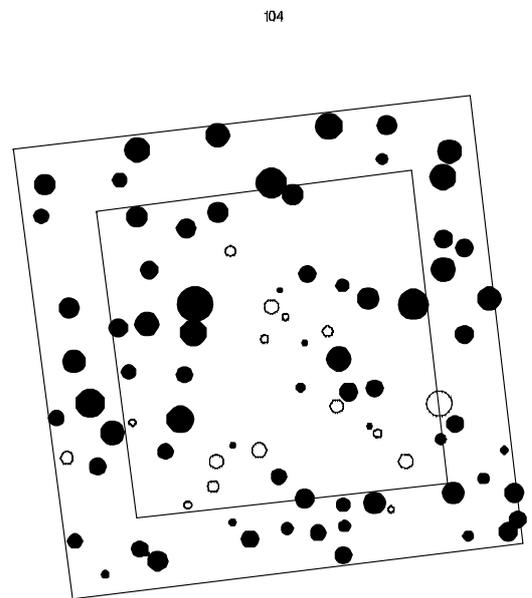
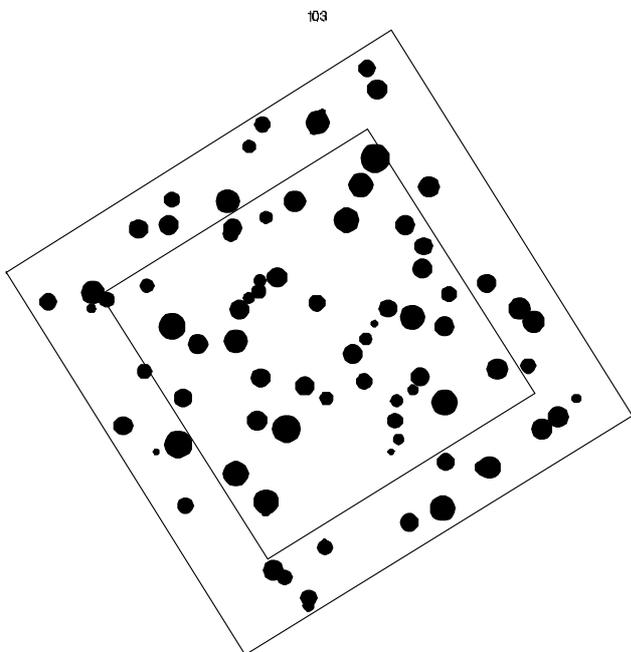
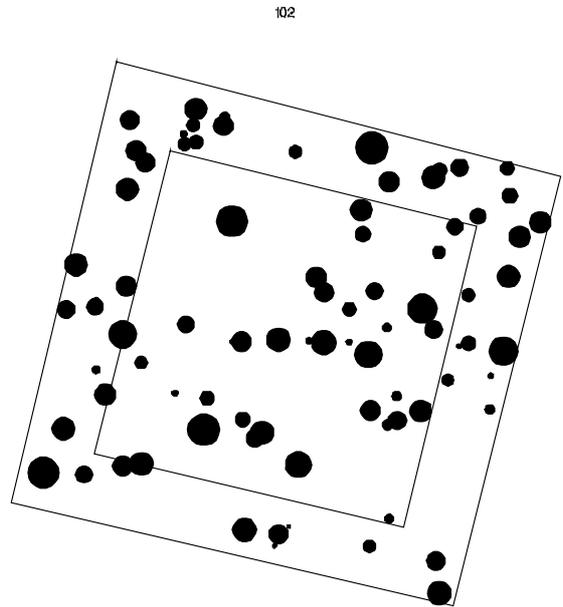
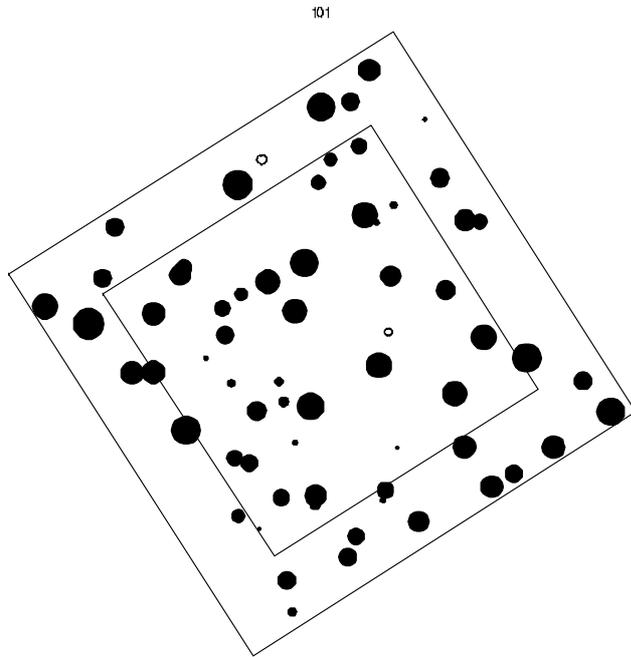
- REIF, A. und PRZYBILLA, M. (1995): Zur Regeneration der Fichte (*Picea abies*) in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald. – Hoppea, Denkschriften der Regensburgischen Botanischen Gesellschaft, 56. S. 467-514.
- RÖHLE, H. und HUBER, W. (1985): Untersuchungen zur Methode der Ablotung von Kronenradien und der Berechnung von Kronengrundflächen, Forstarchiv 56. S. 238-243.
- RÖHRIG, E. (1964): Über die gegenseitige Beeinflussung höherer Pflanzen. – Forstarchiv. S. 25-39.
- SAUTTER, R. (1994): Untersuchungen zur Diasporen- und Samenökologie in bedrohten Pflanzengesellschaften sandiger Böden. – Diss. Bot. 226.
- SCHIRMER, R. und KONNERT, M. (2001): Studie zur Samenausbreitung der Hochlagenfichte in durch Borkenkäfer geschädigten Beständen des Nationalparks Bayerischer Wald. – Unveröffentl. Bericht der Bayer. Landesanstalt für forstliche Saat- und Pflanzenzucht. 21 S.
- SCHÜTT, P., SCHUCK, H.J. und STIMM, B. (1992): Lexikon der Forstbotanik. Morphologie, Pathologie, Ökologie und Systematik wichtiger Baum- und Straucharten. – ecomed-Verlag. 581 S.
- THOMAS, J. (1979): Wildlife habitats in managed forests. – U.S. Department of Agriculture, Forest Service Agric. Handb., 553. 510 S.
- UEBELHÖR, K. (1979): Die Reaktion der Bodenvegetation auf unterschiedlich starke Überschirmung im Bergmischwald bei Ruhpolding. – Unveröffentl. Diplomarbeit, Forstwissenschaftl. Fakultät, Ludwig-Maximilians-Universität München. 93 S.
- WALENTOWSKI, H., GULDER, H.-J., KÖLLING, C., EWALD, J. und TÜRK, W. (2001): Regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns. – LWF aktuell, 31. 49 S.
- WEIßBACHER, A. (1998): Begleitende Untersuchung zur Massenvermehrung des Buchdruckers (*Ips typographus*) im Nationalpark Bayerischer Wald 1997. – Unveröffentl. Bericht der Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising.
- WHIPPLE, S.A. (1978): The relationship of buried, germinating seeds to vegetation in a old-growth Colorado subalpine forest – Can. J. Bot., 56. S. 1505-1509.
- ZIERL, H. (1972): Der Hochwald. Untersuchungen über die Fichtenbestände in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. – Beihefte zum Forstw. Cbl., 33, Paul Parey, Hamburg und Berlin. 80 S.

8 Anhang

8.1 Stammfußkoordinaten-Karte der stehenden Altbäume (lebend und tot) nach Versuchsvarianten

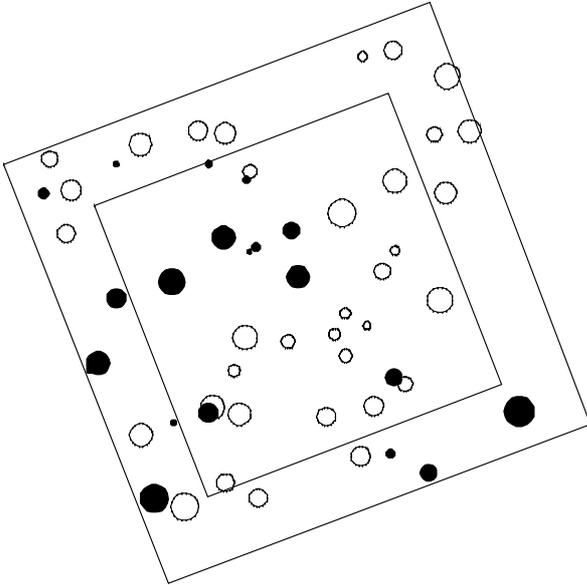
Tote Bäume sind durch ausgefüllte, lebende durch nicht ausgefüllte Kreise dargestellt (Stand 1998).

