

BFW-BERICHTE 130/2003

Bundesamt und Forschungszentrum für Wald

**Mariabrunner
Waldbautage 2002
Ist die natürliche Verjüngung des
Bergwaldes gesichert?**

*Is the natural regeneration of the
mountain forests secured?*

F. MÜLLER (Hrsg.)

FDK 231:(234.31):(436)



BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT
UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT

Das Lebensministerium

Titeländerung:

FBVA-Berichte (Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien) wird fortgesetzt als BFW-Berichte (Schriftenreihe des Bundesamtes und Forschungszentrums für Wald)

Der neue Serientitel wird mit der Nummer 127/2002 fortgesetzt. Die Titeländerung erfolgt aufgrund der Namensänderung der Institution mit dem 1. Juni 2002

Change of title:

FBVA-Berichte (Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien) is continued as: BFW-Berichte (Schriftenreihe des Bundesamtes und Forschungszentrums für Wald).

The new title is therefore issued with number 127/2002 and is the consequence of the change of name of the organization as of June 1st 2002

Empfohlene Zitierung:

Mariabrunner Waldbautage 2002 - Ist die natürliche Verjüngung des Bergwaldes gesichert? / F. Müller (Hrsg.) / BFW-Berichte; Schriftenreihe des Bundesamtes und Forschungszentrums für Wald, Wien, 2003, Nr. 130, 170 S.

ISSN 1013-0713

Copyright 2003 by

Bundesamt und Forschungszentrum für Wald

Für den Inhalt verantwortlich :

Dienststellenleiter Dipl.-Ing. Dr. Harald Mauser

Herstellung und Druck :

Bundesamt und Forschungszentrum für Wald

Seckendorff-Gudent Weg 8

A-1131 Wien

URL: <http://fbva.forvie.ac.at>

Bestellungen und Tauschverkehr :

Bundesamt und Forschungszentrum für Wald

Bibliothek

Seckendorff-Gudent Weg 8

A-1131 Wien

Tel. + 43-1-878 38 1216

Fax. + 43-1-878 38 1250

E-mail: gudrun.schmidberger@bfw.gv.at

Online Bestellungen: http://fbva.forvie.ac.at/db/bibliothek_publicationen.bestellung

Nachdruck mit Quellenangabe gestattet

Inhaltsverzeichnis

Kapitel I

Die Verjüngung in subalpinen und montanen Wäldern Österreichs

H. SCHODTERER	
Die Verjüngung und Verjüngungsdefizite in subalpinen und montanen Wäldern Österreichs.....	7
A. SÖLLRADL	
Verjüngungszustand des Schutzwaldes in Oberösterreich	17

Kapitel II

Die Verjüngung im benachbarten Alpenraum

A. BONCINA, J. DIACI, M. JONOVIC	
Verjüngungssituation im Bergwald Sloweniens	23
P. DUC, P. BRANG	
Die Verjüngungssituation im Gebirgswald des Schweizerischen Alpenraumes	31
A. ROTHE	
Die Verjüngungssituation des Bergwaldes im bayerischen Alpenraum.....	51

Kapitel III

Forschungsergebnisse zur natürlichen Verjüngung in montanen und subalpinen Höhenlagen der Alpen

J. DIACI, A. BONCINA	
Aktuelle Forschungsergebnisse zur natürlichen Verjüngung in Bergwäldern Sloweniens	57
CH. AMMER	
Zum Einfluss waldbaulicher Maßnahmen auf die Naturverjüngung eines Bergmischwaldes	67
R. LITSCHAUER	
Untersuchungen zum Reproduktionspotential im Bergwald	79
M. ENGLISCH, W. RUHM & K. GARTNER	
Verjüngungsökologische Untersuchungen im Oststeirischen Bergland.....	87
G. KOCH	
Sukzessionsmonitoring nach Waldbrand im Naturwaldreservat „Potokkessel“	111
H. VACIK, M.J. LEXER, K. STAMPFER, E. HOCHBICHLER, H. DÜRRSTEIN, J. SPÖRK	
CONES - Computergestützte Entscheidungshilfe für Verjüngungseingriffe im Seilgelände	131

Kapitel IV

Beiträge zur Lösung der Verjüngungsprobleme Wald-Wild-Problematik

J. SENN, K. BOLLMANN, K. HINDENLANG & W. SUTER

Das Forschungsprogramm „Wald-Wild-Kulturlandschaft“ der Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL..... 145

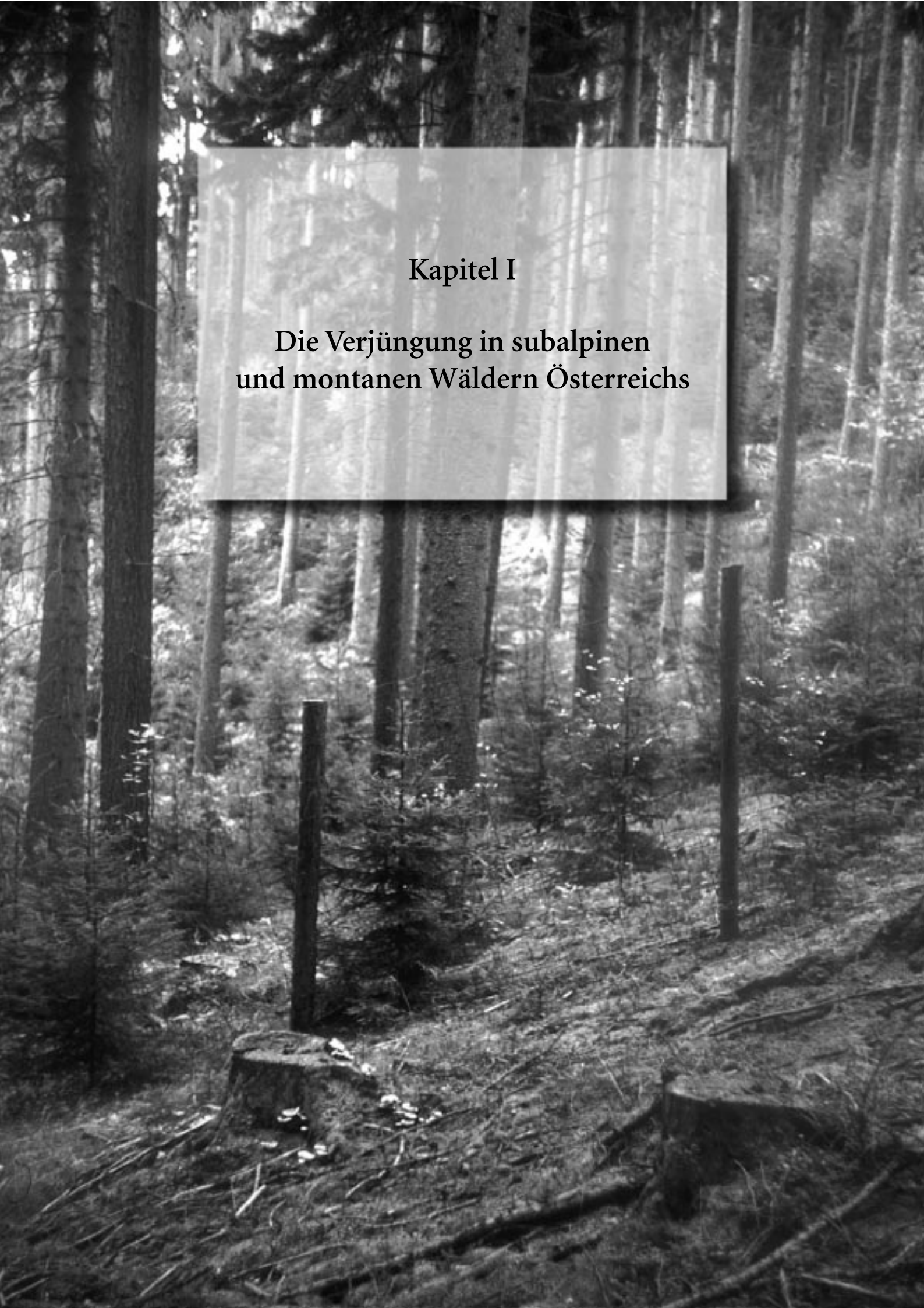
F. REIMOSER & S. REIMOSER

Ergebnisse aus dem Vergleichsflächenverfahren („Wildschaden-Kontrollzäune“) –
ein Beitrag zur Objektivierung der Wildschadensbeurteilung..... 151

G. WEISS

Die Überalterung der Zerfallsphase.

Die Sprache der Schutzwaldsanierung und deren Fallen für eine Lösung des Verjüngungsproblems..... 161



Kapitel I

Die Verjüngung in subalpinen und montanen Wäldern Österreichs

Die Verjüngung und Verjüngungsdefizite in subalpinen und montanen Wäldern Österreichs

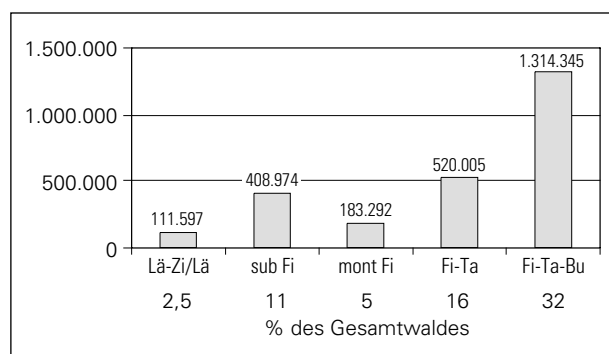
H. SCHODTERER

Institut für Waldinventur, Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Wien

Anhand der Daten der Österreichischen Waldinventur (ÖWI) der Erhebungsperiode 1992-96 soll ein Überblick über die Situation der Verjüngung des österreichischen Bergwaldes gegeben werden.

Die Beurteilung der Verjüngungssituation erfolgt auf Grundlage der potenziellen natürlichen Waldgesellschaft (PNWG). Die PNWG fassen die Standortsfaktoren Geologie, Boden, Klima, Meereshöhe und geographische Lage zusammen und sind daher das ideale Stratifizierungsmerkmal für die Auswertung der Verjüngungsdaten. Auch zur Herleitung von Zielbaumarten für einen Soll – Ist – Vergleich bietet sich die PNWG an.

Abb. 1:
Potentielle natürliche Waldgesellschaften des Bergwaldes (ha)



Die Österreichische Waldinventur unterscheidet insgesamt 26 PNWG, davon 18 im montanen und subalpinen Bereich. Die hier dargestellten PNWG sind mit jeweils mehr als 200 ha die flächenmäßig wichtigsten, von denen auch mehr als je 200 Probestellen zur Auswertung zur Verfügung stehen.

Im österreichischen Gesamtwald nehmen die PNWG Lärchen-Zirbenwald und Lärchenwald mit ihren fast 111.600 ha nur 2,5 % ein. Subalpine und montane Fichtenwälder beanspruchen 16 %, ebenso der potentielle Fichten-Tannenwald. Die Fläche des

Fichten-Tannen-Buchenwaldes macht potentiell mit seinen 32 % (über 1,3 Millionen Hektar) mehr als ein Drittel des Gesamtwaldes aus. Das natürliche Verbreitungsgebiet der Tanne umfasst somit 48 % des österreichischen Waldes. Mehr als zwei Drittel des österreichischen Waldes liegen im Bereich der Bergwaldgesellschaften oberhalb einer Meereshöhe von ca. 600 m.

Wieviele Verjüngung ist vorhanden?

Die Waldinventurflächen wurden hinsichtlich ihrer „Verjüngungsnotwendigkeit“ und dem „Vorhandensein von Verjüngung“ beurteilt. Diese beiden Merkmale sind vor allem Definitionssache, hier fließen Voraussetzungen wie unterstellte Umtriebszeit und Verjüngungszeitraum ein.

Als verjüngungsnotwendig wurden Bestände im letzten Viertel ihrer Umtriebszeit, Blößen und ungesicherte Verjüngungen unter 1,3 m eingestuft. Das Kriterium für das Vorhandensein wurde so gewählt, dass nicht jeder erste Verjüngungsversuch der möglicherweise wieder spurlos verschwindet, erhoben wird, sondern erst solche Verjüngungen, von denen bereits eine gewisse Dauerhaftigkeit erwartet werden kann. Andererseits sollten gerade frühe Verjüngungsstadien beobachtet werden können, um Aussagen über den Wildeinfluss auf die Artenzusammensetzung machen zu können (ÖWI 1994).

Unterschiedliche Definitionen führen zu unterschiedlichen Ergebnissen. Die österreichische Waldinventur hat zum Beispiel in die Definition der Verjüngungsnotwendigkeit kein Übershirmungskriterium aufgenommen, da dies viele Flächen, auf denen sich eine Schattbaumart wie z.B. die Tanne bereits verjüngt, von der Beurteilung ausschließen würde. Dies ist beim Vergleich mit Ergebnissen anderer Erhebungen zu beachten.

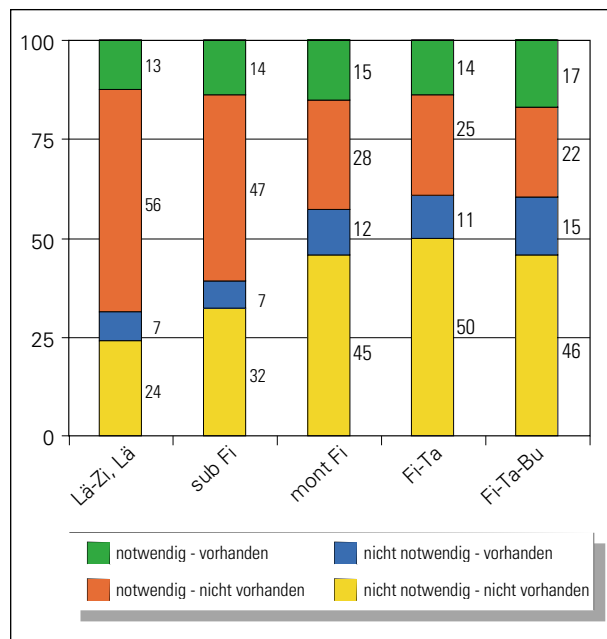


Abb. 2:

Bergwald - potentielle natürliche Waldgesellschaften - Notwendigkeit und Vorhandensein von Verjüngung in %

Unter den genannten Voraussetzungen ergeben sich nun für die einzelnen PNWG verjüngungsnotwendige Flächen zwischen 40-70 %. Im Schnitt ist in allen PNWG auf ca. 15 % der Fläche Verjüngung vorhanden. Es fällt auf, dass im subalpinen Bereich der Anteil an verjüngungsnotwendigen Flächen deutlich höher ist als in montanen Lagen. Hier wirkt sich vor allem der höhere Anteil an Althölzern aus. Der Anteil der verjüngungsnotwendigen Flächen ohne Verjüngung ist im Subalpin fast doppelt so groß wie im montanen Bereich. Diese Flächen dürfen zwar nicht zur Gänze als Verjüngungsdefizit gewertet werden, da auch Flächen mit beginnender Verjüngung die das Kriterium „Vorhanden“ noch nicht erreichen hier eingeordnet sind, aber die Darstellung liefert einen deutlichen Eindruck wo Verjüngungsprobleme bestehen.

Welche Faktoren kommen für das Fehlen von Verjüngung in Frage?

Auf den Flächen, die als verjüngungsnotwendig eingestuft wurden, auf denen aber das Minimumkriterium für das Vorhandensein nicht erreicht wurde, erfolgte eine gutachtliche Ansprache der wahrscheinlichen Ursachen für das Fehlen von Verjüngung. Ein Kontrollzaun (REIMOSER F. 1991) würde hier zwar besser abgesicherte Ergebnisse bringen, diese Methode kommt aber für die Öster-

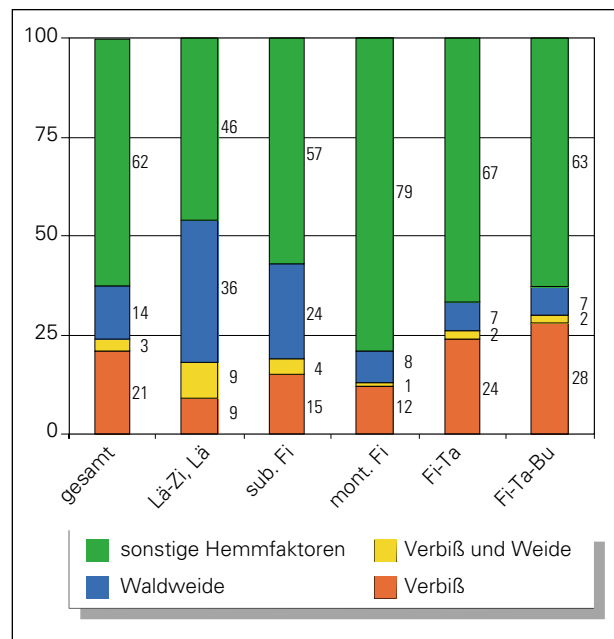


Abb. 3:

Verjüngung notwendig, nicht vorhanden, Hemmfaktoren (%)

reichische Waldinventur wegen der geforderten Anonymität der Probestflächen sowie aus Kapazitätsgründen nicht in Frage.

- Waldweide: Dieser Hemmfaktor spielt vor allem in den subalpinen Gesellschaften eine Rolle, hier sind ja auch die meisten Almen angelegt.
- Verbiß und Weide: Nur im Lärchen-Zirben und im Lärchenwald besteht ein wesentlicher Überschneidungsbereich.
- Verbiß: Vor allem in montanen Mischwäldern ein Problem, nicht so stark im montanen Fichtenwald.
- Sonstige Hemmfaktoren: In der hier zusammengefassten Gruppe sind fast durchwegs etwa zur Hälfte
 - Lichtmangel, und
 - Konkurrenz durch Gras, Kraut, Strauch
 zu nennen. In dieser letzten Hemmfaktorengruppe wären wahrscheinlich noch einige Flächen dem Verbiß zuzuordnen.

Wenn etwa in einem vorher zu dunklen Bestand, der sich allmählich auflichtet, eine sich entwickelnde Verjüngung total weggebissen wird, und sich dann nach weiterer Auflichtung verdämmendes Gras etc. einstellt, kann am Ende nur letzteres als Hemmfaktor angesprochen werden, wenn man seine Ergebnisse nicht bloß auf Vermutungen gründen will. Die Taxatoren der Waldinventur sind daher angewiesen, nur dann Verbiß als Hemmfaktor zu nennen, wenn sich tatsächlich Hinweise im Probestflächenbereich finden lassen. Dadurch wird der Verbiß eher unterschätzt.

Erste Frage zur Beurteilung der vorhandenen Verjüngung:

Ist man mit den vorhandenen Baumarten und den Pflanzenzahlen zufrieden?

Das ÖWI-Konzept geht davon aus, dass ohne Sollvorstellung letztlich keine Aussage über Qualität, Defizite oder Schäden einer Verjüngung möglich ist (REIMOSER SUCHANT 1991, REIMOSER 1998).

Zielvorgaben für die Auswertung:

- Mindestdeckung der Fläche
- Erhaltung der natürlichen Waldgesellschaft im Schutzwald (so noch vorhanden)
- Erhaltung der natürlichen Baumarten im Wirtschaftswald (so noch vorhanden)

Bei der Ableitung von Zielen aus den gesetzlichen und biologischen Grundlagen wurde darauf Wert gelegt, wirkliche Mindestansätze für Baumarten und Stammzahlen zu finden (SCHODTERER 1998 u. 2001, VÖLK 1998). Dabei wurde zwischen wirtschaftlichen Zielen der Eigentümer (Maximalziele) und landeskulturellen Zielen (Minimalforderung) unterschieden. Da die wirtschaftlichen Vorstellungen der Eigentümer der ÖWI infolge der Anonymität der Probestflächen nicht zugänglich sind und außerdem kaum vereinheitlicht werden können, wurde für diese Auswertung versucht, einen nachvollziehbaren Mindeststandard aus landeskultureller Sicht zu formulieren (Tabelle 1).

Die Mindestdeckung der Verjüngungsfläche wird in der Auswertung ab 2500 Pflanzen (aller Baumarten) als ausreichend beurteilt, es wird jedoch nicht die Gesamtzahl mit Zielbaumarten belegt. Dadurch können auch Pioniere (wie Birke, Weide usw.) in

bestimmten Rahmen zum Erreichen der Gesamtstammzahl beitragen, Sukzessionsprozesse werden so mitberücksichtigt (zeitliche Variation). Nur Tanne und Buche werden explizit mit Sollzahlen belegt, die anderen Zielbaumarten gehen jeweils in ein Summenkriterium ein. Dadurch wird z.B. dem Umstand Rechnung getragen, dass sich die Baumarten zum Teil gegenseitig ersetzen können, aber auch bekannten Phänomenen wie dem Baumartenwechsel in der Verjüngung (Tanne verjüngt sich häufig unter Buche usw. - räumliche Variation).

Da das Forstgesetz im Wirtschaftswald freie Baumartenwahl vorsieht, können nicht die selben Sollzahlen angesetzt werden wie im Schutzwald. Da zur Erhaltung der genetischen Vielfalt aber auch die Erhaltung der natürlichen Baumartengarnitur auf Wirtschaftswaldstandorten von Bedeutung ist, wurde versucht, Mindestzahlen für diese Zielsetzung zu finden (z.B. Tannenanteil im Fichten-Tannen-Buchenwald – im Wirtschaftswald nur 2/100 gegenüber 1/10 im Schutzwald). Die Frage, wie viele Individuen einer Baumart in der Verjüngung nötig sind, um die Baumart zu erhalten, ist so gut wie nicht erforscht. Aus der waldbaulichen Praxis wissen wir aber, wie eine gesicherte Jugend / Dichtung gemischt sein muss, um noch Baumartenanteile im Altholz zu ermöglichen.

Ein Variantenstudium, bei dem einmal mit den Wirtschaftszahlen, einmal mit den Schutzwaldzahlen für alle Waldflächen gerechnet wurde, ergab österreichweit kaum andere Ergebnisse als die Normalvariante (Wirtschaftswald mit Wirtschaftswaldzahlen, Schutzwald mit Schutzwaldzahlen). Das bedeutet, dass zur Zeit die Stammzahlen auf den meisten Flächen unter dem kleineren Wert, auf wenigen Flächen zwischen den Werten und auf einigen Flächen über dem größeren Wert liegen. Beim

Tab. 1: Zielbaumarten der potenziellen natürlichen Waldgesellschaften und Soll-Pflanzenzahlen

Natürliche Waldgesellschaft	Zielbaumarten	Mindeststammzahl je ha Wirtschaftswald (Schutzwald)
ausreichende Gesamtstammzahl	alle Baumarten	≥ 2500
Lärchen-Zirben-Wald	Lä + Zi	≥ 1500
Subalpiner und montaner Fichtenwald	Fi + Lä + Zi + Bah + Ebe	≥ 1500
Fichten-Tannenwald	Ta	≥ 55 (250)
	Fi + Lä + Bah	≥ 100 (1500)
Fichten-Tannen-Buchenwald	Ta	≥ 55 (250)
	Bu	≥ 225 (750)
	Fi + Lä + Bah + Es	≥ 200 (1500)
Bah = Bergahorn Ebe = Eberesche F = Fichte Ta = Tanne Bu = Buche Es = Esche Lä = Lärche Zi = Zirbe		

derzeitigen Zustand des österreichischen Waldes ist also nicht so sehr die Höhe der Sollzahlen für das Ergebnis entscheidend, sondern ob man eine bestimmte Baumart überhaupt fordert oder nicht.

Zweite Frage zur Beurteilung der vorhandenen Verjüngung:

Wie beurteilt man den Verbiss?

Als Grundgedanke bei der Beurteilung von Verbiss wurde davon ausgegangen, dass, wenn ausreichend ungeschädigte Pflanzen der Zielbaumarten (Soll) vorhanden sind, der Verbiss an den übrigen, unabhängig von Verbissprozenten nicht als Schaden betrachtet werden kann, da das geforderte Ziel erreicht wurde.

Zur Unterscheidung von Verbisseinfluss und Verbisschaden wurden folgende Kriterien festgelegt:

- a) Die Beurteilung erfolgt nur auf verjüngungsnotwendigen Flächen.
Wenn auf einer Fläche keine Verjüngung notwendig ist, kann Verbiss auch keinen Schaden bedeuten.
- b) Die Einzelpflanze gilt als geschädigt bei mehrjährigem Leittriebverbiss, da dieser einen wesentlichen Höhenzuwachsverlust bewirkt und die Konkurrenzverhältnisse zwischen den Baumarten zugunsten der weniger vererbissenen Baumarten verschiebt. Liegt nur ein einfacher Leittriebverbiss oder Seitentriebverbiss vor, wird dieser als Verbisseinfluss ausgewiesen.
- c) Eine Fläche gilt als geschädigt, wenn
 - bei ausreichender Stammzahl nicht ausreichend ungeschädigte Einzelpflanzen vorhanden sind (Soll – Ist – Vergleich),
 - bei nicht ausreichender Stammzahl ein schadensweisender Verbissparameter überschritten wird (wenn z.B. mehr als 30 % der Pflanzen mehrfachen Leittriebverbiss aufweisen),
 - bei einer verjüngungsnotwendigen Fläche ohne Verjüngung der Hemmfaktor Verbiss angesprochen wurde.

Wie stellt sich unter diesen festgesetzten Beurteilungskriterien der Zustand der Verjüngung im österreichischen Bergwald dar?

Erwartungsgemäß ist der Anteil der Flächen, auf denen nicht alle Zielbaumarten vorhanden sind, im

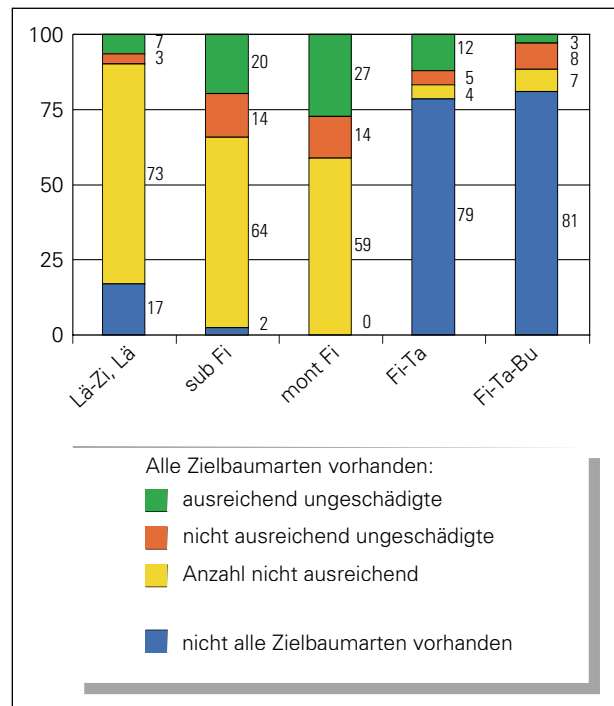


Abb. 4:

Verjüngung notwendig und vorhanden – Zielbaumarten (Flächenanteil %)

montanen Mischwald am höchsten. Auch hier darf aber nicht auf allen Flächen ein Verjüngungsdefizit interpretiert werden, da das Kriterium „Vorhanden“ bewusst tief angesetzt wurde, um frühe Verjüngungsstadien und gegebenenfalls Entmischungsprozesse beobachten zu können. Auf einem Teil der Flächen sind die Mischbaumarten daher möglicherweise noch nicht vorhanden, auf dem anderen Teil nicht mehr. Zum Teil können sich die geforderten Baumarten nicht einstellen, weil die Baumart (z.B. Tanne im Fichten-Tannenwald) in früheren Jahrhunderten durch unangepasste Bewirtschaftung fehlt.

Die Flächen, auf denen alle Zielbaumarten vorhanden sind, aber ihre Anzahl nicht ausreicht, sind vor allem in den subalpinen Gesellschaften und im montanen Fichtenwald zu finden. Auch hier ist zu beachten: Auf Flächen, die am Anfang, oder mitten in ihrer Entwicklung stehen, kann man noch keine ausreichende Pflanzenzahl und vollständige Baumartengarnitur erwarten. Dies ist auf 36 % der Flächen dieser Kategorie der Fall.

Flächen mit allen Zielbaumarten in ausreichender Pflanzenzahl, aber nicht ausreichend ungeschädigten Pflanzen: Hier kann nach dem klassischen Soll-Ist-Vergleich von Schadensflächen gesprochen werden.

Übrig bleiben die Flächen, auf denen von allen Zielbaumarten eine ausreichende Anzahl ungeschädigt vorhanden ist. Der Anteil dieser Flächen

bewegt sich, bezogen auf die Fläche mit notwendiger und vorhandener Verjüngung, zwischen fast einem Drittel im montanen Fichtenwald und nur 3 % im Fichten-Tannen-Buchenwald. Bezogen auf die ganze verjüngungsnotwendige Fläche des Fichten-Tannen-Buchenwaldes beträgt der Flächenanteil mit ausreichender Anzahl ungeschädigter Zielbaumarten nur noch 1 %, bezogen auf die gesamte Fi-Ta-Bu-Waldfläche um 0,5 %.

Hier wird deutlich: Erstens, je weniger Baumarten gefordert werden, desto besser ist das „Ergebnis“. Zweitens, die Situation ist in den einzelnen Waldgesellschaften so unterschiedlich, dass Durchschnittswerte nur sehr wenig Aussagekraft haben.

Genauere Betrachtung der Verbiss-Schadenssituation

Ein *Soll-Ist-Vergleich* ist nur auf Flächen mit ausreichender Pflanzenzahl möglich. Da auf dem überwiegenden Teil der Probeflächen die Gesamtstammzahl nicht ausreicht (insgesamt 58 %), ergibt sich aus dem Soll-Ist-Vergleich ein entsprechend geringerer Schadensanteil als aus der nächsten Flächenkategorie (VS aus Verbissparameter). Bei nicht ausreichender Pflanzenzahl muss die Beurteilung aus den vorhandenen Pflanzen hergeleitet werden. Dies geschieht unter Zuhilfenahme von schadensweisenden *Verbissparametern* (wenn z.B. mehr als 30 % der Pflanzen

mehrfachen Leittriebverbiss aufweisen). Fehlt die Verjüngung auf einer verjüngungsnotwendigen Fläche völlig, werden *Hemmfaktoren* gutachtlich angesprochen. Auf die Gefahr hin, den Verbisseinfluss zu unterschätzen, wurden die Taxatoren angewiesen, Verbiss als Hemmfaktor nur dann anzugeben, wenn im Probeflächenbereich Hinweise darauf zu finden sind (z.B. starker Verbiss an der Strauchvegetation, Anzahl der Bäumchen unter dem Vorhandenseinskriterium, aber Verbiss sichtbar, ...). Im montanen Fichtenwald und in den subalpinen Gesellschaften beträgt der Anteil der Schadensflächen etwa ein Viertel, in den montanen Mischwaldgesellschaften um die Hälfte der Flächen. Wälder mit Tanne und Laubhölzern sind also doppelt so stark betroffen. Der Durchschnitt über alle Waldgesellschaften liegt bei 43 %, da die montanen Mischwälder einen viel höheren Flächenanteil haben.

Bei der Angabe von Flächenanteilen muss zur Beurteilung des Ergebnisses beachtet werden, welche Bezugsfläche gewählt wurde. Obige Aussagen beziehen sich auf die verjüngungsnotwendige Fläche, beinhaltet also auch Flächen ohne Verjüngung. Betrachtet man nur die Flächen mit vorhandener Jugend, oder jene mit ausreichender Stammzahl, ergibt sich ein anderes Bild. Besonders beim Vergleich von Ergebnissen verschiedener Erhebungen ist daher wichtig auf den Flächenbezug zu achten.

Abb. 5:

Verjüngung notwendig - Verbiss-Schaden (vorhanden und nicht vorhanden, Flächenanteil %)

Je nach Flächenkategorie hat die Schadensbeurteilung unterschiedliche Qualität.

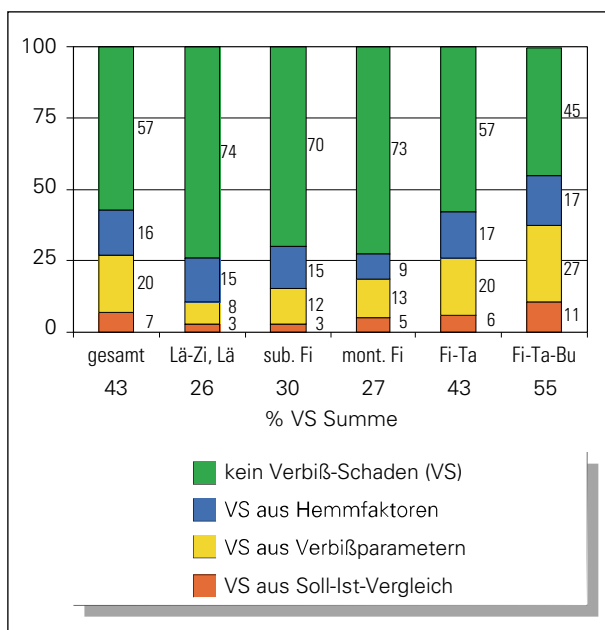
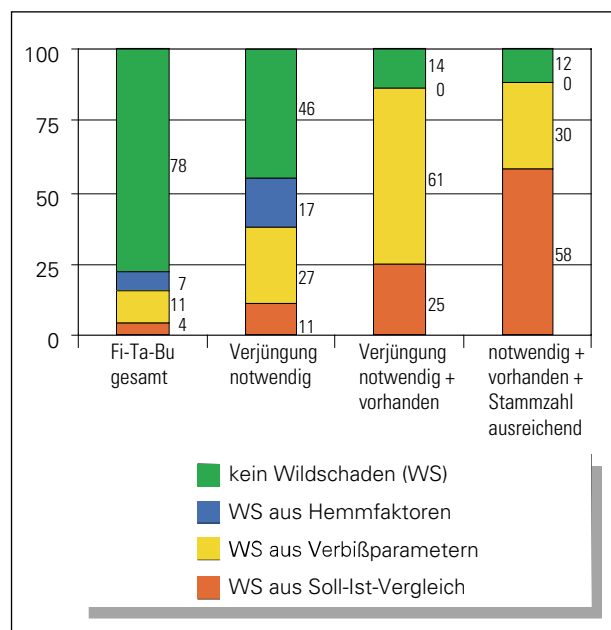


Abb. 6:

Verbisschadensanteil je nach Bezugsfläche: Beispiel Fichten-Tannen-Buchenwald



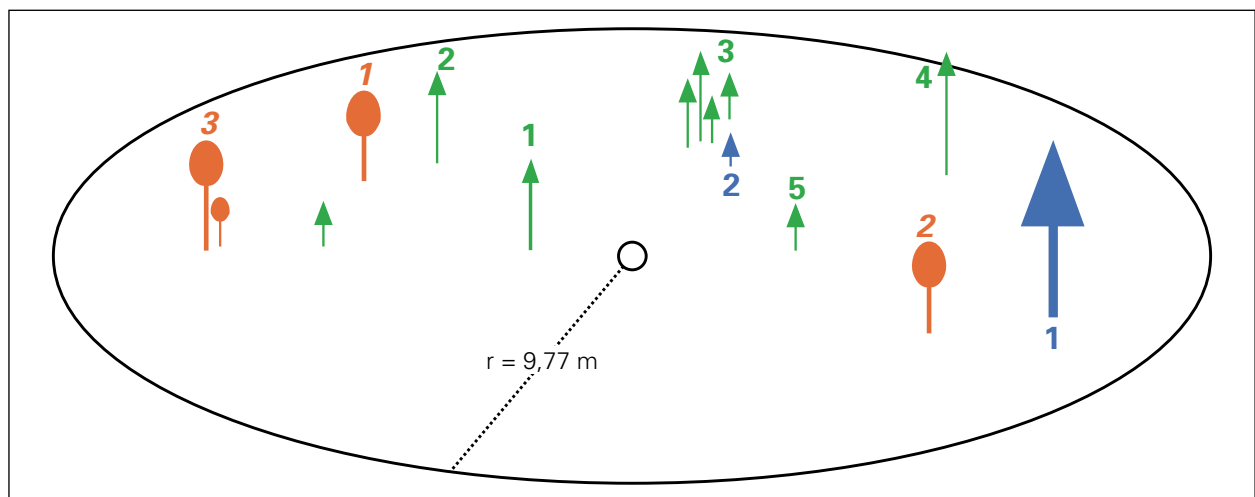


Abb. 7: Auswahl der Probepflanzen

Methode der Probepflanzenauswahl

Während die Flächenmerkmale der Verjüngungen auf einem Probekreis von 300 m² beurteilt wurden, erfolgte die Verbissaufnahme der Einzelpflanzen an einer Substichprobe aus dem maßgeblichen Kollektiv der Oberhöhenbäumchen. Je Baumart wurden die fünf höchsten und nächsten Pflanzen zum Mittelpunkt ausgewählt (Abbildung 7).

Für die Ansprache von Flächenmerkmalen und die Festlegung von Sollstammzahlen ist eine große Probefläche besser geeignet als eine kleine, eine Vollaufnahme aller Verjüngungspflanzen würde dadurch aber zu aufwendig. Um auch den Bezug zu den übrigen ÖWI - Daten zu gewährleisten, wurde die Verjüngungserhebung auf den Probeflächen (300 m²) bzw. auf deren Teilflächen durchgeführt.