8.1.1 Bestände in der Untersuchungsvariante:
Altgebiet, Plateaulage, Altbestände 1998 ganz abgestorben

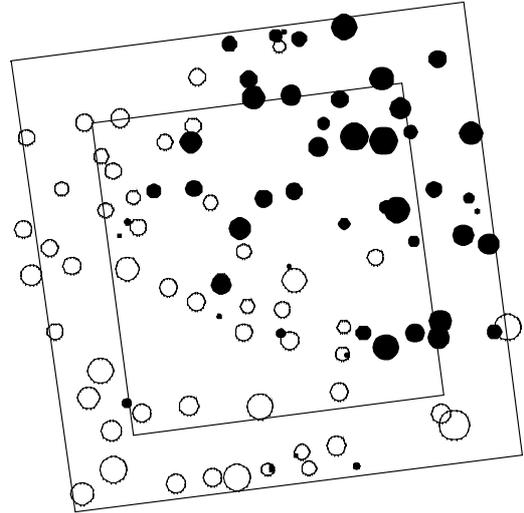


8.1.2 Bestände in der Untersuchungsvariante:
Altgebiet, Plateaulage, Altbestände 1998 teilweise abgestorben

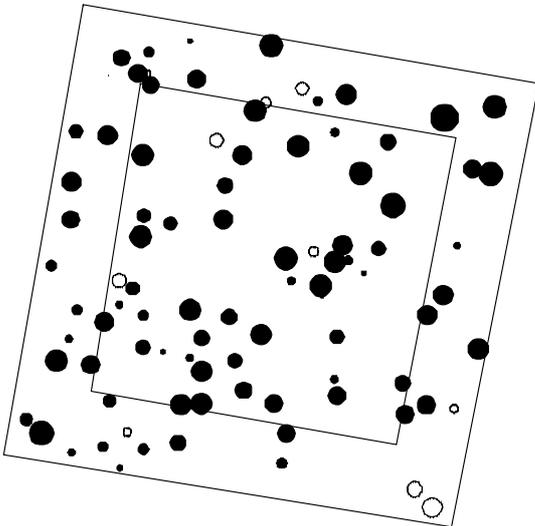
201



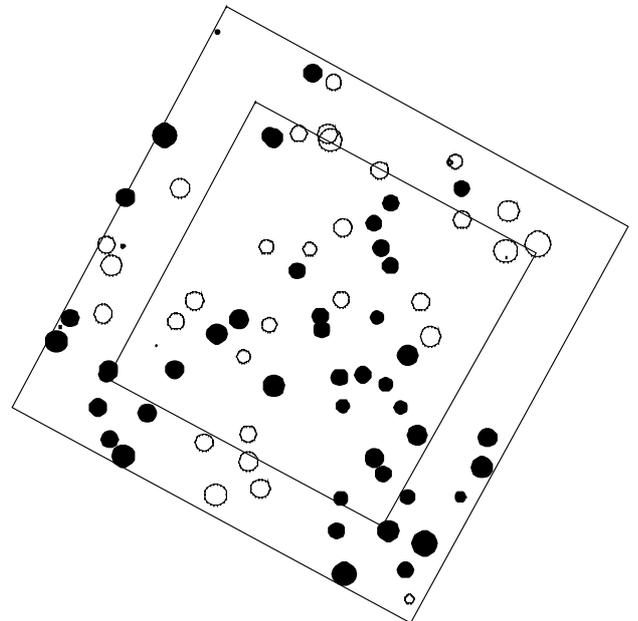
202



203

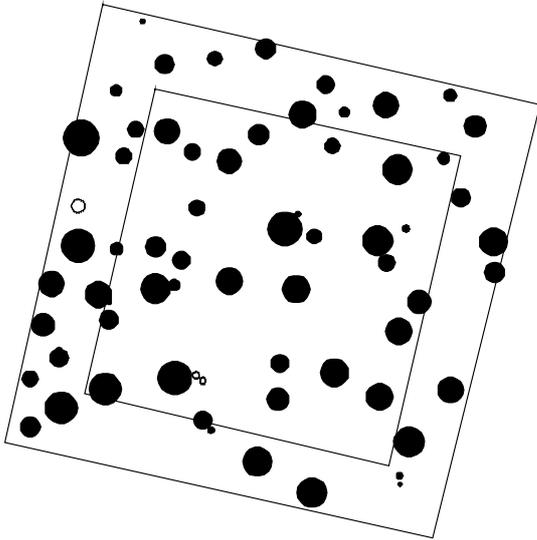


204

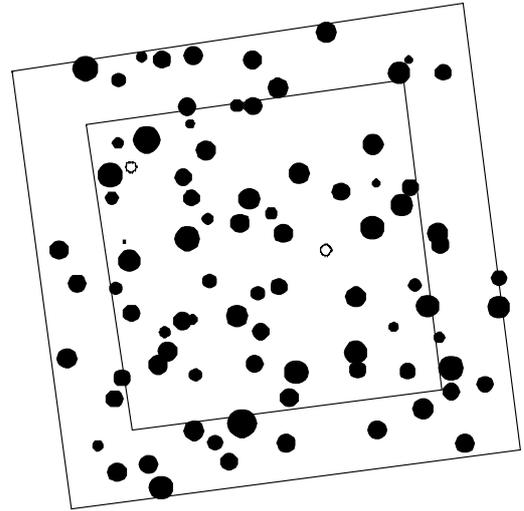


8.1.3 Bestände in der Untersuchungsvariante: Altgebiet, Hanglage, Altbestände 1998 ganz abgestorben

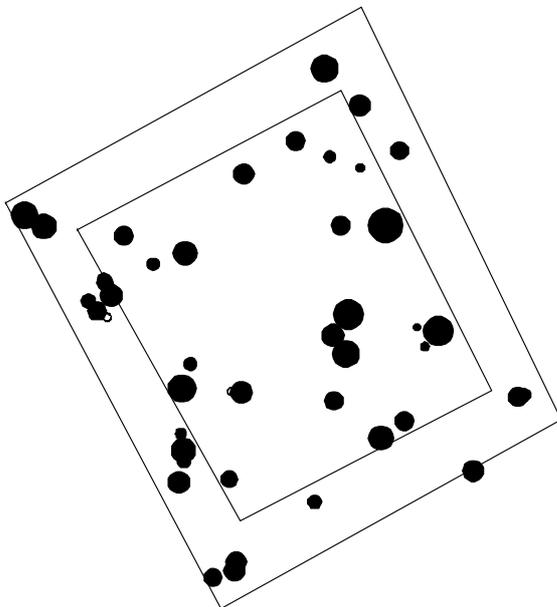
301



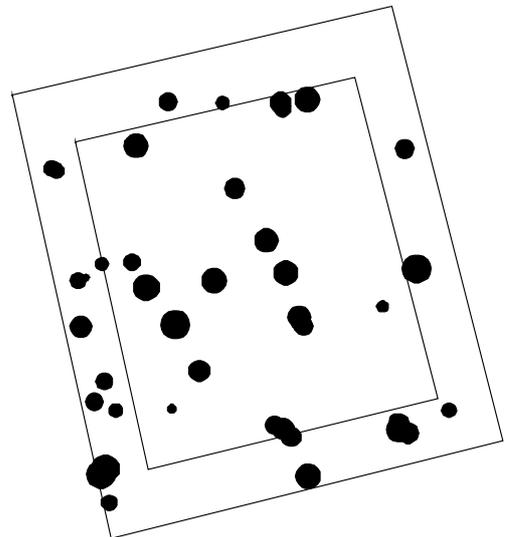
302



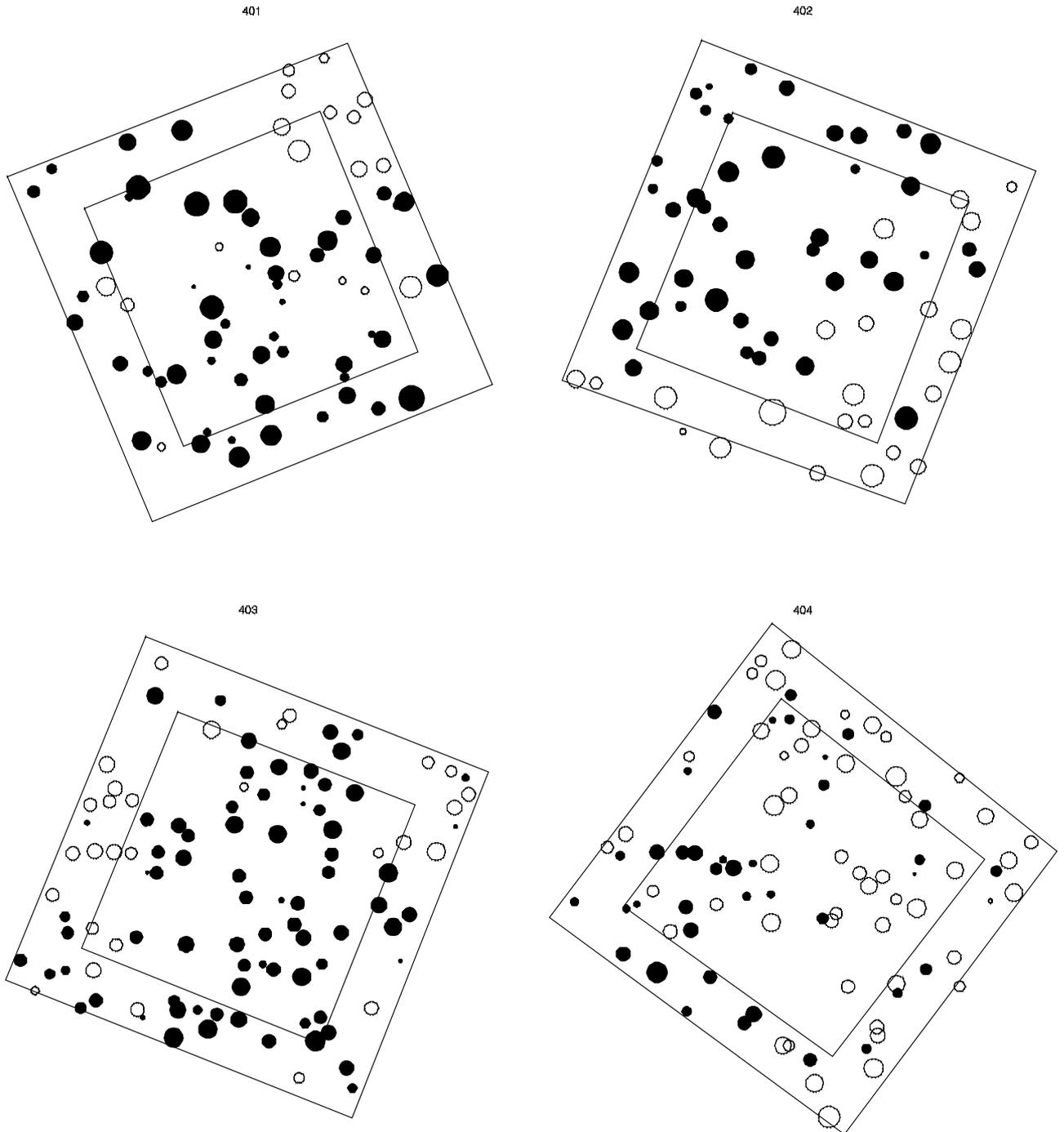
303



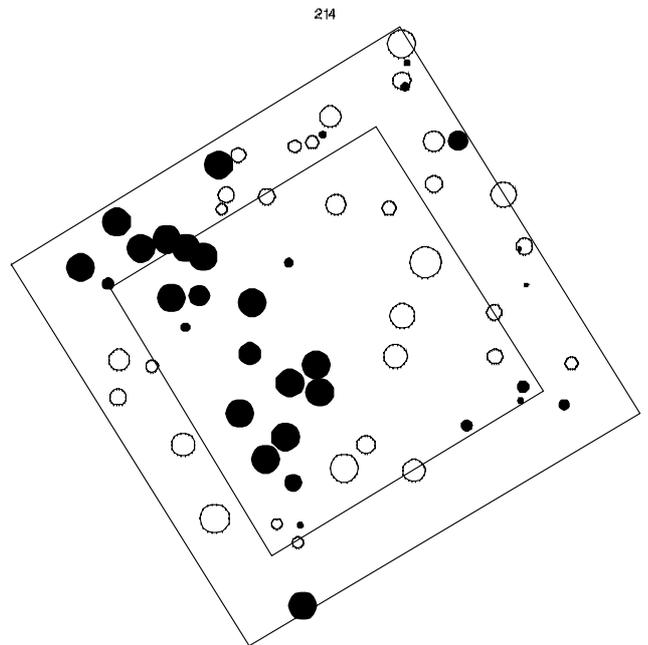
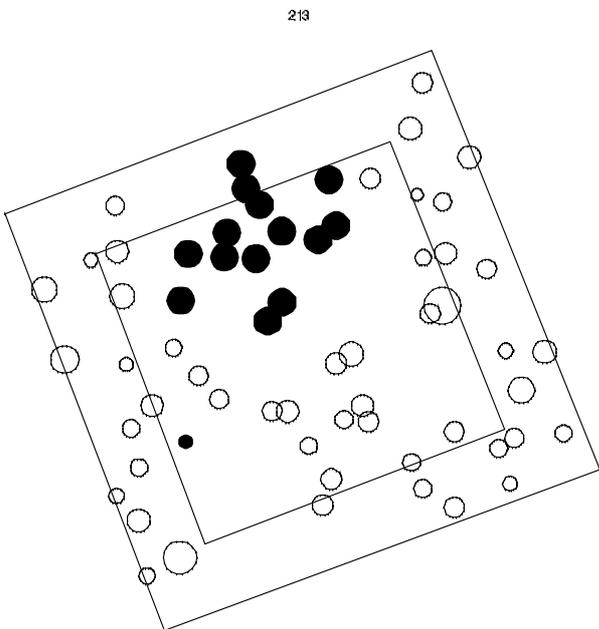
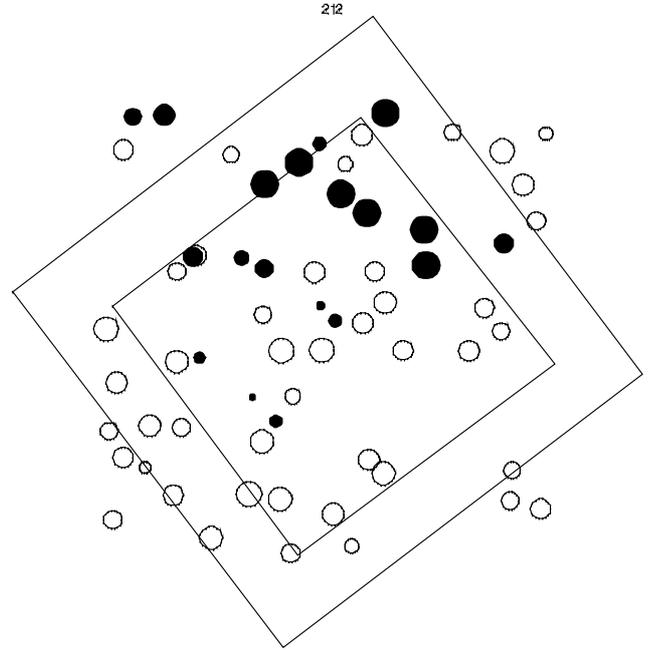
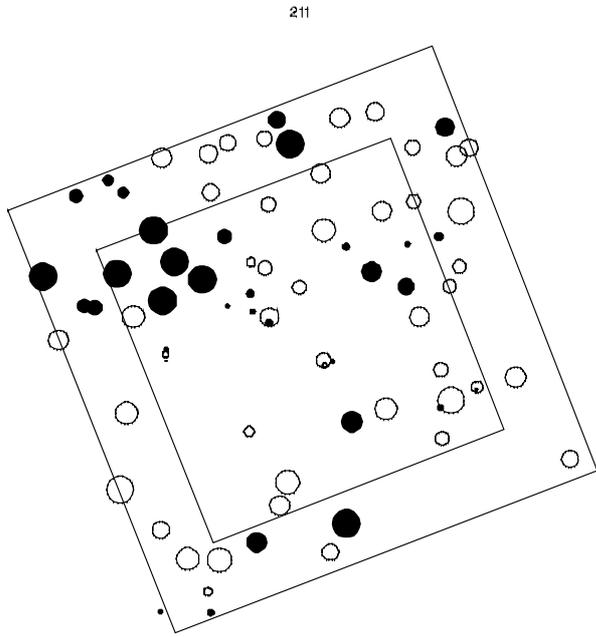
304