Abb. 8: Entmischung durch selektiven Verbiss im Fichten-Tannen-Buchenwald (Probepflanzenanzahl)

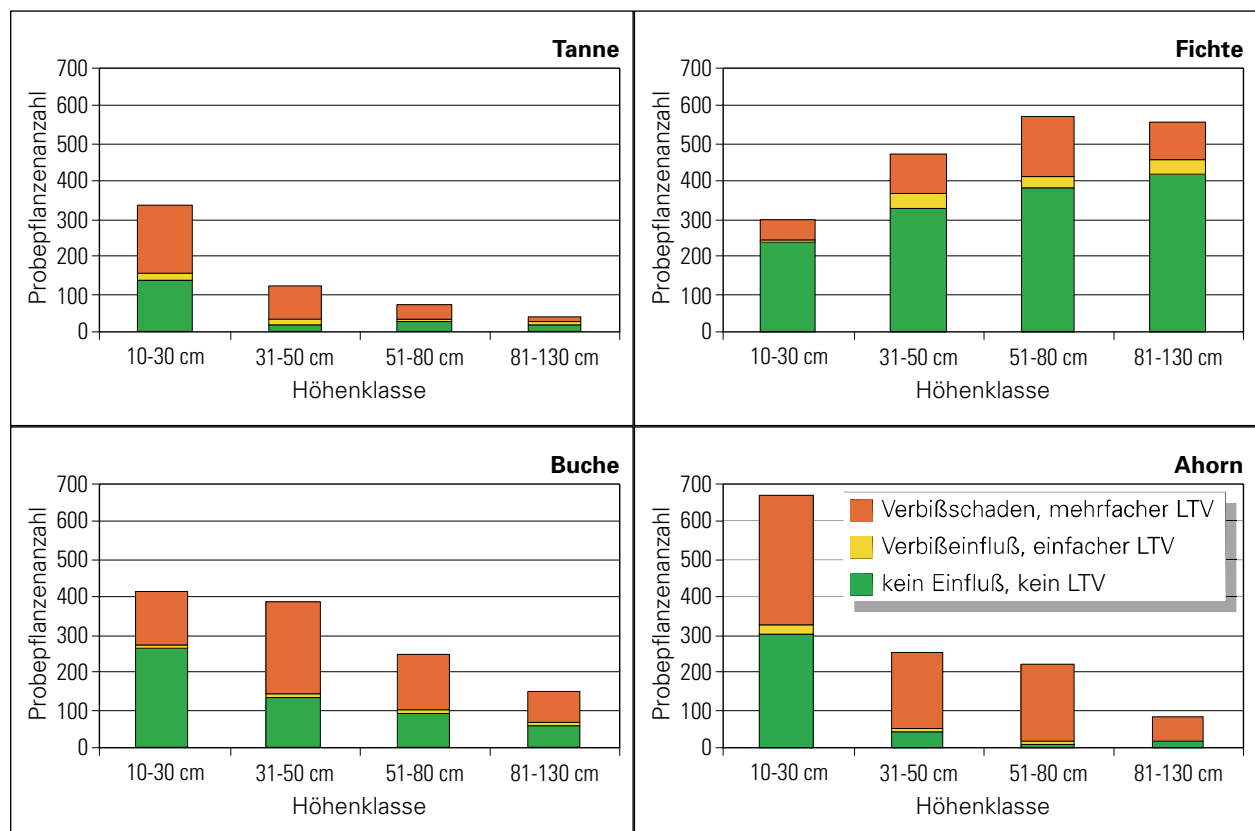
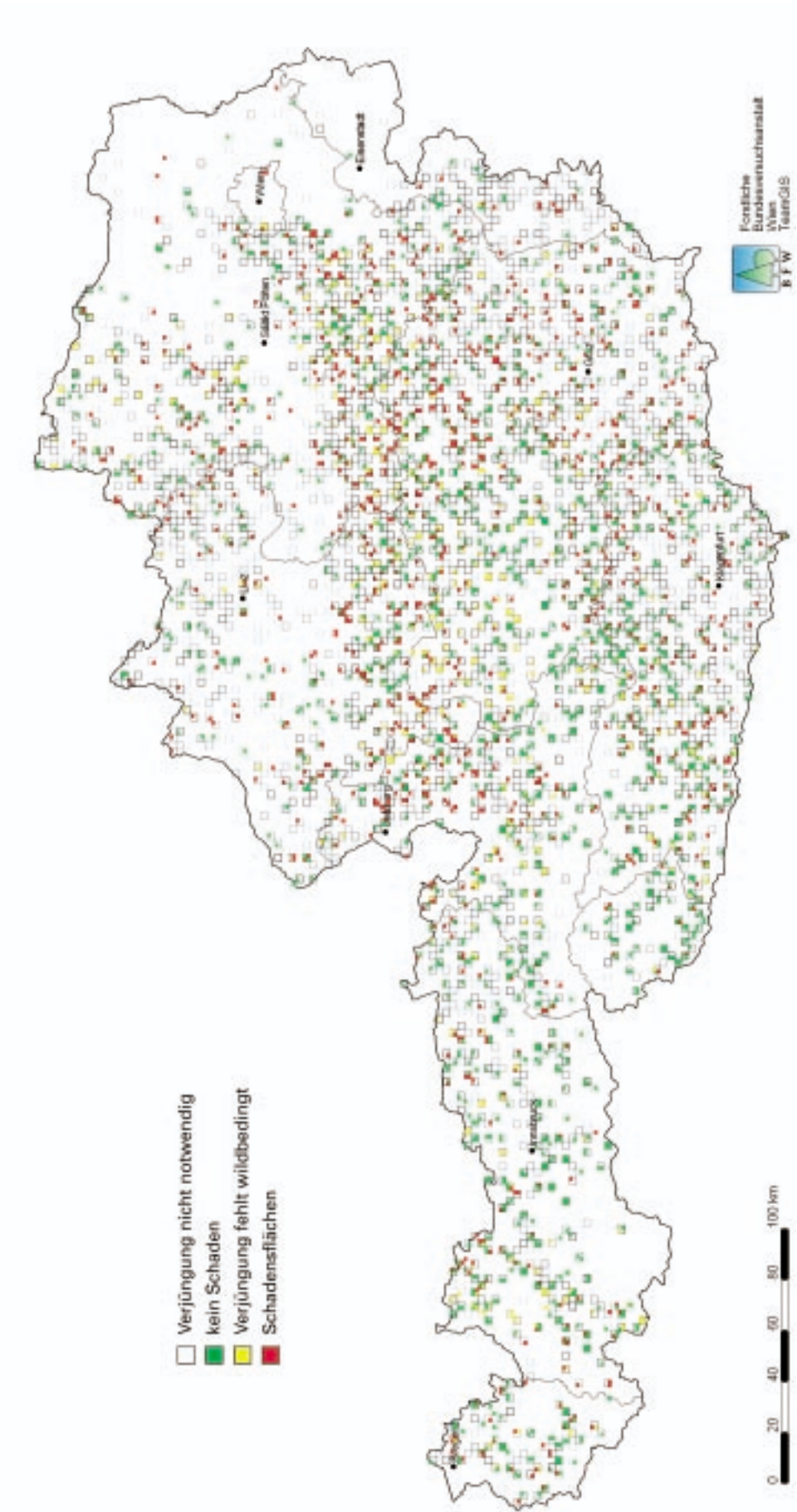


Abb. 9: Verbissschadensbeurteilung Österreich (alle Waldgesellschaften)



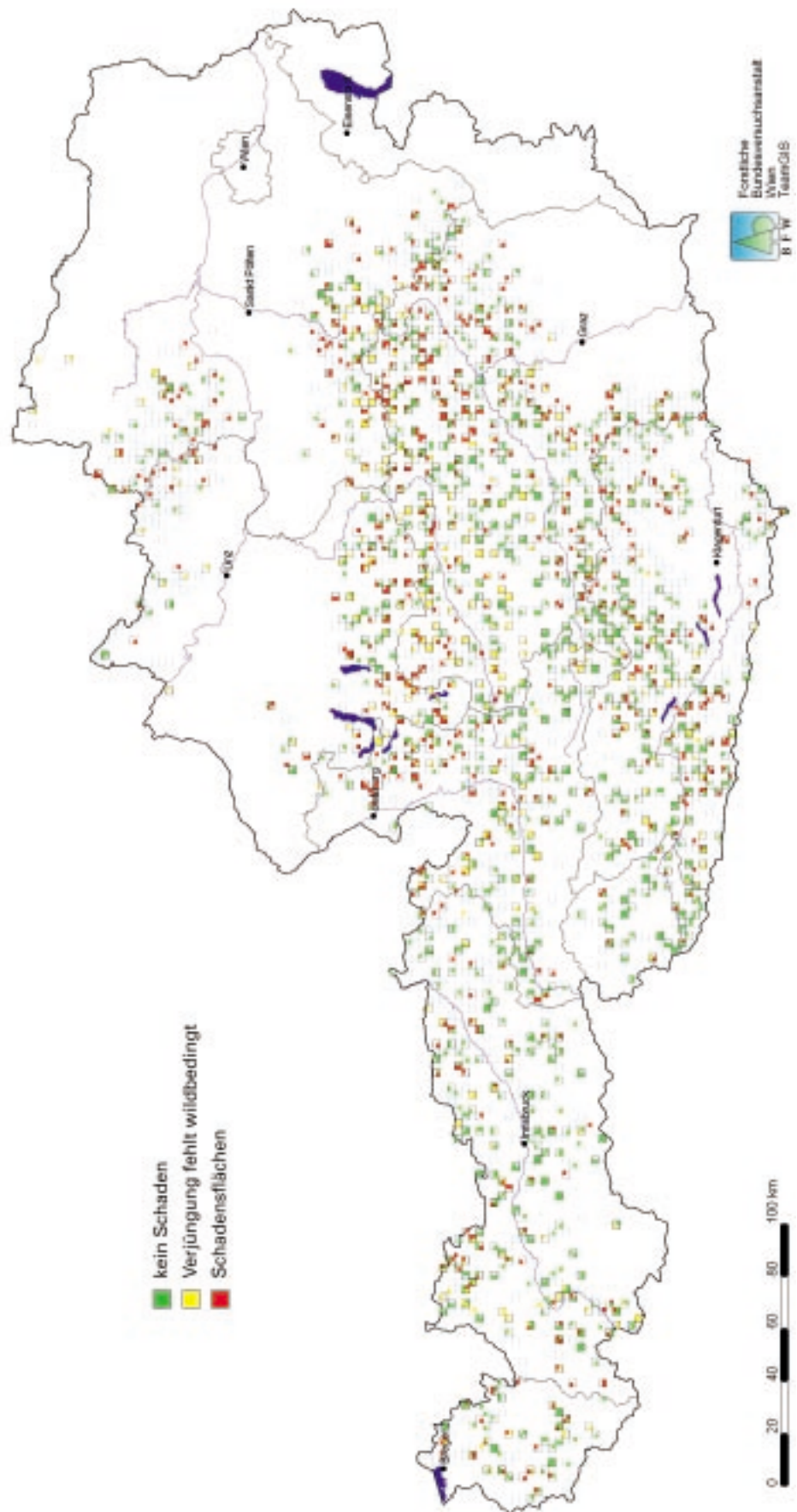


Abb. 10: Verbisschadensbeurteilung Bergwald

Das Probepflanzen - Auswahlkriterium der Nähe zum Mittelpunkt sorgt für die Zufälligkeit der Substichprobe. Um die Verteilung auf der Fläche zu berücksichtigen wurde aus entstehenden Kleingruppen je Baumart nur ein Exemplar als „Hauptpflanze“ ausgewählt.

Entmischung durch selektiven Verbiss im Fichten-Tannen-Buchenwald (Probepflanzenanzahl)

Abbildung 8 enthält alle Probepflanzen der vier wichtigsten Baumarten des Fichten-Tannen-Buchenwaldes nach Höhenklassen und Verbisseinfluss (LTV = Leittriebverbiss).

Da bevorzugt die Pflanzen der Höhenklasse 80-130 cm aufgenommen wurden, entspricht die Verteilung der Fichten über die Höhenstufe den Erwartungen. Die Tanne und die Laubhölzer zeigen dagegen eine umgekehrte Verteilung. Obwohl bei der Pflanzenauswahl auch hier nur auf die unteren Höhenklassen zurückgegriffen wurde, wenn aus der oberen Höhenklasse keine fünf Probepflanzen erreicht wurden, sind die unteren Höhenklassen weitaus stärker vertreten. Dies gilt auch für Esche, Eberesche. Durch die bevorzugte Aufnahme der höheren Pflanzen ist das Bild verzerrt, die tatsächliche Verteilung der Pflanzen ist noch viel stärker linksschief.

Leittriebverbiss ist bei der Fichte nicht so häufig wie bei den Mischbaumarten und hindert diese auch nicht wesentlich am Höhenwachstum, da eine Fichte rasch einen Seitentrieb als Ersatzleittrieb ausbilden kann und damit am Ende der Wachstumsperiode nahezu wieder gleich hoch sein kann wie ein unverbissenes Exemplar. Die Tanne dagegen wird durch Leittriebverbiss gegenüber der Fichte benachteiligt, da sie nicht sofort mit einem Ersatzleittrieb reagieren kann, sondern erst im nächsten Jahr eine neue Knospe bilden muss und erst im zweiten Jahr einen neuen Höhenwachstumsversuch starten kann (OSTERLOHER WIECHMANN 1993). Da bei Tanne und bei den Laubhölzern mehrfacher Leittriebverbiss viel häufiger ist als bei Fichte, haben sie es viel schwerer, eine verbissfreie Höhe zu erreichen.

Die ausreichende Mischung und Pflanzenzahl bei 3 % der Fichten-Tannen-Buchenwaldverjüngungen wird gegenwärtig offensichtlich hauptsächlich von Pflanzen unter 30 cm Höhe erreicht, es ist aber nicht sicher, ob diese Mischung bis zu einer „verbissfreien“ Höhe erhalten bleibt.

Überblick über die Beurteilung des Verbisschadens Österreichs (alle Waldgesellschaften)

Die bundesweite Übersicht zeigt (Abb. 9), dass die Flächen, auf denen Verbiss als Schaden gewertet wurde, vor allem im Laubmischwald und im Mischwald der montanen Stufe der Randalpen zu finden sind.

Es ist daher wenig sinnvoll, Durchschnittswerte für Bundesländer zu berechnen, oder diese gar direkt miteinander zu vergleichen, selbst wenn die Erhebungsmethode einheitlich war. Der Anteil der Schadensflächen hängt im Wesentlichen vom Anteil der wildschadensanfälligen Wälder ab. Der Anteil der nicht verjüngungsnotwendigen Waldfläche ist durch die Aufforstungen ehemaliger landwirtschaftlicher Flächen der letzten sechzig Jahre in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedlich.

Am aussagekräftigsten ist die Auswertung nach naturräumlichen Gegebenheiten. Als ideales Stratifizierungsmerkmal bietet sich die potenzielle natürliche Waldgesellschaft an, weil sie alle Standortsfaktoren subsummiert.

Zum Vergleich die Darstellung unserer wichtigsten Bergwaldgesellschaften:

Betrachtet man nur die montanen und subalpinen Waldflächen (Abb. 19), zeigt sich noch deutlicher, dass Verbiss vor allem in den montanen Mischwäldern Schäden verursacht.

Zusammenfassung

Auf ca. 15 % der Waldfläche wurde „vorhandene Verjüngung“ angetroffen, wobei ausreichende Stammzahl und Mischung nach den oben genannten Kriterien je nach potentieller natürlicher Waldgesellschaft zwischen 30 % (montaner Fichtenwald) und 3 % (Fichten-Tannen-Buchenwald) gegeben war. Dabei handelt es sich aber hauptsächlich um Flächen mit Mischbaumarten unter 30 cm Pflanzenhöhe.

Das Hauptproblem liegt also nicht so sehr in der Anzahl der Verjüngungsflächen oder im Verjüngungspotential, sondern in der Erhaltung der Mischbaumarten bis in die gesicherte Jugend (über 1,3 m) und darüber hinaus, somit im selektiven Verbiss in montanen Mischwäldern, der dies gegenwärtig zum Großteil verhindert.

Verjüngungsdefizit ist im montanen Bereich vor allem bei der nachhaltigen Mischung der Bestände,

bzw. der Erhaltung der Mischbaumarten zu sehen, in subalpinen Wäldern im Ausbleiben der Verjüngung auf verjüngungsnotwendigen Flächen aufgrund verschiedener Hemmfaktoren.

Literatur

- OSTERLOHER, A., WIECHMANN, R., 1993: *Zur unterschiedlichen Verbißtoleranz der Baumarten*. Allg. Forstz. (Münch.) 48. Jg. (22), 1159-1160.
- ÖWI 1994: *Instruktion für die Feldarbeit der Österreichischen Waldinventur 1992-96*. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien, 194 S.
- REIMOSER, F., 1991: *Verbiß-Kontrollgatter - Eine Methode zur objektiven Erfassung des Einflusses von Schalenwild und Weidevieh auf die Waldverjüngung (System Vorarlberg)*. Österreichs Weidwerk (6) 19-22.
- REIMOSER, F., SUCHANT, R., 1991: *Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation*. Allg. Forst- Jagdztg., 163. Jg. (2), 27-31.
- REIMOSER, F., 1998: *Zieldefinitionen und SOLL-IST-Vergleich am Beispiel des Verbiss-Vergleichsflächenverfahrens Vorarlberg*. Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur Wien 12, 221-239.
- SCHODTERER, H., 1998: *Herleitung von Sollpflanzenzahlen als Beurteilungskriterium für die Auswertung der Verjüngungs- und Verbißaufnahmen der Österreichischen Waldinventur 1993 - 96*. Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur Wien 12, 281-287.
- SCHODTERER, H., 2001: *Grundlagen für die Beurteilung der Wildschäden an der Verjüngung im österreichischen Wald im Rahmen der Österreichischen Waldinventur*. Erich Schmidt Verlag, Alpine Umweltprobleme, Beiträge zur Umweltgestaltung, Band A145, 187 S.
- VÖLK, F., 1998: *Sollwerte zur Walderhaltung und deren Beurteilungskriterien in österreichischen Landesjagdgesetzen in Relation zum Forstgesetz*. Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur Wien 12, 211-219.

Verfasser: Dipl. Ing. Dr. Heimo Schodterer
Institut für Waldinventur
Bundesamt und Forschungszentrum für Wald
Seckendorff-Gudent-Weg 8
1131 Wien
Tel.: +43/1/87838-1346
Fax.: +43/1/87838-1250
Email: heimo.schodterer@bfw.gv.at

Verjüngungszustand des Schutzwaldes in Oberösterreich

A. SÖLLRADL

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Landesforstdirektion

1. Einleitung

Über den Verjüngungszustand des Schutzwaldes, insbesondere über die Verbissbelastung, lagen in den vergangenen Jahren nur die allgemeinen Daten der Österreichischen Waldinventur (ÖWI) vor. Im Rahmen der Abschussplanverordnung 1993, welche in Oberösterreich die Höhe der Abschusspläne aufgrund der Verbissbelastung vorschreibt, wurden in den Gebirgsbezirken Steyr-Land, Kirchdorf, Gmunden und Vöcklabruck 185 Kontrollzäune im Schutzwald oder in schutzwaldähnlichen Lagen eingerichtet bzw. bereits errichtete Kontrollzäune von Forstbetrieben (vorwiegend ÖBF-AG) in die Beurteilung übernommen. Im Sommer 2000 und 2001 wurde vom Landesforstdienst eine Erhebung des Verjüngungszustandes an diesen Kontrollflächen durchgeführt.

Der Schutzwaldanteil beträgt in Oberösterreich nach der Österreichischen Waldinventur 1992/1996 14 %. Der Schutzwald hat daher einen geringeren Flächenanteil als der österreichische Anteil, von 19 %. Nach den Erhebungen der ÖWI sind in Oberösterreich 67.000 ha von insgesamt 492.000 ha als Schutzwald ausgewiesen.

Natürliche Waldgesellschaften

Die natürlichen Waldgesellschaften werden im oberösterreichischen Schutzwald vom Fichten-Tannen-Buchenwald mit einem Anteil von 56 %, vom Buchenwald (22 %) und von Edellaubhölzern mit einem Anteil von 11 % gebildet. Die subalpinen und montanen Fichtenwälder haben nur einen Anteil von 7 %.

Auf den selektiven Verbiss des Schalenwildes reagiert daher der oberösterreichische Schutzwald besonders empfindlich. Im Gegensatz zu den inner-

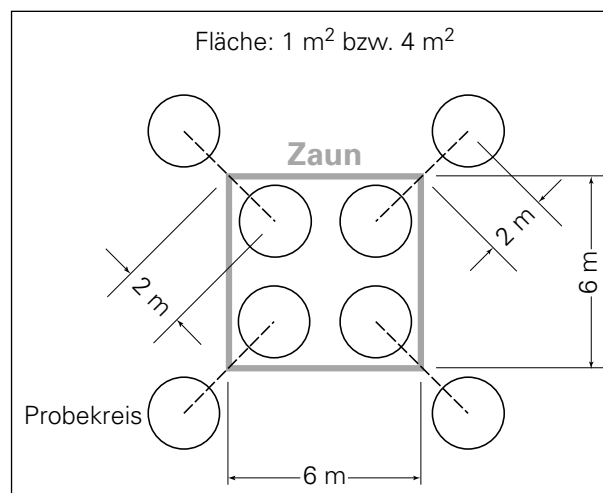
alpinen Schutzwäldern, bei denen vorwiegend der natürliche Fichtenwald mit beigemischter Lärche vorkommt, ist in den Kalkalpen ein Anteil von Tanne, Buche und Edellaubbaumarten zur Erhaltung der Schutzfunktion unbedingt notwendig.

2. Erhebungsmethodik

Bei den 6 x 6 m großen Kontrollzäunen wurden folgende Parameter erhoben:

Erstellungsjahr, Meereshöhe, Exposition, Hangneigung, Geländeform, Grundgestein, Bodentyp, Wasserhaushalt, Waldtyp, Bestandesbeschreibung und Weideeinfluss. Zusätzlich wurden gemäß Abbildung 1 auf vier 1 m² großen Probekreisen die Anzahl der Pflanzen und deren Wuchshöhe bis 10 cm (Keimlinge nicht mitgerechnet), 11-30 cm, 31-50 cm, 51-90 cm, 91-130 cm und über 130 cm innerhalb und außerhalb der Zaunflächen erhoben. Bei den 4 m² großen Probeflächen wurde die Anzahl der

Abb. 1: Erhebungsmethodik



Bäume und die Wuchshöhe ab 31 cm, getrennt nach den vorher beschriebenen Wuchshöhen, erhoben. Die Probekreismittelpunkte wurden mit Torstahl (Durchmesser 12 mm) markiert, um in den nächsten Jahren die weitere Entwicklung genau verfolgen zu können.

Lage der Aufnahmepunkte

Von den 185 Aufnahmeflächen wurden jene 147 Kontrollzäune ausgewertet (Abbildung 2), die eine Standdauer von mehr als 4 Jahren aufwiesen und den Verjüngungszustand ohne Weideeinfluss zeigen. Daher ist der festgestellte Verbiss ausschließlich auf die Schalenwildarten (Rehwild, Gamswild und Rotwild) zurückzuführen.

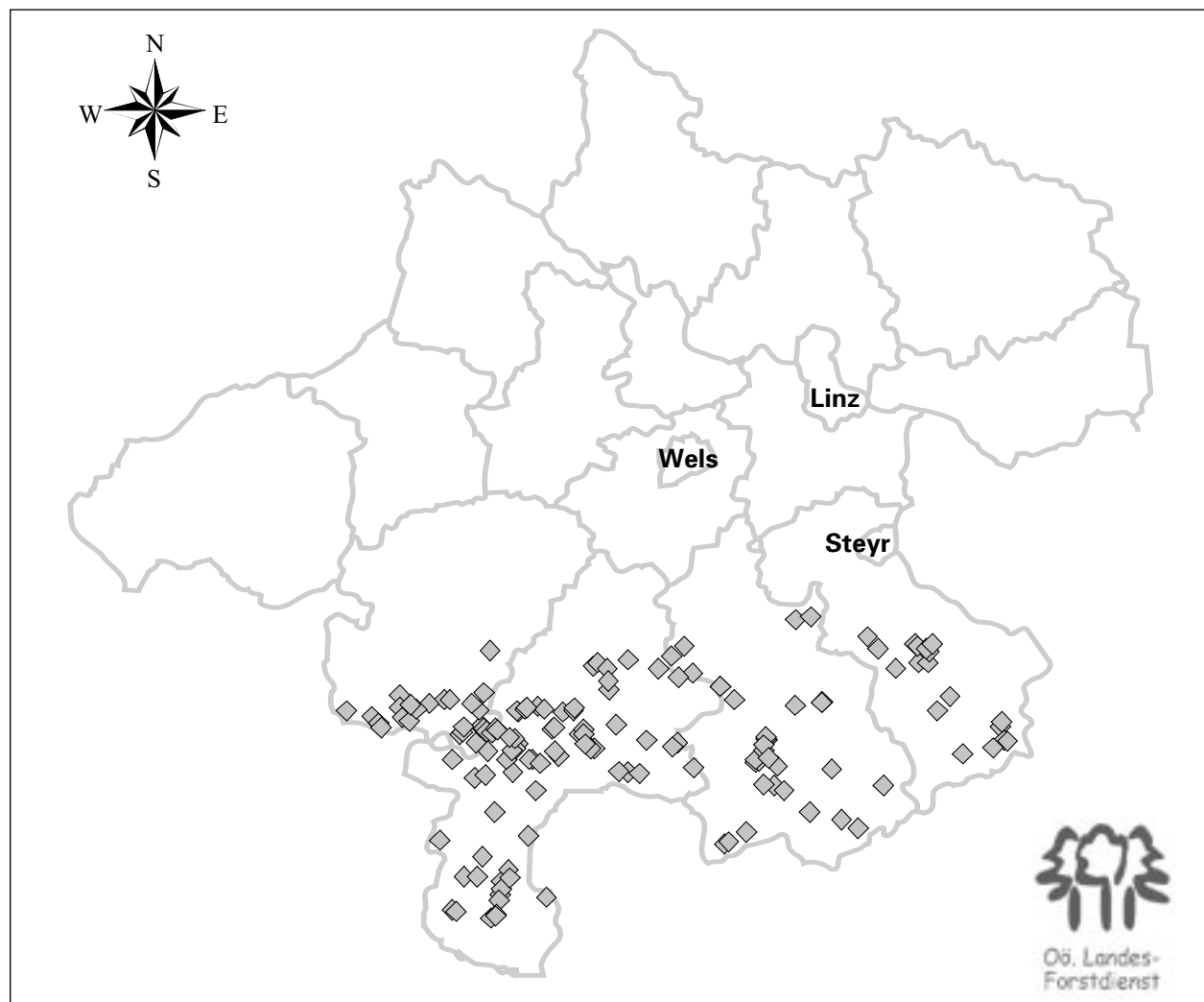
Weiters ist zu berücksichtigen, dass die Errichtung von Kontroll- bzw. Vergleichsflächen lediglich bei

geringen Hangneigungen, die die Aufstellung und Erhaltung eines Kontrollzaunes zulassen, möglich ist. Der Großteil der Kontrollflächen wurde in einer Seehöhe zwischen 400 m und 1.200 m angelegt. Lediglich 15 der insgesamt 147 Kontrollzäune liegen in Seehöhen über 1.200 m.

3. Ergebnisse

In der Wuchshöhe bis 10 cm (Keimlinge nicht mitgezählt) ist die Pflanzenanzahl innerhalb und außerhalb der Zäune mit 50.000 bis 55.000 Pflanzen/ha annähernd gleich. Auch in der Höhenklasse 11-30 cm beträgt die Pflanzenanzahl außerhalb des Zaunes noch etwa 35.000 Pflanzen/ha, dagegen innerhalb des Zaunes ca. 48.000 Stück. In der nächsten Höhen-

Abb. 2: Aufnahmepunkte



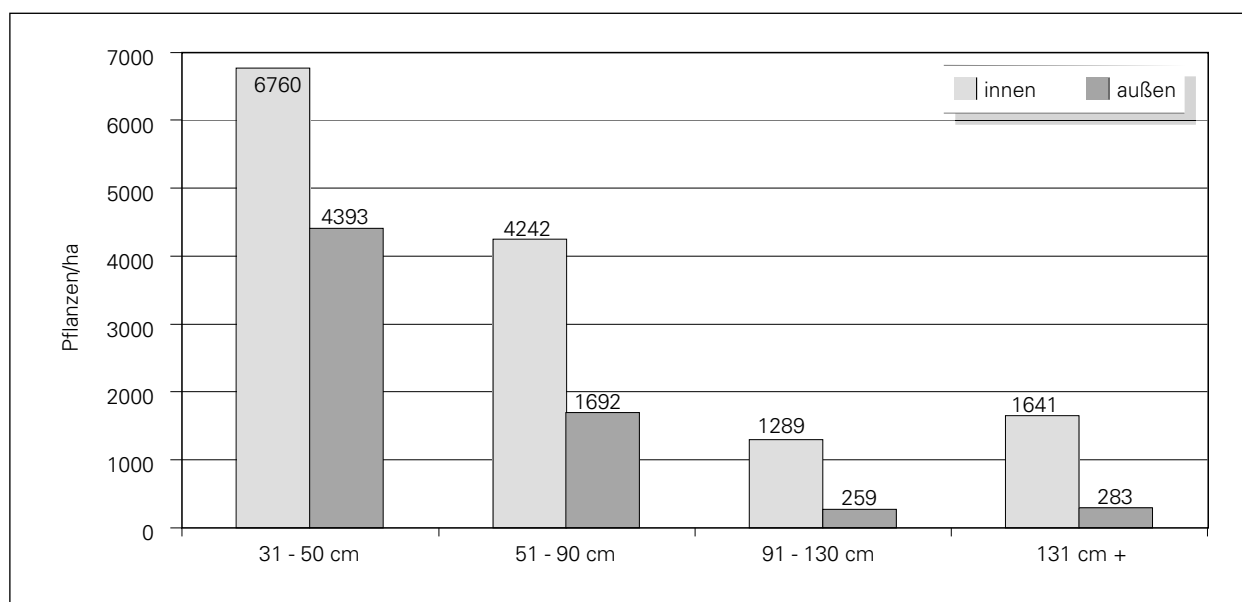


Abb. 3: Alle Baumarten Pflanzenanzahl in den Höhenstufen

stufe ist jedoch eine erhebliche Differenz zwischen der Gesamtpflanzenanzahl innerhalb und außerhalb der Kontrollzäune festzustellen. Die Gesamtzahl der Pflanzen, die mehr als 131 cm Höhe erreicht haben, beträgt trotz der teilweise geringen Standdauer der Kontrollzäune innerhalb der Vergleichsflächen 1.641 Stück/ha, außerhalb dieser Kontrollzäune lediglich 283 Stück/ha. Die starke Abnahme der Anzahl der Pflanzen/ha zeigt Abbildung 3. Dieser Unterschied in der Pflanzenanzahl ist besorgniserregend. Bei Betrachtung der einzelnen Baumartenanteile zeigt sich, dass die in den Kalkalpen notwendige Baumartenbeimischung von Laubholz und Tanne in dieser Höhenstufe bereits beinahe vollkommen ausfällt.

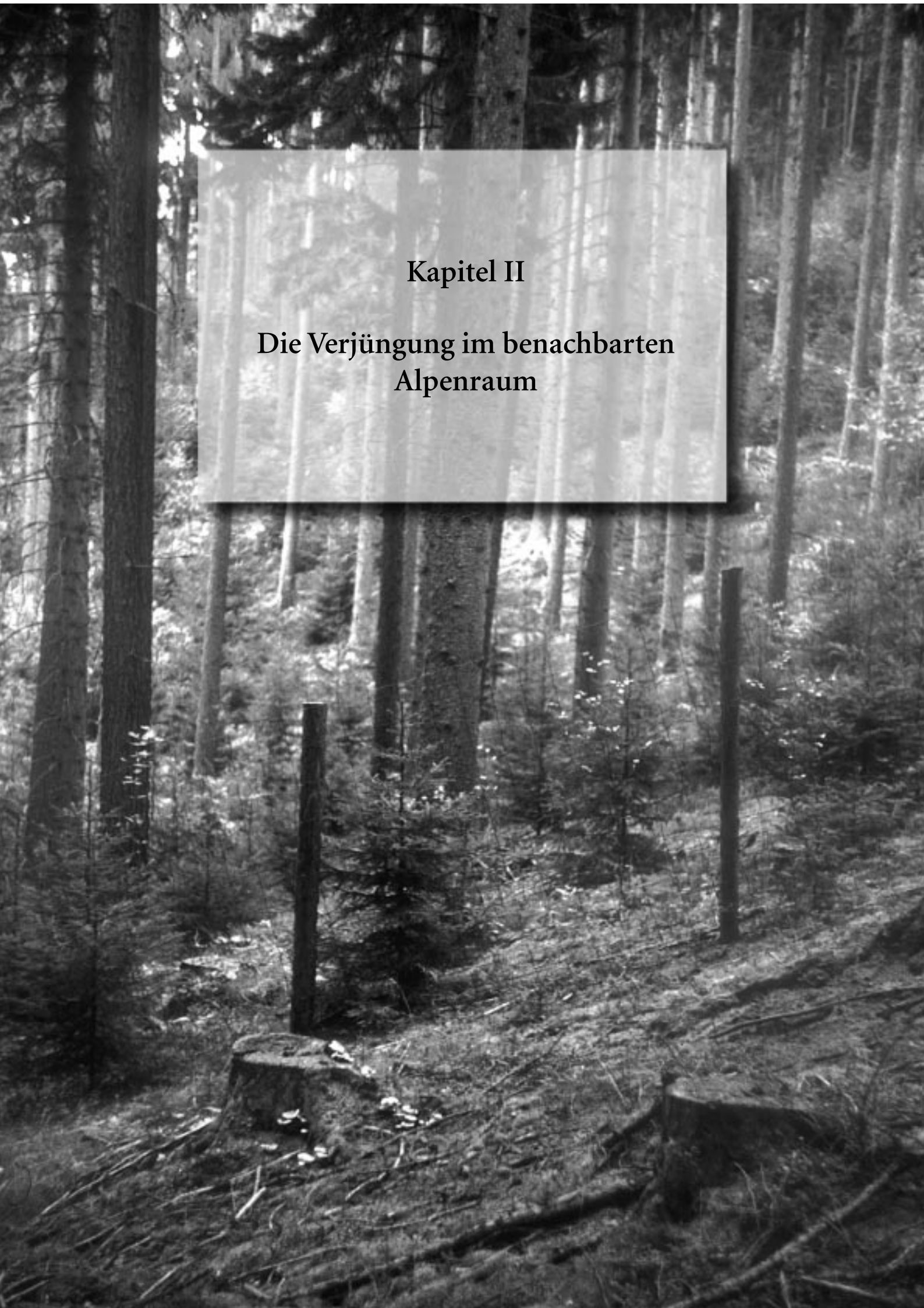
Der Anteil des Laubholzes außerhalb der Zäune mit einer Größe von über 131 cm reduziert sich etwa auf ein Zehntel der Baumartenanzahl innerhalb des Zaunes. Bei der Baumart Tanne ist dies noch viel eklatanter. Tannen mit einer Wuchshöhe von über 51 cm konnten außerhalb dieser Kontrollzäune in nur sehr geringer Menge festgestellt werden, wobei diese innerhalb dieser Vergleichsflächen noch mit einem Anteil von mehr als 350 Stück/ha vorgekommen sind.

Nach den Erhebungen der ÖWI 1992/96 weisen etwa 70 % des oberösterreichischen Schutzwaldes eine Hangneigung von über 60 % auf. Der überwiegende Anteil der errichteten Kontrollzäune liegt jedoch in Bereichen unter 60 % Hangneigung, da ansonsten die Erhaltung der Flächen aufgrund des Schneeschubes nicht gewährleistet werden kann. Die im Rahmen dieser Erhebungen vorgenommenen

Detailuntersuchungen haben jedoch gezeigt, dass die Verbissbelastung mit der Hangneigung ansteigt. Daher stellt sich der Verjüngungszustand in diesen Steillagen noch ungünstiger dar.

Der aufgrund dieser Untersuchung dargestellte äußerst besorgniserregende Verjüngungszustand im oberösterreichischen Schutzwald ist kein Problem des Verjüngungspotentials, kein Problem des Weideinflusses, sondern ausschließlich ein Problem des Schalenwildverbisses. Da der überwiegende Anteil des Schutzwaldes in Oberösterreich im Eigentum der Österreichischen Bundesforste AG liegt, ist die Unternehmensführung der ÖBF AG dringend gefordert, entsprechende Maßnahmen zu ergreifen.

Verfasser: Dipl.-Ing. Alfred Söllradl
Landesforstdirektion OÖ.
Anzengruberstraße 21
A-4020 Linz
Tel.: +43/732/7720-4681
Fax.: +43/732/7720-4698
Email: forst.post@ooe.gv.at



Kapitel II

Die Verjüngung im benachbarten Alpenraum

Verjüngungssituation im Bergwald Sloweniens

A. BONCINA*, J. DIACI*, M. JONOZOVIC**

**Universität Ljubljana, Abteilung für die Forstwirtschaft*

*** Forstamt Sloweniens*

1. Einleitung

Die Verjüngung der Waldbestände ist ein wichtiger Prozess für die Entwicklung der Waldökosysteme. Mehrere Faktoren beeinflussen die Verjüngung; gleichzeitig beeinflusst sie die zukünftige Struktur und Zusammensetzung der Waldbestände. Die standörtlichen Verhältnisse der Bergwälder sind im Vergleich zu anderen Wäldern extremer. Die Möglichkeit für die Erscheinung der Regressionsprozesse ist darum in den Bergwäldern viel grösser. Die natürliche und erfolgreiche Waldverjüngung ist eine wichtige Bedingung für die ungestörte und nachhaltige Entwicklung der Bergwälder. Von allen mitteleuropäischen Ländern erreicht der Bewaldungsprozent in Slowenien den höchsten Wert. Ungefähr die Hälfte der ganzen Waldfläche nehmen Bergwälder ein. Wegen der Standortverhältnisse und Bewirtschaftung in der Vergangenheit sind sie sehr unterschiedlich; sehr häufig stellt eben die Waldverjüngung eines der wichtigsten Probleme bei der Bewirtschaftung der Bergwälder dar.