8.1.4 Bestände in der Untersuchungsvariante:
Altgebiet, Hanglage, Altbestände 1998 teilweise abgestorben

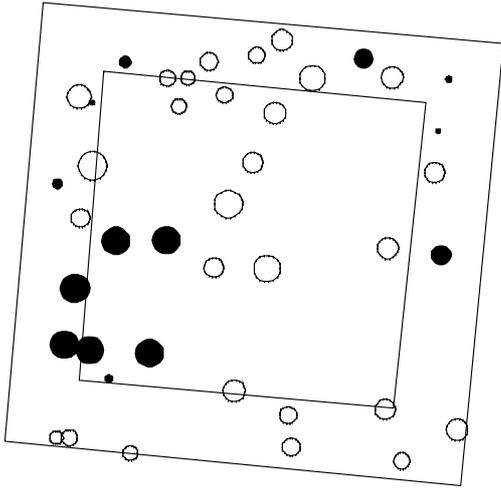


8.1.5 Bestände in der Untersuchungsvariante:
Erweiterungsgebiet, Plateaulage, Altbestände teilweise abgestorben

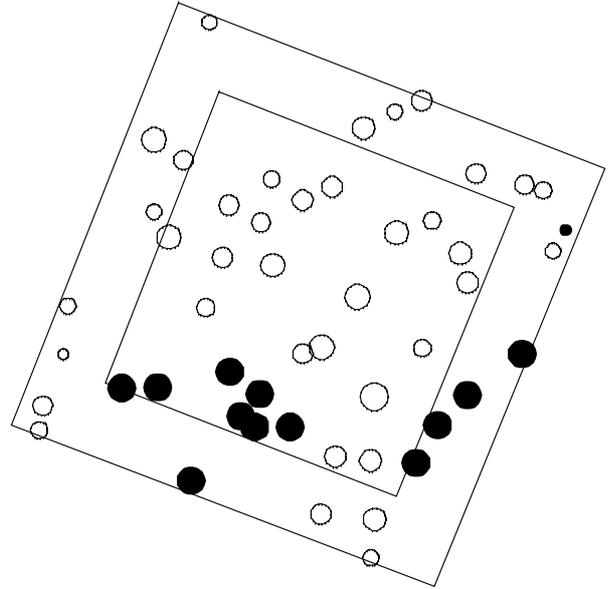


8.1.6 Bestände in der Untersuchungsvariante:
Erweiterungsgebiet, Hanglage, Altbestände teilweise abgestorben

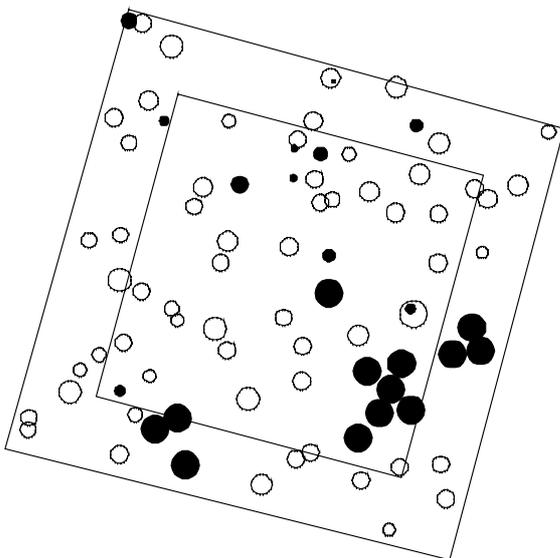
411



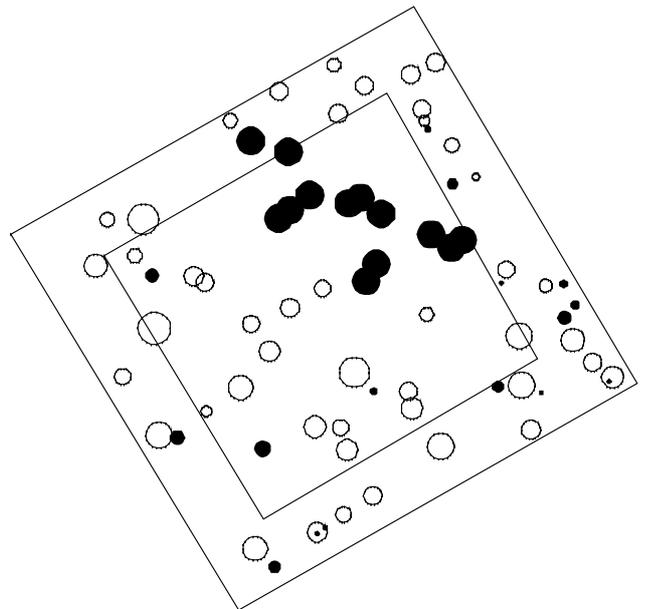
412



413



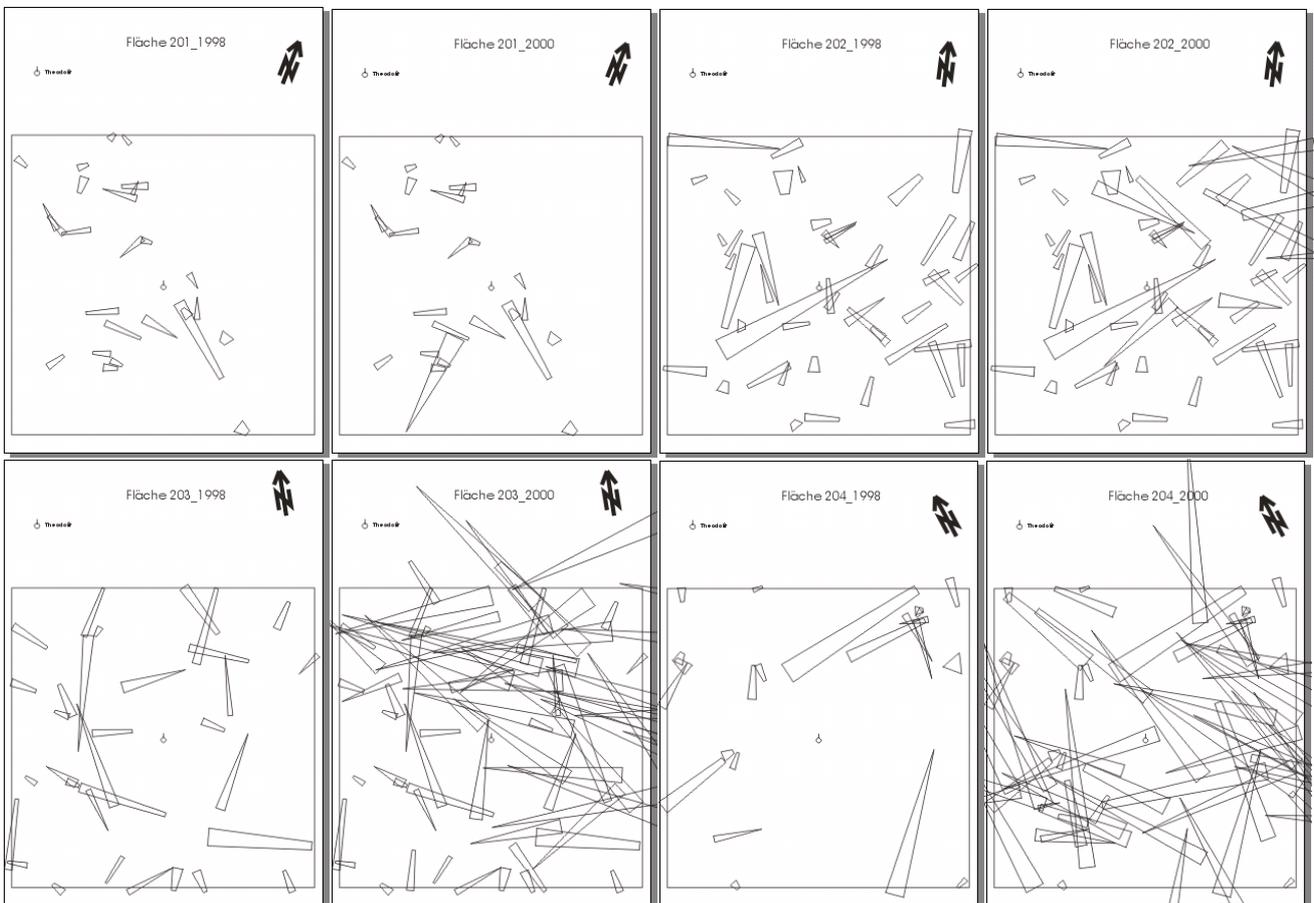
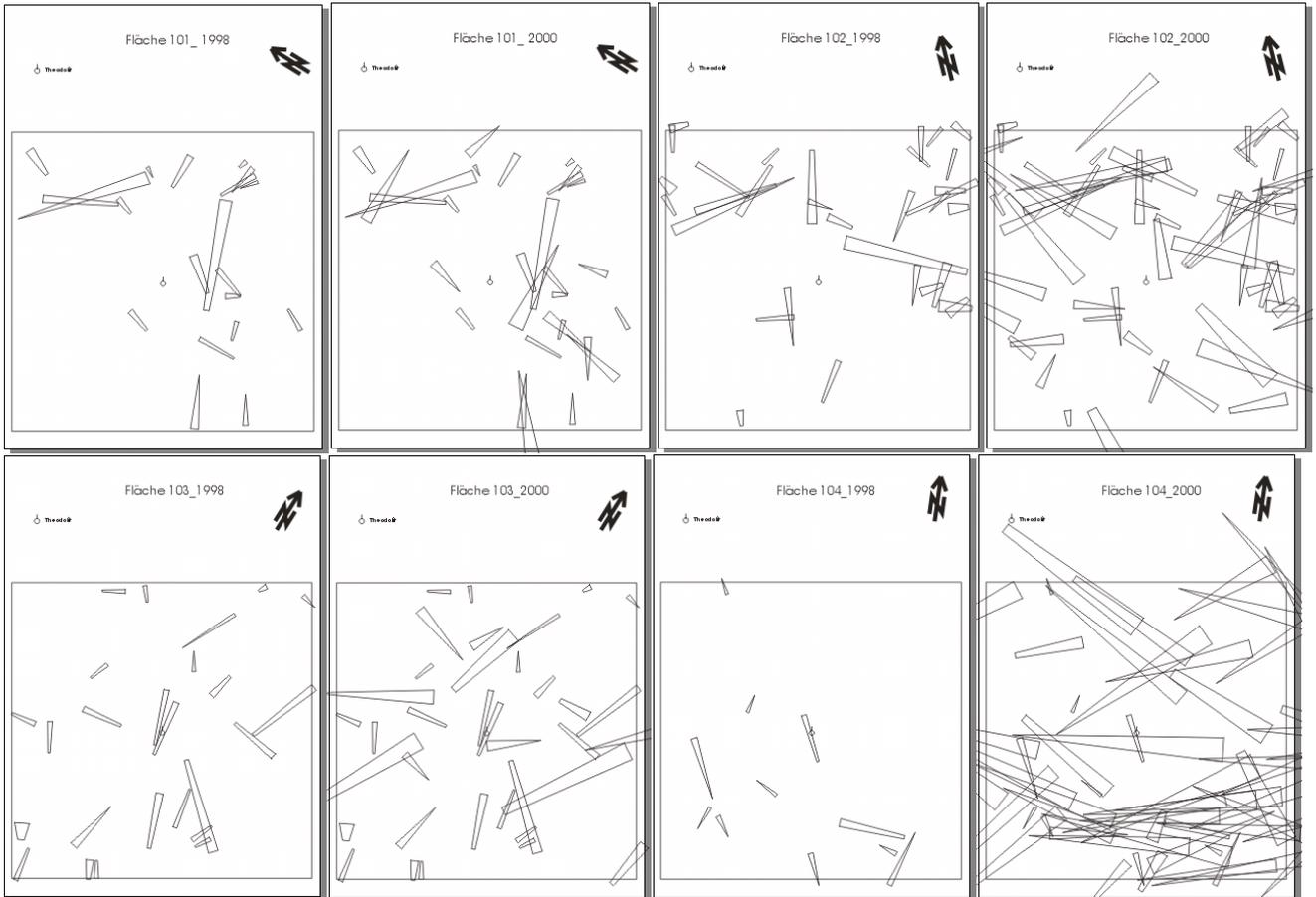
414

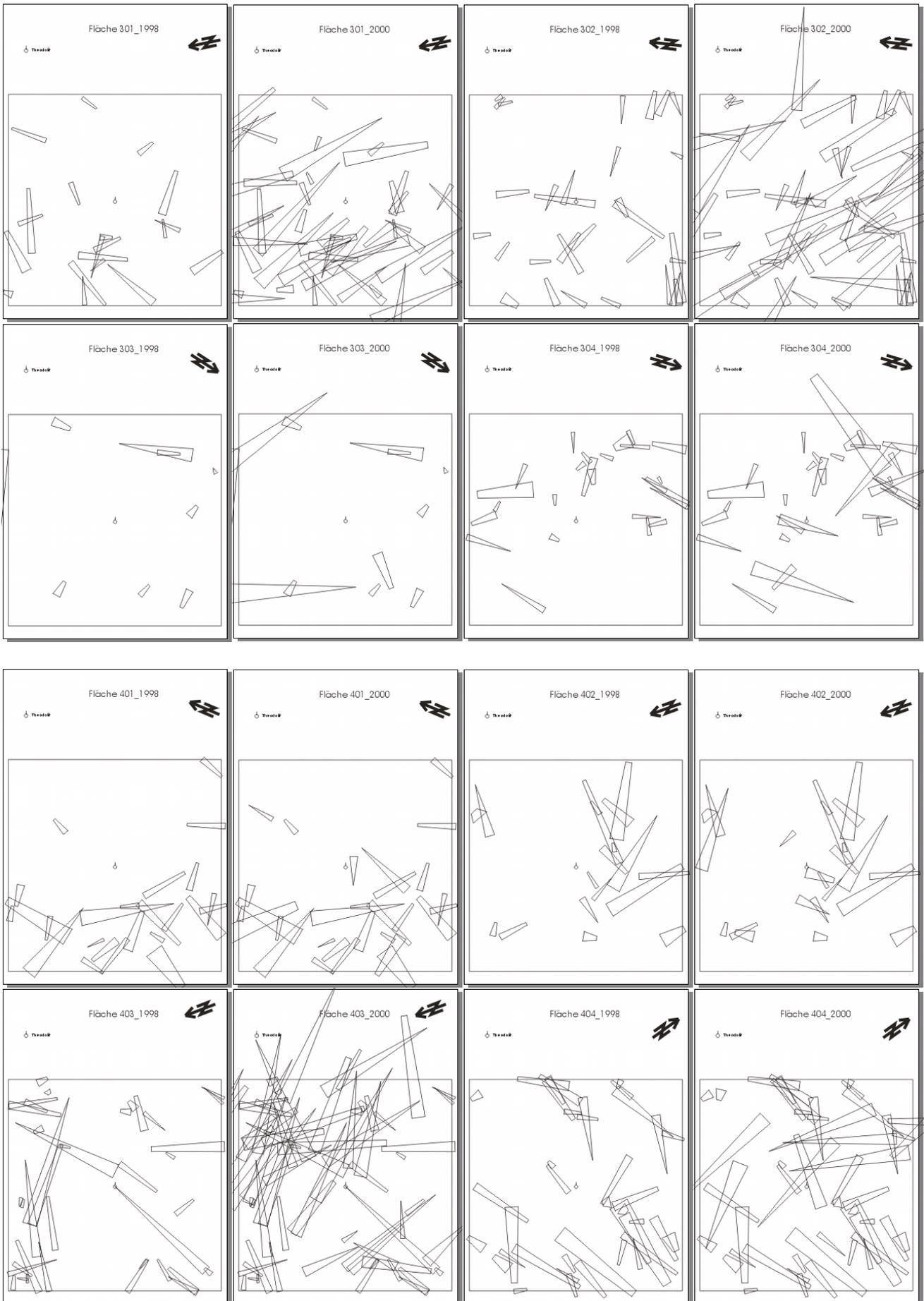


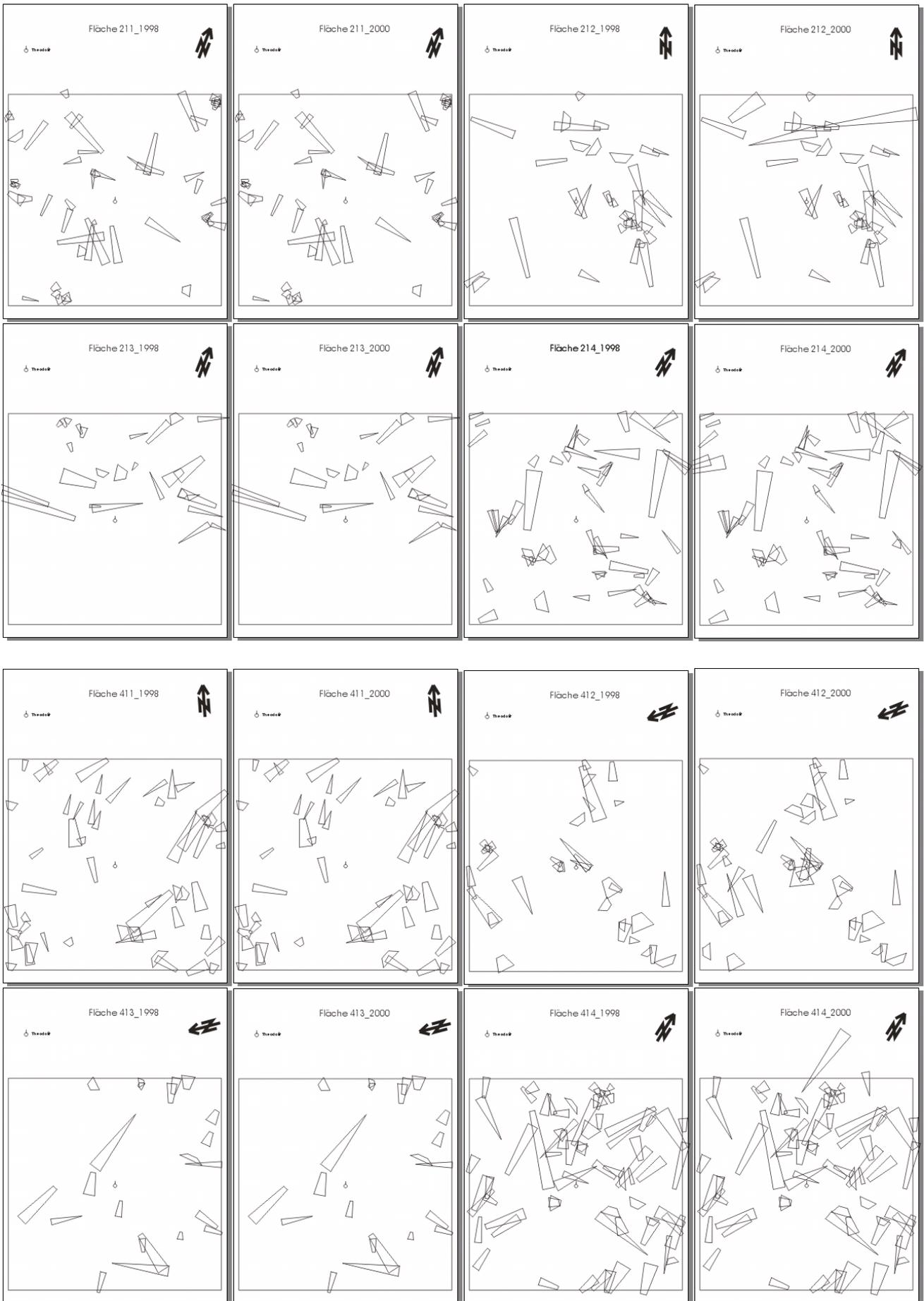
8.2 Totholzvorräte in den Einzelbeständen zu den verschiedenen Aufnahmezeitpunkten