In unserem Beitrag werden wir zuerst ein paar Daten über die Wälder Sloweniens vorstellen, dann die Verjüngungsinventur und die Bedeutung der Information über die Waldverjüngung beschreiben; die grösste Aufmerksamkeit werden wir der Zusammensetzung der Waldverjüngung und der Problematik der Verjüngung in den Bergwäldern widmen.

2. Inventur der Verjüngung in slowenischen Wäldern

Das Forstamt Sloweniens fertigt Pläne für die ganze Waldfläche in Slowenien an und hält ein einheitliches Waldinformationssystem instand. Das Forstamt

Sloweniens sammelt alle Daten über die Waldverjüngung. Die folgenden zwei Verfahren sind die wichtigsten:

- ▶ Auf permanenten Probestellen werden Stammszahl, Baumartenzusammensetzung, Höhenstruktur und Verbiss der Waldverjüngung geschätzt. Das Probenetz beträgt 2 x 2 km, jede einzelne Fläche ist 5 x 5 m gross, Gesamtzahl der Probestellen (N) beträgt 2156. Die Probestellen werden nur in solchen Bestandestypen analysiert, für welche die Informationen über die Waldverjüngung relevant sind; z.B.: Plenterwald, Baumholz, Bestände in Verjüngung. Eine solche Inventur der Waldverjüngung wird alle zwei Jahre durchgeführt und ist ein Bestandteil der Kontrollmethode für die Wald-Wild- Beziehung – auch für den Abschussplan. Diese Kontrollmethode basiert auf den Indikatoren der Wildpopulationen (die Attribute der abgeschossenen Tiere etc.) und Indikatoren der Waldvegetation (z.B. Verbissgrad). In diesem Beitrag werden die Daten vom Jahr 2000 dargestellt.
- ▶ In Slowenien gibt es rund 250 Wirtschaftseinheiten. Bei der Überarbeitung der Pläne wird auch eine Waldinventur auf der Bestandesebene (Massstab 1:10000 oder 1:5000) durchgeführt. Dabei werden die Merkmale über die Waldverjüngung geschätzt. Diese Pläne werden alle zehn Jahre gemacht.

Die Daten über natürliche Verjüngung im Bergwald Sloweniens werden wir auf zwei unterschiedliche Weisen darstellen:

- ▶ Die Daten über natürliche Verjüngung in Wäldern oberhalb von 600 m ü. M. nach 200 m-Höhenstufen. Gesamtzahl (N) der Probestellen (5 x 5 m) beträgt 1126. Der Meereshöhengradient ist in Slowenien stark ausgeprägt und ist somit ein bedeutender Indikator der Standortverhältnisse.
- ▶ Die Daten über natürliche Verjüngung für die Waldregionen; Slowenien ist auf 14 Waldregionen

verteilt (Abb. 1). In folgenden fünf Waldregionen dominieren Bergwälder: Bled, Kranj, Slovenj Gradec, Nazarje und Postojna. Für drei solche Waldregionen: Bled (N = 136), Nazarje (N = 108) und Postojna (N = 160) werden wir Daten über Naturverjüngung vorstellen. Für die Waldregionen werden alle zehn Jahre regionale Waldpläne erstellt. Jede Waldregion ist auf forstwirtschaftliche Einheiten (Betriebe) verteilt; für diese Einheiten werden auch alle zehn Jahre forstwirtschaftliche Pläne gemacht; vorher wird aber die Waldinventur durchgeführt. Solche Waldinventuren sind Informationsquellen auf nationaler Ebene. Es werden jedoch für alle Wälder Sloweniens solche Pläne gemacht.

Die Informationen über die Waldverjüngung sind eine der Grundlagen für die Nachhaltigkeitskontrolle. Die natürliche Waldverjüngung ist besonders für die Bergwälder „conditio sine qua non“. Aufgrund der Analyse des Zustandes sind die Hauptprobleme definiert und das ist dann der Ausgangspunkt für die zukünftige Bewirtschaftung der Wälder. Auf diese Weise sind Informationen über Waldverjüngung sehr wichtig für die waldbaulichen Entscheidungen.

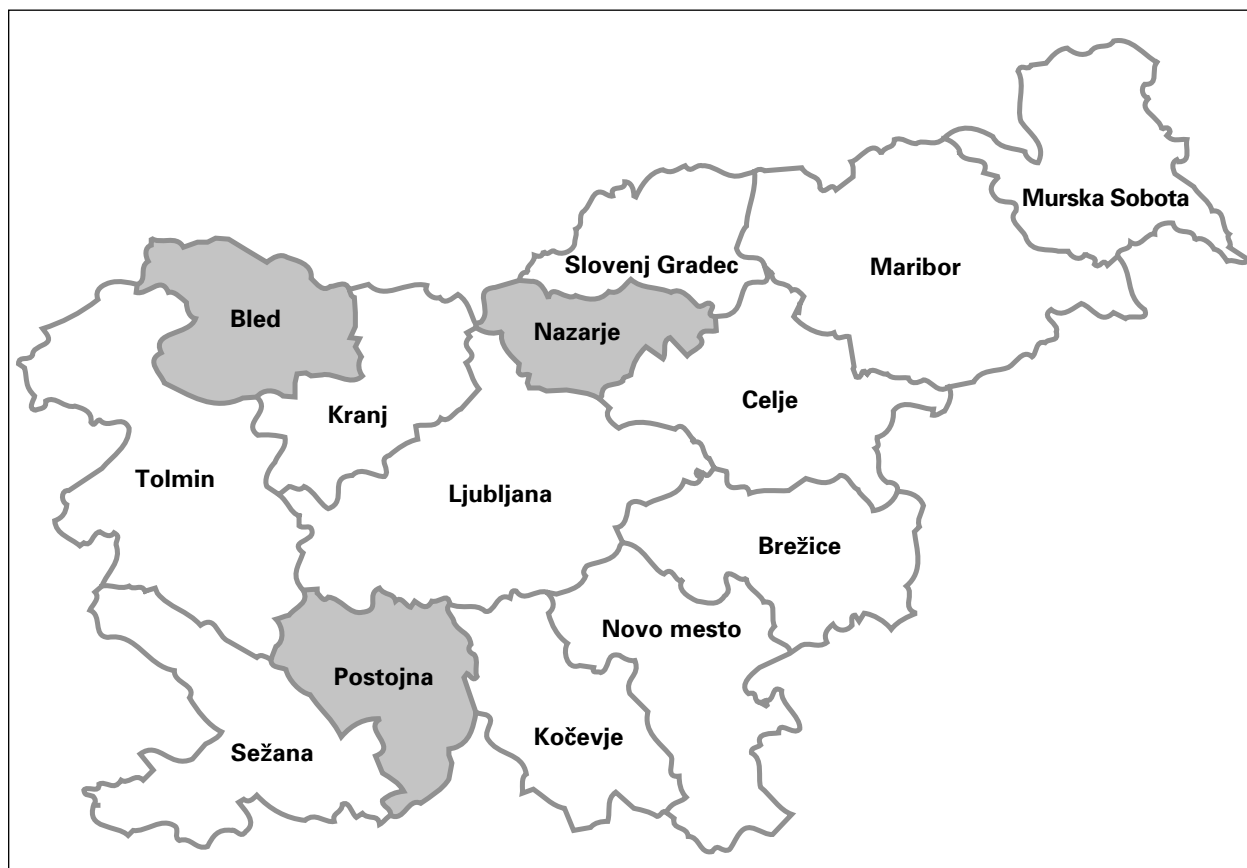
3. Hauptcharakteristika der slowenischen Wälder

Slowenien ist das walddreichste Land Mitteleuropas. In Slowenien liegt die Bewaldung bei 56 %. Der Grund dafür liegt in den orographischen Verhältnissen; das Relief ist in Slowenien sehr steil (bewegt), ein grosser Teil der Gesamtfläche gehört zum Karstgebiet, das häufig für landwirtschaftliche Nutzung ungünstig ist. Rund 47 % aller Wälder liegen in einer Höhenlage über 600 m ü. M. (Tab. 1). Der Waldanteil (Bewaldungsprozent) nimmt mit der Meereshöhe zu. Die Meereshöhe von 1200 m stellt eine Grenzlinie dar, über welcher der Waldanteil wegen der ungünstigeren Standortverhältnisse und weidewirtschaft-

Tab. 1: Waldfläche nach der Höhenlage

Höhenlage (m ü. M.)	Waldfläche (ha)	Anteil der gesamten Waldfläche (%)
1-600	591.201	53 %
601-1200	447.052	40 %
1201 und mehr	77.396	7 %

Abb. 1: Die Verteilung des Waldraums Sloweniens in vierzehn Waldregionen



lichen Nutzung wieder abnimmt (BONCINA et al., 2001).

Der durchschnittliche Holzvorrat der slowenischen Wälder beträgt nach den Daten des Forstamtes Sloweniens 232 m³/ha und der Zuwachs 6,1 m³/ha. Die dominanten Baumarten sind Buche (32 %) und Fichte (32 %) mit gemeinsamen Anteil von rund zwei Dritteln des Gesamtholzvorrates. Dann folgen die Tanne mit einem Anteil von 9 % und Eichen mit einem Anteil von 7 % am Gesamtholzvorrat. Andere Baumarten sind nur mit ein paar Prozenten oder sogar mit einem Anteil vertreten, der kleiner als 1 % des Gesamtholzvorrates ist (WIS 2001).

Die Struktur der Waldbestände beeinflusst die Naturverjüngung. Darum schauen wir uns an, wie sich entlang des Höhengradienten die Struktur der Waldbestände und die Baumartenzusammensetzung verändert (BONCINA et al., 2001:

- In der Höhenlage über 600 m sind folgende Waldtypen der Bergwälder am meisten vertreten: (1) Ausseralpine und alpine montane, hochmontane und ähnliche Buchenwälder, (2) Tannen-Buchenwälder, (3) Tannen- und Fichtenwälder (4) Subalpine Buchenwälder, Krummholz und Torfmoore und (5) Acidophile Buchenwälder.
- Der durchschnittliche Holzvorrat und der Starkholzanteil nehmen mit der Meereshöhe bis 1000 m zu, oberhalb von 1000 m nehmen sie wieder ab.
- Der Anteil der Fichte am Gesamtholzvorrat ist grösser als ihr natürlicher Anteil. Der Anteil der Fichte nimmt mit der Meereshöhe zu.
- Verschiedene Bestandsmerkmale, wie z.B. Baumartenzusammensetzung, Holzvorrat, Bestandesformen, Bewaldung usw. zeigen, dass die Bergwälder naturnäher als die Wälder in den Tieflagen sind.
- Mit der Meereshöhe nimmt der Anteil der ungleichförmigen Wälder zu. So beträgt der Anteil der Plenterwälder in der Höhenlage bis 600 m ü. M. nur 1 % der Waldfläche, oberhalb von 600 m beträgt dieser Anteil aber 8 % der Waldfläche in dieser Höhenlage.

Die Waldverjüngung und Walderneuerung der Bergwälder in Slowenien wird überwiegend durch Naturverjüngung erreicht. Die Pflanzung oder die Saat komplementiert nur die Naturverjüngung. Nach den Daten des Forstamtes Sloweniens (WIS, 2001)

betrug das Ausmass der künstlichen Walderneuerung im Jahr 2000 nur 678 ha, was nur 0,71 ha der Pflanzung (und Saat) auf der Fläche von 1000 ha Wirtschaftswald bedeutet. Die exakten Daten über das Ausmass der Naturverjüngung stehen nicht zur Verfügung. Die Pflanzung wurde am meisten mit der Fichte (rund 50% aller Pflanzen) durchgeführt; aber auch andere Baumarten wurden verwendet: Lärche, Buche, Edellaubhölzer usw. In Privatwäldern werden alle waldbaulichen Massnahmen subventioniert. Die Höhe des Zuschusses ist vom Typ der waldbaulichen Massnahme und der Wohlfahrt-, Schutz- und Erholungsfunktion abhängig. In den Bergwäldern sind Schutzfunktionen stark ausgeprägt. Der Zuschuss ist in diesen Gebieten auch etwas höher.

4. Struktur und Zusammensetzung der Naturverjüngung

In der Verjüngung slowenischer Wälder dominieren folgende Baumarten (Tab. 2): Fichte, Edellaubhölzer und Buche. Diese Ergebnisse gelten für die ganze Verjüngung bis zu einer Höhe von 150 cm. Die Ergebnisse für die Verjüngung mit der Höhe 31-150 cm zeigen schon, welche Baumarten in der Entwicklung der Verjüngung zur Geltung kommen; die Buche ist an erster Stelle, die Hartlaubhölzer auf der zweiten, die Fichte und Edellaubhölzer an dritter und vierter Stelle.

Die Baumartenzusammensetzung der Verjüngung in den Bergwäldern (Tab. 3) unterscheidet sich vom durchschnittlichen Wert. Lassen wir die Verjüngung niedriger als 15 cm ausser acht, dann zeigen die Ergebnisse, dass in den Wäldern in der Höhenlage über 600 m ü. M. die Buche dominiert; dann folgen Fichte und Edellaubhölzer.

Es besteht ein grosser Unterschied im Verjüngungspotential bestimmter Baumarten nach den Höhenklassen der Verjüngung (Tab. 2). So ist der Anteil der einzelnen Baumarten viel grösser in der Verjüngung bis zu einer Höhe von 30 cm: solche Baumarten sind Tanne, Edellaubhölzer, Eichen. Die Gründe liegen in der Verjüngungsökologie und auch in der Verbissproblematik; Schalenwild selektioniert durch Verbiss die Baumartenzusammensetzung.

Die Struktur und Baumartenzusammensetzung der Waldbestände und Naturverjüngung sind voneinander abhängig, was auch die Tabelle 4 zeigt.

Tab. 2:

Baumartenzusammensetzung der Verjüngung und der Bestände in slowenischen Wäldern (Jahr 2000, Gesamtzahl der Probefläche $N = 2156$ (5×5 m))

Gruppe der Baumarten	Verjüngung (% Stammzahl)			Waldbestände* (% Holzvorrates)
	0–150 cm	0–30 cm	31–150 cm	
Fichte	22,1	23,7	15,8	32,5
Tanne	8,6	9,7	4,4	8,5
Kiefer	2,1	1,7	3,7	6,0
Lärche	0,5	0,4	1,2	1,2
Andere Nadelbäume	0,7	0,4	1,6	0,2
Buche	17,7	13,4	34,2	31,6
Edellaubhölzer	24,0	26,8	13,2	4,1
Eichen	9,1	10,7	3,2	6,9
Andere Hartlaubhölzer	11,9	10,8	16,2	7,4
Weichlaubhölzer	3,3	2,4	6,5	1,6
Summe	100,0	100,0	100,0	100,0
Summe (Stammzahl/ha)	114250	90522	23728	232 m ³ /ha

* nach WIS 2001

Tab. 3:

Baumartenzusammensetzung (%) der Verjüngung in slowenischen Wäldern nach Höhenlagen (Jahr 2000, $N = 1126$)

Gruppe der Baumarten	m ü.M.					gesamt
	600-799	800-999	1000-1199	1200-1399	1400-	
a) Verjüngung (0< Höhe ≤150 cm)						
Fichte	20,8	21,7	38,6	45,2	31,8	31,2
Tanne	9,1	12,8	7,3	3,3	4,4	7,8
Buche	14,3	17,7	17,8	25,6	30,4	19,8
Edellaubhölzer	30,3	36,2	26,4	18,2	13,6	26,6
Andere Baumarten	25,5	11,5	9,9	7,7	19,9	14,6
Zusammen	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
b) Verjüngung (30< Höhe ≤150 cm)						
Fichte	16,7	16,7	21,7	33,8	24,6	21,5
Tanne	5,2	5,1	4,0	5,1	4,5	4,9
Buche	23,8	29,3	35,5	35,5	18,8	28,9
Edellaubhölzer	27,4	31,3	15,6	8,5	12,0	21,3
Andere Baumarten	26,8	17,6	23,1	17,0	40,1	23,4
Zusammen	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Feststellungen:

- In der Verjüngung der Bergwälder in verschiedenen Waldregionen bestehen große Unterschiede.
- Die Bergwälder im nördlichen Teil Sloweniens (in Alpengebieten) wurden in vorigen Jahrhunderten stark verändert – zuerst durch die Glasherstellung und Eisenverhüttung, und später (vor einem Jahrhundert) durch die klassische Forstwirtschaft mit Kahlschlagbetriebsystemen usw. In den letzten 50 Jahre kommt die naturnahe Forstwirtschaft zur Geltung. Das Resultat aus der Bewirtschaftung in der Vergangenheit sind fichtenreichen Bestände.
- Die Baumartenzusammensetzung der Verjüngung in alpinen Bergwäldern unterscheidet sich von der Baumartenzusammensetzung der Waldbestände. Besonders in der Region Bled ist der Anteil der Buche in Verjüngung viel grösser als ihr Anteil in Waldbeständen; während der Anteil der Fichte in Verjüngung viel kleiner als ihr Anteil am Vorrat der Waldbestände ist. Die Baumartenzusammensetzung der Verjüngung indiziert deutlich die Veränderung der Baumartenzusammensetzung der Waldbestände: der Anteil der Fichte nimmt ab, der Anteil der Buche und Edellaubhölzer nimmt zu. Leider nimmt der Anteil der Tanne ab.

Tab. 4:
Baumartenzusammensetzung der Waldbestände (% vom Holzvorrat) in letzten Jahrzehnten (WIS, 2001) und Baumartenzusammensetzung der Verjüngung (% der Stammzahl) in drei verschiedenen Bergwaldregionen Sloweniens: Forstregion BLED (67632 ha, N = 136) - ein Beispiel der Bergwälder im Alpengebiet; Forstregion NAZARJE (48335 ha, N = 108) - ein Beispiel der Bergwälder im Alpengebiet; Forstregion POSTOJNA (75382 ha, N = 160) - ein Beispiel der Bergwälder im dinarischen Gebiet

	Bestand*			Verjüngung (Jahr 2000)	
	Jahr 1970	Jahr 1990	Jahr 2000	0-30 cm	31-150 cm
BLED					
Fichte		66,6	64,2	41,8	22,2
Tanne		5,7	4,4	3,9	5,9
Kiefer		1,9	1,4	2,6	15,7
Buche		20,1	22,5	26,2	32,2
Edellaubhölzer		0,5	1,5	12,9	3,4
Andere		5,2	6,0	12,6	20,6
Summe		100,0	100,0	100,0 (86133,0)	100,0 (21458,0)
NAZARJE					
Fichte	55,1	63,2	62,8	54,2	41,8
Tanne	15,8	9,7	6,6	5,6	2,1
Kiefer	4,8	4,3	4,3	2,3	8,3
Buche	16,5	15,5	17,1	4,1	10,2
Edellaubhölzer	2,3	1,2	1,8	26,1	17,2
Andere	5,6	6,0	7,5	7,7	20,4
Summe	100,0	100,0	100,0	100,0 (122035,0)	100,0 (22968,0)
POSTOJNA					
Fichte	12,2	16,4	19	6,7	5,1
Tanne	53,6	39,6	30,7	9,5	1,1
Buche	25,1	32,4	34,8	7,8	52,5
Edellaubhölzer	4	4,2	4,9	54,4	21,3
Andere	5,1	7,4	10,6	21,6	20,0
Summe	100,0	100,0	100,0	100,0 (86889,0)	100,0 (10629,0)
* WIS, 2001					

- Das zweite Beispiel der Bergwälder im Alpengebiet Nazarje zeigt ein anderes Bild. Das Verjüngungspotential der Fichte ist viel stärker als in Bled. Die Gründe dafür liegen in sehr fichtenreichen Beständen und auch in den standörtlichen Verhältnissen. Hier sind verschiedene Silikatgesteine vorhanden, was häufig sehr günstig für die Verjüngung der Fichte ist. Darum nimmt der Anteil der Laubbäume am Vorrat nur langsam zu.
- Ganz unterschiedliche Verhältnisse in der Verjüngung herrschen in dinarischen Bergwäldern: Es gibt zwei Gründe dafür – standörtliche Verhältnisse und die Forstwirtschaft in der Vergangenheit. Diese Wälder sind sehr naturnah; Kahlschlagsystem ist niemals praktiziert worden. Die Fichte ist hier die Naturbaumart, aber mit einem geringen Anteil. Darum ist auch ihr Verjüngungspotential sehr klein. Die zweite Besonderheit stellt

der Ahorn dar. In diesen Wäldern spielt Ahorn im Vergleich zu den Bergwäldern im Alpengebiet eine wichtigere Rolle im ökologischen und auch ökonomischen Sinne. Der Ahorn ist wegen der speziellen Verjüngungsökologie die zahlreichste Baumart in der Verjüngung. Aber seine Reduktion in der Entwicklung der Verjüngung ist sehr ausgeprägt. So kann der Ahorn später ungefähr 10 % des gesamten Holzvorrates erreichen. In der Verjüngung der dinarischen Bergwälder spielt die Buche eine dominante Rolle, was ein wichtiger Unterschied im Vergleich zu den Bergwäldern in Alpengebieten ist. Die Buche ist in den Dinariden sehr konkurrenzfähig; sie bildet hier auch die obere Waldgrenze. In dinarischen Bergwäldern dominieren Tannen - Buchen Wälder. Darum ist es sehr besorgniserregend, dass das Verjüngungspotential der Tanne so niedrig ist. Einer der wichtigsten Gründe dafür stellt ist das Rotwild.

6. Die Hauptprobleme der Verjüngung der Bergwälder in Slowenien

In der Verjüngung der Bergwälder Sloweniens sind vor allem zwei Probleme vorhanden:

- ▶ die Beschädigung der Verjüngung durch Wildverbiss;
- ▶ die Verjüngung der künstlichen Fichtenwälder, besonders in der montanen und hochmontanen Stufe.

6.1 Einfluss des Schalenwildes auf die Verjüngung

Der Einfluss des Schalenwildes auf die Verjüngung zeigt sich in der Höhenstruktur, Baumartenzusammensetzung und dem Verbissgrad (Beschädigung) der Verjüngung.

Der Verbissgrad wird mit Hilfe der Verhältnisse zwischen verbissener und Gesamtverjüngung festgestellt und ist im Prozentwerten angegeben. Der Wert des Verbissgrades ist auch von den Daten abhängig: berücksichtigen wir die ganze Verjüngung oder nur die Verjüngung, die höher als eine bestimmten Höhe ist, berücksichtigen wir alte und frische (alle sichtbaren) oder nur frische (im letzten Jahr) Beschädigungen usw.

Wenn wir alle Beschädigungen bei der Verjüngung höher als 15 cm berücksichtigen (Tab. 5), dann beträgt der durchschnittliche Verbissgrad in den Bergwäldern 43 %. Wenn wir nur die dominanten Baumarten berücksichtigen, dann sind die Edellaubhölzer meistens beschädigt, am wenigsten aber Buche und Fichte. Der Verbissgrad wäre kleiner,

Tab. 5:

Verbissgrad der Verjüngung ($15 < \text{Höhe} \leq 150 \text{ cm}$) in den Wäldern Sloweniens oberhalb von 600 m ü. M. (Jahr 2000, $N = 1126$)

Gruppe der Baumarten-zusammensetzung	Verbissgrad (%)	Stammzahl (in 1000 per ha)
Fichte	16	8,2
Tanne	41	2,2
Kiefer	50	1,0
Lärche	24	0,7
Andere Nadelbäume	100	0,3
Buche	25	12,1
Edellaubhölzer	65	11,2
Eichen	60	1,3
Andere Hartlaubhölzer	60	4,2
Weichlaubhölzer	66	3,0
Summe	43	44,2

Tab. 6:

Verbissgrad der Verjüngung ($15 < \text{Höhe} \leq 150 \text{ cm}$, alte und frische Beschädigung) in drei unterschiedlichen Bergwaldregionen

	Bergwaldregion		
	Bled (Alpen)	Nazarje (Alpen)	Postojna (Dinariden)
Summe (0 - 150 cm)	22	15	33
Summe (15 - 150 cm)	39	24	47

wenn wir nur frische Beschädigung berücksichtigen würden.

Die Feststellungen:

- ▶ Zwischen den dinarischen und alpinen Bergwäldern ist ein Unterschied im Verbissgrad sichtbar (Tab. 6). In dinarischen Bergwäldern ist der Verbissgrad höher. Dafür gibt es zwei Gründe: die Konzentration der Rotwild-Population ist dort viel dichter als im Alpengebiet. Der zweite Grund ist die Baumartenzusammensetzung der Verjüngung. Im allgemeinen sind die Laubbäume viel verbissener als die Nadelbäume.
- ▶ Wir bemerkten, dass der Verbissgrad bei den Minoritätsbaumarten viel grösser ist als bei den dominanten Baumarten.
- ▶ Der Verbissgrad nimmt mit den Höhenklassen der Verjüngung zu.
- ▶ Wir können die Baumarten hinsichtlich des Verbissgrades einreihen: der Verbissgrad ist niedriger für die Fichte und Buche, viel grösser aber für Tanne, Ahorn, Ulme, Esche und für bestimmte Minoritätsbaumarten, z.B. Vogelbeerbaum.
- ▶ Wir können feststellen, dass Rotwild durch Verbiss die Zahl der Baumarten reduziert die Baumartendiversität vermindert und dadurch die zukünftige Struktur der Bergwälder stark beeinflusst.

Einen starken Einfluss des Rotwildes auf die Verjüngung bestätigt auch der Vergleich der Verjüngung in dinarischen Tannen-Buchen Wälder innerhalb und ausserhalb der Zäunung (ROBIC & BONCINA, 1990; JARNI, 2001): Der Einfluss zeigt sich in Baumartenzusammensetzung, Höhenstruktur der Verjüngung und Verbissschäden, nicht aber in der Gesamtstammzahl. Die Ergebnisse zeigen, dass die Entwicklung von bestimmten Baumarten verhindert oder sogar unmöglich ist. Das gilt für Tanne, Ahorn und Ulme. Die Auswirkung auf die Buche ist sehr gering. Die Naturverjüngung ist möglich, aber das Rotwild selektiert die Baumartenzusammensetzung.

Das zweijährige Monitoring der Verjüngung auf den ständigen Probeflächen ist ein Bestandteil der Kontrollmethode der Wild-Wald Problematik und damit auch der Ausgangspunkt für den Abschussplan. In der Jagdperiode 2000/2001 betrug der jährliche Abschuss in Slowenien: 3.740 Rotwild, 31.161 Rehwild, 1.969 Gämsen (SLRS, 2001).

6.2 Natürliche Verjüngung der künstlichen Fichtenwälder

Ein besonderes Problem der Naturverjüngung besteht in den künstlichen Fichtenwäldern, die zum Großteil im nördlichen Teil Sloweniens vorhanden sind. Sie sind auf Tannen-Buchen- oder Buchenstandorten verbreitet. Es geht um reine Fichtenbestände, die jetzt in einer Optimalphase (Baumholz-Entwicklungsstufe) sind. In der Phase der Verjüngung, wenn die Lichtverhältnisse günstiger sind, entwickelt sich eine reiche Krautschicht, wo sich besonders der Reichtum der Grasarten vergrößert. Schon im Fall eines kleineren Anteils der Buche im Bestand, verläuft die Naturverjüngung viel besser – nicht nur mit Buche, sondern mit allen anderen Baumarten. So ist die Buche sogar als ein Samenbaum und gleichzeitig wegen der günstigen Auswirkung auf die Naturverjüngung von grosser Bedeutung. Der Einfluss der veränderten Bestände auf die Naturverjüngung ist von mehreren Forschern untersucht worden (GASPERSIC, 1974; ROBIC 1991; DIACI 1997, 2002.)

In solchen Wäldern mit problematischer Naturverjüngung sind vor allem folgende Entscheidungen relevant:

- ▶ Nochmalige künstliche Erneuerung dieser Wälder mit Fichte, Buche und anderen Baumarten.
- ▶ Schrittweiser Eintrag der Laubbäume (Buche) als zukünftige Samenbäume.
- ▶ Suche nach einer neuen wirkungsvollen Technik des Verjüngungskonzeptes.
- ▶ Schrittweise Veränderung der vertikalen Bestandesstruktur – von einschichtigen Wäldern zu mehrschichtigen oder sogar plenterartigen Beständen.
- ▶ Verminderung der Wildschäden; Rotwild verbeisst am meisten Laubbäume aus der Naturverjüngung und beschädigt auch die Pflanzungen der Laubbäume.

7. Schlussfolgerungen

In Slowenien sind einige positive Trends in der Entwicklung der Bergwälder auffällig: der Holzvorrat und der Anteil des starken Holzes nehmen zu, auch der Anteil der Laubbäume – besonders der Buche und Edellaubhölzer nimmt zu, was auch die Baumartenzusammensetzung der Verjüngung zeigt. In den letzten Jahren sind die Verbisschäden ein wenig geringer, darum erwarten wir, dass auch Naturverjüngung besser als in vorigen Jahrzehnten verlaufen wird.

Es gibt auch viele Probleme und Aufgaben bei der Bewirtschaftung der Bergwälder:

- ▶ Waldweide; die Weide ist mit dem Waldgesetz im allgemeinen verboten (es gibt auch Ausnahmen), aber in der Praxis gibt es vereinzelt Probleme mit der Waldweide, besonders in der Nähe von Almen.
- ▶ Eine aktuelle Aufgabe stellt die Erhaltung der Tanne als eine natürliche Baumart der meisten Bergwälder dar.
- ▶ Ebenso interessant ist die Frage der Waldverjüngung im Gebiet oberhalb der Waldgrenze - wie soll man dem Wald helfen, die Höhenlage über der gegenwärtigen Waldgrenze wieder besiedeln.
- ▶ Eine wichtige Frage stellt die Umwandlung der einschichtigen und reinen Fichtenbestände in ungleichaltrige oder sogar stufenartige Mischbestände dar.

Alle diese Probleme und Aufgaben sind aber auch mit der Naturverjüngung verbunden. Und darum stellen sie eine Herausforderung für die forstlichen Praktiker und Forscher dar.

Literatur

- BONCINA, A., ROBIC, D., MIKULIC, V., 2001. *Standort, Struktur und Funktion slowenischer Wälder im Höhengradienten*. Schweiz. Z. Forstwes. 152, 2, 43-51.
- DIACI, J., 1997. *Experimentelle Felduntersuchungen zur Naturverjüngung künstlicher Fichtenwälder auf Tannen-Buchenwaldstandorten (Homogyno sylvestris-Fagetum) in den Savinja-Alpen (Slowenien) mit besonderer Berücksichtigung der Ansamlungsphase und Einleitung der Faktoren Licht, Vegetation, Humus und Kleinsäuger*. Zürich, Beiheft zu den Zeitschriften des Schweizerischen Forstvereins 80, 191 S.

- DIACI, J., 2002. *Regeneration dynamics in a Norway spruce plantation on a silver fir-beech forest site in the slovenian Alps*. Forest Ecology and Management 161,1-3, 27-38.
- GASPERIC, F., 1974. *Zakovitosti naravnega pomlajevanja jelovobukovih gozdov na visokem krasu sneznisko-javorniskega masiva*. Strokovna in znanstvena dela, BF, Institut za gozdno in lesno gospodarstvo, 133 S.
- JARNI, K., 2001. *Pregled ograjenih gozdnih površin za zascito pred divjadjo na Kocevskem z analizo vegetacije na primeru ograje Trnovec*. BF, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, Ljubljana, Diplomsko delo, 58 S.
- ROBIC, D. 1991. *Naravna regeneracija gozdov v Sloveniji*. BF, Oddelek za gozdarstvo. Interno porocilo, 14 S.
- ROBIC, D., BONCINA, A. 1990. *Sestava in struktura naravnega mladovja bukve in jelke v dinarskem jelovem bukovju ob izključitvi vpliva rastlinojede parkljaste divjadi*. Zb. gozd. lesar. 36, 69-78.
- SLRS 2001. *Statisticni letopis Republike Slovenije*, 40 (Statistical Yearbook of Republic of Slovenia, 40. Ljubljana).
- WIS 2001. *Porocilo Zavoda za gozdove Slovenije o gozdovih za leto 2000*. Zavod za gozdove Slovenije (Forstamt Sloweniens).
- Verfasser: Prof. Dr. Jurij Diaci
University in Ljubljana
Biotechnical Faculty
Department of Forestry
Vecna pot 83,
1000 Ljubljana
email: jurij.diaci@bf.uni-lj.si
- Prof. Dr. Andrej Boncina
University in Ljubljana
Biotechnical Faculty
Department of Forestry
Vecna pot 83,
1000 Ljubljana
email: andrej.boncina@bf.uni-lj.si
- Marko Jonozovic
Zavod za gozdove Slovenije
Vecna pot 2,
1000 Ljubljana,
Slovenija
email: marko.jonozovic@zgs.gov.si

Die Verjüngungssituation im Gebirgswald des Schweizerischen Alpenraumes

P. DUC, P. BRANG

Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf

1. Einleitung und Problemstellung

Die schweizerischen Gebirgswälder tragen großflächig zum Schutz gegen Lawinen, Steinschlag und Hochwasser/Erosion bei. In den Gebirgskantonen Glarus, Graubünden, Nid- und Obwalden, Schwyz, Tessin, Uri und Wallis wurden rund 30 % - 45 % der Waldflächen als Wald mit besonderer Schutzfunktion und weitere 20 – 60 % als Wald mit allgemeiner Erosions- und Wasserschutzfunktion ausgeschieden (GREMINGER & THORMANN 1999).

Der Waldaufbau ist, gemessen an der Verteilung auf Altersklassen, nicht nachhaltig. Im zweiten Schweizerischen Landesforstinventar (LFI2) wurde ein Überhang von über 90jährigen Waldflächen ausgewiesen, sowohl insgesamt als auch in den Gebirgswäldern der obermontanen und subalpinen Stufe (BRASSEL & BRÄNDLI 1999). Zudem ist der Schweizer Gebirgswald in den letzten 10 Jahren mangels genügender Verjüngungsaktivitäten älter und dichter geworden. Dadurch wird die Störungsanfälligkeit des Gebirgswaldes weiter ansteigen. Insbesondere große Windwurfereignisse wie Vivian oder Lothar haben in den letzten zwei Jahrzehnten stellenweise die Schutzwirkung vermindert. Daraus schliessen wir auf eine erhöhte Verjüngungsdringlichkeit für den Gebirgswald. Diese wird durch das LFI2 bestätigt: auf 129.000 ha (27 %) der insgesamt 477.000 ha Hochwald-Flächen der oberen montanen und der subalpinen Stufe sollten gemäß Beurteilung der Aufnahmegruppen in den nächsten 10 Jahren Verjüngungsmaßnahmen ergriffen werden (ZINGGELER ET AL. 1999).

Aufgrund von Expertisen (BAVIER 1910), Expertenwissen (OTT ET AL. 1991), Fallstudien (SCHÖNENBERGER & WASEM 1999, SENN & SCHÖNENBERGER 2001) und Experimenten (z.B. BRANG 1996, FREHNER 2001) wissen wir, dass Verjüngungsmaßnahmen in

Hochlagen häufig nicht oder nur in langen Zeiträumen zum Erfolg führen. Verjüngungsschwierigkeiten ergeben sich im Gebirge insbesondere in der Ansamungs- und Aufwuchsphase, in der die Jungpflanzen mit einer Reihe von Stressfaktoren konfrontiert sind: Vegetationskonkurrenz, Pilze, Mäusefraß, Licht- und Wärmemangel, Frost- und Trocknisschäden in der Ansamungsphase, Wildverbiss sowie Schneegleiten/-kriechen in der Aufwuchsphase. Infolge des langsamen Wachstums ist die Verjüngung sehr lange exponiert, was die großen Ausfallraten erklärt. Verschiedene Indikatoren weisen darauf hin, dass es im Gebirgswald an Verjüngung mangelt (ZINGGELER ET AL. 1999). Allerdings fehlt es teilweise an geeigneten Modellvorstellungen und an wissenschaftlich begründeten Sollwerten.

Ziel dieses Artikels ist es, Nachhaltigkeitsmodelle und daraus ableitbare Indikatoren vorzustellen und Sollwerte für einige dieser Indikatoren herzuleiten. Mit Hilfe dieser Indikatoren wird in einem zweiten Schritt die Verjüngungssituation im Schweizer Gebirgswald beurteilt und werden Problemgebiete identifiziert.

2. Systemabgrenzung, Fragestellung, Zielsetzung

Das Thema der Mariabrunner Waldbautage 2002 lautet: „Ist die natürliche Verjüngung des Bergwaldes gesichert?“ Diese Frage bedarf einiger Präzisierungen.

2.1 Was ist unter „Bergwald“ zu verstehen?

Bergwald steht üblicherweise als Synonym für den Wald der montanen Stufe zwischen 600 und 1400 m

ü. M. (PREUHSLE 1981). Von Natur aus dominieren dort Tannen und Buchen, begleitet von Fichten und Ahornen. Die natürliche Verjüngung ist bei geringer Verbissbelastung in der Regel unproblematisch (OTT ET AL. 1997), da die mesoklimatischen Bedingungen das Ankommen und Anwachsen von verholzten Pflanzen auf der gesamten Fläche erlauben. Im Gegensatz dazu sind die Verjüngungsbedingungen in der subalpinen Stufe wesentlich schwieriger: nicht nur fehlt es häufig an einem geeigneten Keimbett, sondern auch an günstigen Bedingungen für das spätere Wachstum (OTT ET AL. 1997). Deshalb haben wir alle Wälder der oberen montanen und der subalpinen Stufe betrachtet und gesamthaft als Gebirgswälder bezeichnet. Unsere Ausführungen beziehen sich auf die Gebirgswälder des Alpenraumes (Voralpen, Alpen, Alpensüdseite). Diese Wälder weisen eine Fläche von rund 500.000 ha auf, was 43 % der zugänglichen Waldfläche der Schweiz entspricht.

2.2 Wie hoch ist der Anteil der natürlichen Verjüngung im Gebirgswald?

Wenn man nur die Bestände betrachtet, in denen Verjüngung waldbaulich erwünscht bzw. nötig ist (Jungwüchse/Dickungen, Verjüngungen unter Schirm von Baumhölzern, plenterartige Hochwälder), dann beträgt der Anteil der Naturverjüngung in der oberen montanen Stufe rund 89 % und in der subalpinen Stufe rund 94 % (BRASSEL & BRÄNDLI 1999). Der Nachwuchs der Schweizer Gebirgswälder, d.h. alle Bäume unterhalb der Kluppschwelle, ist daher ganz überwiegend natürlichen Ursprunges. Im Folgenden wird deshalb nicht mehr zwischen natürlicher und künstlicher Verjüngung unterschieden.

2.3 Wie viel Verjüngung ist nötig und wozu?

Ganz allgemein soll Verjüngung die natürlichen Abgänge ersetzen. Im Urwald erfolgen die Abgänge in der Baumschicht häufig langsam und unregelmäßig. Entsprechend stellt sich die Verjüngung im Urwald räumlich und zeitlich stark differenziert ein. Auf größerer Fläche schwanken die Baumartenanteile und die Dichte der jungen Baumindividuen bei mittleren Störungen nur wenig. Große Störungen wie Windwürfe und Waldbrände dagegen können

einen Verjüngungsschub zur Folge haben. In Wirtschaftswäldern werden bestimmte Ziele verfolgt, welche eine raschere Waldverjüngung erfordern. Mit zunehmendem Alter steigt nicht nur das Risiko von Wertverlusten durch fakultative Verkernung, Stammfäulen, Blitzschlag etc., sondern auch das Risiko von großflächigen Windwürfen. Deshalb ist die heutige Waldpflege darauf ausgerichtet, die Bestände nachhaltig, entweder permanent (wie im Plenterwaldbetrieb) oder periodisch (wie im Femelschlagbetrieb), zu verjüngen, damit sie die nachgefragten Waldwirkungen dauernd erbringen können.

Die Frage, wie viel Verjüngung nötig ist, kann nur anhand einer Zielvorstellung beantwortet werden. Soll die Verjüngung genügen, um die natürlichen Abgänge zu ersetzen? Soll die Verjüngung dicht und homogen sein, damit qualitativ gutes, astfreies Holz entsteht? Oder soll sie genügen, um bestimmte Bestandesstrukturen oder Waldwirkungen zu erhalten?

Am besten untersucht ist die minimale Verjüngung für gleichaltrige Wälder, welche primär der Holzproduktion dienen. Die forstlich nachhaltige Verjüngungsfläche berechnet sich dort mit Hilfe des Normalwaldmodelles (ZÜRCHER 1965). Die minimalen Stammzahlen in Jungwüchsen oder Dickungen wurden hinsichtlich Zielerfüllung optimiert, nämlich mit möglichst geringem Aufwand qualitativ gutes Holz zu produzieren. Sollstammzahlen bzw. Pflanzzahlen in Kulturen wurden zu Beginn einer geregelten Forstwirtschaft aufgrund von Erfahrungswerten, später mit Hilfe von Pflanzverbandsversuchen und in neuerer Zeit mit Hilfe von Bestandesentwicklungsmodellen festgelegt. Mit Hilfe von Experimenten und Modellen ließ sich nachweisen, dass die waldbaulichen Ziele oft auch mit drastisch reduzierten Pflanzendichten erreicht werden können. Wir schließen daraus, dass Sollwerte der Waldverjüngung auf empirischen Daten aufbauen müssen und mit Hilfe von Modellen festgelegt werden sollten. Diese Modelle sollten den Zielwald hinreichend genau beschreiben. Wir werden deshalb im dritten Kapitel unsere Zielvorstellungen bezüglich optimalem Waldaufbau konkretisieren und mit dem heutigen Waldaufbau vergleichen. Im vierten Kapitel gehen wir der Frage nach, welche Wald- bzw. Bewirtschaftungsmodelle Indikatoren der Waldverjüngung liefern. Im fünften Kapitel werden wir mit Hilfe dieser Indikatoren und aufgrund von Daten des Schweizerischen Landesforstinventars die Verjüngungssituation im Schweizer Gebirgswald analysieren und beurteilen.

3. Optimaler Waldaufbau und heutiger Zustand des Gebirgswaldes

Da die schweizerischen Gebirgswälder vorwiegend Schutzfunktion aufweisen (siehe Kapitel 1), halten wir uns an die Zielvorstellungen, die in der Wegleitung „Minimale Pflegemaßnahmen für Wälder mit Schutzfunktion“ (WASSER & FREHNER 1996) formuliert sind. Wir verkennen damit aber nicht die regional (z.B. im Kanton Graubünden) große Bedeutung der Holzproduktion. Insgesamt legen wir für unsere Beurteilung also einen relativ strengen Massstab an.

Generelles Ziel der Schutzwaldbewirtschaftung sind schutzwirksame Wälder mit kleinem Risiko für großflächige Zusammenbrüche. Dazu bedarf es nach OTT (1998):

- ▶ an den Standort angepasster Baumarten,
- ▶ stabiler Bäume oder Baumgruppen (Rotten), stufiger oder rottenförmiger Bestandesstruktur und
- ▶ permanenter natürlicher Verjüngung zumindest auf Teilflächen.

WASSER & FREHNER (1996) gehen bei der Festlegung der Ziele für den Aufbau und die Behandlung von Schutzwäldern von der geforderten Schutzwirkung gegen Naturgefahren und von den natürlichen Lebensabläufen aus. Das Waldbauziel („Soll“) ist in Form von minimalen Stabilitätsanforderungen bezüglich Mischung (Textur), Gefüge (Struktur), Stabilitätsträgern und Verjüngung für standörtlich ähnliche Vegetationseinheiten (Verband oder Unterverband) formuliert. In Fichten-Tannenwäldern der oberen montanen Stufe, in von Fichten dominierten Wäldern der hochmontanen Stufe und in Nadelwäldern der (ober-) subalpinen Stufe werden stufige Bestände als ideal angesehen. Die Bäume sollten dabei in den Wäldern der subalpinen Stufe in Rotten gruppiert wachsen.

Der heutige Waldaufbau ist noch weit von diesem Ziel entfernt. Der plenterartige Hochwald, in welchem, aufgrund der Mischung von Baumrotten unterschiedlichen Alters bzw. Bäumen unterschiedlicher Dimension, die Schutzwirkung selten auf größerer Fläche verloren geht, weist heute einen Anteil von nur 5 % bis 11 % auf (Abbildung 7). Es dominieren nach wie vor gleichförmige Hochwälder mit einem Oberdurchmesser über 40 cm. Immerhin nehmen die waldbaulich oft als problematisch beurteilten, gleichförmigen mittleren und starken Baumhölzer mit rund 86.000 ha nur rund einen Sechstel der Gebirgswaldfläche ein.

4. Modelle für die Beurteilung der Waldverjüngung

4.1 Allgemeines

Zur Kontrolle der forstlichen Nachhaltigkeit, insbesondere der nachhaltigen Waldverjüngung, stehen zwei klassische Ansätze zur Verfügung (ZÜRCHER 1965), nämlich das Normalwaldmodell für Wälder mit flächiger Verjüngung und das Plenterwaldmodell für Wälder mit einzelstammweiser Nutzung oder kleinflächiger Verjüngung.

Das Normalwaldmodell eignet sich vorwiegend zur Beurteilung von gleichaltrigen, schlagweise verjüngten Hochwäldern. Für den Gebirgswald scheint es auf den ersten Blick nicht geeignet. Da sich die Verjüngung subalpin häufig in Lücken einstellt, ist die Beurteilung der Waldverjüngung mit dem Normalwaldmodell nicht abwegig. Deshalb wurde die Flächennachhaltigkeit der Verjüngung von Hochlagenwäldern im LFI2 mit einem einfachen Normalwaldmodell geprüft (DUC 2001). OTT ET AL. (1997) haben als Modell des Gebirgspenterwaldes ein modifiziertes Normalwaldmodell vorgeschlagen.

Das Plenterwaldmodell eignet sich vor allem zur Beurteilung der strukturellen Nachhaltigkeit von stufigen und rottenförmigen, nicht aber von schichtigen Beständen. Im LFI2 wurde das Plenterwaldmodell deshalb nur zur Beurteilung der plenterartigen Hochwälder verwendet.

Welches der genannten Modelle eignet sich nun für die Beurteilung der Verjüngung von Gebirgswäldern? Die heute dominierenden gleich- und ungleichförmigen Hochwälder mit ein- oder mehrschichtiger Struktur sollen nach den Vorstellungen von WASSER & FREHNER (1996) und von OTT ET AL. (1997) in Hochlagen in stufige oder rottenförmige Hochwälder überführt werden. Für die Überführung von schichtigen Wäldern in stufige fehlen aber momentan praktikable Modelle (HANEWINKEL 1998). Mangels besserer Alternativen greifen wir auf das Plenterwaldmodell (SCHÜTZ 1975) und das Modell des Gebirgspenterwaldes (OTT ET AL. 1997) zurück, um Sollwerte der Waldverjüngung im Gebirgswald festzulegen.

4.2 Plenterwaldmodell

Plenterwälder lassen sich durch ihre Stammzahlverteilung auf BHD-Stufen charakterisieren. FRANÇOIS (1938) hat ein Verfahren entwickelt, um bei ge-

bener Eingriffsstärke und bekanntem Durchmesser-Zuwachs Stammzahl-Gleichgewichtskurven zu berechnen. Auf der Grundlage dieses Verfahrens wurden Gleichgewichtskurven für verschiedene Wälder berechnet (PRODAN 1949, MITSCHERLICH 1952, SCHÜTZ 1975, INDERMÜHLE 1978, ZINGG & DUC 1998, BACHOFEN 1999). Nach SCHÜTZ (2001) gelten für einen Plenterwald im strukturellen Gleichgewicht folgende Gleichgewichtsbedingungen:

- a) konstante Stammzahl pro BHD-Stufe: Für jede BHD-Stufe müssen die Einwüchse aus der unteren Stufe die Auswüchse in die nächst höhere Stufe und die Abgänge durch waldbauliche Eingriffe und natürliche Mortalität ausgleichen. Für jede BHD-Stufe i muss daher gelten: Einwüchse = Auswüchse + Abgänge.

$$n_{i-1} \cdot \rho_{i-1} = n_i \cdot \rho_i + n_i \cdot e_i = (\rho_i + e_i) \quad (1)$$

n_i = Stammzahl der BHD-Stufe i

ρ_i = Anteil der innerhalb einer Zeitperiode aus der BHD-Stufe i auswachsenden Stämme

e_i = Anteil der innerhalb einer Zeitperiode in BHD-Stufe i genutzten oder natürlich ausgefallenen Stämme

- b) Konstanter Vorrat: Konstante Stammzahl pro BHD-Stufe heißt konstanter Gesamtvorrat. Der Vorrat ist nur dann konstant, wenn die Nutzungsmenge dem Zuwachs entspricht.

$$\sum_{i=1}^{i \max} n_i \cdot \rho_i \cdot \Delta T_i = \sum_{i=1}^{i \max} n_i \cdot e_i \cdot T_i \quad (2)$$

T_i = Tarifwert, d.h. Volumen eines Baumes der BHD-Stufe i

ΔT_i = Tariffdifferenz der BHD-Stufen i und $i+1$.

- c) Konstante, minimal notwendige Verjüngung: Die Bestandesdichte (ausgedrückt durch den Vorrat oder die Basalfläche) muss die minimal notwendige Verjüngung erlauben bzw. den zur Erhaltung der konstanten Stammzahl notwendigen Einwuchs gewährleisten.

Diese dritte Gleichgewichtsbedingung ist mathematisch nur schwer zu fassen. Daher werden der Gleichgewichtsvorrat und die minimal notwendige Anfangsstammzahl in BHD-Stufe 10 graphisch angenähert (BACHOFEN 1999, SCHÜTZ 2001). Ausgehend von der Anfangsstammzahl n_i der BHD-Stufe i kann die Stammzahl n_{i+1} der nächst höheren BHD-Stufe $i+1$ mit Hilfe der umgeformten Gleichung (1) wie folgt berechnet werden:

$$n_{i+1} = n_i \cdot \frac{\rho_i}{(\rho_{i+1} + e_{i+1})} \quad (3)$$

Die daraus resultierende Stammzahlkurve wird mit Hilfe der Formel (2) auf ihre Plausibilität kontrolliert und allenfalls korrigiert. Ausgehend von der definitiv gewählten Anfangsstammzahl n_i der BHD-Stufe i kann die zur Erhaltung des Plentergleichgewichtes notwendige Nachwuchsstammzahl (Stammzahl der BHD-Stufen 2, 6 und 10) durch Umformung der Gleichung (1) wie folgt berechnet werden (DUC 1991):

$$n_{i-1} = n_i \cdot \frac{(\rho_i + e_i)}{\rho_{i-1}} \quad (4)$$

Als Grundlage der Gleichgewichtsberechnung dienen also der Anteil p (französisch „passage“) der auswachsenden Stämme und der Anteil e (frz. „exploitation“) der genutzten oder natürlich ausgefallenen Stämme pro BHD-Stufe. Diese Anteile können mit Hilfe langjähriger Datenreihen berechnet werden (MITSCHERLICH 1952, SCHÜTZ 1975, SCHÜTZ 1981).

Plenterartige Hochwälder kommen nach den LFI-Daten sowohl in der montanen Stufe der Regionen Jura, Voralpen und Alpen als auch in der subalpinen Stufe des Alpenraumes vor. Weil sich die ökologischen Bedingungen und damit die Walddynamik in den wichtigsten Vegetationseinheiten stark unterscheiden, wurde je eine Gleichgewichtskurve für Tannen-Buchenwälder, Fichten-Tannenwälder, Fichtenwälder und Lärchen-Arvenwälder berechnet und die forstliche Nachhaltigkeit der Waldverjüngung getrennt für diese vier Vegetationseinheiten beurteilt. Diese Einheiten wurden ähnlich definiert wie im Landesforstinventar (BRASSEL & BRÄNDLI 1999) und entsprechen ziemlich genau den Verbänden bzw. Unterverbänden *Abieti-Fagion*, *Piceo-Abietion* und *Vaccinio-Piceion* (ELLENBERG & KLÖTZLI 1972). Im Unterschied zum LFI wurde die obersubalpine Assoziation *Larici-Pinetum cembrae* aber gesondert betrachtet.

Die Gleichgewichtskurven wurden mit Hilfe von Daten der waldwachstumskundlichen Flächen Toppwald (für die Tannen-Buchenwälder), Les Arses (für die Fichten-Tannenwälder) und Gian d'Alva (für die Lärchen-Arvenwälder) berechnet (ZINGG & DUC 1998). Die forstlich nachhaltige Stammzahlverteilung im Nachwuchs wurde für die Fläche Toppwald

der Arbeit von DUC (1991) entnommen, für die anderen Flächen mit Hilfe von approximativ bestimmten Zuwachs- und Nutzungsraten berechnet. Die Größenordnungen für die Nutzungsraten im Nachwuchs stammen aus einer Untersuchung in Neuenburger Plenterwäldern (DUC 2000).

Die Parameter für die Gleichgewichtskurve der Fläche Vals (Fichtenwald) stammen aus der Arbeit von INDERMÜHLE (1978) und entsprechen dessen Modellvariante B. Indermühle berechnete die Gleichgewichtskurve nur bis zur BHD-Stufe 14 (12-16 cm BHD). Aufgrund der angegebenen Parameter e_i (Nutzungsrate) und p_i (Durchwuchsrate) wurde die nachhaltige Stammzahl für die BHD-Stufen 10 und 6 berechnet und für die BHD-Stufe 2 approximiert.

Die berechneten Werte für die Stammzahl des Jungwalds (0,1 bis 11,9 cm BHD) und für den Einwuchs über die im LFI gültige Kluppschwelle von 12 cm sind in Tabelle 2 dargestellt. Aufgrund des langsameren Durchmesserzuwachses und der größeren Ausfallrate werden in der subalpinen Stufe zwar mehr Nachwuchsstämme, jedoch weniger Einwüchse zur Aufrechterhaltung des strukturellen Gleichgewichtes benötigt.

4.3 Modell des Gebirgsplechterwaldes

Das statische Gebirgsplechterwald-Modell von OTT ET AL. (1997) ist flächenbasiert, entspricht also eher dem Normalwald- als dem Plenterwaldmodell. Dieses Modell schien uns für den Gebirgsplechterwald mit seinem Nebeneinander der Entwicklungsstufen (OTT ET AL. 1997, [S. 32]) genügend realitätsnah. Im Gleichgewichtszustand ist die Fläche jeder „Altersklasse“ bzw. Entwicklungsstufe direkt proportional zu ihrer Durchwuchszeit.

Im produktionsorientierten Normalwaldmodell ergibt sich die nachhaltige Jungwaldfläche aus der folgenden Flächenbedingung (ZÜRCHER 1965):

$$\frac{\text{Jungwaldfläche}}{\text{Gesamtwaldfläche}} = \frac{\text{Durchwuchszeit}_{\text{Jungwald}}}{\text{wirtschaftliches Bestandesalter}} \quad (5)$$

Für den Gebirgsplechterwald, in dem die Schutzwirkung im Vordergrund steht, müssen diese Flächenbedingungen angepasst werden. Zum einen hat das wirtschaftliche Alter hier keine große Bedeutung, dafür

das maximale Alter noch schutzwirksamer Bestände. Zum andern ist nicht die gesamte Fläche bestockbar:

$$\frac{\text{Jungwaldfläche}}{\text{Gesamtwaldfläche}} = K_i \cdot \frac{\text{Durchwuchszeit}_{\text{Jungwald}}}{\text{maximales Bestandesalter}} \quad (6)$$

mit K_i = Korrekturfaktoren

Die Zielgröße in der Flächenbedingung ist das Verhältnis der Jungwaldfläche zur Gesamtwaldfläche, d.h. der Jungwald-Deckungsgrad. Dieser unterschreitet im ideal aufgebauten Gebirgsplechterwald gewisse Mindestwerte auch kleinflächig nicht. Die Durchwuchszeit durch die Jungwaldphase, das maximale Bestandesalter eines schutzwirksamen Bestandes und die Korrekturfaktoren bestimmen die nötige Jungwaldfläche. Es wurden drei Korrekturfaktoren eingeführt: Der Flächenanteil überschirmbarer Kleinstandorte, die Zunahme des Deckungsgrades von Verjüngungsansätzen bis ins Baumholz und ein Sicherheitszuschlag für die Mortalität von Verjüngungsansätzen während der Jungwaldphase. Die Ableitung der Modellparameter ist in BRANG & DUC (2002) näher erläutert.

Aus den Annahmen ergibt sich die folgende konkrete Modellgleichung:

$$\frac{\text{Jungwaldfläche}}{\text{Gesamtwaldfläche}} = \frac{K_1}{100} \cdot \left(1 + \frac{K_2}{100}\right)^{-1} \cdot \left(1 - \frac{K_3}{100}\right)^{-1} \cdot \frac{\text{Durchwuchszeit}_{\text{Jungwaldphase}}}{\text{maximales Bestandesalter}} \quad (7)$$

mit K_1 = Flächenanteil überschirmbarer Kleinstandorte (%), K_2 = Deckungsgrad-Zunahme von Verjüngungsansätzen bis ins Baumholz (%), K_3 = Jungwald-Mortalität (%). Der Jungwald-Deckungsgrad entspricht dem Term auf der linken Seite von Gleichung 7.

Wir rechneten drei Modell-Szenarien mit unterschiedlichen Annahmen (Tabelle 1) durch, welche die Unsicherheit der Modellannahmen widerspiegeln: Ein „realistisches“, ein „optimistisches“ und ein „pessimistisches.“ Das realistische Szenario enthält die wahrscheinlichsten Annahmen aufgrund des heutigen Kenntnisstandes. Das optimistische

Tab. 1:

Flächenbasiertes Modell des notwendigen Jungwald-Deckungsgrades (JWDG) im ideal aufgebauten Gebirgspflenterwald

Parameter	Szenario			Einfluss auf den JWDG
	Optimistisch	Realistisch	Pessimistisch	
Maximales Bestandesalter (Jahre)	350	300	250	1,4
Durchwuchszeit durch die Jungwaldphase (Jahre)	110	90	70	1,6
Flächenanteil überschirmbarer Kleinstandorte (%)	65	75	85	1,3
Deckungsgrad-Zunahme bis ins Baumholz (%)	800	260	80	5,0
Jungwaldmortalität (%)	20	35	50	1,6
Notwendiger Jungwald-Deckungsgrad (%)	2,8	9,6	26,4	9,3

Legende: Jungwaldphase = Abschnitt zwischen 10 cm Höhe und 11,9 cm BHD

Abb. 1: Jungwald-Stammzahl pro Vegetationseinheit

JWK = Jungwaldklasse

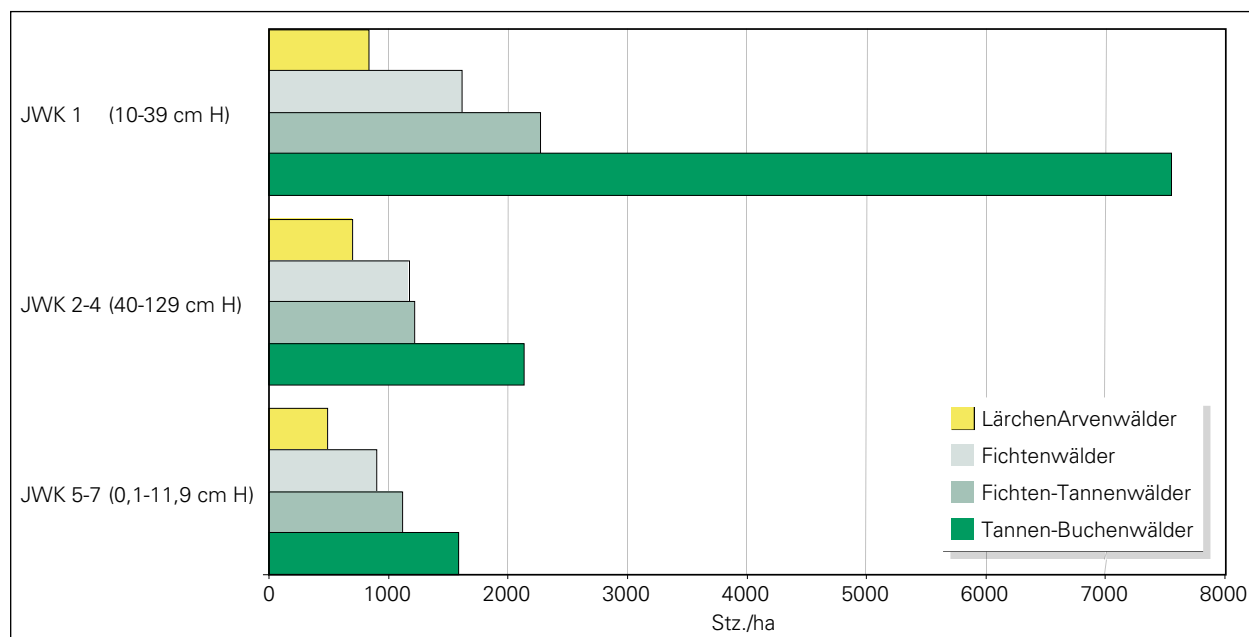
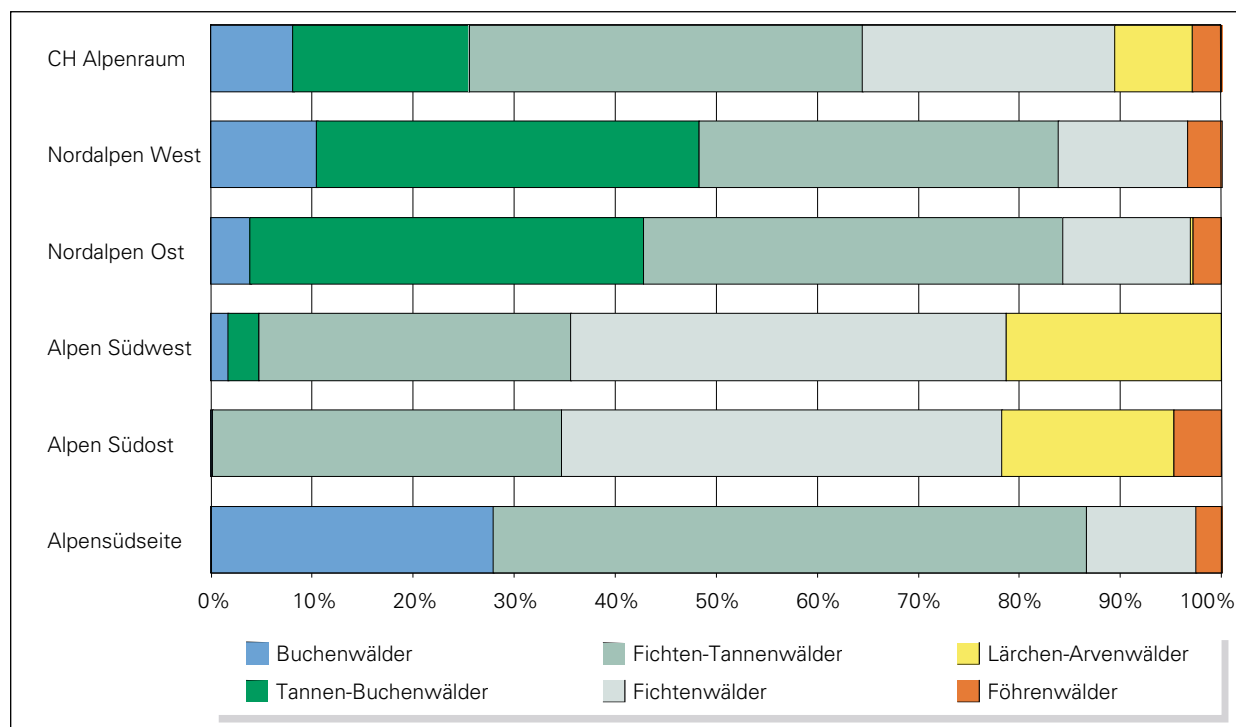


Abb. 2: Anteil der Vegetationseinheit pro Region



Szenario enthält vorwiegend Annahmen, die den minimalen Jungwald-Deckungsgrad senken, das pessimistische Szenario vorwiegend Annahmen, die ihn erhöhen. Aus dem realistischen Szenario leiteten wir Sollwerte für den Jungwald-Deckungsgrad ab.

Werden die Modellannahmen in die Modellgleichung (7) eingesetzt, resultieren Sollwerte des Jungwald-Deckungsgrades von rund 3, 10 und 26 % für die Szenarien „optimistisch“, „realistisch“ und „pessimistisch“ (Tabelle 1). Der Einfluss der Modellannahmen auf den Sollwert ist unterschiedlich. Die Amplitude der Modellannahmen beeinflusst den Sollwert bei vier Parametern um Faktoren von rund 1,3 bis 1,6. Bei der Deckungsgrad-Zunahme von Verjüngungsansätzen bis ins Baumholz ist dieser Einfluss mit einem Faktor von 5,0 wesentlich größer.

Der Sollwert des Jungwald-Deckungsgrades kann anhand der Stichproben des LFI2 im plenterartigen Hochwald (10 % der fichtendominierten Gebirgswälder) überprüft werden. 4 % der 51 Stichproben wiesen hier einen Jungwald-Deckungsgrad von 0 % auf, 28 % von 1-9 %, 37 % von 10-25 %, 27 % von 26-50 % und 4 % von >50 %. Der Jungwald-Deckungsgrad übertrifft also auf rund 2/3 der Stichproben den „realistischen“ Sollwert, auf rund 1/3 sogar den „pessimistischen“. Der Sollwert dürfte somit zurückhaltend festgelegt sein.

Das Gebirgsplenterwaldmodell lässt sich nicht für Wälder ohne flächige Verjüngung verwenden. Für Fichten-Tannenwälder und Tannen-Buchenwälder wurde daher der Sollwert für den Jungwald-Deckungsgrad aus anderen Überlegungen abgeleitet. Bestimmend waren die Risikominimierung nach Störungen und die Strukturanforderungen für Wälder mit besonderer Schutzfunktion (WASSER & FREHNER 1996).

5. Soll-Ist-Vergleich

5.1 Jungwalddaten und Auswertestraten

Jungwalddaten wurden im LFI2 auf allen 6.412 Waldprobeflächen erhoben, und zwar auf je zwei kreisförmigen Satelliten von 14,1 m² Größe (2,12 m Radius). Die Nachwuchsdichte auf diesen Satelliten ist wegen ihrer geringen Fläche und der zu erwartenden großen Variation der Nachwuchsdichte nicht repräsentativ für die Interpretationsfläche von 50x50 m, auf der Flächenmerkmale wie Standorts- und Bestandes-

größen sowie der Jungwald-Deckungsgrad beurteilt wurden. Deshalb kann der Anteil ungenügend verjüngter Waldflächen nicht berechnet werden. Dagegen können Mittelwerte der Verjüngungsindikatoren für größere Regionen berechnet werden.

Die Stammzahldichte im Nachwuchs nimmt mit zunehmender Höhe ab (ZINGGELER ET AL 1999). Entsprechend weisen die Klimax-Waldgesellschaften der tieferen Lagen wesentlich größere Stammzahlen auf als jene der Hochlagen (Abbildung 1). Die Zusammensetzung nach Baumarten muss zudem zwingend nach Vegetationseinheiten getrennt beurteilt werden. Aus diesen Gründen wurden die Verjüngungsindikatoren für die vier wichtigsten Vegetationseinheiten der obermontanen und subalpinen Stufe (Tannen-Buchenwälder, Fichten-Tannenwälder, Fichtenwälder, Lärchen-Arvenwälder) in je fünf Regionen des Alpenraumes (Nordalpen West, Nordalpen Ost, Alpen Südwest, Alpen Südost, Alpensüdseite) berechnet.

Die Probeflächen wurden mit Hilfe eines Vegetationsmodelles einer Vegetationseinheit zugewiesen (KIENAST ET AL. 1994). Tannen-Buchenwälder und Lärchen-Arvenwälder sind nur in zwei Regionen genügend häufig vertreten, so dass die Verjüngungsindikatoren schließlich für 14 Auswertestraten berechnet und beurteilt wurden.

5.2 Sollwerte pro Vegetationseinheit

Die Sollwerte der Waldverjüngung pro Vegetationseinheit (Tabelle 2) wurden aufgrund der berechneten Stammzahlen und Einwüchse (Kapitel 4.2) und der Vorgaben zur Baumartenzusammensetzung nach WASSER & FREHNER (1996) festgelegt. Die Sollwerte der Baumartenanteile orientieren sich am Naturwald (WASSER & FREHNER 1996), schließen aber auch schutztechnische Überlegungen mit ein. Um den Anteil nicht bestockbarer Waldflächen in der subalpinen Stufe zu berücksichtigen, wurden die Sollstammzahlen für Lärchen-Arvenwälder auf 60 % und für Fichtenwälder auf 80 % des berechneten Modellwertes reduziert. Die korrigierten Sollstammzahlen im Bereich 0 bis 12 cm BHD bewegen sich dadurch in engen Grenzen zwischen 800 und 1100 Stück pro ha. Für den Bereich 40 bis 129 cm Höhe kann aufgrund eigener Untersuchungen in Emmentaler Plenterwäldern (DUC 1991) mindestens von derselben minimalen Anzahl Pflanzen ausgegangen werden. Da die Stammzahl im Bereich von 40 bis 129 cm Höhe die eigentliche Verjüngung darstellt und

Tab. 2: Sollwerte der Waldverjüngung im Schweizerischen Gebirgswald

	Sollwert Modell	bestockbare Waldfläche	Sollwert	Einwuchs	Jungwald-DG	bestandesbildende Baumarten		
Vegetationseinheit	Stk./ha	%	Stk./ha	Stk./ha*10 J.	%	% Anteil		
Lärchen-Arvenwälder	1800	60	1080	30	≥ 1 %	≥20% Lärche	≥20% Arve	
Fichtenwälder	1400	80	1120	40	≥ 10 %			≥ 5% Laubbäume
Fichten-Tannenwälder	1000	100	1000	60	≥ 10 %	<60% Fichte	≥20% Tanne	≥ 5% Laubbäume
Tannen-Buchenwälder	800	100	800	80	≥ 10 %	<40% Fichte	≥20% Tanne	≥20% Buche

ein besserer Weiser für die aktuelle Verjüngungssituation ist als die Stammzahl zwischen 0,1 und 11,9 cm BHD, wurde sie als zusätzlicher Indikator verwendet.

Für den Einwuchs über die Kluppschwelle von 12 cm BHD resultieren mit dem Plenterwaldmodell Werte zwischen 30 (Lärchen-Arvenwälder) und 80 (Tannen-Buchenwälder) Stück pro ha und 10 Jahre (Tabelle 2).

Der minimale Jungwald-Deckungsgrad wurde nur für die fichtendominierten Gebirgswälder berechnet (Kapitel 4.3). Unter realistischen Annahmen resultiert dort ein minimaler Jungwald-Deckungsgrad von 10 %, welcher grundsätzlich auf allen Waldflächen erreicht werden sollte. Infolge außerordentlicher Ereignisse (z.B. Sturmwurf) können aber vorübergehend jungwaldfreie Phasen entstehen. Deshalb wurde (im Unterschied zu BRANG & DUC 2002) ein Maximum von 20 % ungenügend verjüngter Flächen akzeptiert. Für Fichten-Tannenwälder wird in WASSER & FREHNER (1996) Zweischichtigkeit gefordert. Daraus kann ein minimaler Jungwald-Deckungsgrad von mindestens 10 % abgeleitet werden, wobei auch hier 20 % ungenügend verjüngter Flächen toleriert wurden. In Tannen-Buchenwäldern lassen WASSER & FREHNER (1996) zwar einschichtige Bestände zu; wegen der großen Verjüngungsgunst und der Schattentoleranz der Hauptbaumarten Tanne und Buche weisen Urwälder im Tannen-Buchenwaldareal aber in den meisten Fällen eine Unterschicht mit einem Deckungsgrad über 10 % auf (KORPEL 1995). Aus diesem Grund und im Sinne einer Risikominimierung erachten wir auch auf diesen Standorten einen minimalen Jungwald-Deckungsgrad von 10 % als angemessen, lassen aber 40 % zu wenig verjüngter Flächen zu. Einzig in Lärchen-Arvenwäldern kann aufgrund der ungünstigeren Bedingungen im Bereich der oberen Waldgrenze und des großen Anteils unbe-

stockbarer Flächen nur 1 % minimaler Deckungsgrad gefordert werden. Dieser Wert sollte auf mindestens 80 % der Flächen erreicht werden.

5.3 Stammzahl der „ungesicherten“ und der „gesicherten“ Verjüngung

In den meisten Regionen und Vegetationseinheiten liegt die Verjüngungsdichte im Bereich 40 bis 129 cm Höhe um 5 bis 20 % höher als im Bereich 0,1 bis 11,9 cm BHD (Abbildung 3). Die geforderten Stammzahlen für die „ungesicherte“ Verjüngung werden in Tannen-Buchenwäldern deutlich um über 100 %, in Fichten-Tannenwäldern um bis zu 50 % übertroffen. In Fichtenwäldern und Lärchen-Arvenwäldern dagegen werden die Jungwuchs-Sollwerte nicht erreicht, mit Ausnahme der Fichtenwälder in der Region Alpen Südwest. Bei der „gesicherten“ Verjüngung (im LFI 0,1 bis 11,9 cm BHD) sieht es ziemlich ähnlich aus. Mittlere Stammzahlen von mehr als 1000 Stück pro ha werden nur in Tannen-Buchenwäldern und Fichten-Tannenwäldern erreicht. In Fichtenwäldern und Lärchen-Arvenwäldern liegen dagegen alle Stammzahlen deutlich unterhalb der berechneten Sollwerte. Zu wenig Verjüngung gibt es offenbar auf der Alpensüdseite, denn sowohl in Fichten-Tannenwäldern als auch in Fichtenwäldern werden die Sollwerte beider untersuchter Jungwaldklassen deutlich nicht erreicht.