Flächennummer	Kennung der Fläche	Totholzvorräte zu den verschiedenen Aufnahmezeitpunkten (m ³ pro ha)	
		1998	2000
101	APG1	24	44
102	APG2	27	109
103	APG3	11	34
104	APG4	2	282
201	APT1	6	11
202	APT2	33	72
203	APT3	22	204
204	APT4	22	249
301	AHG1	15	193
302	AHG2	19	149
303	AHG3	8	45
304	AHG4	14	47
401	AHT1	46	66
402	AHT2	35	44
403	AHT3	39	167
404	AHT4	57	114
211	EPT1	19	19
212	EPT2	20	33
213	EPT3	14	14
214	EPT4	25	31
411	EHT1	28	28
412	EHT2	20	28
413	EHT3	11	11
414	EHT4	44	47

8.3 Totholzarten der Bestände (Stand 1998 und 2000)







8.4 Entwicklung der Verjüngungsdichten der Pflanzen im Initialstadium (< 0,5 m Höhe)

Flächennummer	Kennung der Fläche	Verjüngungspflanzen pro ha zu den verschiedenen Aufnahmejahren		
		1998	1999	2000
101	APG1	1 316	526	0
102	APG2	6 842	5 789	5 263
103	APG3	2 632	1 842	1 579
104	APG4	30 789	15 526	7 895
201	APT1	0	0	0
202	APT2	159 737	128 158	84 474
203	APT3	62 895	35 526	18 947
204	APT4	85 000	57 105	25 263
301	AHG1	20 263	17 895	15 263
302	AHG2	17 105	14 211	10 263
303	AHG3	526	263	0
304	AHG4	3 421	1 842	1 316
401	AHT1	4 211	3 158	2 632
402	AHT2	526	526	526
403	AHT3	214 211	157 105	92 105
404	AHT4	49 211	38 684	18 158
211	EPT1	2 105	1 842	1 579
212	EPT2	6 579	6 053	4 474
213	EPT3	16 316	12 105	9 211
214	EPT4	4 211	2 895	2 368
411	EHT1	3 947	2 368	1 579
412	EHT2	4 737	4 211	2 632
413	EHT3	5 000	3 684	2 105
414	EHT4	2 368	1 842	1 579

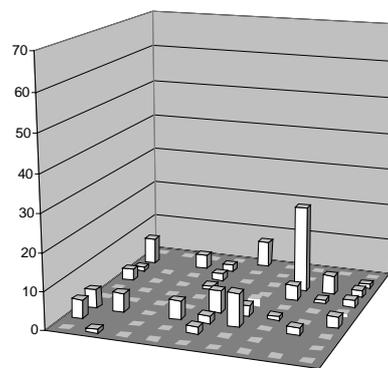
8.5 Entwicklung der Verjüngungsdichten der größeren Pflanzen (> 0,5 m Höhe)

Flächennummer	Kennung der Fläche	Verjüngungspflanzen pro ha zu den verschiedenen Aufnahmejahren		
		1998	1999	2000
101	APG1	0	0	13
102	APG2	13	0	26
103	APG3	39	26	66
104	APG4	158	223	289
201	APT1	0	0	0
202	APT2	26	39	66
203	APT3	13	13	26
204	APT4	39	53	39
301	AHG1	53	66	66
302	AHG2	39	39	118
303	AHG3	0	0	0
304	AHG4	66	66	79
401	AHT1	13	0	26
402	AHT2	0	0	0
403	AHT3	79	105	184
404	AHT4	0	0	0
211	EPT1	158	158	223
212	EPT2	0	0	26
213	EPT3	105	171	276
214	EPT4	381	368	525
411	EHT1	66	105	105
412	EHT2	236	184	210
413	EHT3	39	26	39
414	EHT4	39	92	197

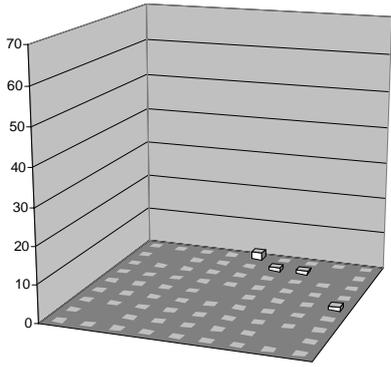
8.6 Verteilung der Verjüngungspflanzen in den Untersuchungsbeständen

Die Verteilung der Verjüngungspflanzen im Bestand wird anhand der nachfolgenden Abbildungen visualisiert. Es werden dabei die Verteilungen der Verjüngungspflanzen auf den 76 Probekreisen pro Bestand in den Untersuchungsjahren 1998, 1999 und 2000 dargestellt.

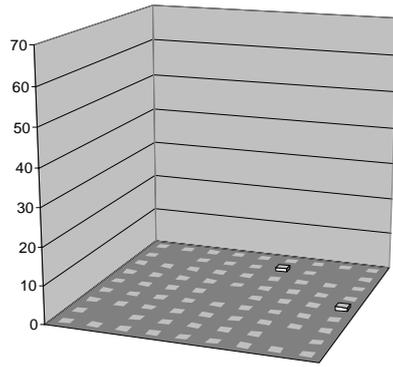
Die Erklärung zu den Abbildungen erfolgt am Beispiel der Fläche 104 (1998):



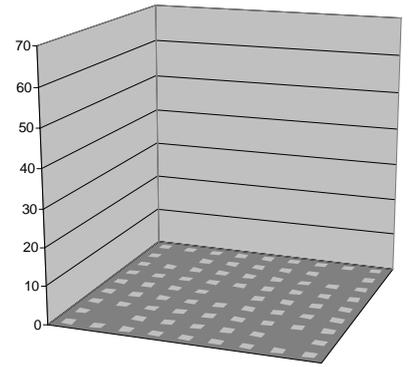
Die hellgrauen Quadrate auf der Boden („Bestandesboden“) bilden die 76 Aufnahme-Probekreise im Bestand ab. Die weißen Quader geben die Anzahl der Verjüngungspflanzen und die flächentreue Lage im Bestand wieder. Die Anzahl der Pflanzen wird als absolute Zahl angegeben. Die höchste Anzahl an Verjüngungspflanzen pro Probekreis beträgt 70 Individuen auf $0,5 \text{ m}^2$, daher wird dieser Wert auch als Maximum auf der y-Achse angegeben.



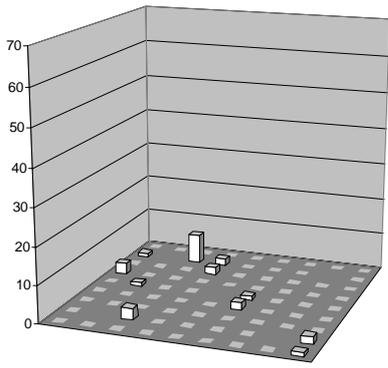
101 (1998)



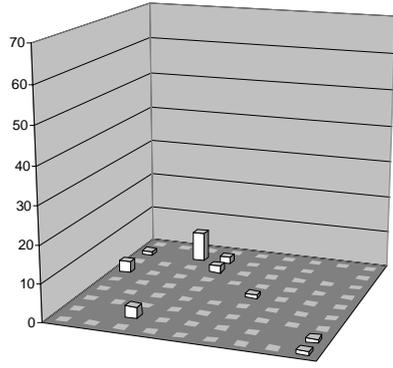
101 (1999)



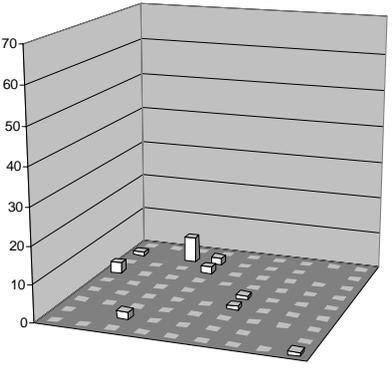
101 (2000)



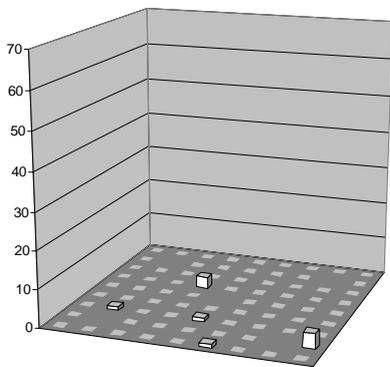
102 (1998)



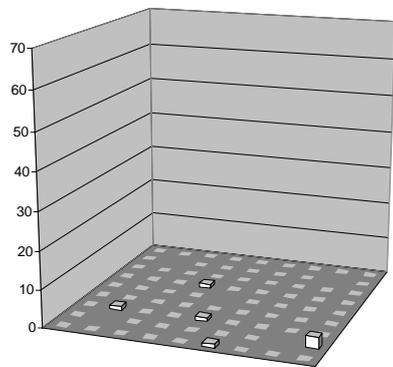
102 (1999)



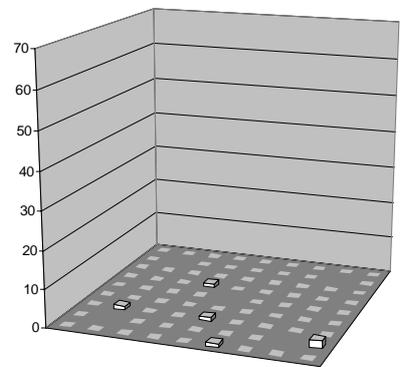
102 (2000)