5.4 Baumartenzusammensetzung der „gesicherten“ Verjüngung

Die Baumartenzusammensetzung wird nur für die gesicherte Verjüngung beurteilt, weil es aufgrund der unterschiedlichen Verbreitungsstrategie, Wachstums-

Abb. 3: Jungwald- Stammzahlen pro Vegetationseinheit und Region

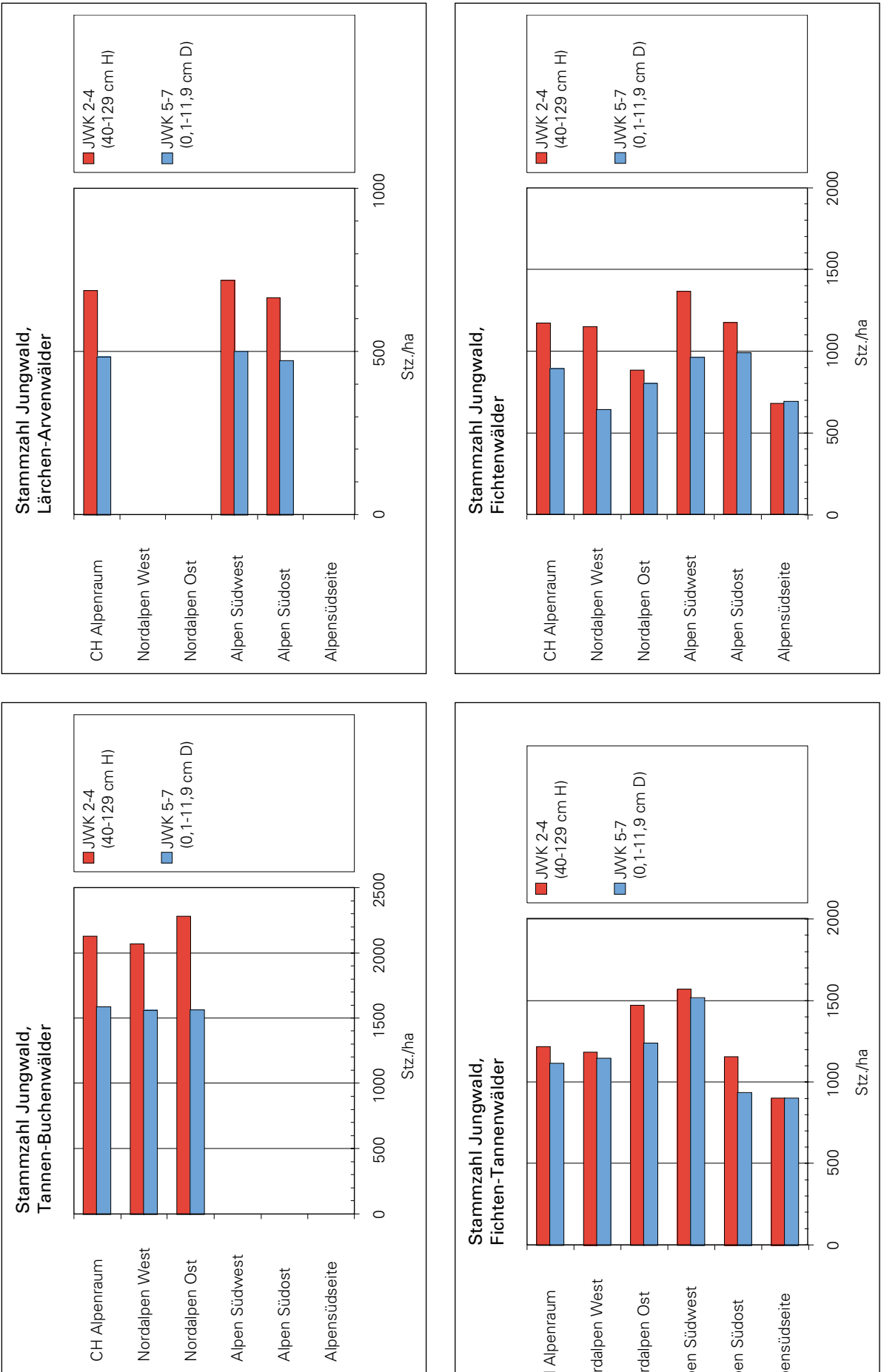


Abb. 4: Baumartenzusammensetzung im Bereich 0,1 bis 11,9 cm BHD

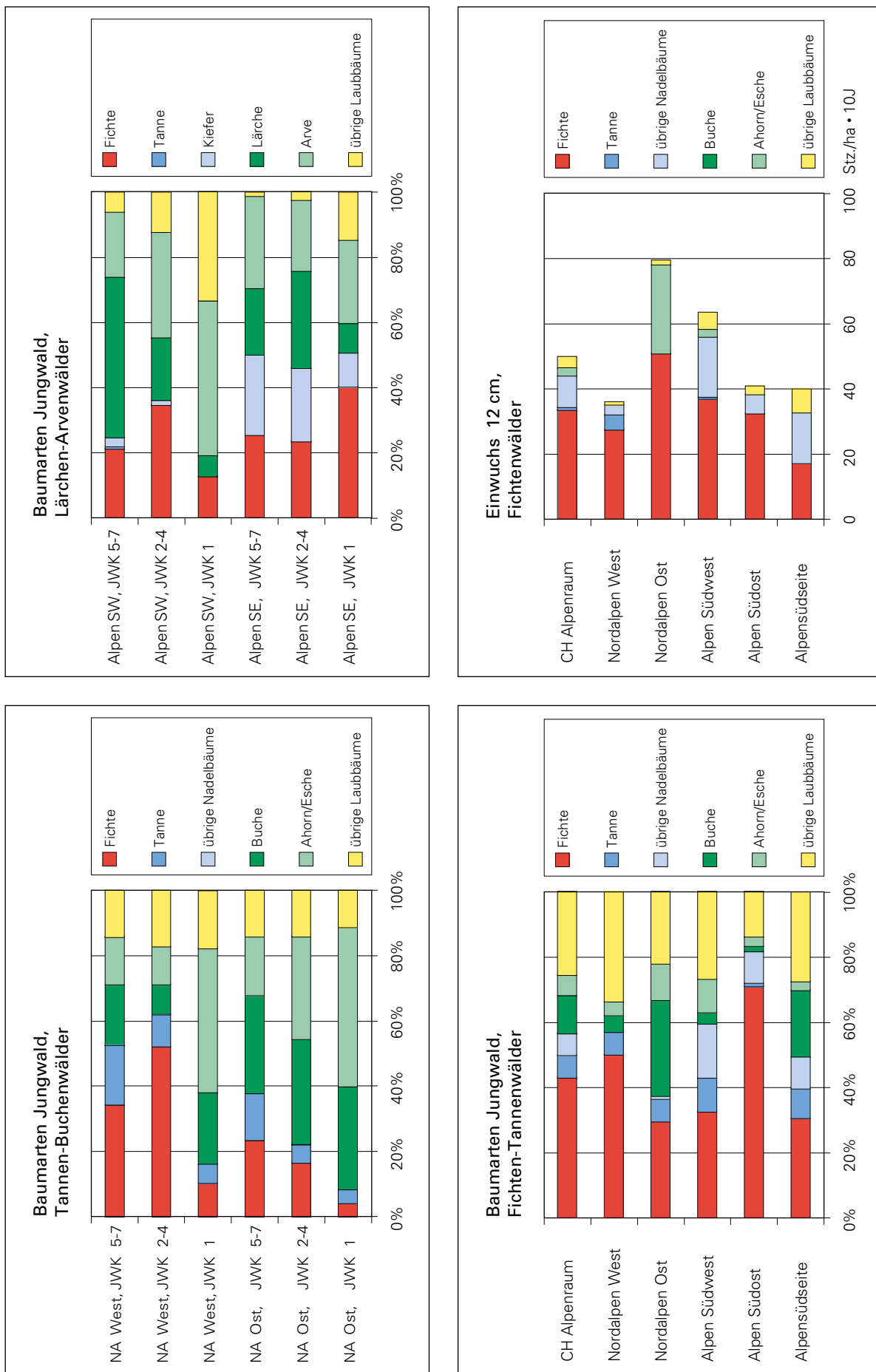


Abb. 5: Einwuchs im Hochwald, pro Standortseinheiten

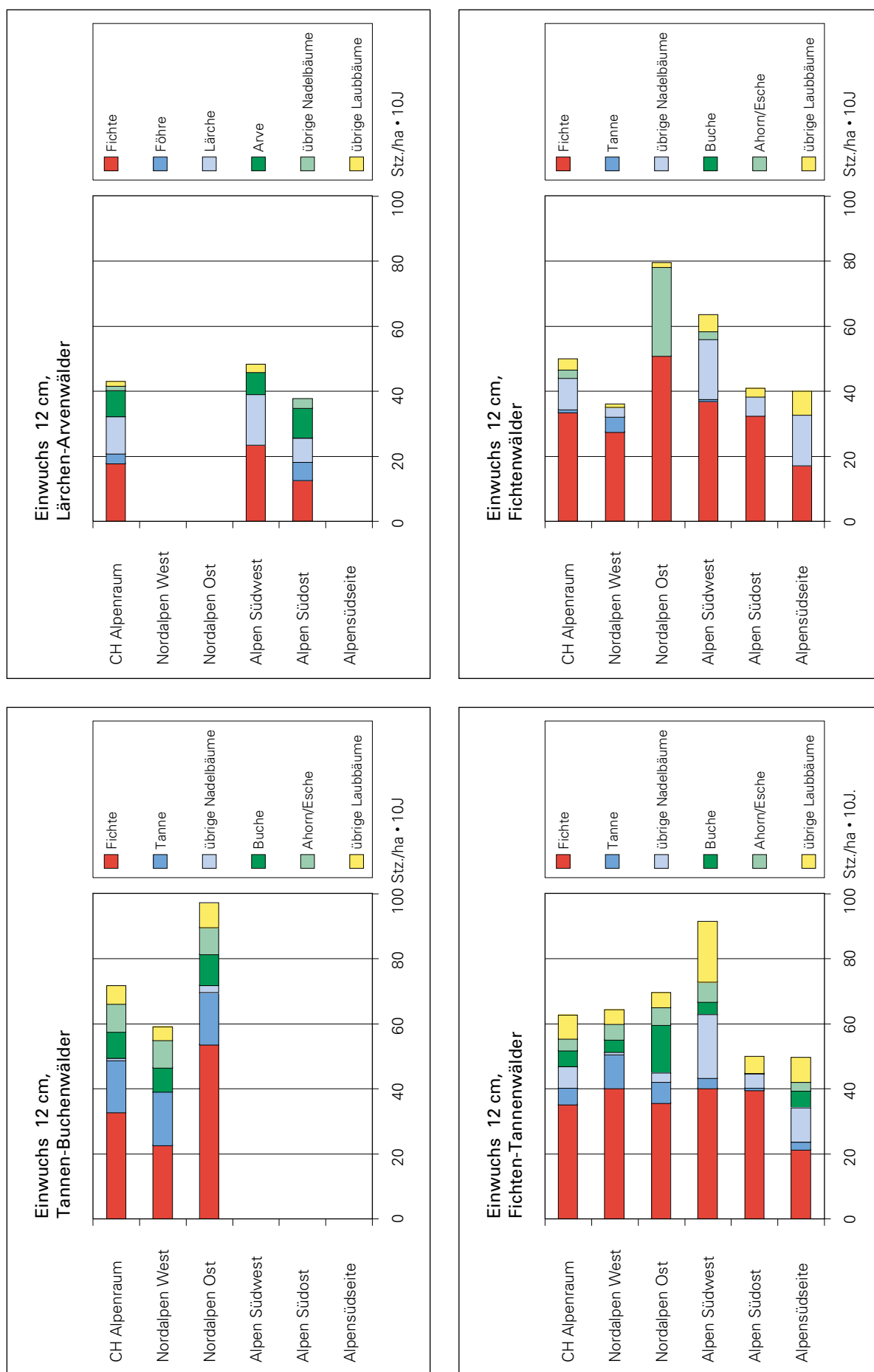
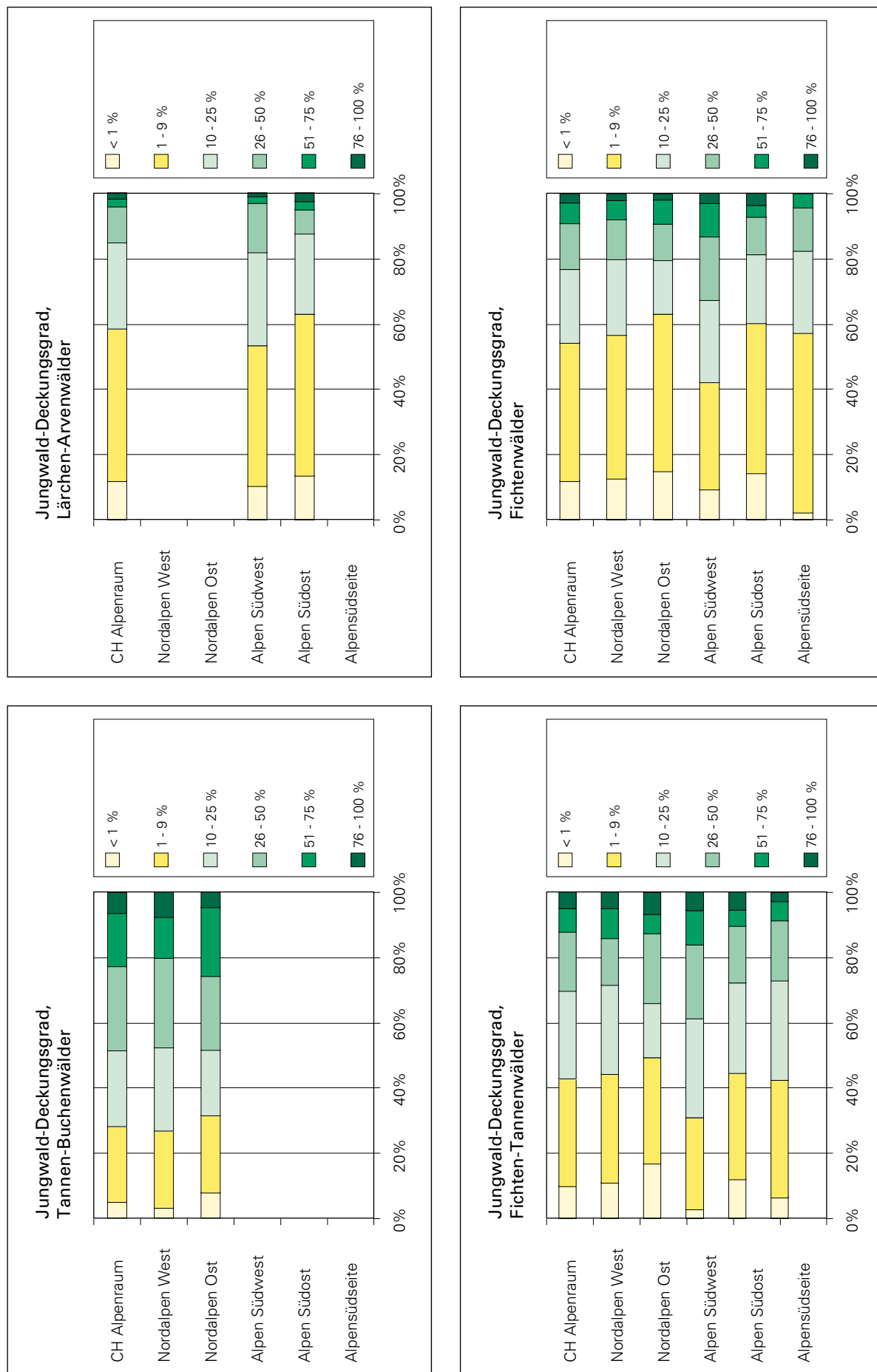


Abb. 6: Jungwald Deckungsgrad



geschwindigkeit und Mortalität der Baumarten innerhalb der „ungesicherten“ Verjüngung noch zu massiven Veränderungen der Baumartenanteile kommt. In Tannen-Buchenwäldern wird der angestrebte Tannenanteil von 20 % (WASSER & FREHNER 1996) weder in den westlichen noch in den östlichen Nordalpen erreicht (Abbildung 4). Immerhin ergibt ein Vergleich der Höhenklassen 10 bis 39 cm und 40 bis 129 cm, dass der Tannenanteil mit zunehmender Größe zunimmt, und zwar auf Kosten von Ahorn und Esche. In den westlichen Nordalpen ist auch der Buchenanteil kleiner als der Sollwert von 20 %.

In Fichten-Tannenwäldern ist in allen Regionen ein Defizit der Tanne im Vergleich zum geforderten Minimum von 20 % feststellbar. Dies ist nicht auf einen zu hohen Fichtenanteil (>60 %), sondern vielmehr auf den erheblichen Laubholzanteil von häufig über 40 % zurückzuführen.

Der Fichtenwald ist von Natur aus von Fichten dominiert. Die geringen Anforderungen an das Vorkommen anderer Baumarten (mehr als 5 % Laubbäume, v.a. Vogelbeeren) sind in allen Regionen deutlich erfüllt. Ebenso sind die Anforderungen in Lärchen-Arvenwäldern mit einem Anteil von je mindestens 20 % Lärche und 20 % Arve heute knapp erfüllt.

5.5 Einwuchs über die Kluppschwelle von 12 cm BHD

Der Einwuchs liegt in Tannen-Buchenwäldern insgesamt unterhalb des Sollwertes von 80 Stk. pro Hektar und 10 Jahre, in der Region Nordalpen Ost allerdings deutlich darüber (Abbildung 5). Dort wachsen insbesondere wesentlich mehr Fichten ein als in der Region Nordalpen West. In Fichten-Tannenwäldern wird der Sollwert von 60 Stk. pro 10 Jahre nur in drei von fünf Regionen übertroffen. Der Tannenanteil am Einwuchs ist mit weniger als 10 % gering. Nur in einer Region wachsen mehr als 10 Tannen pro ha und 10 Jahre über die Kluppschwelle. In Fichtenwäldern wird der Sollwert von 40 Stück pro ha und 10 Jahre in der Region Nordalpen West nicht erreicht. Dagegen beträgt der Einwuchs in Lärchen-Arvenwäldern gut 40 Stück pro ha und 10 Jahre, liegt also über dem Sollwert.

5.6 Jungwald-Deckungsgrad

Sowohl in Fichten-Tannenwäldern als auch in Fichtenwäldern weisen die meisten Regionen mehr als 40 %

Waldflächen mit einem Jungwald-Deckungsgrad unter 10 % auf (Abbildung 6). Relativ günstige Bedingungen sind in der Region Alpen Südwest anzutreffen, wo der Anteil von Waldflächen mit einem Jungwald-Deckungsgrad unter 10 % weniger als zwei Fünftel beträgt. In Tannen-Buchenwäldern weisen etwa ein Drittel der Probestflächen einen Deckungsgrad unter 10 % auf, was gemessen am Soll als befriedigend betrachtet wird. In Lärchen-Arvenwäldern schließlich wird der auf 1 % reduzierte Sollwert auf mehr als 80 % der Waldflächen erreicht.

5.7 Synthese: Verjüngungsdefizitwert als Anteil nicht erfüllter Anforderungen

Für eine Gesamtbetrachtung wurde die Anzahl nicht erfüllter Anforderungen im Verhältnis zu allen Anforderungen berechnet und als Verjüngungsdefizitwert bezeichnet. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die dargestellten Werte Mittelwerte aus einer Stichprobeninventur sind, welche nur mit einer Angabe zum Schätzfehler richtig interpretiert werden können. Beim Soll-Ist-Vergleich wurde der Schätzfehler deshalb wie folgt berücksichtigt:

- falls Sollwert > Istwert + einfacher Standardfehler: Anforderung nicht erfüllt (Wert 1,0);
- falls Sollwert innerhalb Istwert $\pm$ einfacher Standardfehler: Anforderung teilweise erfüllt (0,5);
- falls Sollwert < Istwert – einfacher Standardfehler: Anforderung vollständig erfüllt (0,0).

Bei vier nicht erfüllten Anforderungen ergibt sich so ein Verjüngungsdefizitwert von $4 \cdot 100/5 = 80$ %, bei drei von 60 % und bei 2 von 40 %.

Aus der Übersicht in Tabelle 3 ist ersichtlich, dass die Verjüngungssituation in Tannen-Buchenwäldern der Nordalpen relativ gut ist, da mindestens drei der fünf Anforderungen erfüllt sind. In Fichten-Tannenwäldern der Regionen Alpen-Südost und Alpensüd sowie Fichtenwäldern aller Regionen außer Alpen Südwest dagegen sind mehr als die Hälfte der Anforderungen nicht erfüllt. In Lärchen-Arvenwäldern werden in beiden Alpenregionen ebenfalls nur zwei bis drei Anforderungen teilweise oder vollständig erfüllt.

Insgesamt ist die Verjüngungssituation in den Regionen Alpen Südost und Alpensüdseite schlechter als in den übrigen Regionen. Dies deckt sich mit den Erkenntnissen, welche BRÄNDLI (1995) aus einer räumlich differenzierten Analyse der LFI1-Daten gewonnen hat.

Tab. 3: Anteil nicht erfüllter Anforderungen an die Waldverjüngung (%)

Vegetationseinheit	Nordalpen West	Nordalpen Ost	Alpen Südwest	Alpen Südost	Alpensüdseite
Lärchen-Arvenwälder	.	.	50	60	.
Fichtenwälder	60	60	50	60	70
Fichten-Tannenwälder	50	50	40	80	80
Tannen-Buchenwälder	30	30	.	.	.

6. Mögliche Ursachen von Verjüngungsmangel

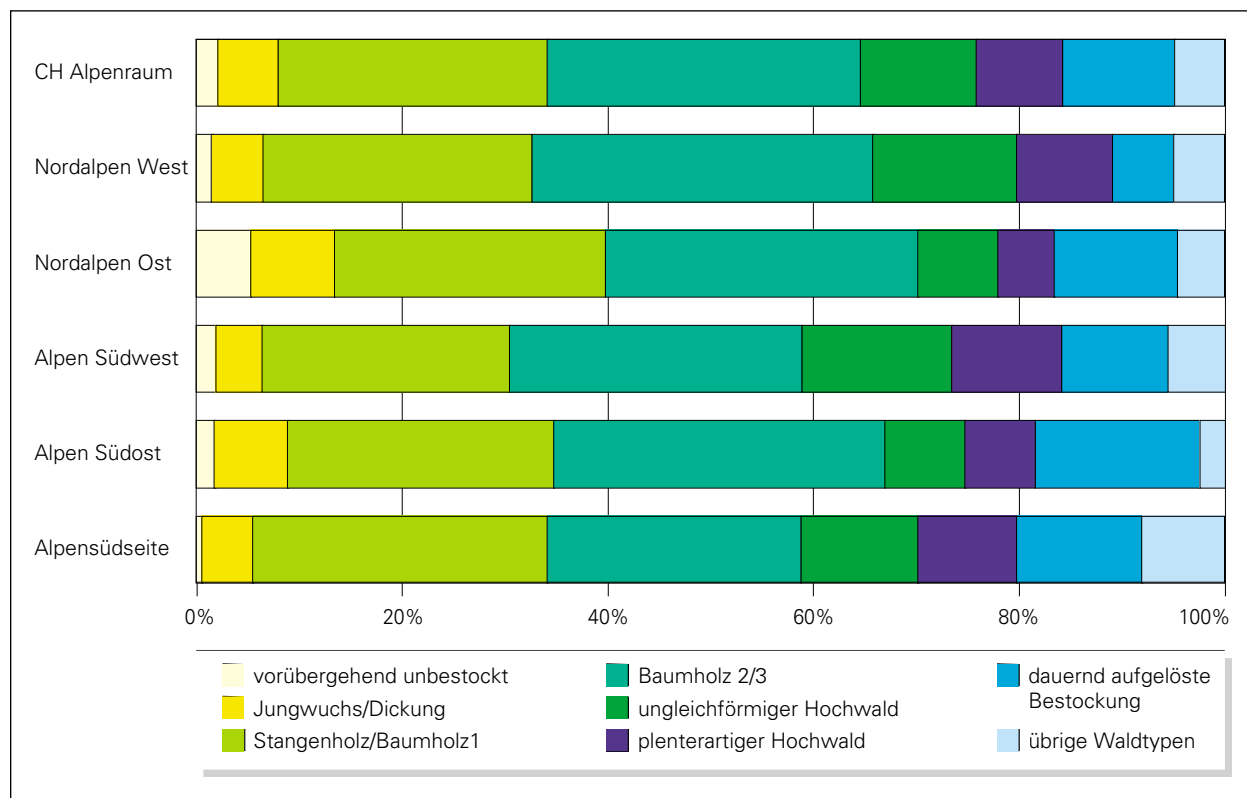
6.1 Ungeeignete Waldstrukturen

Gleichförmige Hochwälder nehmen nach wie vor in allen Regionen einen Anteil von 60 % bis 70 % ein (Abbildung 7). Die angestrebten mehrschichtigen, stufigen oder rottenförmigen Bestände weisen Anteile von rund 20 % auf. Daneben sind aufgelöste und oft beweidete Bestockungen mit rund 10 % vertreten. Diese sind zwar für die Alpwirtschaft wichtig und für das Landschaftsbild bereichernd, weisen aber, soweit es sich um Schutzwälder handelt, meist eine ungenügende Schutzwirkung auf.

6.2 Geringe Verjüngungsaktivitäten

In den 10 Jahren zwischen dem ersten und dem zweiten Landesforstinventar fanden je nach Region auf 60 % bis 90 % der Waldfläche keine Eingriffe statt (Abbildung 8). Am häufigsten wurde als Folge von abiotischen und biotischen Waldschäden eingegriffen; der Anteil der zwangsweise genutzten Waldflächen beträgt in fast allen Regionen 15 % bis 20 %. Die Verjüngung wurde nur auf 5 % bis 10 % der Waldfläche mit zielgerichteten Eingriffen, d.h. Lich- tungen, Räumungen, Plenterhieben und Gebirgs- walddurchforstungen, eingeleitet. In den meisten Regionen sind die gepflegten und durchforsteten Flächen größer als die Flächen mit Verjüngungsmaß- nahmen. Die rund 50.000 ha mit Verjüngungsein-

Abb. 7: Anteil der Waldtypen pro Region



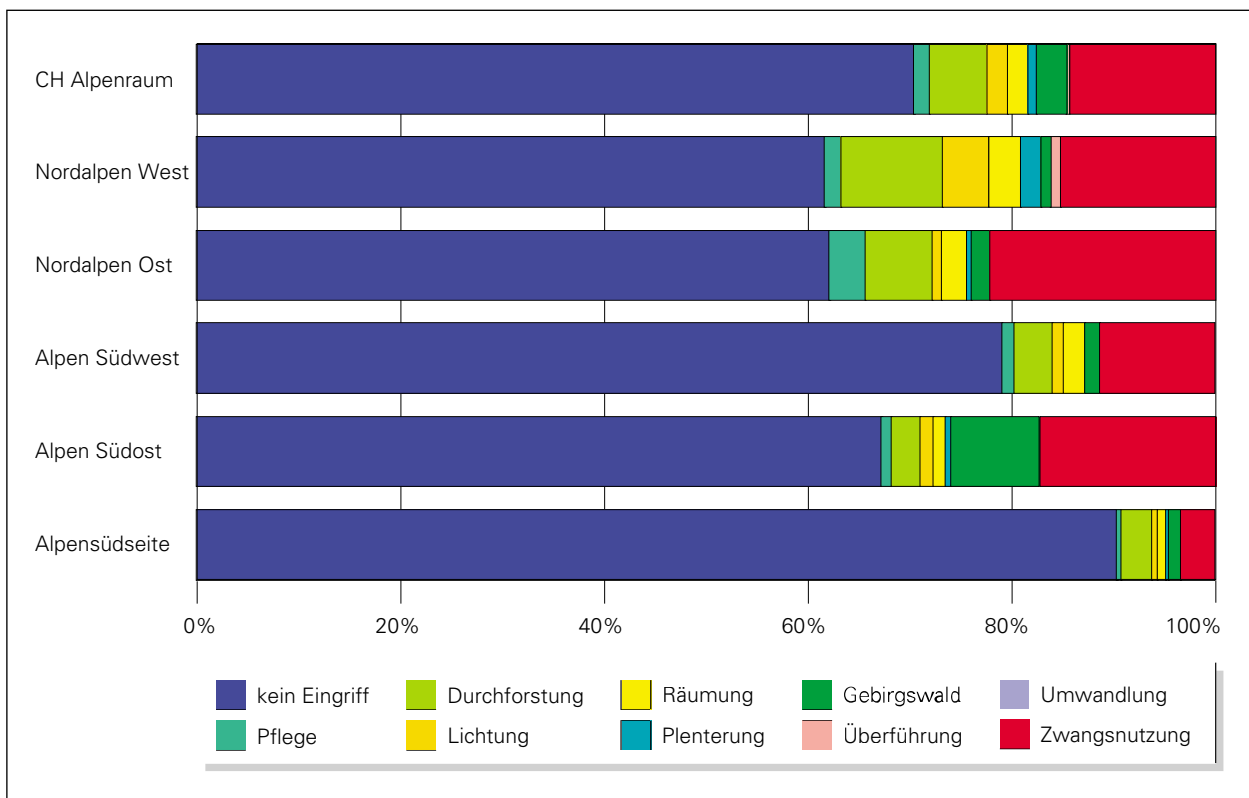
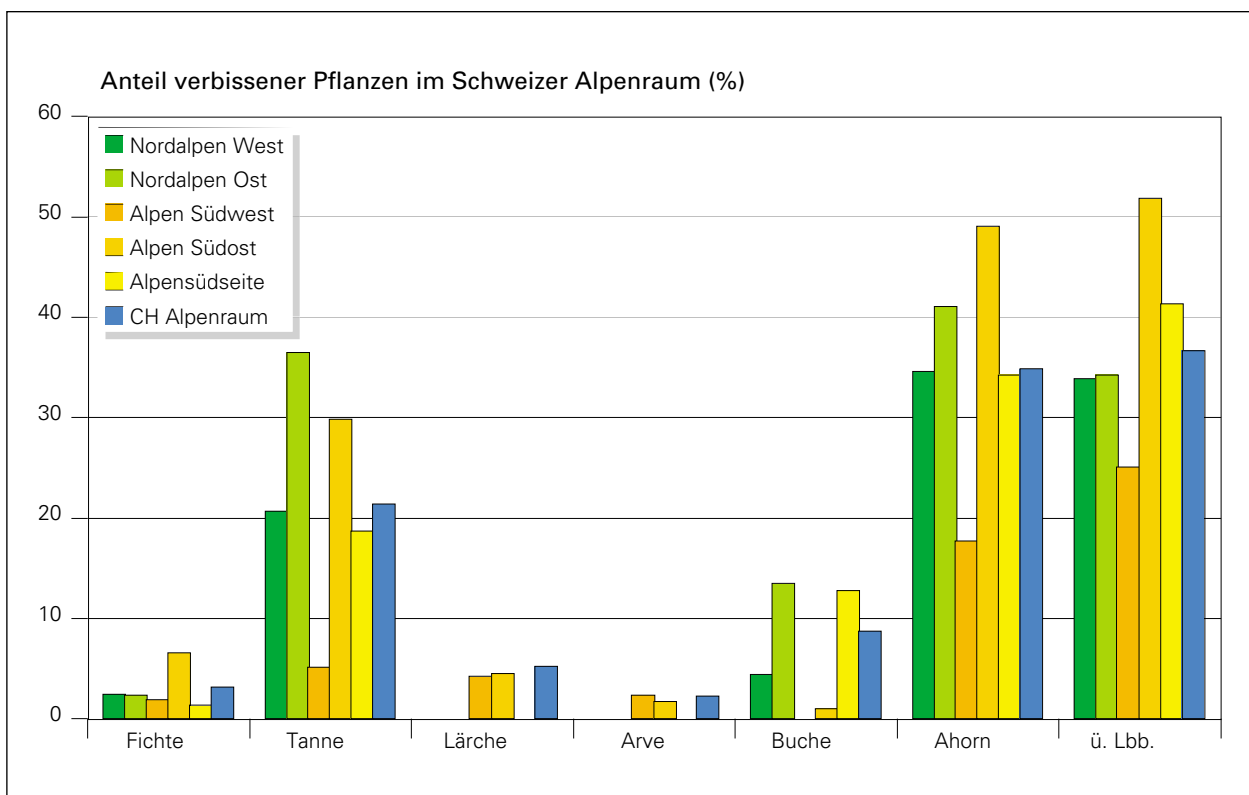


Abb. 8: Anteil Waldfläche nach Art des letzten Eingriffes

Abb. 9: Anteil verbissener Pflanzen im Schweizer Alpenraum (%)



griffen entsprechen nur rund einem Fünftel der 260.000 ha verjüngungsdringlichen Flächen (Kapitel 1). Sehr geringe waldbauliche Aktivitäten sowie kleine Zwangsnutzungsflächen charakterisieren die Alpensüdseite. Diese war nicht vom Sturm Vivian im Februar 1990 betroffen, im Gegensatz zu den Regionen Nordalpen West und Ost.

6.3 Wildverbiss

Die Wildverbiss-Grenzwerte von EIBERLE & NIGG (1987) gelten explizit für Gebirgswälder, können aber nur unter gewissen Voraussetzungen verwendet werden (REIMOSER ET AL. 1997). Obwohl diese Voraussetzungen im Untersuchungsraum kaum erfüllt sind, haben wir uns bei der Beurteilung der Verbisssituation auf die kritischen Verbisswerte von EIBERLE & NIGG (1987) gestützt. Die maximal zulässige Verbissintensität haben wir dabei vereinfachend auf 10 % bei Nadelbäumen und auf 30 % bei Laubbäumen festgelegt. Für den Schweizer Alpenraum ergeben sich damit klare Aussagen. So ist die Tanne fast in allen Regionen zu mindestens 20 % verbissen (Abbildung 9). Mit verbissbedingter Mortalität der Tanne ist also zu rechnen. Alle anderen Nadelbäume dagegen sind kaum verbissen. Auffällig groß ist der Anteil verbissener Tannen in den östlichen Regionen, und auch der Anteil verbissener Fichten von deutlich über 5 % in der Region Alpen Südost ist ein Alarmzeichen.

Bei den Laubbäumen sind sowohl Ahorne und Eschen als auch die übrigen Laubbäume in allen Regionen außer der Region Alpen Südwest stark verbissen. In der Region Alpen Südost (Kanton Graubünden) war der letzte Jahrestrieb eines jeden zweiten Laubbaumes verbissen. Einzig die Buche wird wesentlich weniger stark angegangen. Aufgrund des schon Jahrzehnte anhaltenden Verbissdruckes (vgl. BRÄNDLI 1995) auf einzelne Baumarten ist mit dem Ausfall von Tannen, Ahornen und anderen Laubbäumen und einer zoogenen Dominanzverschiebung insbesondere zu Gunsten der Fichte zu rechnen.

7. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Sollwerte einer forstlich nachhaltigen Waldverjüngung basieren auf Zielen und Modellvorstellungen. Ein großer Teil des Schweizer Gebirgswaldes weist allgemeine oder gar besondere Schutzfunktion auf. Wir orientieren uns deshalb am Gebirgspflenterwald mit kleinflächiger Verjüngung und dauerhafter Schutzwirkung. Für diese Zielbestockung berechneten wir mit Hilfe zweier Modelle Sollwerte für die Nachwuchsstammzahl, den Einwuchs über die Kluppschwelle und den Jungwald-Deckungsgrad. Aufgrund eines Vergleichs dieser Verjüngungs-Sollwerte mit Istwerten aus dem zweiten Landesforstinventar beurteilen wir die Verjüngungssituation im Schweizer Alpenraum wie folgt:

1. Die Nachwuchsstammzahlen in den Größenklassen 40-129 cm Baumhöhe und 0,1-11,9 cm BHD sind in obermontanen Tannen-Buchenwäldern und hochmontanen Fichten-Tannenwäldern genügend, in natürlichen Fichtenwäldern knapp genügend und in Lärchen-Arvenwäldern zu klein.
2. Die Baumartenzusammensetzung der Größenklasse 0,1 bis 11,9 cm BHD entspricht in Tannen-Buchenwäldern und Fichten-Tannenwäldern nicht den minimalen Anforderungen an Wälder mit Schutzfunktion. Es fehlt insbesondere an Tannen, welche einen Anteil von über 20 % aufweisen sollten.
3. Der Einwuchs über die Kluppschwelle ist häufig kleiner als der Sollwert, und zudem entspricht die Baumartenzusammensetzung des Einwuchses in Buchen-Tannen- und Fichten-Tannenwäldern nicht den Zielvorstellungen für stabile Gebirgswälder.
4. Die minimalen Anforderungen an den Jungwald-Deckungsgrad werden in Fichten-Tannenwäldern und Fichtenwäldern nirgends erreicht, selbst dann nicht, wenn ein Anteil ungenügend verjüngter Waldflächen von 20 % zugestanden wird. In Tannen-Buchenwäldern und in Lärchen-Arvenwäldern werden die leicht reduzierten Anforderungen überall erfüllt.
5. Die Verjüngung weist große Unterschiede zwischen Vegetationsgürteln und Regionen auf:
 - Fichten-Tannenwälder und Fichtenwälder weisen die größten Verjüngungsdefizite auf.
 - Unter den Regionen weisen v.a. die Alpensüdseite (Kt. Tessin) und die Südost-Alpen (Kt.

Graubünden) zu wenig Verjüngung auf. Am besten ist die Verjüngungssituation in der Region Alpen Südwest (Kt. Wallis). Im Vergleich zum ersten LFI hat sich der West-Ost-Gradient (BRÄNDLI 1995) verflacht.

6. Zum festgestellten Verjüngungsdefizit dürften folgende Gründe am meisten beitragen:

- Ungünstige Waldstrukturen: Nach wie vor dominieren auf zwei Drittel der Waldfläche gleichförmige, zum größten Teil einschichtige Hochwälder.
- Ungenügende Verjüngungsaktivitäten: Der Waldbau im Gebirge erfolgt wegen der hohen Erntekosten im Vergleich zum Holzertrag heute häufig nicht aktiv, sondern reaktiv. Die meisten Bestände wurden zwischen 1983/85 und 1993/95 nicht gezielt waldbaulich behandelt, sondern entweder gar nicht gepflegt oder als Folge von Naturereignissen (insbesondere Vivian im Februar 1990) zwangsweise genutzt. Gezielte Verjüngungseingriffe sind trotz großer Verjüngungsdringlichkeit selten.
- Starker Schalenwildeinfluss: Die Verbissintensität übersteigt bei Tanne, Ahorn und den übrigen Laubbaumarten die von EIBERLE & NIGG (1987) postulierten kritischen Verbissgrenzen von 10 % bei Tanne bzw. rund 30 % bei den Laubbaumarten fast in allen Regionen deutlich. Die Ergebnisse des ersten LFI (BRÄNDLI 1995) zeigen, dass sich die Verbissintensitäten bei der Tanne bereits während Jahren bis Jahrzehnten auf einem hohen Niveau bewegen und dass sich dies wahrscheinlich bereits auf die Baumartenzusammensetzung des Nachwuchses wie auch des Einwuchses auswirkt.

Kritik der verwendeten Methoden

- Die heutigen Zielvorstellungen zum Aufbau des Gebirgswaldes (Gebirgsplenterwald im Strukturgleichgewicht mit Mindestanteilen bestimmter Baumarten) wurden aufgrund waldbaulicher Erfahrungen entwickelt. Sie scheinen zwar plausibel, müssen aber hinterfragt werden (BRANG 2002). Es fehlt an empirischen Studien und Risikoabschätzungen, welche die Vorteile der Zielbestockung gegenüber anderen Waldzuständen quantifizieren. Zudem fehlt es an Zielvorstellungen für Gebirgswälder ohne Schutzfunktion, so dass alle Gebirgswälder nach einheitlichem, relativ strengen Massstab beurteilt werden mussten.

- Der Waldaufbau weicht heute großflächig vom angestrebten strukturreichen Gebirgsplenterwald ab. Daher lässt sich die heutige Verjüngungssituation mit den für den Gebirgsplenterwald berechneten Verjüngungs-Sollwerten nur relativ grob beurteilen. Nachhaltig aufgebaute Altersklassenwälder weisen aber im Vergleich zu Plenterwäldern im Stammzahl-Gleichgewicht einen Überschuss von dünnen Stämmen auf (SCHÜTZ 1981, 1992). Zudem ist in der Überführungsphase von gleichförmigen zu stufigen Wäldern eher mehr Verjüngung nötig als in Plenterwäldern im Strukturgleichgewicht. So gesehen müssen die berechneten Sollwerte als unterste Grenze verstanden werden. Unsere Beurteilung ist also tendenziell zu optimistisch.
- Soll und Ist müssten entsprechend den Modellvorstellungen auf kleinen Flächen verglichen werden, z.B. auf der Interpretationsfläche des LFI von 50x50 m. Die geringe Aufnahmeintensität bei den Nachwuchsbäumen im LFI2 (zwei Probeflächen von je 14,1 m² auf einer Fläche von insgesamt 2500 m²) verunmöglicht eine Aussage auf der Ebene der Interpretationsfläche. Soll und Ist wurden daher mit Hilfe regionaler Mittelwerte verglichen. Die Ergebnisse können durch einzelne Extremwerte verfälscht sein, und zudem sind differenzierte kleinräumige Aussagen zur Verjüngungssituation kaum möglich. Im geplanten dritten LFI sollten deshalb Jungwalddaten intensiver erfasst werden, so dass Soll-Ist-Vergleiche für jede einzelne Interpretationsfläche möglich werden. Damit liessen sich die Waldflächen mit ungenügender Verjüngung zuverlässiger schätzen. Zudem könnte daraus der künftige Handlungsbedarf besser quantifiziert werden.

8. Literatur

- BACHOFEN, H. (1999): *Gleichgewicht, Struktur- und Wachstum in einer Plenterbeständen*. Schweiz. Z. Forstwes., 150; 5: 157-170.
- BAVIER, B. (1910): *Welches sind die Ursachen des so häufigen Fehlens der natürlichen Verjüngung in alten Fichtenbeständen hoher Lagen, und wie kann dieser ungünstige Zustand beseitigt werden?* Schweiz. Z. Forstwes., 61: 145-152; 195-201; 227-236.
- BRANG, P. (1996): *Ansamungsgunst und Verteilung der Direktstrahlung in schlitzförmigen Bestandesöffnungen zwischenalpiner Fichtenwälder*. Schweiz. Z. Forstwes., 147, (10): 761-784.

- BRANG, P. (2002). *Zustand des Schutzwaldes in der Schweiz - die Sicht eines Forschers*. In: EGGENBERGER, P. (Hrsg.): 4. Bergwaldkonferenz zum Bergwaldprotokoll der Alpenkonvention, 27.-29. Mai 2002, Grainau (D). Tagungsband. Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten, München, SS. 27-31
- BRANG, P. & DUC, PH. (2002): *Zu wenig Verjüngung im Schweizer Gebirgs-Fichtenwald: Nachweis mit einem neuen Modellansatz*. Schweiz. Z. Forstwes., 153; 6: 719-727.
- BRASSEL, P. UND BRÄNDLI, U.-B. (Red.) (1999): *Schweizerisches Landesforstinventar - Ergebnisse der Zweitaufnahme 1993-1995*. Hrsg. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, WSL, Birmensdorf; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, BUWAL, Bern. Bern, Stuttgart, Wien: Haupt.
- BRÄNDLI, U.-B. (1995): *Zur Verjüngungs- und Wildschadenssituation im Gebirgswald der Schweiz*. Schweiz. Z. Forstwes., 146 (5): 355-378.
- DUC, P. (1991): *Untersuchungen zur Dynamik des Nachwuchses im Plenterwald*. Schweiz. Z. Forstwes. 142 (4): 299-319.
- DUC, P. (2000): *Zustand, Entwicklung und Pflege des Nachwuchses von Plenterwäldern der montanen Stufe im Neuenburger Jura*. Diss. ETH Zürich, Departement für Wald- und Holzforschung, 224 S.
- DUC, P. (2001): *Sustainable Forest Regeneration*. In: Brassel, P. & Lischke, H. (Hrsg.): Swiss National Forest Inventory: Methods and Models of the Second Assessment. WSL, CH-8903 Birmensdorf. 336 S.
- EIBERLE, K. (1980): *Methodische Möglichkeiten zum Verständnis der waldbaulich tragbaren Verbissbelastung*. Schweiz. Z. Forstwes., 131; 4: 311-326.
- EIBERLE, K. & NIGG, H. (1987): *Grundlagen zur Beurteilung des Wildverbisses im Gebirgswald*. Schweiz. Z. Forstwes., 138 (9): 747-785.
- ELLENBERG, H. & KLÖTZLI, F. (1972): *Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz*. Mitt. Eidg. Anstalt forstl. Versuchswesen, Birmensdorf, 48, (4): 587-930.
- FRANÇOIS, T. (1938): *La composition théorique normale des futaies jardinées de Savoie*. Rev. des eaux et forêts, 76. Jg., 1-18/101-118.
- FREHNER, M. (2001): *Entwicklung von Fichtenverjüngung im Lehrwald Sedrun der ETH Zürich (nördliche Zwischenalpen)*. Schweiz. Z. Forstwes. 153, (6): 219-227.
- GREMINGER, P.; THORMANN, J.-J. (1999): *5 Jahre Waldgesetzgebung - wo stehen wir mit dem Schutz vor Naturgefahren aus forstlicher Sicht?* Interner Bericht der Forstdirektion aufgrund einer Umfrage bei den kantonalen Forstdiensten, unpubliziert.
- HANEWINKEL, M. (1998): *Plenterwald und Plenterwaldüberführung. Modellstudien zu planungstechnischen, waldbaulichen und ökonomischen Aspekten am Fallbeispiel des Wuchsgebietes Schwarzwald*. Schriften aus dem Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg, Band 9.
- INDERMÜHLE, M. (1978): *Struktur-, Alters- und Zuwachsuntersuchungen in einem Fichtenplenterwald der subalpinen Stufe*. Beih. Zeitschrift Schweiz. Forstverein 60: 98.
- KIENAST, F.; BRZEZIECKI, B.; WILDI, O. (1994): *Computergestützte Simulation der räumlichen Verteilung naturnaher Waldgesellschaften in der Schweiz*. Schweiz. Z. Forstwes., 145, (4): 293-309.
- KORPEL, S. (1995): *Die Urwälder der Westkarpaten*. Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, New York. 310 S.
- MITSCHERLICH, G. (1952): *Der Tannen-Fichten-(Buchen-)Plenterwald. Eine ertragskundliche Studie*. Schr.Reihe Bad.forstl.Versuchsanst. Freiburg i.Br. 8, 3-42.
- OTT, E. (1998): *Waldbauliche Zielvorstellungen für Schutzwälder auf Standorten des subalpinen Fichtenwaldes*. In: REIMOSER, F.; LACKNER, C.; SCHWEIGER-ADLER, J.; HAGER, H. (Hrsg.): Zieldefinition bei der Waldsanierung. Forstl. Schriftenreihe Univ. Bodenkultur, Wien, 12: 147-157.
- OTT, E.; LÜSCHER, F.; FREHNER, M.; BRANG, P. (1991): *Verjüngungsökologische Besonderheiten im Gebirgsfichtenwald im Vergleich zur Bergwaldstufe*. Schweiz. Z. Forstwes., 142: 879-904.
- OTT, E.; FREHNER, M.; FREY, H.-U. UND P., LÜSCHER. (1997): *Gebirgsnadelwälder. Ein praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung*. Bern Stuttgart Wien: Paul Haupt.
- PREUHSNER, T. (1981): *Ertragskundliche Merkmale oberbayerischer Bergmischwald-Verjüngungsbestände auf kalkalpinen Standorten im Forstamt Kreuth*. Forstw. Centralblatt. 100 (5): 313-345.
- PRODAN, M. (1949): *Die theoretische Bestimmung des Gleichgewichtszustandes im Plenterwalde*. Schweiz. Z. Forstwes., 100 (2): 81-99.
- REIMOSER, F.; ODERMATT, O.; ROTH, R.; SUCHANT, R. (1997): *Die Beurteilung von Wildverbiss durch SOLL-IST-Vergleich*. Allg. Forst- u. J.-Ztg., 168. Jg.(11/12): 214-227.
- SCHÜTZ, J.-P. (1975): *Dynamique et conditions d'équilibre de peuplements jardinées sur les stations de la hêtraie à sapin*. Schweiz. Z. Forstwes. 126 (9): 637-671.
- SCHÜTZ, J.-P. (1981): *Que peut apporter le jardinage à notre sylviculture?* Schweiz. Z. Forstwes., 132: 219-242.
- SCHÜTZ, J.-P. (1992): *Die waldbaulichen Formen und die Grenzen der Plenterung mit Laubbaumarten*. Schweiz. Z. Forstwes., 143: 442-460.
- SCHÜTZ, J.-P. (2001): *Der Plenterwald und weitere Formen strukturierter und gemischter Wälder*. Berlin, Paul Parey. 207 S.
- SENN, J.; SCHÖNENBERGER, W. (2001): *Zwanzig Jahre Versuchsaufforstung Stillberg: Überleben und Wachstum einer subalpinen Aufforstung in Abhängigkeit vom Standort*. Schweiz. Z. Forstwes. 152, (6): 226-246.
- SCHÖNENBERGER, W.; WASEM, U. (1999): *Der Beginn der Wiederbewaldung von Sturmwurfflächen im Gebirge. Ein Zwischenbericht*. In: FISCHER, A., MÖSSMER, R. (Hrsg.): Forschung in Sturmwurf-Ökosystemen Mitteleuropas. Forstl. Forschungsberichte München, Nr. 176.
- STROBEL, G. (1997): *Waldwachstumskundliche Untersuchungen an Fichten-Rotten der subalpinen Stufe*. Schweiz. Z. Forstwes., 148 (1): 45-72.

WASSER, B & FREHNER, M. (1996): *Minimale Pflegemassnahmen für Wälder mit Schutzfunktion*. BUWAL – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), Bern 1996, EDMZ, Best.-Nr. 310.051d.

ZINGG, A. UND DUC, P. (1998). *Beurteilung des Gleichgewichtszustandes in Plenterwaldversuchsflächen*. Deutscher Verband forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde. Jahrestagung vom 25.-27. Mai 1998, in Kevlaer, Proceedings S. 147-156.

ZINGGELER, J.; SCHWYZER, A.; DUC, P. (1999): *Waldverjüngung*. In: BRASSEL, P. UND BRÄNDLI, U.-B. (Red.). Schweizerisches Landesforstinventar - Ergebnisse der Zweitaufnahme 1993-1995. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, BUWAL - Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. Hrsg. Bern, Stuttgart, Wien: Haupt.

ZÜRCHER, U. (1965): *Die Idee der Nachhaltigkeit unter spezieller Berücksichtigung der Gesichtspunkte der Forsteinrichtung*. Mitt. Schweiz. Anstalt forstl. Versuchswesen 41 (4): 91-218.

Verfasser: Dr. Philippe Duc
Eidgenössische Forschungsanstalt WSL
Zürcherstrasse 111
CH-8903 Birmensdorf
Tel.: +41/1/739-2468
Fax.: +41/1/739-2215
Email: duc@wsl.ch

Dr. Peter Brang
Eidgenössische Forschungsanstalt WSL
Zürcherstrasse 111
CH-8903 Birmensdorf
Tel.: +41/1/739-2486
Fax.: +41/1/739-2215
Email: brang@wsl.ch

Verjüngungssituation des Bergwaldes im bayerischen Alpenraum

A. ROTHE

Referat Waldbau und Nachhaltssicherung, Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten

Die Waldfläche im bayerischen Alpenraum beträgt rund 250.000 ha, der Staatswaldanteil liegt bei knapp 55 %. Die Wälder haben im Gebirge eine besondere Bedeutung für den Schutz vor Naturgefahren wie Lawinen, Erosion, Steinschlag, Muren oder Hochwasser. 147.000 ha Bergwald (60 % der Gesamtwaldfläche) sind Schutzwald nach dem Waldgesetz für Bayern. Die natürliche Bestockung besteht in weiten Teilen aus Bergmischwäldern mit wechselnden Anteilen von Fichte, Tanne und Buche. Die derzeitige Baumartenzusammensetzung (75 % Nadelholz, 25 % Laubholz) ist insgesamt noch vergleichsweise naturnah. Allerdings bestehen deutliche Unterschiede in den einzelnen Altersklassen (Abbildung 1). Während in den Altbeständen verbreitet Bergmischwälder mit einem Tannenanteil von über 10 % vorherrschen, dominieren in den 20-80jährigen Beständen oftmals einschichtige Fichtenreinbestände und der Tannenanteil sinkt z.T. unter 1 %. In den Jungbeständen bis 20 Jahre sind wieder vermehrt Mischbestände vorhanden und der Tannenanteil steigt auf 4 %. Die Wälder im Alpenraum sind deutlich älter als im Flachland Bayerns; 40 % sind älter als 120 Jahre, 20 % älter als 160 Jahre.

Zentrale Aufgabe des Waldbaus im Hochgebirge ist die Sicherung der Schutzfähigkeit. Unter den Verhältnissen im bayerischen Alpenraum können stufig aufgebaute Bergmischwälder mit den Baumarten Fichte, Buche und Tanne die Schutzfunktionen am besten erfüllen. Die Erhaltung und Wiederherstellung intakter Bergmischwälder ist daher zentrales waldbauliches Ziel der Bayerischen Staatsforstverwaltung. Dabei kommt der Verjüngung eine besondere Bedeutung zu. Eine stufige Dauerbestockung aus den Hauptbaumarten des Bergmischwaldes lässt sich nur über eine funktionierende Verjüngung auf großer Fläche erreichen. Verjüngung bedeutet dabei soweit als möglich Naturverjüngung, da Pflanzmaßnahmen im Bergwald aus technischen und finan-

ziellen Gründen auf Ausnahmefälle beschränkt bleiben müssen.

Wenngleich aus praktischen Erfahrungen bekannt ist, wie sich die Verjüngung im Bergwald tendenziell verändert, gab es in Bayern bis vor kurzer Zeit nur wenige konkrete Zahlen zu diesem Thema. Insbesondere über kurz- und mittelfristige Entwicklungen konnte mangels gesicherter Daten oftmals nur spekuliert werden. Mit Einführung einer betriebsweisen Stichprobeninventur im Rahmen der Forsteinrichtung hat sich diese Situation zumindest für die Staatswaldflächen grundlegend geändert. Nach ersten Versuchen in den 70er Jahren werden seit Anfang der 80er Jahre für alle Staatswälder periodische Inventuren durchgeführt und die Ergebnisse in einer Datenbank gespeichert. In Gebirgsforstämtern wird die Forsteinrichtung planmäßig alle 15 Jahre durchgeführt. Eine erste Aufnahme liegt bereits für alle Gebirgsforstämter vor. 1999 wurde im Forstamt Schliersee die erste Wiederholungsaufnahme im Gebirge durchgeführt, im Jahr 2000 und 2001 folgten die Forstämter Marquartstein und Berchtesgaden. Auf der Basis von insgesamt rund 9000 Stichprobenpunkten liegen damit für rund 37.000 ha Bergwald (> 25 % der Staatswaldfläche im Alpenraum) genaue, statistisch abgesicherte Ergebnisse über den Zustand und die Entwicklung der Verjüngung vor.

Die Verjüngungssituation hat sich in allen drei Forstämtern in den letzten 15 Jahren deutlich verbessert. Bei der Neuaufnahme in den Jahren 1999-2001 waren in Beständen > 80 Jahre auf fast 60 % der Inventurpunkte Verjüngungspflanzen >20 cm vorhanden. Zur Beurteilung der Flächenwirksamkeit werden die erfassten Pflanzenzahlen über baumartenspezifische Sollstammzahlen für eine ausreichende Verjüngung auf ha-Werte umgerechnet. Der Anteil dieser sogenannten „reduzierten Vorausverjüngungsfläche“ liegt in den drei Forstämtern bei 32 % bis 35 % bezogen auf alle Bestände älter als 80

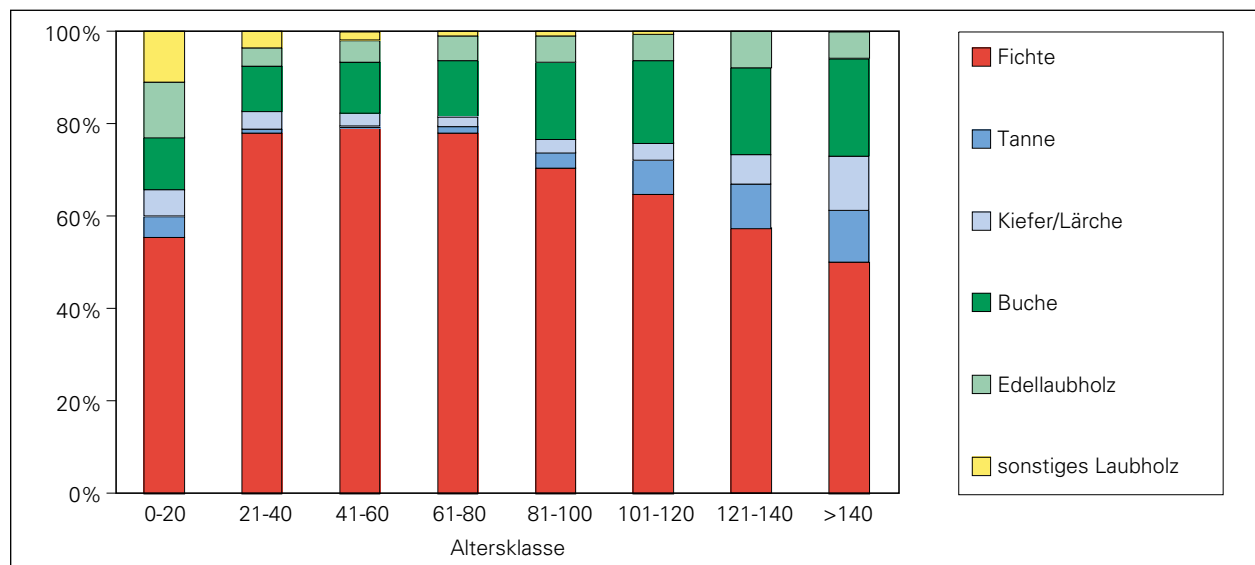


Abb. 1: Baumartenzusammensetzung nach Altersklassen im Staatswald der Bayerischen Alpen

Abb. 2:

Entwicklung der Vorausverjüngung im Forstamt Marquartstein von 1986-2000
Die Angaben entsprechen „reduzierten“ ha-Werten, die auf der Basis von Sollstammzahlen errechnet wurden

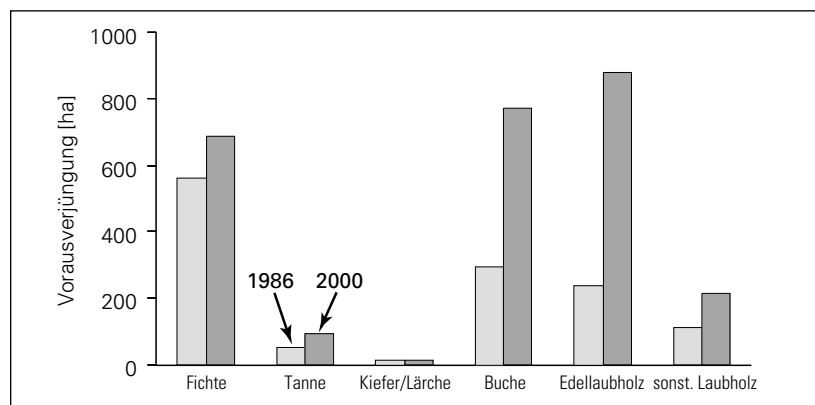
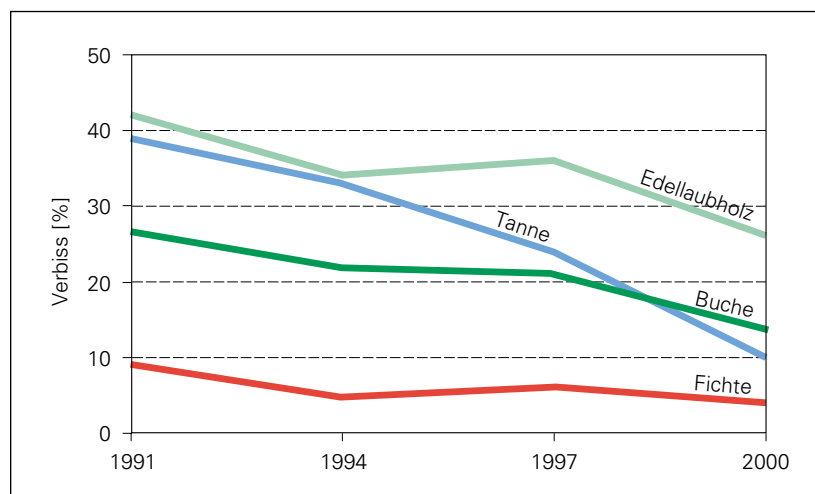


Abb. 3:

Leittriebverbiss im Bergwald gemäß „Forstlichem Gutachten zur Situation der Waldverjüngung“



Jahre. Somit kann in diesen Forstämtern rund ein Drittel der Wälder als vollständig verjüngt gelten. Dabei ist jedoch zu bedenken, dass rund 80 % der Verjüngungspflanzen kleiner als 1,3 m und damit noch nicht gesichert sind. Im Vergleich zur ersten Aufnahme hat sich die Vorausverjüngungsfläche in etwa verdoppelt. Eine baumartenweise Betrachtung zeigt (beispielhaft in Abbildung 2 für das Forstamt Marquartstein dargestellt), dass die Vorausverjüngungsfläche bei allen Baumarten angestiegen ist. Relativ gesehen ist der Anstieg bei den Laubhölzern und hier insbesondere beim Edellaubholz (Anstiege von 250-500 %) besonders stark ausgeprägt. Die Baumartenanteile in der Vorausverjüngung verschieben sich damit deutlich zugunsten von Buche und Edellaubholz. Der Fichtenanteil der Vorausverjüngung liegt derzeit in den drei Forstämtern zwischen 26 % und 42 %, der Tannenanteil bei rund 4 %. Aufgrund des Pioniercharakters von Bergahorn und Esche im Gebirgswald ist mittelfristig wieder mit einer gewissen Ver-

schiebung zugunsten der Nadelhölzer zu rechnen. Für die Beurteilung der Verjüngungssituation kommt der Tanne wegen ihrer großen Verbissanfälligkeit eine Schlüsselposition zu. Erfreulicherweise ist auch die Vorausverjüngungsfläche der Tanne, welche – wenngleich ausgehend von einem niedrigen Ausgangsniveau – in den drei untersuchten Forstämtern auf mehr als das Doppelte angestiegen. Trotz der erzielten Verbesserungen liegt der Tannenanteil in der Verjüngung jedoch nach wie vor unter dem Ausgangsniveau der Altbestände, der in etwa auch der waldbaulichen Zielvorstellung entspricht.

Die Verjüngungssituation im Bergwald ist untrennbar mit der Verbissbelastung durch Schalenwild verbunden. Durch die Erfassung des Leittriebverbisses im Rahmen der Stichprobeninventur lässt sich die Entwicklung der Verbissbelastung in den letzten 15 Jahren bei der Wiederholungsaufnahme exakt beurteilen. Die Verbissbelastung der wichtigen Bergmischwaldbaumarten Tanne und Buche ist in den allen drei dargestellten Forstämtern deutlich zurückgegangen. Dieses Ergebnis deckt sich mit der Verbissinventur im Rahmen des Forstlichen Gutachtens zur Situation der Waldverjüngung, die im dreijährigen Turnus für alle Waldbesitzarten durchgeführt wird. In allen Waldbesitzarten geht die Verbissbelastung im Bergwald seit 1991 zurück (Abbildung 3), wobei die Verbissbelastung auf Staatswaldflächen deutlich niedriger ist als im Privatwald.

Trotz dieser insgesamt erfreulichen Entwicklung bestehen nach wie vor Probleme. Im Vollzug des Bergwaldbeschlusses des Bayerischen Landtages von 1985 wurde Mitte der 80er Jahre eine gründliche Analyse der Schutzwälder durchgeführt. Dabei hat sich gezeigt, dass insgesamt rund 9 % der Schutz-

wälder (fast 13.000 ha) ihre Schutzfunktionen nur noch bedingt erfüllen können. Eine Erhebung der aktuellen Situation im Jahr 2001 hat ergeben, dass der Umfang der Sanierungsflächen mit unzureichender Verjüngung trotz intensiver Anstrengungen im Rahmen des Schutzwaldsanierungsprogramms etwa konstant geblieben ist. Kritisch sind oftmals südseitige Karbonatstandorte, wo die Ungunst des Standorts, die Konkurrenz der Grasvegetation und z.T. starker Schalenwildverbiss in diesen bevorzugten Wildeinstandsgebieten eine ausreichende Verjüngung verhindern.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass in den letzten 15 Jahren eine Trendwende erreicht werden konnte und sich die Verjüngungssituation im bayerischen Alpenraum spürbar verbessert hat. Die Verjüngung des Bergwaldes ist jedoch in vielen Bereichen nach wie vor unzureichend, insbesondere wenn man bedenkt, dass die Situation im Staatswald günstiger sein dürfte als im Privat- oder Körperschaftswald mit einer höheren Verbissbelastung. Trotz unbestreitbarer Erfolge auf der ersten Teilstrecke wird der weite Weg hin zu einer günstigen Verjüngungssituation im Bergwald noch einen langen Atem erfordern.

Verfasser: Dr. Andreas Rothe
Bayerisches Staatsministerium für
Landwirtschaft und Forsten
Referat Waldbau und Nachhaltssicherung
Ludwigstrasse 2
D-80539 München
Tel.: +49/89/2182-2534
Fax.: +49/89/2182-2351
Email: andreas.rothe@stmlf.bayern.de



Kapitel III

Forschungsergebnisse zur natürlichen
Verjüngung in montanen und
subalpinen Höhenlagen der Alpen

Aktuelle Forschungsergebnisse zur natürlichen Verjüngung in Bergwäldern Sloweniens

J. DIACI, A. BONCINA

Abteilung für Forstwirtschaft, Universität in Ljubljana, Slowenien

1. Einleitung

Die Verjüngungssituation im Bergwald Sloweniens hat sich im letzten Jahrzehnt nicht wesentlich verändert (BONCINA et al. 2003). Die Untersuchungen über die Verjüngung haben sich nach wie vor an den Kernproblemen orientiert. Diese sind: Nicht an die Biotoptragfähigkeit angepasste Wildtierbestände, Sukzessionen in künstlichen Beständen (vor allem im Fichtenforsten) und degradierte Bestände in der hochmontanen und subalpinen Vegetationsstufe. Hohe Verbißschäden sind kennzeichnend für ganz Slowenien. Verjüngungsprobleme in künstlichen Fichtenwäldern und degradierte Bestände in Höhenlagen sind aber charakteristisch für das Alpengebiet. Im dinarischen Gebiet Sloweniens, wo seit über einem Jahrhundert schon kleinflächige Waldbausysteme angewandt werden (MLINSEK 1972), sind die Probleme mit der Verjüngung im Vergleich zu anderen Gebieten viel geringer. Das Hauptziel des vorliegenden Beitrages ist es, anhand ausgewählter Beispiele aus gegenwärtigen Untersuchungen die oben diskutierte Problematik darzustellen, Lösungsansätze zu zeigen und zu besprechen.

2. Verbißdruck

Die Verbißschäden stellen den klassischen Konfliktbereich zwischen Waldbau und Jagd auch in Slowenien dar. Deswegen wurde diese Problematik oft untersucht (z.B. PERKO 1983, ACCETTO, 1986, ROBIC & BONCINA 1990, ADAMIC 1992). Viele Arbeiten haben nachgewiesen, dass die Wildtierbestände zur Zeit der jeweiligen Untersuchung nicht an die Biotoptragfähigkeit angepasst wurden.

Es ist bekannt, dass vor allem in kleinflächigen Waldbausystemen die Verjüngung noch stärker unter dem Verbißdruck leidet (EIBERLE & WENGER 1983). In Slowenien sind kleinflächige Waldbausysteme wie Plentersystem und Femelschlag traditionell am meisten verbreitet. Die neueren Erhebungen deuten zwar auf mäßige Verbesserung in einigen Gebieten hin (z.B. GGN KOCEVJE 2001), jedoch vor allem im Hinblick auf die Verjüngung der Buche. Der Verbißdruck ist jedoch für eine erfolgreiche Verjüngung der Tanne noch immer zu hoch. Aus neueren Untersuchungen ist ersichtlich, dass die Tanne im Höhenbereich von 0,2 m bis 1,3 m weitgehend fehlt. Im Weiteren zeigen wir ein paar ausgewählte Beispiele zu dieser Problematik aus den Alpen- und dinarischen Gebiet Sloweniens.

2.1. Untersuchungsgebiete und Methoden

Es werden die Resultate von vier Studien auf Tannen-Buchen Standorten dargestellt, einer wurde in den Alpen, drei in den Dinariden erstellt. Das Untersuchungsgebiet in den Alpen wird etwas detaillierter vorgestellt, weil die Resultate dieser Untersuchung auch später bei der Behandlung der Sukzessionsproblematik in künstlichen Fichtenbeständen angewandt werden. Die Gebirgswälder (1000 m ü.M.) von Krasica stellen einen für das slowenische Alpengebiet typischen „verfichteten“ Waldkomplex dar. Die Jahresniederschläge liegen zwischen 1600 mm und 1700 mm, das Jahresmittel der Temperatur um 5,9°C. Das Gestein ist zum überwiegenden Teil aus Mittel- und Früh-Triaskalken, die lokal dolomitisiert sind, aufgebaut. Es haben sich verschiedene Böden entwickelt, von Moderrendsinen bis Karbonatbraunerden und Braunerden, die wegen der Verkarstung sehr heterogen und kleinflächig miteinander vermischt sind. Die Versuchsanlage, welche in Ab-

bildung 1 erklärt ist, wurde in mehreren über hundertjährigen Beständen angelegt. Es handelt sich um 30 Bestandeslücken, welche zum Teil im Jahre 1983 und zum Teil im Jahre 1993 angelegt wurden. Die Hälfte der Flächen wurde gezäunt. Es wurden insgesamt 1570 Versuchsflächen in den Lücken systematisch verteilt und regelmäßig aufgenommen. Neben den verschiedenen Verjüngungseigenschaften wurden auch Vegetationsaufnahmen und Humusprofile erhoben und die direkte und diffuse Strahlung gemessen (DIACI 1997).

Alle drei Untersuchungsstandorte in den Dinariden, Pecka (60 ha), Rajhenavski Rog (51 ha) und Strmec (15 ha) sind Urwälder auf einem Tannen-Buchenwald Standort (*Abieti-Fagetum*) in etwa 1000 m ü.M., auf Kalkunterlage.

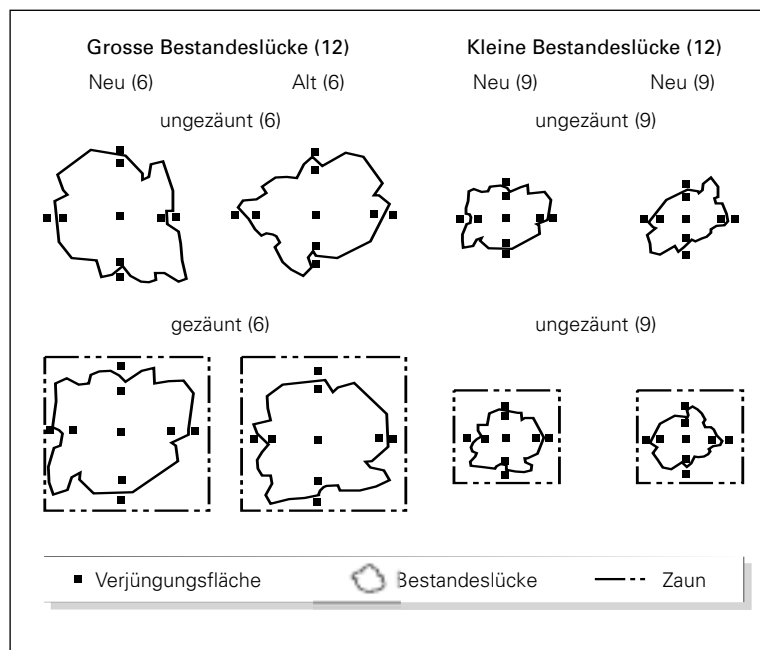


Abb. 1:

Schematische Darstellung der Versuchsanlage im Krasica Gebirge in den Alpen. Zahlen in Klammern: Anzahl der Lücken.

Tab. 1:

Anzahl der Baumarten pro Hektar und ihre Anteile an der Gesamtzahl der Jungpflanzen nach Entwicklungsstufen. Standort: Krasica - Savinja Alpen, 1000 m ü.M., *Abieti-Fagetum*, 120 Jahre alte Fichtenpflanzung (aus DIACI 1997), $n = 1570$ (0,5 x 0,5 m)

1993	Fichte	%	Tanne	%	Buche	%	Bergahorn	%	Andere Laubbäume	%
Keimlinge	995.034	97,4	4.897	0,5	345	0,0	16.621	1,6	4483	0,4
>20 cm	7.517	18,3	5.862	14,3	276	0,7	24.759	60,2	2690	6,5
20-130 cm	345	4,7	0	0,0	69	0,9	6.690	90,7	276	3,7

Aus Tabelle 1 sind die Anzahl der Baumarten pro Hektar und ihre Anteile an der Gesamtzahl der Jungpflanzen nach Entwicklungsstufen, zehn Jahre nach dem ersten Eingriff in Krasica Gebirge, ersichtlich. Nach einem Samenjahr gibt es genug Fichten und Ahornkeimlinge für eine erfolgreiche Verjüngung. Die große Keimlingszahl pro Hektar spricht dafür, dass der Samenmangel kein Problem für die Fichtennaturverjüngung darstellen dürfte. Im Anwuchs fiel der Fichtenanteil jedoch schon auf 18 % und beim Aufwuchs auf nur 5 % der Gesamtzahl ab. Dies deutet darauf hin, dass die Hauptproblematik der Fichtennaturverjüngung vor allem in der Vegetationskonkurrenz begründet ist.

Die Tanne wies mit nur einem Teilsamenjahr beachtliche Dichte auf (Tabelle 1). Ihr Anteil stieg von nur 1 % der Gesamtzahl aller Keimlinge auf 14 % des Anwuchses. Dies belegt das hohe Anwuchspotential der Tanne. In der Aufwuchsphase

(>20 cm), nachdem die Tanne die schützende Schicht der Bodenvegetation verließ, verschwand sie jedoch total, was vor allem auf den Wildeinfluss zurückzuführen ist.

In Tabelle 2 ist der Vergleich der Verjüngungsdichte in gezäunten und ungezäunten Lücken im Jahre 1998 zusammengefasst. Vor der Errichtung der Zäune im Jahre 1993 gab es keine signifikanten Unterschiede in der Verjüngungsdichte. Nach fünf Vegetationsperioden sind die Unterschiede für Fichte, Tanne und Ahorn statistisch gesichert. Die Unterschiede bei Fichte und Tanne, welche sich noch in der schützenden Schicht der Bodenvegetation befanden, sind auf Winterverbiss zurückzuführen. Zu dieser Zeit sind beide Baumarten wichtig für die Ernährung von Rehwild (KLÖTZLI 1965, KÖNIG 1976).