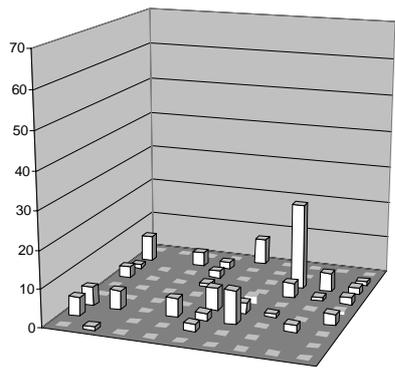
103 (1998)



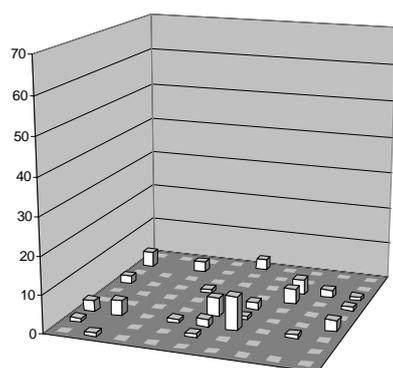
103 (1999)



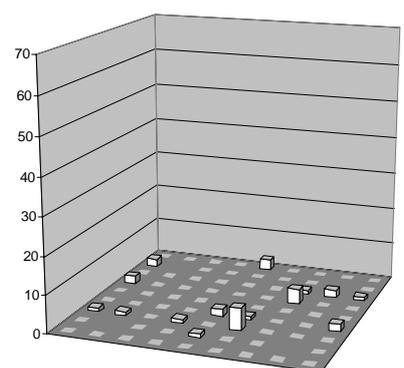
103 (2000)



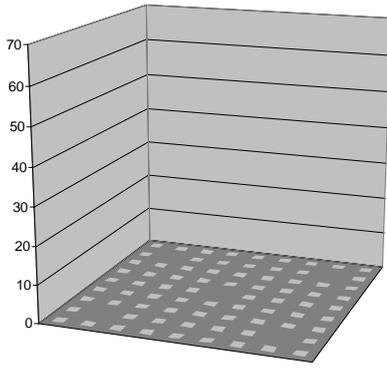
104 (1998)



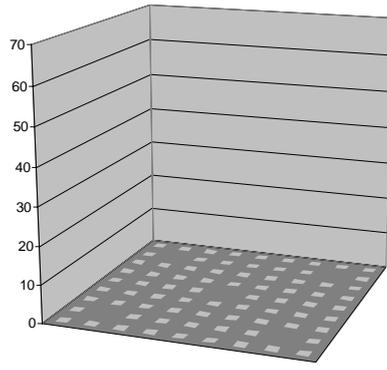
104 (1999)



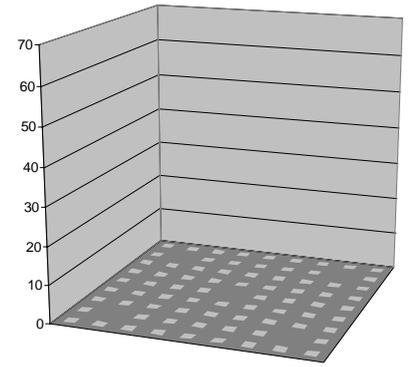
104 (2000)



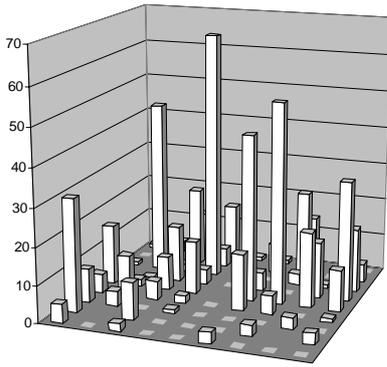
201 (1998)



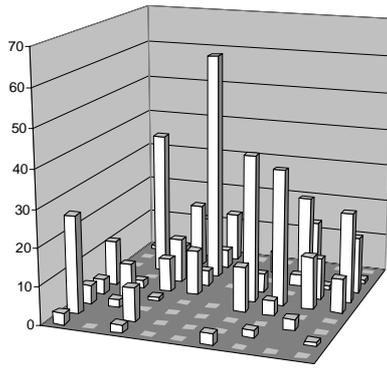
201 (1999)



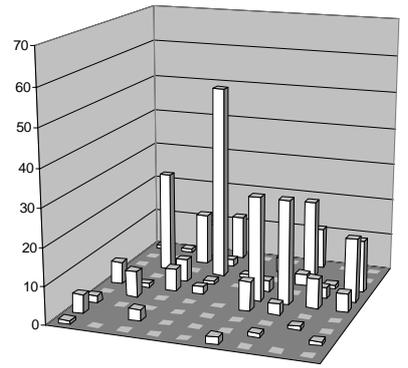
201 (2000)



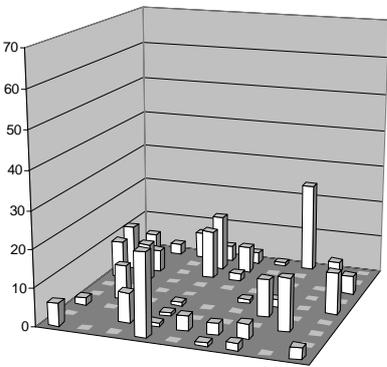
202 (1998)



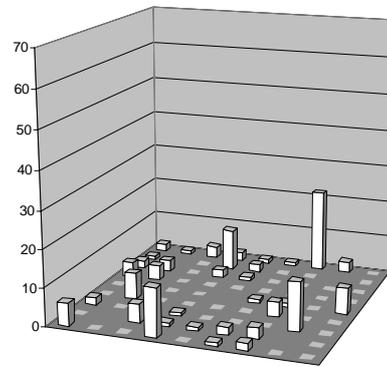
202 (1999)



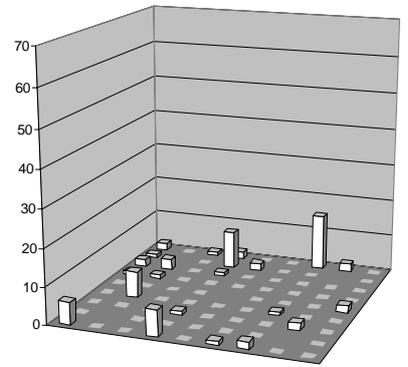
202 (2000)



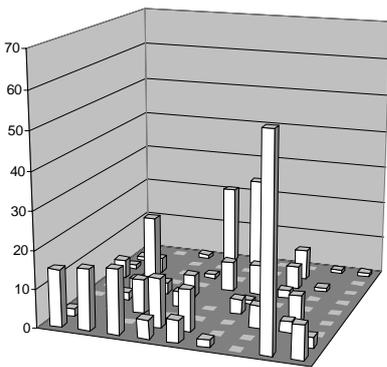
203 (1998)



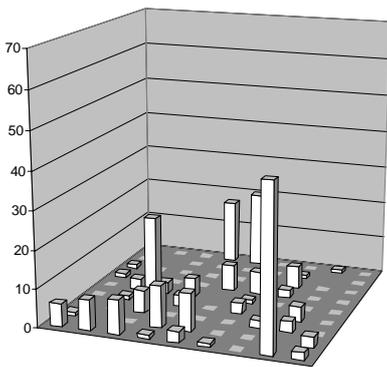
203 (1999)



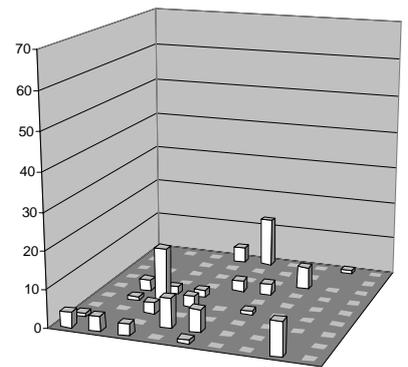
203 (2000)



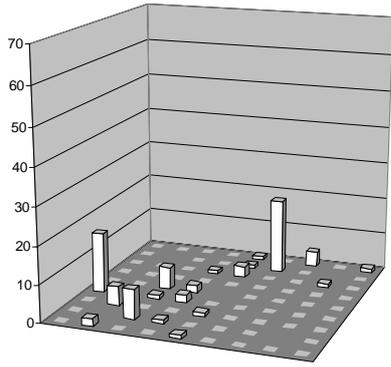
204 (1998)



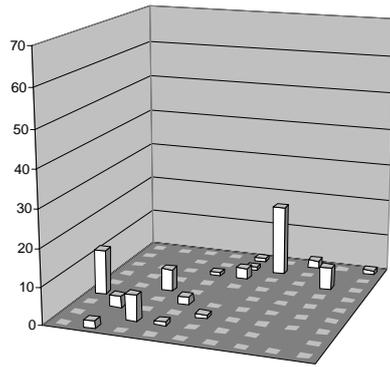
204 (1999)



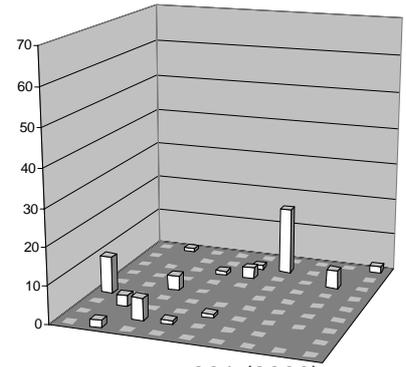
204 (2000)



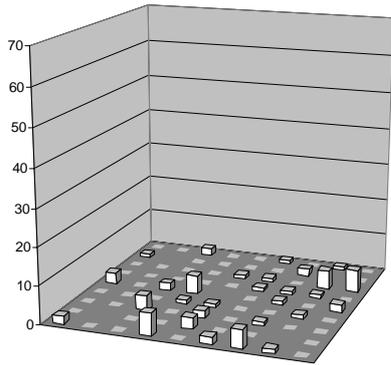
301 (1998)



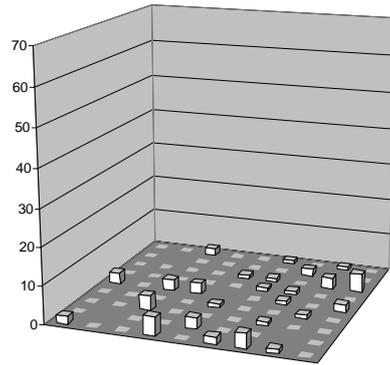
301 (1999)



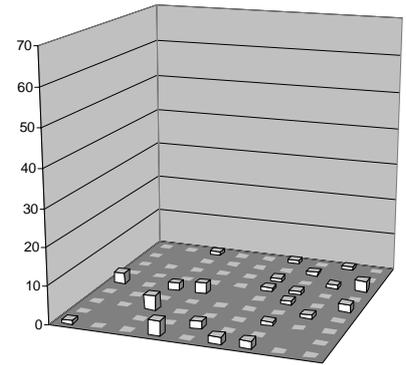
301 (2000)



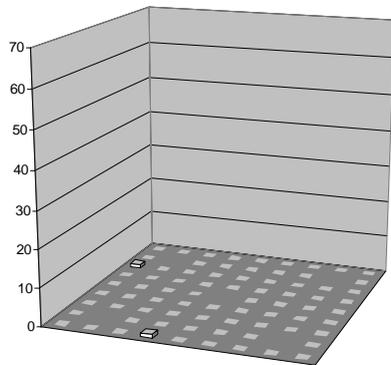
302 (1998)



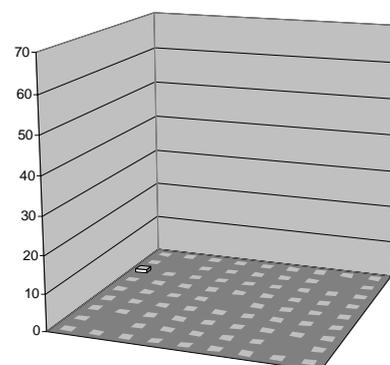
302 (1999)



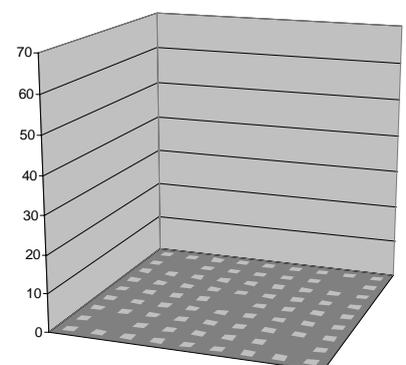
302 (2000)



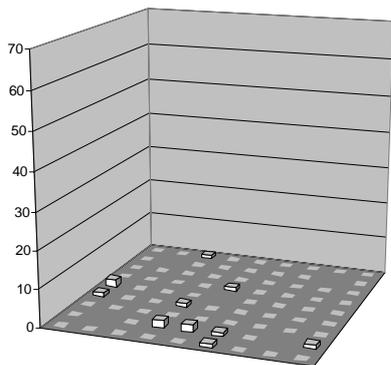
303 (1998)



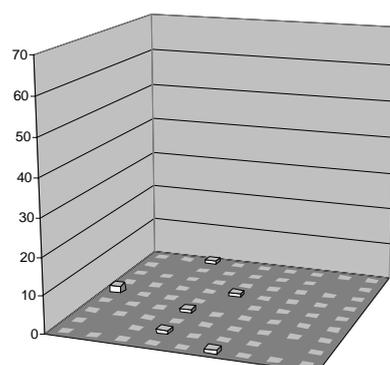
303 (1999)



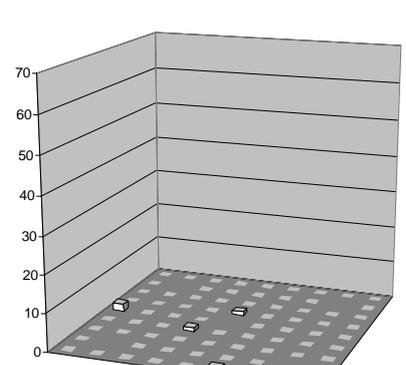
303 (2000)



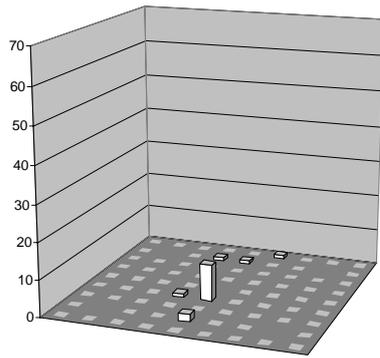
304 (1998)



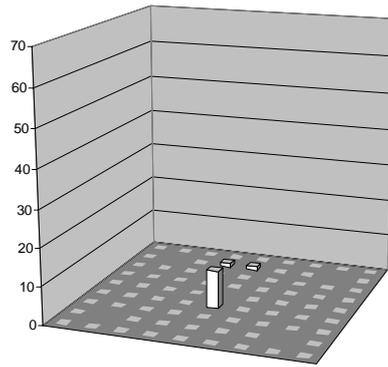
304 (1999)



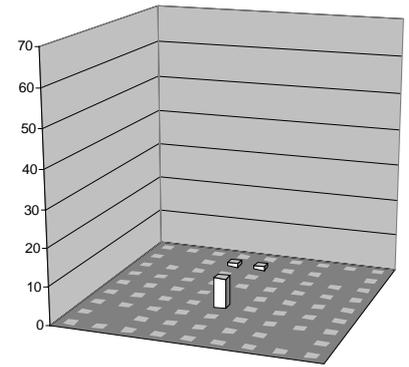
304 (2000)



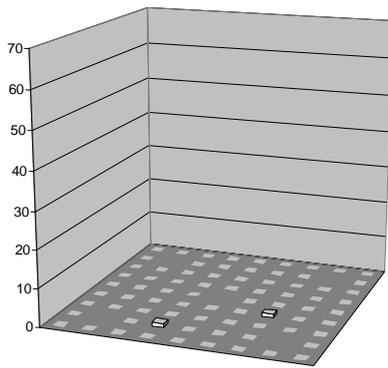
401 (1998)



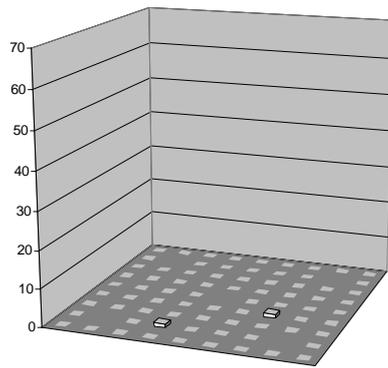
401 (1999)



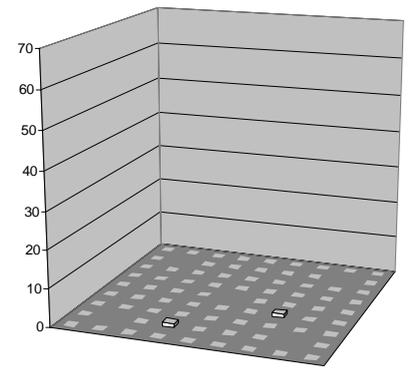
401 (2000)



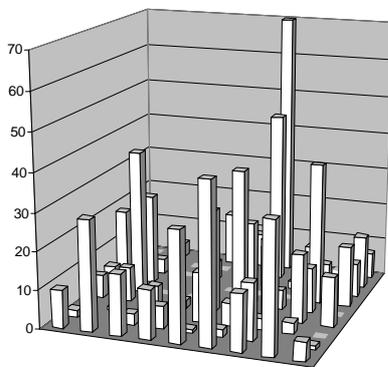
402 (1998)



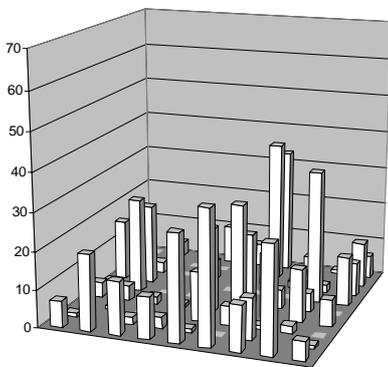
402 (1999)



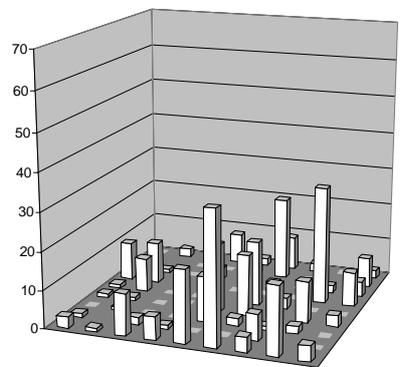
402 (2000)



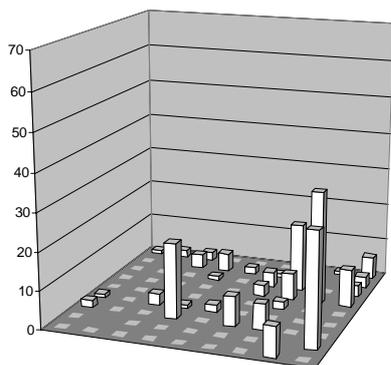
403 (1998)



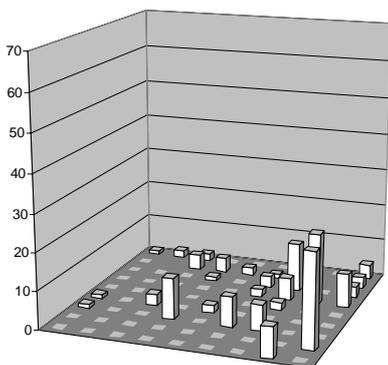
403 (1999)



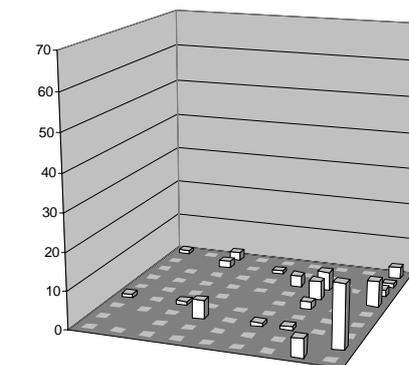
403 (2000)



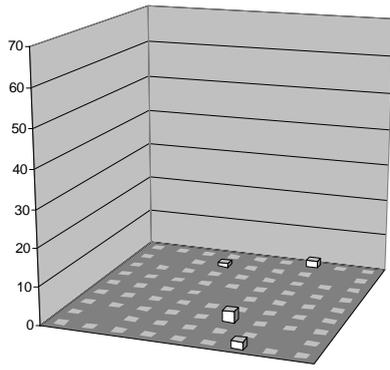
404 (1998)



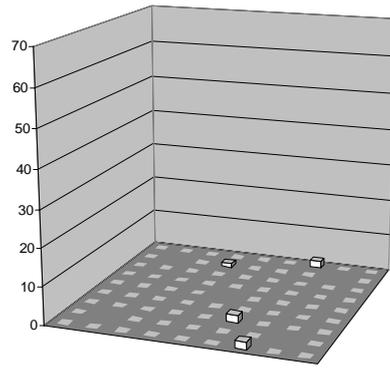
404 (1999)



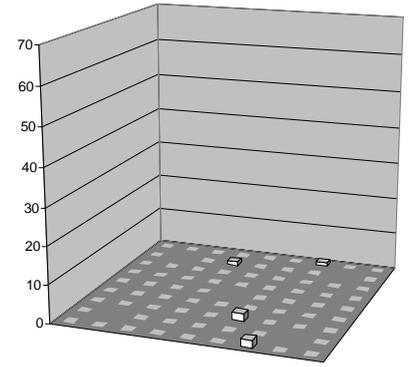
404 (2000)