Ähnliche Resultate sind auch für andere Gebiete Sloweniens charakteristisch. Aus Platzgründen werden

Tab. 2:

Vergleich der gezäunten und ungezäunten Bestandeslücken im Krasica Gebirge. Dichte der Verjüngung (in 1000 per ha) nach Baumarten, Entwicklungsstufen und Aufnahmejahren und Wilcoxon Test (DIACI 2002).

N _{1,2} = 135	Ungezäunt	Gezäunt	Ungezäunt/ Gezäunt (%)	Mittelwert	Z	Sig.
Fichte Keimlinge (93)	863,0	1099,3	79	981,1	1,77	0,076
Fichte < 20 cm (94)	216,3	307,4	70	261,9	1,67	0,095
Fichte < 20 cm (98)	34,2	79,9	43	57,0	2,71	0,007
Tanne Keimlinge (93)	3,4	5,9	58	4,7	1,94	0,052
Tanne < 20 cm (93)	6,8	5,8	118	6,3	0,18	0,857
Tanne < 20 cm (98)	5,9	12,3	48	9,1	2,74	0,006
Ahorn Keimlinge (93)	13,9	20,4	68	17,2	1,95	0,051
Ahorn 20 - 130 cm (93)	6,2	8,0	78	7,1	1,24	0,216
Ahorn < 20 cm (98)	27,4	30,8	89	29,1	0,07	0,944
Ahorn 20 - 130 cm (98)	9,3	14,2	66	11,8	1,92	0,055

wir hier als Beispiel nur die Resultate aus der Verjüngungsinventur in drei dinarischen Urwäldern betrachten. In Tabelle 3 ist die Dichte der Tanne pro ha, getrennt nach Höheklassen und nach drei Erhebungsjahren in Urwald Pecka, zu sehen. In keinem Jahr wurden Tannen gefunden, die höher als 30 cm waren.

Analoge Ergebnisse gehen auch aus Tabelle 4 mit den Verjüngungsdaten für den Urwald Rajhenavski Rog hervor. In der Stufe über 50 cm wurden keine Tannen gefunden, dabei waren die höchsten Tannen der Stufe von 10 - 50 cm nur bis etwa 20 cm hoch. Aus diesem Grunde wurde vor einem Jahrzehnt ein kleiner Kontrollzaun im Urwald angelegt, in dem sich die Tanne reichlich verjüngt. Das Höhenwachstum ist jedoch wegen der starken Beschattung langsam.

Im Urwald Strmec wurde im Jahre 2000 die Verjüngung in zwei charakteristischen Bestandeslücken von 0,05 und 0,13 ha analysiert. Die Gesamtzahl der Jungpflanzen ist aus der Tabelle 5 ersichtlich.

Tab. 3:

Anzahl der Tannen pro Hektar und ihre Anteile an der Gesamtzahl der Jungpflanzen nach Erhebungsjahr. Standort: Urwald Pecka, 800 - 910 m ü.M., Abieti-Fagetum (DEBELJAK 1997)

	Tanne 1988	%	Tanne 1992	%	Tanne 1995	%
>10 cm	21.319	81,2	3.848	78,7	2.775	84,6
10-20 cm	4.444	16,9	728	14,9	368	11,2
20-30 cm	487	1,9	312	6,4	137	4,2
< 30 cm	0	0,0	0	0,0	0	0,0

Tab. 4:

Anzahl der Bäume pro Hektar und ihre Anteile an der Gesamtzahl der Jungpflanzen nach Entwicklungsstufen. Standort: Urwald Rajhenavski Rog, 850 - 920 m ü.M., Abieti-Fagetum (HARTMAN 1987), n = 56 (4 x 4 m)

1985	Tanne	%	Buche	%	Bergahorn	%
>10 cm	12.188	78,9	2.143	13,9	1.116	7,2
10-50 cm	1.295	5,5	16.786	71,5	5.402	23,0
50-100 cm	0	0,0	2.455	100,0	0	0,0

Es sind die gleichen Gesetzmäßigkeiten wie in den anderen zwei Urwäldern zu beobachten. Obwohl die Tanne am lebendigen Holzvorrat mit 27 % beteiligt ist und auch in der Verjüngungsstufe bis 50 cm vorhanden ist, fehlt sie vollständig in der Höhenstufe oberhalb von 50 cm.

Tab. 5:

Anzahl der Baumarten pro Hektar und ihre Anteile an der Gesamtzahl der Jungpflanzen nach Entwicklungsstufen. Standort: Urwald Strmec, 1000 m ü.M., Abieti-Fagetum (KONECNIK & ZAPLOTNIK 2001), n = 50 (1,5 x 1,5 m)

Entwicklungsstufe	Fichte	%	Tanne	%	Buche	%	Bergahorn	%	Andere Laubbäume	%
>50	1.220	1,0	3.661	3,0	23.188	19,0	92.753	76,0	1.220	1,0
50-130	130	1,0	0	0,0	12.848	99,0	0	0,0	0	0,0
1 BHD	0	0,0	0	0,0	1.245	100,0	0	0,0	0	0,0

3. Erneuerung der künstlichen Fichtenwälder im Bergwald

Der Verjüngungserfolg in künstlichen Fichtenforsten im Bergwald Sloweniens hängt stark von Standort und der Bestandesgeschichte ab. Das Hauptproblem der Höhenlagen auf Silikatgestein ist die Versauerung und Degradation der Böden als Folge des langjährigen, antropogenen Bauartenwechsels. Anstatt der Verjüngung entwickeln sich andauernde Sukzessions-Stadien. Diese sind zusammengesetzt aus dichten Graspolstern wie z.B. aus *Avenella flexuosa* oder *Calamagrostis sp.* und verhindern nicht nur die Verjüngung der Fichte, sondern auch die Ansamung nativer Baumarten und sogar der Buche.

Bis jetzt wurden die besten Resultate mit der Vorkultur meliorativer Baumarten (z.B. Weißerle) und mit der Unterpflanzung von Buchenwildlingen erzielt. In einigen Beständen ist die Buche auch qualitativ gut entwickelt und wird als Hauptbaumart gefördert und in die obere Schicht überführt. Die neueren Ergebnisse bestätigen die Bedeutung der Graskonkurrenz und der Humusaufgaben (ROBIC et al. 1998). Nach den Untersuchungen von ROBIC (1991) ist die Abdeckung der Grasteppiche (z.B. mit Holzbrettern) eine erfolgreiche Methode für die Unterdrückung der Konkurrenz und für die Beschleunigung von Humusabbau. In der Praxis wird derzeit eine adaptierte Methode, bei der man

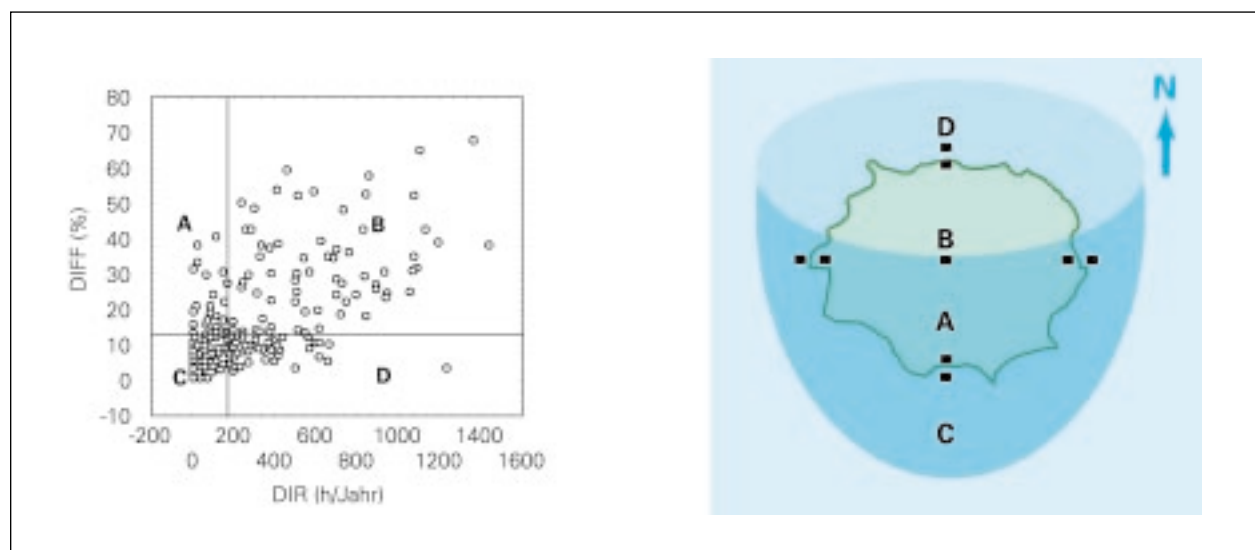
anstatt Brettern die Hiebsreste verwendet, überprüft. Die ersten Ergebnisse sind zufriedenstellend, da sich neben Fichte auch Buche, Ahorn und Eberesche reichlich verjüngt haben (AHEJ 2001).

Das Hauptproblem der Naturverjüngung von künstlichen Fichtenwäldern auf Karbonatböden mit guter Pufferkapazität ist die Eutrophierung der Standorte. Der langsame Streuabbau der Fichte führt zur Häufung der organischen Substanz, welche nach den Verjüngungshieben rasch abgebaut und in Form von Nährstoffen verfügbar wird. Dies kann durch die erhöhte Stickstoffdeposition aus der Atmosphäre noch wesentlich verstärkt werden. Somit entwickeln sich andauernde Sukzessionsstadien mit Pflanzen mit hohen Nährstoffansprüchen oder sogar Ruderalpflanzen wie z.B. *Corylus avellana*, *Sambucus nigra* und *Urtica dioica*. Die Ergebnisse aus dem vorher erwähnten Krasica Gebirge zeigen, dass der Verjüngungserfolg und die Baumartenzusammensetzung durch die Strahlungslenkung im Zusammenhang mit der Lückengeometrie wesentlich beeinflusst werden können (unter Lückengeometrie verstehen wir die zeitliche und räumliche Dynamik der Verjüngungslücken).

Für die Erfassung direkter und diffuser Strahlung wurden fotografische Aufnahmen mit „Fischeye“ objektion verwendet. Wir haben auf der Basis der direkten und diffusen Strahlung zwischen vier Standortgruppen unterschieden (Abbildung 2): Flächen mit viel diffuser Strahlung und wenig

Abb. 2:

(Links) Die Abhängigkeit der relativen diffusen Sonnenstrahlung (DIFF) von der potentiellen direkten Strahlung (DIR) in allen Bestandeslücken und Flächen in Krasica Gebirge (n=282). Die vier Kombinationen der beiden Strahlungskomponenten (Gruppen) sind mit Großbuchstaben bezeichnet. Rechts Skizze einer Bestandeslücke mit idealer theoretischer Verteilung der vier Standortgruppen.



Tab. 6:

Einfluss der Lage in der Lücke auf die Dichte der Verjüngung in Krasica Gebirge. Mittlere Dichte der Verjüngung (in 1000/ha), Deckungsgrad der Bodenvegetation, relative diffuse Strahlung (DIFFI 93) und Humusmächtigkeit nach den vier Gruppen der Mikrostandorte.

Variable	Vier Gruppen der Mikrostandorte in Hinsicht auf die Kombination der beiden Strahlungskomponenten				Kruskal-Wallis Test: H	Sig.
	Gruppe A	Gruppe B	Gruppe C	Gruppe D		
Fichte Keimlinge (93)	1511,7	767,9	1018,2	794,7	13,85	0,003
Fichte < 20 cm (94)	456,3	246,1	214,9	180,7	11,58	0,009
Fichte > 20 cm (98)	102,9	43,2	38,2	62,1	8,27	0,041
Tanne Keimlinge (93)	3,3	6,1	4,8	4,6	1,72	0,632
Tanne < 20 cm (98)	7,1	7,4	10,7	11,6	2,72	0,437
Ahorn Keimlinge (93)	17,1	19,7	14,7	16,8	2,16	0,540
Ahorn < 20 cm (98)	15,8	27,6	31,9	38,9	0,84	0,841
Ahorn > 20 cm (98)	2,9	21,6	3,4	10,9	18,51	0,000
Deck. der Bodenvegetation % (93)	101,0	116,0	73,0	80,0	54,03	0,000
Deck. der Bodenvegetation % (94)	139,0	177,0	102,0	109,0	79,66	0,000
DIFFI93 (%)	5,4	7,1	2,3	3,1	71,20	0,000
Humuss-Mächtigkeit (cm)	2,7	3,2	3,9	3,8	8,97	0,030

direkter Strahlung (Gruppe A), Flächen mit viel direkter Strahlung und wenig diffuser Strahlung (Gruppe D), Flächen mit viel Strahlung beider Komponenten (Gruppe B) und Flächen mit wenig Strahlung beider Komponenten (Gruppe C). Die Gruppen eignen sich gut zur Darstellung der ökologischen Unterschiede der Mikrostandorte in den Lücken, da zum Beispiel der Verteilung der diffusen Strahlung auch die Verteilung der Niederschläge ähnelt und mit der direkten Strahlung z.B. die Wärme des Bodens und die Austrocknungsgefahr eng verknüpft ist. So sind die Mikrostandorte der Gruppe A eher ozeanisch getönt und die Mikrostandorte der Gruppen B und D eher kontinental.

Wir konnten anhand dieser vier Standortgruppen den Verjüngungserfolg in verschiedenen Lagen der Lücken gut erklären (Tabelle 6). Die Bodenvegetationschicht war am meisten in der Gruppe B entwickelt, gefolgt von der Gruppe A. Die stärkste Humusschicht wurde in den Gruppen D (mit viel direkter Strahlung) und in der Gruppe C (außerhalb der Lücke) gefunden. Die meisten Fichtenkeimlinge und An- und Aufwuchs wurden in der Gruppe A gefunden, der stärkste Tannenwuchs in den Gruppen C und D (also außerhalb der Lücken) und der stärkste Ahornwuchs in der strahlungsbegünstigten Gruppe B. Die Resultate deuten darauf hin, dass der Waldbauer mit der Lückengröße, Geometrie und Dynamik recht gute Möglichkeiten hat, den Verjüngungserfolg zu beeinflussen.

4. Degradierete Bestände in Höhenlagen

Unsere Gebirgswälder wurden seit Jahrhunderten starker anthropogener Nutzung, wie Rodung, Waldweide und Kahlschlagnutzung ausgesetzt. Die Verbreitung und Struktur dieser Waldökosysteme wurden wesentlich verändert (z.B. MLINSEK 1966, DIACI 1995). Dabei sind auch neuere Probleme wie Klimaveränderungen, Luft- und Wasserverunreinigung, ansteigender Tourismusdruck etc. entstanden. Aus allen diesen negativen Einwirkungen resultieren die Schwierigkeiten mit der Naturverjüngung.

Zur Verdeutlichung dieser Thematik stellen wir die Resultate einer Studie aus dem Nationalpark Triglav vor. In einem natürlichen obermontanen Fichtenbestand, auf einer von vielen kleinen Insel-Erhebungen inmitten der Frostdepression Pokljuka, wurden mehrere Lücken verschiedener Größe auf Verjüngungserfolg analysiert. Das Hauptziel dieser Studie war die Suche nach begrenzenden Kombinationen von ökologischen Faktoren für die Naturverjüngung. Neben Verjüngungsdichte und Struktur wurden Lichtklima, Bodenvegetation einschließlich Mykorrhiza erhoben und detaillierte Humus- und Bodenanalysen durchgeführt (DIACI et al. 2000).

Wir werden uns an dieser Stelle auf die Interpretation der Faktorenanalyse von Vegetationsaufnahmen einschließlich Verjüngung beschränken. Nach der Analyse der Eigenwerte wurden die ersten drei

Tab. 7:
Die Rang-Korrelationsmatrix nach Spearman zwischen den Faktorenwerten und den erfassten ökologischen Variablen

	N	Faktor 1		Faktor 2		Faktor 3	
		Spear. R	Sig.	Spear. R	Sig.	Spear. R	Sig.
Podsolierung	33	-0,12	0,498	-0,43	0,012	-0,12	0,522
Oh Subhorizont	33	0,38	0,030	-0,08	0,641	-0,36	0,038
A Horizont	33	-0,14	0,433	0,35	0,048	0,38	0,027
Humusschicht (Oh + A)	33	0,03	0,880	0,37	0,035	0,25	0,158
pH in H2O	33	0,30	0,095	0,12	0,518	-0,42	0,014
Organische Substanz	33	0,11	0,543	-0,28	0,121	-0,46	0,007
C/N	33	-0,07	0,691	-0,14	0,428	-0,41	0,017
Exposition	33	0,39	0,026	-0,20	0,262	-0,20	0,261
Neigung	33	-0,45	0,009	0,01	0,940	0,09	0,634
Bodenvegetation %	33	0,70	0,000	0,50	0,003	-0,01	0,957
Dichte der Keimlinge	33	-0,12	0,491	-0,64	0,000	-0,61	0,000
Dichte des Anwuchses	33	-0,14	0,449	-0,64	0,000	-0,53	0,001
Dichte des Aufwuchses	33	-0,08	0,654	-0,57	0,000	-0,47	0,006
Alter des Aufwuchses	33	-0,13	0,487	-0,66	0,000	-0,55	0,001
Höhe des Aufwuchses	33	-0,05	0,786	-0,70	0,000	-0,53	0,001
Höhenzuwachs	33	-0,06	0,720	-0,73	0,000	-0,51	0,002
Direkte Strahlung	33	-0,49	0,003	0,25	0,165	0,19	0,281
Diffuse Strahlung	33	-0,00	0,987	-0,13	0,475	-0,22	0,212

Faktoren berücksichtigt. Die grafische Darstellung der Faktoren-Koeffizienten der Faktorenmatrize ist aus der Abbildung 3 ersichtlich. Die ökologische Interpretation einzelner Achsen erfolgte anhand einer Analyse der Beziehungen zwischen Faktoren und gemessenen ökologischen Faktoren (Tabelle 7). Der erste Faktor zeigt vor allem eine signifikant negative Beziehung zu direkter Strahlung. Der zweite Faktor steht mit der Podsolierung der Böden in negativer Wechselbeziehung und der dritte Faktor steht mit dem Anteil der organischen Substanz in negativer Beziehung. Dies bedeutet, dass man mit den erwähnten drei komplexen Faktoren schon die wichtigsten Kombinationen der Bodenpflanzen in den Lücken darstellen kann und damit auch die

Die Hauptfrage lautete jedoch: Welche Mikrostandorte sind günstig für die Verjüngung? Diese Frage ist möglich durch die Lage der Fichte in der Mooschicht (PIC_M - eigentlich Keimlinge) und der unteren Krautschicht (PIC_Z2). Die Lösung ist in Hinsicht auf die drei Faktoren zu entnehmen (Abbildung 3). Beide Lagen unterscheiden sich wesentlich. Dies bedeutet, dass die günstigsten Lagen in den Bestandeslücken für das Fußfassen und die weitere Entwicklung nicht dieselben sind. Wenn wir uns nur auf die günstige Entwicklung der Ansamung

konzentrieren, sehen wir, dass dies eigentlich die Lagen mit mäßiger bis schwacher direkter Strahlung, mit signifikanter Podsolierung der Böden und mittleren Anteil organischer Substanz sind. Die Entfernung der Fichtensämlinge und Keimlinge von dem Moos *Polytrichum formosum* zeigt auch den negative Einfluss dieser Art. Diese Feststellungen sind auch aus dem Grundriss der Bestandeslücke zu entnehmen (Abbildung 4).

5. Schlussfolgerungen

Die Problemsituation Wald und Wild wurden in der letzten Dezennien in einigen Regionen Sloweniens zwar verbessert, jedoch noch nicht genügend für die erfolgreiche Verjüngung aller Baumarten. Vor allem die Tanne ist noch immer bedroht. In der letzten Zeit wurde zwar viel Erfolg mit dem Gruppenschutz erzielt, aber dies ist aus ökologischen und finanziellen Gründen keine langfristige Lösung. Viel mehr wird in der Zukunft eine Lösung von der wildkundlichen Planung erwartet, für welche jetzt die Anstalt für die Wälder Sloweniens zuständig ist. Die Planung

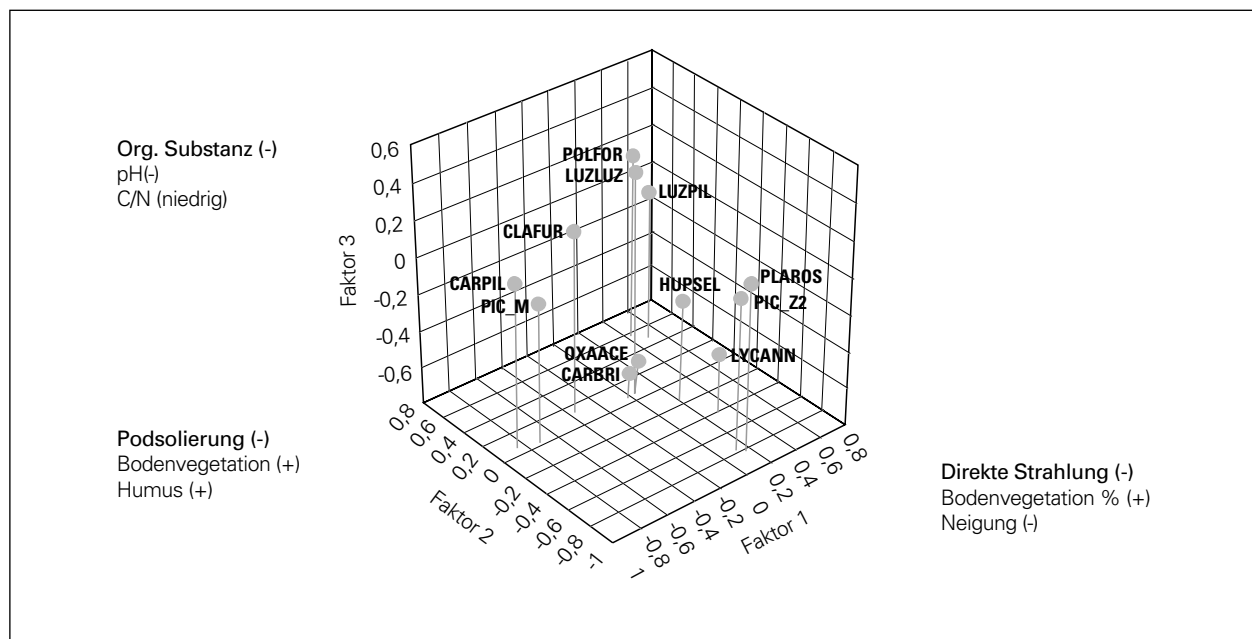
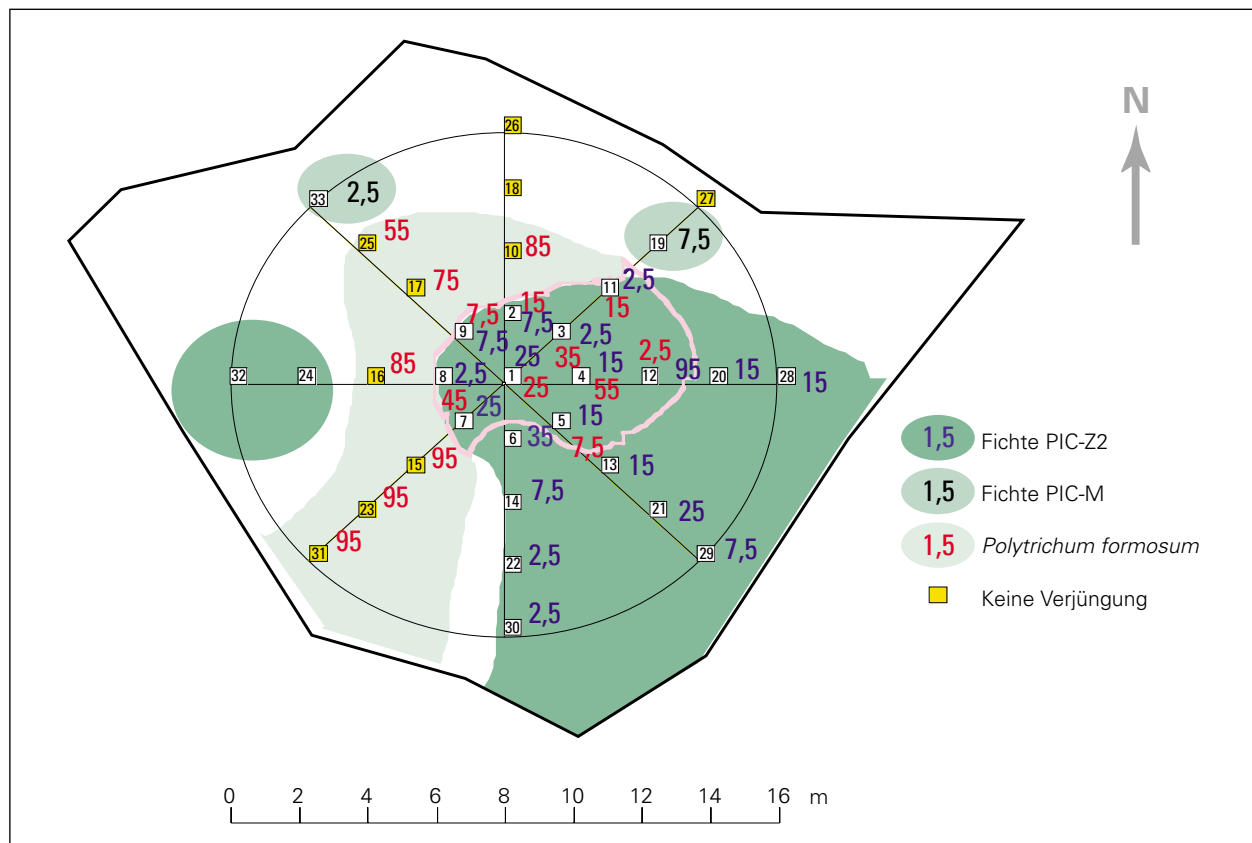


Abb. 3:

Darstellung der Koeffizienten der Faktormatrize (die Ladungen) für die ersten drei Faktoren nach der Varimaxrotation. Der erste Faktor stellt vor allem den Einfluss der direkten Strahlung dar, der zweite Faktor trennt die Pflanzen anhand der Podsolierung, und der dritte Faktor stellt die negative Wechselbeziehung mit der organischen Substanz dar. Jeder Punkt stellt eine Pflanzenart dar und wurde mit der Abkürzung der lateinischen Namen bezeichnet.

Abb. 4:

Grundriss einer Bestandeslücke auf Pokljuka im Nationalpark Triglav mit den Aufnahmeflächen, dem Deckungsgrad der Fichtenkeimlinge, der Ansamung und dem Moos *Polytrichum formosum*.



beruht auf Daten aus einem Netz von permanenten Stichproben für die Verbisserhebung, kombiniert mit Daten von Populationsmerkmalen von Schalenwild.

Die natürliche Erneuerung der künstlichen Fichtenwälder im alpinen und voralpinen Gebiet stellt eine der größten Herausforderungen für den Waldbau in Slowenien dar. Die Methoden der künstlichen Erneuerung sind gut entwickelt, jedoch schwieriger zu finanzieren. Dabei ist die Wiederbepflanzung mit Fichte auch ökologisch bedenklich. Die Untersuchungen von natürlicher Verjüngung in künstlichen Fichtenbeständen haben wesentliche Unterschiede zwischen Silikat- und Karbonat-Unterlage aufgezeigt. Auf Silikat wurden gute Erfolge mit Unterpflanzung der Laubbäume und Abdeckung der Grasteppiche mit Hiebresten erzielt, weniger aussichtsreich waren Düngung, Kalkung und Bodenbearbeitung. Auf Karbonat kann dem Anwuchs durch eine künstliche Regulierung der Vegetationskonkurrenz, zum Beispiel durch Ausmähen, geholfen werden.

Auf beiden Unterlagen sind im letzten Entwicklungsstadium vor der Verjüngung der Fichtenbaumhölzer Lichtungsdurchforstungen und überhaupt jede Lichtzunahme am Boden zu vermeiden. Die älteren Fichtenkronen vermögen nämlich den freien Raum nicht mehr zu schließen. Verjüngungshiebe sind unter allen Umständen nur nach einem Samenjahr der vorhandenen Baumarten auszuführen. Die Option, bei der Auszeige der Verjüngungshiebe von offenen, weitgehend durch Zwangsnutzungen entstandenen Bestandespartien auszugehen, ist auf guten Standorten fragwürdig. Wegen der bereits zu dichten Krautschicht sind solche Erweiterungen in Bezug auf die Naturverjüngung aussichtslos. Auf beiden Unterlagen ist es sinnvoll, eine Detailanalyse der Mikrostandorte, in Hinsicht auf die mögliche zeitliche und räumliche Dynamik und Geometrie der Lücken, bei der Ausführung der Verjüngungshiebe vorzunehmen.

Die Ursachen der eingeschränkten natürlichen Verjüngungsfähigkeit in degradierten Beständen in Höhenlagen sind vielfältig und komplex. Die Mehrheit ist jedoch den anthropogenen Einflüssen zuzuordnen (Waldweide, Rodungen, Kahlschlagwirtschaft etc.). Während heute noch die alten Probleme weitgehend ungelöst bleiben, kommen neue wie z.B. Luftverschmutzung (z.B. hohe Ozonkonzentrationen) und der Tourismusdruck hinzu. Für diese komplexe und andauernde Problematik gibt es keine schnellen oder einfachen Lösungen. Es sollte diese Problematik ganzheitlich und am besten im Rahmen

einer Regionalplanung gelöst werden. Unsere Resultate zeigen einerseits, wie es anhand der Analyse von Mikrostandorten möglich ist, konkrete waldbauliche Denkmuster zu konzipieren; andererseits warnen die unerwarteten Resultate bezüglich direkter Strahlung und Podsolierung der Böden vor einer uneingeschränkten Übertragbarkeit der Resultate.

6. Literatur

- ACCETTO, M., 1986. *Vpliv rastlinojede divjadi na Jelendolske gozdove v Karavankah.* (Der Einfluss des pflanzenfressenden Wildes in Jelendol-Tal in den Karawanken). Zb. gozd. lesar 27, 37-88.
- ADAMIC, M., 1992. *Red deer management (Cervus elaphus L.) in republic Slovenia: the problems, recent trends and perspectives.* Zb. gozd. lesar 39, 47-60.
- AHEJ, I., 2001. *Poskus umetne obnove s setvijo v zatravljenih altimontanskih smrekovjih na Pohorju.* Trial of artificial regeneration by means of sowing in grass grown altimontane man-made spruce forest of Pohorje mountain. Graduation thesis - higher professional studies, Ljubljana.
- BONCINA, A., DIACI, J. & JONOVIC, M., 2003. *Verjüngungssituation im Bergwald Sloweniens.* BFW-Berichte (dieser Band).
- DEBELJAK, M., 1997. *Jelka (Abies alba Mill.) v pomladku pragozda Pecka v zadnjih tridesetih letih.* Zb. gozd. lesar, 53: 29-48.
- DIACI, J., KUTNAR, L., RUPEL, M., SMOLEJ, I., URBANCIC, M. & KRAIGHER, H., 2000. *Interactions of ecological factors and natural regeneration in an altimontane Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) stand.* Phytos (Horn), 40 (4), 17-26.
- DIACI, J., 1995. *Proucevanje zgradbe naravnih gorskih gozdov v Savinjskih Alpah.* Zb. gozd. lesar 46, 5-44.
- DIACI, J., 1997. *Experimentelle Felduntersuchungen zur Naturverjüngung künstlicher Fichtenwälder auf Tannen-Buchenwaldstandorten (Homogyno sylvestris-Fagetum) in den Savinja-Alpen (Slowenien) mit besonderer Berücksichtigung der Ansamlungsphase und Einleitung (Berücksichtigung) der Faktoren Licht, Vegetation, Humus und Kleinsäuger.* Zürich, Beiheft zu den Zeitschriften des Schweizerischen Forstvereins, 80.
- DIACI, J., 2002. *Regeneration dynamics in a Norway spruce plantation on a silver fir-beech forest site in the slovenian Alps.* Forest Ecology and Management, 161 (1-3), 27-38.
- EIBERLE, K., WENGER, C. A., 1983. *Zur Bedeutung der forstlichen Betriebsart für das Reh.* Schweiz. Z. Forstwes. 134 (3), 191-206.
- HARTMANN, T., 1987. *Gozdni rezervati Slovenije - Pragozd Rajhenavski Rog.* Biotehniška fakulteta, Ljubljana.
- GGN KOCEVJE, 2001. *Gozdnogospodarski nacrt za gozdnogospodarsko območje Kocevje (Waldwirtschaftsplan für die Region Kocevje) 2001-2010.*

- KLÖTZLI, F., 1965. *Qualität und Quantität der Rehäsung*. Veröffentlich. Geob. Inst. der ETH, Stiftung Rübel, Zürich.
- KONECNIK, K., ZAPLOTNIK, V. 2001. *Pragozdni rezervat Strmec - raziskave zgradbe naravnega gozda in primerjava izbranih metod*. Univerzitetno diplomsko delo. Ljubljana, 2001.
- KÖNIG, E., 1976. *Wildschadenprobleme bei der Waldverjüngung*. Schweiz. Z. Forstwes. 127 (1), 40 - 57.
- MLINSEK, D., 1972. *Ein Beitrag zur Entdeckung der Postojna Kontrollmethode in Slowenien*. Forstw. Cbl. 91 (4) 291 - 296.
- MLINSEK, D., 1966. *Gozdnogojitveni problemi in naloge v gorskih smrekovih gozdovih*. GozdV 24 (9-10), 257-269.
- PERKO, F., 1983. *Bestimmung des höchstzulässigen Verbissgrades am Jungwuchs*. Schweiz. Z. Forstwes. 134 (3), 179-189.
- ROBIC, D., BONCINA, A., 1990. *Sestava in struktura naravnega mladovja bukve in jelke v dinarskem jelovem bukovju ob izključitvi vpliva rastlinojede parkljaste divjadi*. Zb. gozd. lesar. 36, 69-78.
- ROBIC, D., VILHAR, U., KRAIGHER, H., 1998. *Gozdnogojitveni vidiki kompeticije v rizijski sferi zatravljene antropogene altimontanskega smrekovja*. Gorski gozd Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, Logarska dolina, 255-268.
- ROBIC, D., 1991. *Naravna regeneracija gozdov v Sloveniji (Naturverjüngung der Wälder in Slowenien)*. Interner Bericht.

Verfasser: Prof. Dr. Jurij Diaci
University of Ljubljana
Biotechnical Faculty
Department of Forestry
Vecna pot 83
1001 Ljubljana
Slovenia
Tel.: +386/61 123 11 61
Fax.: +386/61 27 11 69
Email: diaci.jurij@uni-lj.sl

Dr. Andrej Boncina
University of Ljubljana
Biotechnical Faculty
Department of Forestry
Vecna pot 83
1001 Ljubljana
Slovenia
Tel.: +386/61 123 11 61
Fax.: +386/61 27 11 69
Email: andrej.boncina.andrej@uni-lj.sl

Zum Einfluss waldbaulicher Maßnahmen auf die Naturverjüngung eines Bergmischwaldes

CH. AMMER

*Lehrstuhl für Waldbau, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt,
Department für Ökosystem- und Landschaftsmanagement*

Abstract. Im vorliegenden Beitrag werden die wichtigsten Ergebnisse einer waldbaulichen Untersuchung auf Versuchsflächen des Lehrstuhls für Waldbau der TU München in einem Bergmischwald der Chiemgauer Alpen vorgestellt. Dabei werden die Wirkungen unterschiedlich stark geführter waldbaulicher Eingriffe und des Zaunschutzes gegen Wildverbiss auf die Naturverjüngung anhand der Kriterien Pflanzendichte, Baumartenzusammensetzung, Altersstruktur und Höhenentwicklung dargestellt und diskutiert. Darauf aufbauend werden Schlussfolgerungen für die waldbauliche Praxis bei der Bewirtschaftung solcher Wälder abgeleitet.

Kurzfassung. [Impact of silvicultural measures on natural regeneration in a mixed mountain forest.] The paper summarises the most important results of a silvicultural study on research plots of the chair of silviculture of the Technical University of Munich in the Bavarian Alps (Chiemgauer Alpen). It is shown how different silvicultural cutting regimes and fencing affect natural regeneration density, tree species composition, age structure and height growth. Based on the results recommendations for the management of respective forests are given.