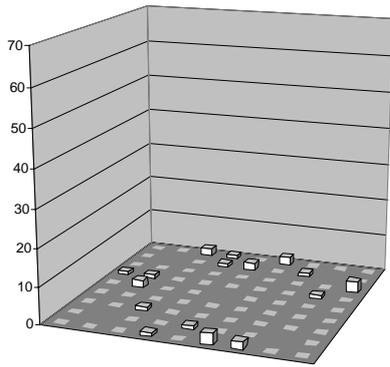
211 (1998)



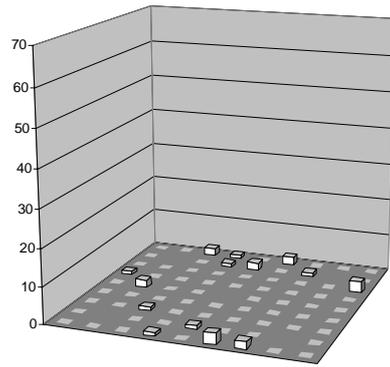
211 (1999)



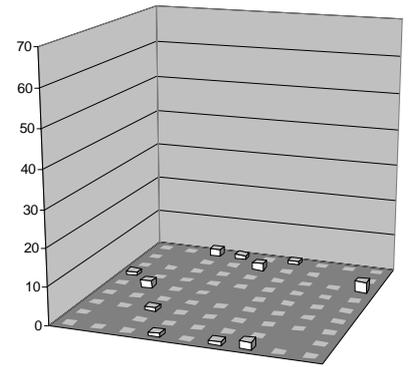
211 (2000)



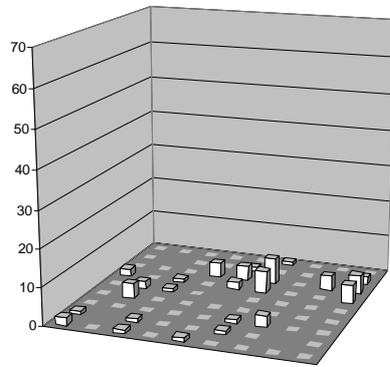
212 (1998)



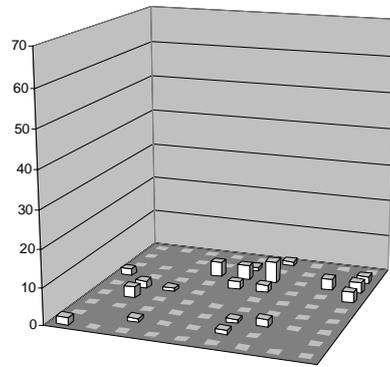
212 (1999)



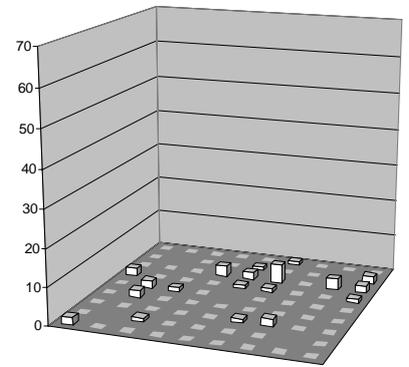
212 (2000)



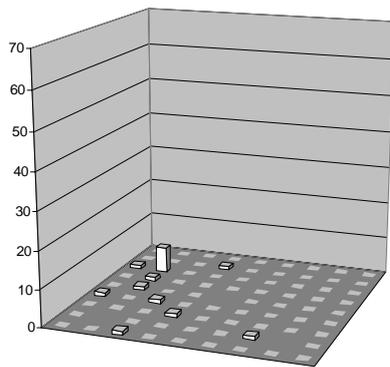
213 (1998)



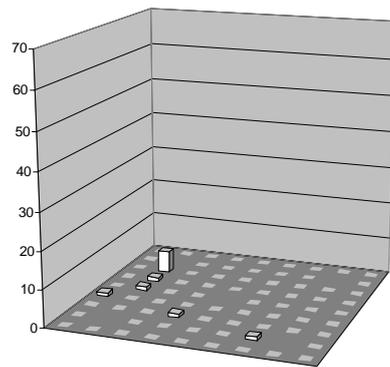
213 (1999)



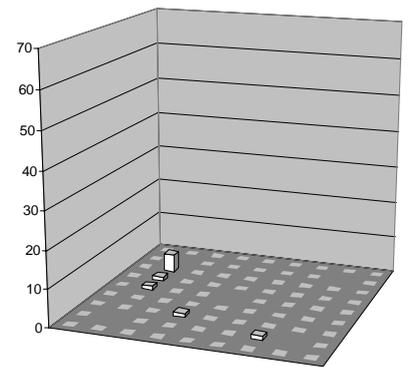
213 (2000)



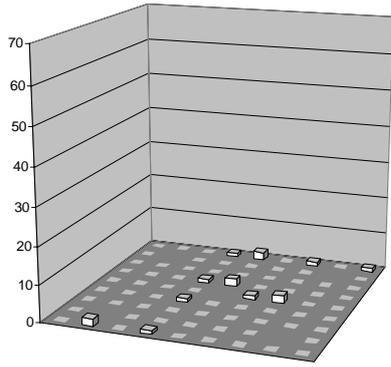
214 (1998)



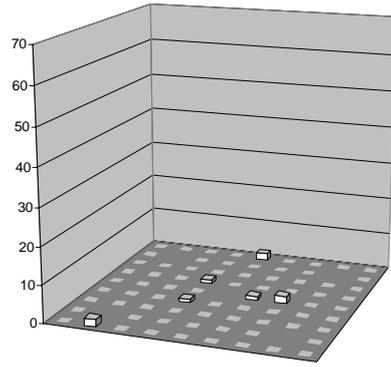
214 (1999)



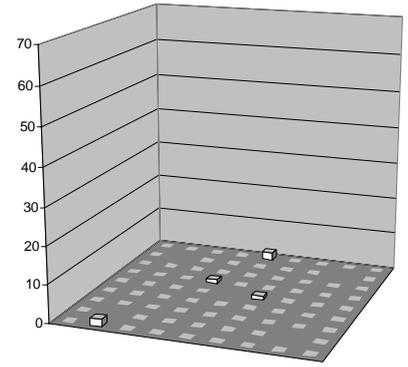
214 (2000)



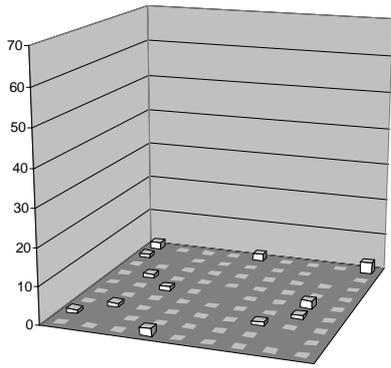
411 (1998)



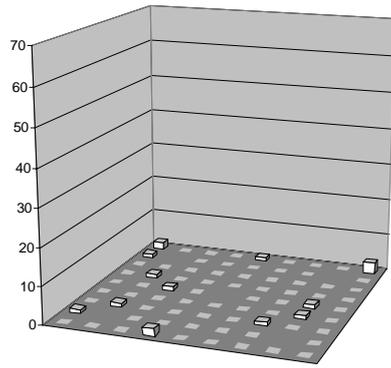
411 (1999)



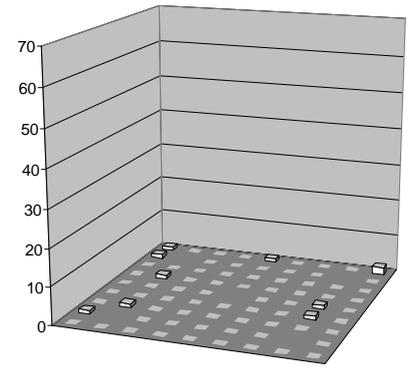
411 (2000)



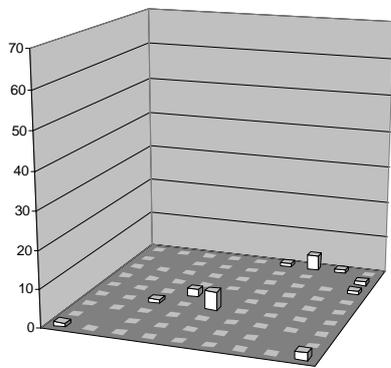
412 (1998)



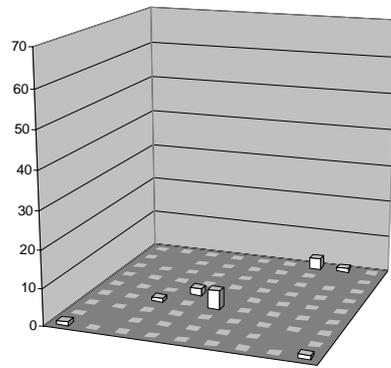
412 (1999)



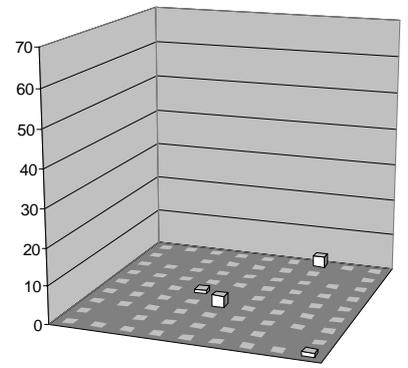
412 (2000)



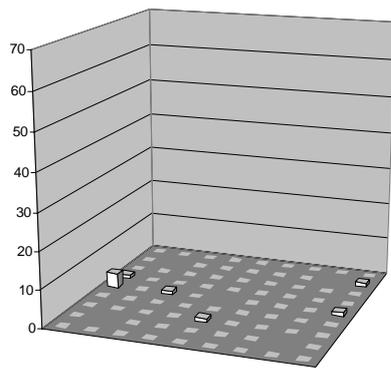
413 (1998)



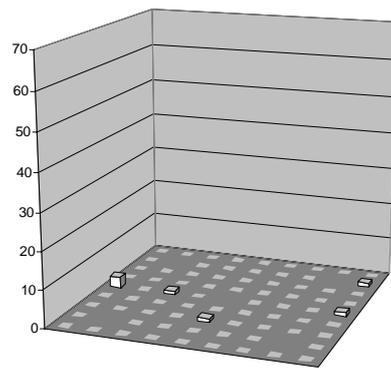
413 (1999)



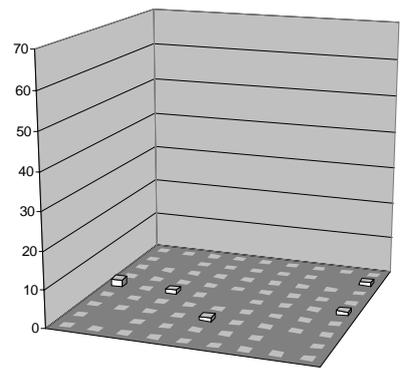
413 (2000)



414 (1998)



414 (1999)



414 (2000)

8.7 Pflanzensoziologische Aufnahmen

Pflanzensoziologische Aufnahmen der Jahre 1998 und 2000