1. Einleitung

In der zweiten Hälfte des vorherigen Jahrhunderts mehrten sich die Beobachtungen, die ein Ausbleiben der natürlichen Verjüngung in den Bergmischwäldern des Bayerischen Alpenraumes beklagten. Diese Befürchtungen wurden in den siebziger Jahren durch großräumige Inventuren insofern bestätigt, als die Diskrepanz zwischen gesunden und keineswegs überalterten Altbeständen (OTT 1985) auf der einen Seite und dem Verlust der Tanne und zahlreicher anderer beigemischter Baumarten in der Verjüngung auf der anderen Seite durch Zahlen belegt und drastisch vor Augen geführt wurde (LÖW 1975, SCHREYER und RAUSCH 1977, BERNHART 1988 und 1990). Dieser Befund erstaunte umso mehr, als die Altbestände trotz nachweislich intensiver und lange Zeit auch exploitativer Nutzung durch den Menschen seit der Mitte des 16. Jahrhunderts (v. PECHMANN 1932, MAYER 1966, HOFMANN 1979) mit ca. 50 % Fichte, 30 % Buche, 15 % Tanne und 5 % Bergahorn, Esche und Bergulme (BERNHART 1987) noch immer eine den natürlichen Verhältnissen nahekommende Mischung aufwiesen (MEISTER 1969) und daher eine ideale Voraussetzung für eine

artenreiche Naturverjüngung darstellten. Dennoch musste festgehalten werden, dass das seit 1861 im Zuge der Forsteinrichtungen wiederholt erklärte Ziel des Erhalts und der Nachzucht des Bergmischwaldes (MEISTER 1969, BURSCHEL et al. 1990) in geradezu erstaunlichem Umfang verfehlt worden war. Bei der Frage nach der Ursache für diesen Befund war mit den in allen Alpenländern überhöhten Schalenwildbeständen (MAYER 1974, BURSCHEL 1975, EIBERLE 1989) der hauptverantwortliche Faktor schnell gefunden, doch zeigte sich, dass die Bedeutung aller anderen Faktoren, die die Verjüngung beeinflussen, nur unzureichend bekannt war.

Der vor diesem Hintergrund in der Nähe der Ortschaft Ruhpolding in den Chiemgauer Alpen im Jahre 1976 begonnene und interdisziplinär angelegte Versuch hatte das Ziel, die wesentlichen verjüngungsrelevanten Abläufe in einem Bergmischwald zu erfassen und darauf aufbauende Bewirtschaftungsformen zu entwickeln (HOHENADL 1981). Aus diesem Grunde wurde versucht, im Laufe der Untersuchungen möglichst viele Kompartimente des Ökosystems Bergmischwald zu analysieren. Sowohl bodenkundliche (SCHÖRRY 1980, MISHRA 1982) als auch meteorologische (MAYER 1978 und 1979, BERTHOLD 1980) sowie zoologische (STÖLB 1978, FEULNER 1979,

BÄUMLER und HOHENADL 1980, JUNKER und ROTH 2000, JUNKER et al. 2000) und phytopathologische Untersuchungen (MOSANDL und AAS 1984) begleiteten daher die vegetationskundlichen und waldbaulichen Aufnahmen oder folgten diesen nach. Die waldbaulichen Studien, die den Schwerpunkt der Forschungen bilden, konzentrierten sich auf die Wirkung verschiedener waldbaulicher Maßnahmen auf die Entwicklung der Altbestände (MOSANDL 1991, AMMER 1996 a) sowie vor allem auf die möglichst vollständige Erfassung der Fruktifikation (VELTSISTAS 1980, MOSANDL 1991), Keimung, Etablierung und Entwicklung der Naturverjüngungspflanzen (HOHENADL 1981, MOSANDL 1984 und 1991, EL KATEB 1991, AMMER 1996 a). Diese Untersuchungen dienen als Grundlage für die Modellierung des Ankommens und des Wachstums der Verjüngung durch SCHALL (1998).

Vom Standpunkt der forstlichen Praxis aus gesehen ist die Frage, inwieweit sich die natürliche Verjüngung im Bergmischwald hinsichtlich Dichte, Baumartenzusammensetzung, Altersstruktur und Wachstum durch waldbauliche Maßnahmen steuern lässt, von zentraler Bedeutung. Aus der Vielzahl der aus dem Bergmischwaldexperiment bisher vorliegenden Ergebnisse sollen daher im Folgenden nach einem knappen methodischen Überblick zu jedem dieser vier Gesichtspunkte einige wesentliche Befunde in beschreibender Darstellung vorgestellt werden. An Details der Datenauswertung und der statistischen Absicherung der vorgestellten Ergebnisse interessierte Leser seien auf AMMER (1996 a und b) verwiesen.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Die Bergmischwald - Versuchsflächen des Lehrstuhls für Waldbau befinden sich in den Chiemgauer Alpen in der Nähe des Ortes Ruhpolding (47° 46' N, 13° 39'E). Insgesamt wurden 25 Versuchsflächen eingerichtet, die sich hinsichtlich des geologischen Ausgangssubstrats (Kalkalpin und Flysch) und damit der Böden, der Höhenlage (780 - 1270 m über NN) der Exposition und der waldbaulichen Behandlung (verschieden stark geführte Eingriffe in den Altbestand zu Versuchsbeginn, siehe Tabelle 1) unterscheiden. Weitere Details zum Untersuchungsgebiet finden sich bei HOHENADL (1981), MOSANDL (1984 und 1991), EL KATEB (1991) und BRUNNER (1993).

2.2 Versuchsanlage

Die im dritten Abschnitt dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf acht nahe beieinanderliegende Parzellen auf denen mit Ausnahme der Kontrollflächen zu Versuchsbeginn verschiedene Hiebe durchgeführt wurden (vgl. Tabelle 1).

Jede dieser Parzellen ist 0,5 ha groß und schließt eine Kernfläche von 33x33 m ein, auf der alle Verjüngungsaufnahmen durchgeführt wurden. Die Kernflächen sind darüber hinaus in drei Teilparzellen unterteilt, wovon zwei von einem Wildschutzzaun umgeben sind (Abbildung 1). Auf einer der im Zaun befindlichen Teilparzellen wurde zudem zu Versuchsbeginn eine Bodenbearbeitung durchgeführt (vgl. Abbildung 1). Da sich die auf diesen Teilparzellen gemessenen Größen in keinem Fall von den Ergebnissen der nicht bearbeiteten, aber ebenfalls gezäunten Teilparzellen unterscheiden, wird im Folgenden auf

Tab. 1
Waldbauliche Behandlung der Altbestände zu Versuchsbeginn

Versuchsvariante	Eingriffsstärke
Kontrolle	kein Eingriff
schwacher Schirmhieb	Entnahme von 30 % der Grundfläche
starker Schirmhieb	Entnahme von 50 % der Grundfläche
Kahlhieb	Entnahme aller Bäume

die Variante mit Bodenbearbeitung nicht weiter eingegangen. Jede Teilparzelle weist 32 Probekreise und eine Reihe von Samenfängen auf. Die 1m² großen Probekreise stellten für die im Folgenden vorgestellten Ergebnisse die Aufnahmeeinheit für die Erfassung der Naturverjüngung und der Bodenvegetation dar. Details zum Turnus und zur Methode der Verjüngungsaufnahmen finden sich bei AMMER (1996 a). Die untersuchten Altbestände sind vor allem aus Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.), Tannen (*Abies alba* Mill.), Buchen (*Fagus sylvatica* L.) und Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.) aufgebaut. Vereinzelt sind auch Lärchen (*Larix decidua* Mill.), Eschen (*Fraxinus excelsior* L.) und Bergulmen (*Ulmus glabra* Huds. emend. Moss) beteiligt. In Einzelexemplaren kommen Eiben (*Taxus baccata* L.), Vogelbeeren (*Sorbus aucuparia* L.), Mehlbeeren (*Sorbus aria* [L.] Crantz) und Vogelkirschen (*Prunus avium* [L.] L.) vor. Obwohl nah beieinanderliegend waren die Altbestände der Versuchsflächen vor den waldbaulichen Eingriffen sehr heterogen. So unterschieden sie sich in allen ertragskundlichen Parametern mehr oder weniger deutlich. Diese Unterschiede ließen sich auch durch die Hiebsmaßnahmen nicht völlig beseitigen.

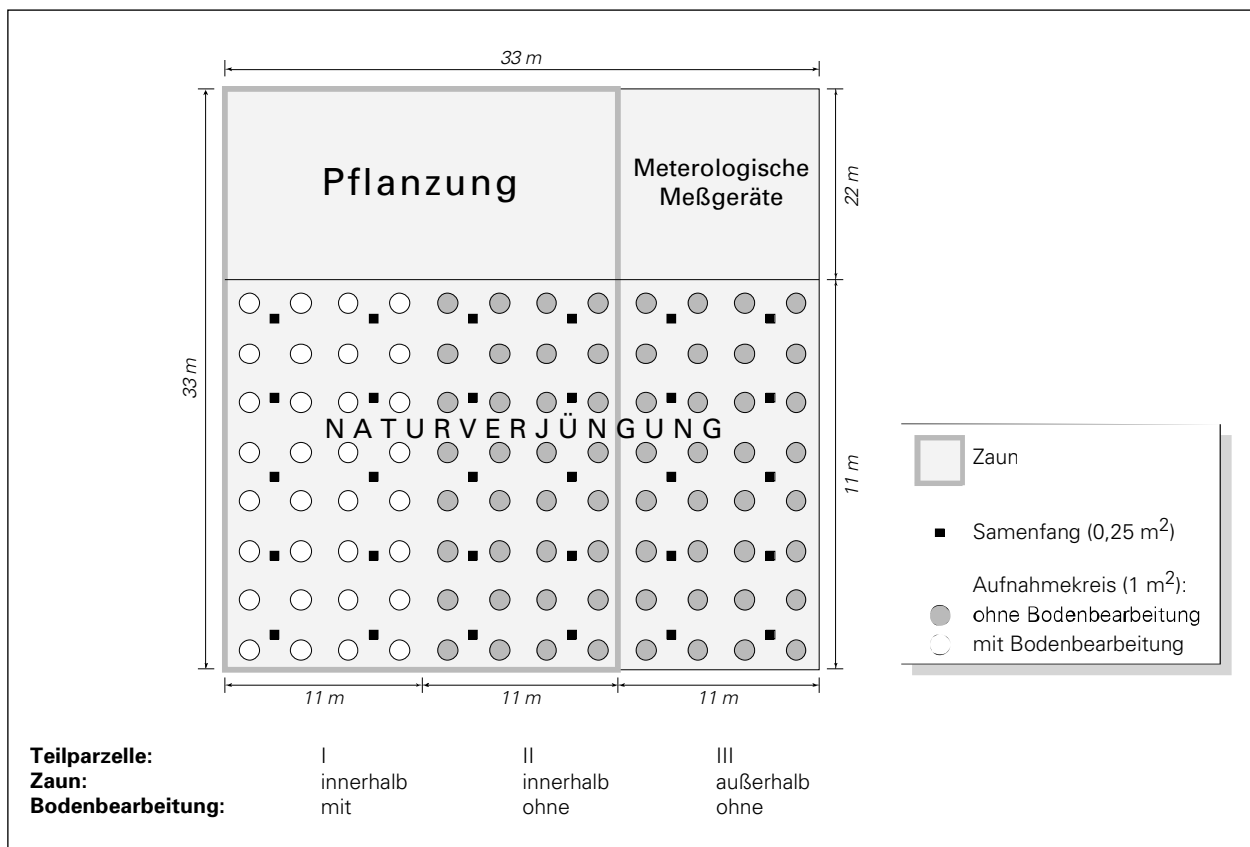


Abb. 1: Aufbau und Versuchseinrichtungen der untersuchten Flächen (nach EL KATEB 1992)

3. Ergebnisse

3.1 Pflanzendichte

Die Gesamtzahl aller zum Zeitpunkt der Aufnahme mindestens einjährigen Verjüngungspflanzen je Versuchsparzelle 17 Jahre nach Versuchsbeginn variierte deutlich zwischen den verschiedenen Hiebsvarianten (Abbildung 2). Während insbesondere auf der besonders dicht überschirmten Kontrollparzelle kaum Verjüngungspflanzen zu finden waren (die Verhältnisse auf der anderen Kontrollfläche entsprechen durch das natürliche Ausscheiden einiger großkroniger Bäume eher der Situation auf den schwachen Schirmschlägen), nahm deren Zahl mit zunehmender Auflichtung deutlich zu, sofern ein überschirmender Altbestand verblieben war. Die Zunahme der Pflanzenzahl mit ansteigender Auflichtung erfolgte im Wesentlichen bereits in den ersten zehn Jahren nach Durchführung der waldbaulichen Eingriffe (MOSANDL 1991). Im Gegensatz dazu veränderten sich die Pflanzenzahlen auf den Kahlschlägen bis zur vorerst letzten Inventur im Jahre 1993 nicht einheitlich. Während die Pflanzendichte auf einer der beiden kahlgeschlagenen Flächen auch 17 Jahre nach dem Hieb im Wesentlichen durch die zum Zeitpunkt der Hiebes am Boden befindliche Zahl an Verjüngungspflanzen bestimmt war, konnte auf der anderen Kahlfäche ein nennenswerter nachträglicher Eintrag von überlebensfähiger Verjüngung festgestellt werden (vgl. Tabelle 2). Ein erwähnenswerter Einfluss der Zäunung auf die Gesamtpflanzendichte ist nicht erkennbar (Abbildung 2).

Der Blick auf die in Tabelle 2 angegebenen Baumartenanteile innerhalb der Verjüngungen zeigt, dass vor allem auf den aufgelichteten Parzellen die Beteiligung der sonstigen Laubbaumarten in den vergangenen 17 Jahren zugenommen hat, auch wenn sich an der dominierenden Stellung des Ahorn bislang wenig änderte. Zudem fällt auf, dass auf den meisten Schirmhiebsparzellen im Jahre 1993 der Anteil der Tanne außerhalb des Zaunes etwas niedriger lag als innerhalb. Diese Befunde werden auch durch den SHANNON-Diversitätsindex, der das Vorhandensein

3.2 Baumartenzusammensetzung

Der Blick auf die in Tabelle 2 angegebenen Baumartenanteile innerhalb der Verjüngungen zeigt, dass vor allem auf den aufgelichteten Parzellen die Beteiligung der sonstigen Laubbaumarten in den vergangenen 17 Jahren zugenommen hat, auch wenn sich an der dominierenden Stellung des Ahorn bislang wenig änderte. Zudem fällt auf, dass auf den meisten Schirmhiebsparzellen im Jahre 1993 der Anteil der Tanne außerhalb des Zaunes etwas niedriger lag als innerhalb. Diese Befunde werden auch durch den SHANNON-Diversitätsindex, der das Vorhandensein

verschiedener Baumarten und deren Anteile an der Gesamtpopulation beschreibt, bestätigt (Abbildung 3). So steigt die Diversität mit zunehmender Auflichtung zunächst erkennbar an, da sich außer Tanne und Ahorn vermehrt auch andere Baumarten halten können (vgl. Tabelle 2). Auf den Kahlflächen ist die

Diversität dann wieder deutlich geringer, da sie nahezu völlig vom Ahorn dominiert werden. Da der Anteil der Tanne außerhalb der Zäune meist abgesunken ist, der des Ahorns dagegen weiter zugenommen hat, ist der Diversitätsindex dort in der Regel niedriger als innerhalb der Umzäunungen.

Abb. 2:

Pflanzendichte inner- und außerhalb des Zaunes 17 Jahre nach Versuchsbeginn-Teilparzellen „mit Zaun/ohne Bodenbearbeitung“ und „ohne Zaun/ohne Bodenbearbeitung“. Die Parzellen sind nach der Stärke des waldbaulichen Eingriffs geordnet; zuerst genannt ist jeweils die im Jahre 1993 oberhalb der Verjüngung „dunklere“ Parzelle; „schwach“ bezeichnet die Parzellen des schwachen Schirmhiebes, „stark“ die Bestände, die durch einen starken Schirmhieb aufgelichtet wurden.

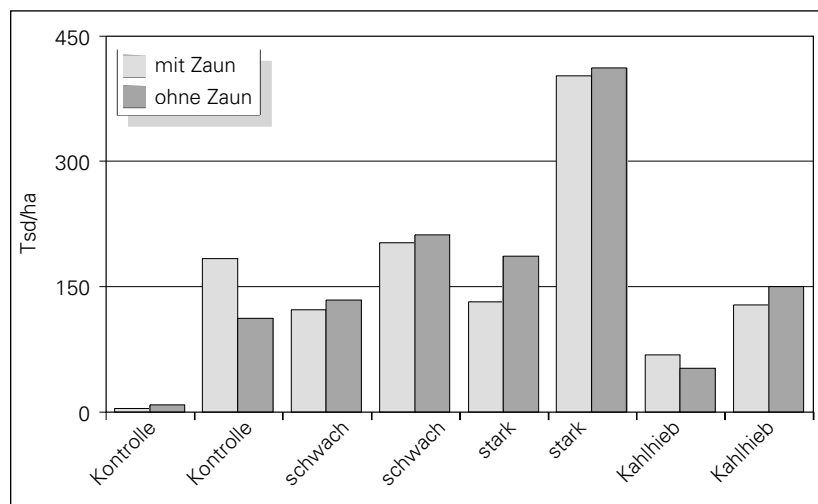
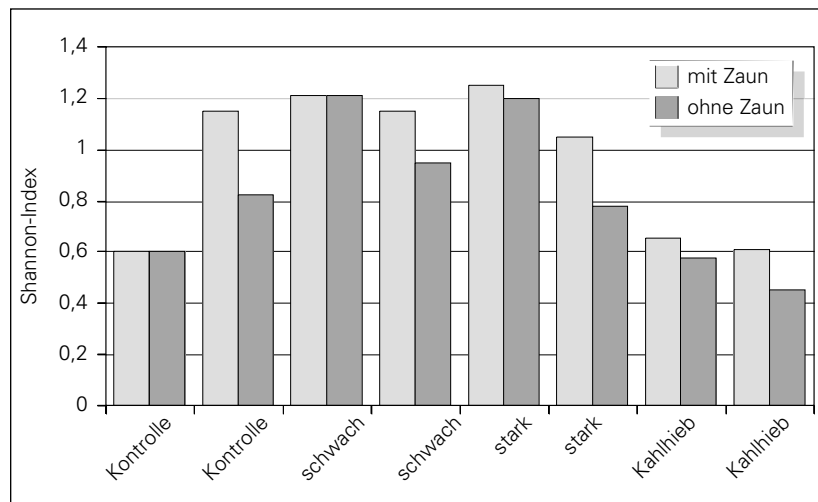


Abb. 3:

Diversität der Baumarten in der Verjüngung 1993, ausgedrückt durch den Shannon-Index-Teilparzellen „mit Zaun/ohne Bodenbearbeitung“ und „ohne Zaun/ohne Bodenbearbeitung“. Die Parzellen sind nach der Stärke des waldbaulichen Eingriffs geordnet: Zuerst genannt ist jeweils die im Jahre 1993 oberhalb der Verjüngung „dunklere“ Parzelle; „schwach“ bezeichnet die Parzellen des schwachen Schirmhiebes, „stark“ die Bestände, die durch einen starken Schirmhieb aufgelichtet wurden.



3.3 Altersstruktur

Die Tabellen 3 und 4 zeigen am Beispiel des Bergahorns und der Tanne, dass die Altersstruktur der Verjüngung sowohl durch die Hiebsmaßnahmen als auch durch den Zaunschutzes erheblich beeinflusst wurde. Zusammengefasst kann festgestellt werden, dass mit abnehmender Überschildung der Anteil alter, das heißt in den ersten vier Jahren nach dem Hieb angekommener Verjüngungspflanzen steigt. Gleichzeitig ist deren Anteil außerhalb der Zäune erheblich abgesenkt.

Die im Vergleich zum Bergahorn relativ hohen Anteile der Tannen der Altersklasse 1 auf der etwas helleren Kontrollparzelle zeigen die Fähigkeit dieser Baumart, auch unter ungünstigen Lichtbedingungen lange auszuhalten. Dieser relativ hohe Anteil „alter“ Pflanzen erhöht sich durch schwache Eingriffe nicht weiter. Erst bei besonders kräftigen Auflichtungen (starken Schirmhieben) steigt der Anteil der ältesten Pflanzen am Gesamtkollektiv deutlich an (für die Kahlschläge sind aufgrund der geringen Tannenzahlen keine Aussagen möglich). Über alle Parzellen hinweg kann auch für die Tanne gesagt werden, dass die Überlebenschancen von Pflanzen, die zum Zeitpunkt eines Hiebes vorhanden sind oder rasch danach ankommen, durch (kräftige) Auflichtungen des Altbestandes steigen (Tabelle 4). Die Anteile der Tannen der Altersklasse 1 auf den

Tab. 2:

Verjüngungsdichten und Baumartenanteile zu Versuchsbeginn und im Jahre 1993 (Teilparzellen „mit Zaun/ohne Bodenbearbeitung“ und „ohne Zaun/ohne Bodenbearbeitung“).

Fläche	Teilparzelle	Dichte (N/ha) absolut und in Baumartenanteilen im Herbst 1977							Dichte (N/ha) absolut und in Baumartenanteilen im Herbst 1993						
		Gesamtdichte	Anteil (%)						Gesamtdichte	Anteil (%)					
			Fi	Ta	Ei	Bu	Ah	sLh		Fi	Ta	Ei	Bu	Ah	sLh
Kontrolle	mit Zaun	3.750	-	-	-	-	100	-	3.750	-	33	-	-	67	-
	ohne Zaun	6.250	-	40	-	-	60	-	7.500	-	33	-	-	67	-
Kontrolle	mit Zaun	35.000	3	32	-	11	54	-	183.750	1	21	3	16	58	1
	ohne Zaun	36.250	-	38	3	4	55	-	112.500	-	13	7	3	75	2
schwacher Schirmhieb	mit Zaun	15.000	-	42	-	-	50	8	121.250	9	29	-	-	45	17
	ohne Zaun	3.750	-	-	-	-	100	-	113.750	6	10	2	1	49	32
schwacher Schirmhieb	mit Zaun	26.250	-	5	-	-	86	9	202.500	17	14	-	4	61	4
	ohne Zaun	27.500	-	9	-	5	86	-	211.250	7	15	-	7	68	3
starker Schirmhieb	mit Zaun	25.000	-	10	-	5	85	-	131.250	10	37	1	3	41	8
	ohne Zaun	42.500	-	9	-	-	91	-	186.250	5	10	-	14	60	11
starker Schirmhieb	mit Zaun	33.750	-	18	-	4	74	4	401.250	12	22	1	3	61	1
	ohne Zaun	66.250	-	13	-	-	87	-	412.500	5	10	1	4	79	1
Kahlhieb	mit Zaun	66.250	-	4	-	5	87	4	68.750	2	2	-	7	84	5
	ohne Zaun	46.250	5	8	-	-	87	-	51.250	12	3	-	-	85	-
Kahlhieb	mit Zaun	22.500	-	-	6	-	72	22	128.750	1	3	2	1	81	12
	ohne Zaun	3.750	-	-	-	-	100	-	150.000	8	2	-	2	85	3

Tab. 3:

Alterstruktur der Bergahornverjüngung im Aufnahmejahr 1993. Angegeben ist die Zahl der auf 8 m² gezählten Pflanzen in den Jahren 1977 und 1993 (ohne Keimlinge). Die übrigen Zeilen geben die Anteile der einzelnen Altersklassen (Akl. 1 = Keimjahrgänge 1980 und älter, Akl. 2 = Keimjahrgänge 1981-1986, Akl. 3 = Keimjahrgänge 1987-1992) an der Gesamtzahl der Ahorne in der Verjüngung im Jahr 1993 (ohne Keimlinge) inner- und außerhalb der Zäune wieder.

Parzelle	Kontrolle		Kontrolle		schwach		schwach		stark		stark		Kahlhieb		Kahlhieb	
Teilparzelle	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun
N auf 8 m ² (Stand 1977)	3	3	15	16	6	3	18	19	17	31	20	46	46	32	13	3
N auf 8 m ² (Stand 1993) = 100 %	2	4	85	67	45	45	98	115	43	92	198	262	46	35	84	102
% Akl. 1	0	0	14	11	38	18	52	50	67	52	40	35	94	82	66	46
% Akl. 2	0	0	21	13	38	49	18	17	7	24	34	30	4	8	11	35
% Akl. 3	100	100	65	76	25	33	30	33	26	24	26	35	2	8	23	19

nicht durch einen Zaun geschützten Teilparzellen sind in den meisten Fällen deutlich geringer als auf den gezäunten Teilflächen (Tabelle 4). Außerhalb des Zaunes ist aber nicht nur der Anteil der älteren Tannen viel geringer, sondern auch die absolute Zahl der Tannen der Keimjahrgänge 1976-1980 liegt dort unter den Vergleichswerten der gezäunten Teilparzellen (Tabelle 4). Diese Feststellung hat weitreichende Konsequenzen. Selbst wenn die Altbäume

für andauernden Nachschub und potenziellen Ersatz durch neue Keimlinge sorgen, wird die Tanne überall dort, wo sie das Schalenwild über einen Zeitraum von 10-15 Jahren nach der Hiebsmaßnahme herausselektiert, am Aufbau des neuen Bestandes praktisch nicht mehr beteiligt sein. Offensichtlich können die Spätankömmlinge den Verlust ihrer älteren Artgenossen nicht völlig ausgleichen. Wäre dies der Fall unterschieden sich die Teilparzellen nicht in der

Tab. 4:

Alterstruktur der Tannenverjüngung im Aufnahmejahr 1993. Angegeben ist die Zahl der auf 8m² gezählten Pflanzen in den Jahren 1977 und 1993 (ohne Keimlinge). Die übrigen Zeilen geben die Anteile der einzelnen Altersklassen (Akl. 1 = Keimjahrgänge 1980 und älter, Akl. 2 = Keimjahrgänge 1981-1986, Akl. 3 = Keimjahrgänge 1987-1992) an der Gesamtzahl der Tannen in der Verjüngung im Jahr 1993 (ohne Keimlinge) inner- und außerhalb der Zäune wieder.

Parzelle	Kontrolle		Kontrolle		schwach		schwach		stark		stark		Kahlhieb		Kahlhieb	
Teilparzelle	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun	mit Zaun	ohne Zaun
N auf 8 m ² (Stand 1977)	0	2	9	11	5	0	1	2	2	3	5	7	2	3	0	0
N auf 8 m ² (Stand 1993) = 100%	1	2	31	12	28	9	22	25	37	14	71	33	1	1	3	2
% Akl. 1	0	0	42	33	43	11	32	16	41	57	58	6	0	0	0	50
% Akl. 2	0	0	19	33	32	11	54	16	38	21	21	21	0	0	33	0
% Akl. 3	100	100	39	34	25	78	14	68	21	22	21	73	100	100	67	50

absoluten Tannenzahl, sondern nur im Anteil „alter“ bzw. „junger“ Tannen. Der Beginn dieser Entwicklung - Verlust der Tannen der Altersklasse 1 - kann auf fast allen Parzellen beobachtet werden.

3.4 Höhenentwicklung

Auch die folgende Betrachtung der Höhenentwicklung der Verjüngungspflanzen konzentriert sich auf den Bergahorn und die Tanne als die bislang die Verjüngung dominierenden und gleichzeitig durch Wildverbiss am meisten betroffenen Hauptbaumarten.

Einen Überblick über die Höhenstruktur der Ahornverjüngung auf den Versuchsflächen (jeweils für die Teilparzellen „mit Zaun/ohne Bodenbearbeitung“ und „ohne Zaun/ohne Bodenbearbeitung“) verschafft Abbildung 4. Wie zu erwarten war, sind auf den Kontrollparzellen innerhalb der Zäune nur ein bis zwei Höhenklassen besetzt, während auf den Kahlschlägen der Ahorn in allen Höhenklassen zu finden ist. Zwischen diesen beiden Extremen ist jedoch eine überraschende Entwicklung eingetreten, denn auf den schwachen Schirmschlägen sind weitaus mehr Höhenklassen besetzt, als auf den starken Schirmschlägen. Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass der unterstellte Zusammenhang abnehmende Überschirmung –

zunehmendes Höhenwachstum überlagert und beeinflusst wird durch einen oder mehrere andere Einflussfaktoren. Wie sich in einer am einzelnen Bäumchen orientierten Auswertung zeigte (AMMER 1996 a), sind dafür vermutlich insbesondere Konkurrenzwirkungen durch die Bodenvegetation verantwortlich. So finden sich nach 17 Jahren Beobachtungszeit innerhalb der Zäune nur auf den Kahlflächen nennenswerte Pflanzenzahlen oberhalb eines Meters. Dies zeigt die das Wachstum der Verjüngung dämpfende Wirkung des Altholzschirmes aber auch die standörtlich bedingte Langsamwüchsigkeit. Außerhalb der Zäune sind in der Regel weniger Höhenklassen besetzt. Entscheidend aber ist, dass selbst in den Fällen, in denen alle Höhenklassen auch

Abb. 4:

Zahl der von Ahornpflanzen im Jahr 1993 besetzten Höhenklassen (Klassenweite 15 cm, Teilparzellen „mit Zaun/ohne Bodenbearbeitung“ und „ohne Zaun/ohne Bodenbearbeitung“)



außerhalb des Zaunes belegt sind, die Häufigkeit der Belegung deutlich niedriger ist, als innerhalb der Umzäunung. So stehen 30 Ahornen innerhalb des Zaunes in der Höhenklasse > 151 cm auf derjenigen der beiden Kahlflächen in Abbildung 4, auf der auch außerhalb des Zaunes höhere Bergahorne vorzufinden waren, nur 3 Individuen außerhalb der Umzäunung entgegen. Es ist zudem bemerkenswert, dass es 1993 außerhalb der Umzäunungen - mit Ausnahme der Kahlflächen - nur einen einzigen Ahorn gab, der höher als 45 cm war.

Wie Abbildung 5 zeigt, ist auch die Höhenentwicklung der Tanne erheblich vom Vorhandensein eines gegen Wildverbiss schützenden Zaunes bestimmt. So ist insbesondere die Höhe der älteren Tannen außerhalb des Zaunes deutlich geringer als innerhalb. Dieser Effekt verstärkt sich mit abnehmender Überschildung, bzw. durch eine steigende Beleuchtungsstärke. Im statistischen Sinn handelt es sich damit um eine Wechselwirkung zwischen Beleuchtungsstärke und dem Faktor Zaun. Wie die Abbildung weiter zeigt, haben es die erst dreijährigen Pflanzen auch bei einer stärkeren Auflichtung (rechter Ast der Kurve) schwer, eine nach Auflichtung verringerte Konkurrenz durch Altbäume um Licht, Wasser und Nährstoffe in ein gesteigertes Höhenwachstum umzusetzen. Dafür sind vermutlich, wie im Falle des Ahorns, eine vitale Bodenvegetation und Konkurrenzwirkungen durch andere, die kleinen Tannen überschirmende Verjüngungspflanzen verantwortlich.

4. Diskussion

4.1 Der Effekt waldbaulicher Eingriffe auf die Naturverjüngung

Ein wesentliches Ergebnis des hier vorgestellten Versuches bestand in der Erkenntnis, dass Bestandesauflichtungen im Bergmischwald in der Regel mit einer Zunahme der Verjüngungsdichte verbunden

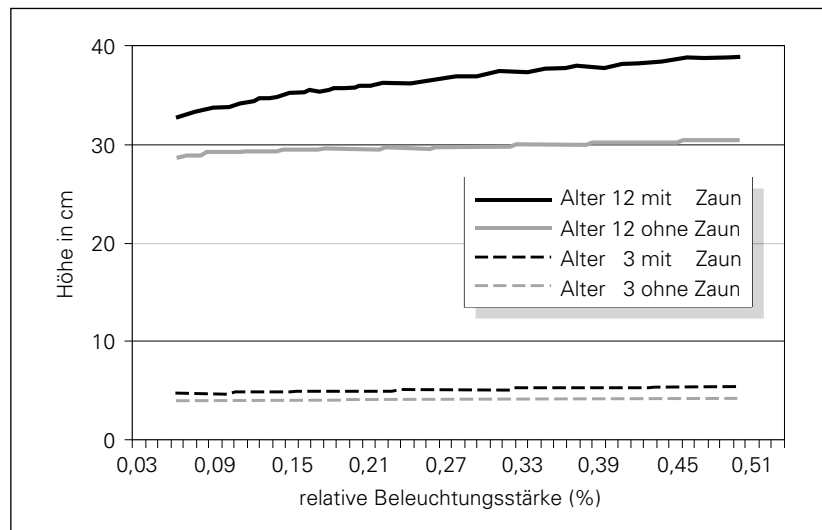


Abb. 5: Höhe verschieden alter Tannen inner- und außerhalb des Zaunes in Abhängigkeit der Auflichtung des Altbestandes, ausgedrückt durch die relative Beleuchtungsstärke

sind, wie dies auch aus Untersuchungen in anderen Waldtypen bekannt ist (BRECHTEL 1962, OKALI 1966, DUNLAP und HELMS 1983). Dabei scheinen von der mit den Auflichtungen verbundenen Verbesserung des Ressourcenangebotes vor allem diejenigen Individuen zu profitieren, die sich zum Zeitpunkt des Hiebes am Waldboden befinden. Dies gilt für alle analysierten Baumarten des Bergmischwaldes. Später ankommende Pflanzen können dagegen von einer geringeren Konkurrenz durch Altbäume meist nur dann profitieren, wenn sich die bereits vorhandene Verjüngung trotz starker Auflichtung nur schwach entwickelte. Dennoch ist zumindest das Ankommen von Verjüngungspflanzen auch noch einige Jahre nach dem Führen eines Hiebes möglich, was neben der erhöhten Überlebenswahrscheinlichkeit der zum Zeitpunkt des Hiebes am Waldboden befindlichen Verjüngungspflanzen zu einer Erhöhung der Verjüngungsdichte führt.

Ein zweites wichtiges Ergebnis der vorliegenden Studie zeigte sich in der Wirkung waldbaulicher Eingriffe auf die Diversität der Baumarten in der Verjüngung. So hat die Zahl der Arten, aus denen sich die Verjüngung zusammensetzt, auf allen aufgelichteten Parzellen zugenommen (vgl. Abbildung 3). Gleichwohl dominiert auf nahezu allen Flächen zahlenmäßig in der Verjüngung noch immer der Bergahorn. Diese Baumart ist sowohl durch ihre Schattentoleranz als auch durch ihre häufige und reichhaltige Fruktifikation (VELTSISTAS 1980, MOSANDL 1991) am Waldboden ständig präsent und in der Lage, auf Auflichtungen sofort zu reagieren.

Da sich Tanne, Buche und Fichte auf lange Sicht vermutlich aber als konkurrenzstärker erweisen, wird der Anteil des Ahorns in Zukunft mit einiger Wahrscheinlichkeit weiter zurückgehen. Diese Entwicklung bestätigen, BRAY (1956) und MAYER (1963) die darauf hinwiesen, dass eine hohe Sämlingsdichte in gemischten Beständen keineswegs eine hohe Beteiligung am künftigen Bestand garantiert. Völlig anders verlief dagegen die Entwicklung auf den Kahlschlägen, die, gemessen an internationalen Maßstäben, allerdings nichts weiter als große Bestandeslöcher darstellen (vgl. VON LÜPKE 1992). Dort befanden sich zum Zeitpunkt des Hiebes fast ausschließlich Ahornpflanzen am Waldboden, welche auf die Verbesserung der Lichtverhältnisse sofort mit einem enormen Wachstum reagierten. Als Folge davon dominiert der Bergahorn auf diesen Flächen sowohl hinsichtlich der Zahl, als auch hinsichtlich der Höhe. Allerdings werden sich selbst solche Flächen nicht zu reinen Ahornbeständen entwickeln. Dies zeigt sich z.B. auf einem der beiden Kahlschläge, auf dem sich – allerdings außerhalb der Aufnahmeprobekreise – unter der vorwachsenden Ahornverjüngung ca. 1000 Tannen/ha halten konnten. Sie haben inzwischen eine Höhe von über 1,5 m erreicht und streben mit aller Macht (d.h. Höhenzuwachsen von bis zu 75 cm) danach, in höhere Bestandesschichten einzudringen. Insgesamt ist jedoch in Übereinstimmung mit VON PECHMANN (1932) davon auszugehen, dass die geringe Beteiligung des Bergahorns an der Zusammensetzung der Altbestände nicht die natürlichen Verhältnisse widerspiegelt. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass Auflichtungen in Bergmischwäldern die Artenvielfalt der Baumarten in der Verjüngung erhöhen. Eine von Anfang an gezielte und exakte Steuerung der Baumartenmischung durch Dosierung des Lichtfaktors ist aufgrund der breiten ökologischen Amplitude des Ahorns dagegen nicht möglich. Zu einer ähnlichen Einschätzung bei den von ihnen untersuchten Bestandesformen gelangten SCHMIDT-VOGT (1972), MLINSEK (1973) und BAUR (1987). Im Flyschgebiet, wo sich die Verjüngung im wesentlichen aus Tanne und Fichte zusammensetzt, dürfte dies viel eher möglich sein.

Aus den Untersuchungen von AMMER (1996 a) geht hervor, dass das Höhenwachstum der Pflanzen im Bergmischwald mit einem zunehmendem Ressourcenangebot (d. h. abnehmender Überschirmung) positiv korreliert ist. Der Umstand, dass solchermassen begünstigte Pflanzen dennoch klein

geblieben sind, konnte im vorliegenden Fall durch Konkurrenzwirkungen insbesondere der Bodenvegetation erklärt werden (AMMER 1996 a). Besonders bedeutsam ist, dass auch die von der Bodenvegetation ausgehenden Konkurrenzwirkungen in den meisten Fällen in Form von Wechselwirkungen mit der Beleuchtungsstärke signifikant waren. Die negativen Auswirkungen der Konkurrenz durch Gräser und Kräuter auf das Wachstum der Verjüngungspflanzen verschärfen sich also mit abnehmender Überschirmung. Vor dem Hintergrund des gebremsten Wachstums der Bäumchen sind starke Auflichtungen im Kalkalpin daher selbst dann ungünstig zu beurteilen, wenn sich zum Zeitpunkt des Hiebes in ausreichendem Maße Verjüngungspflanzen am Waldboden befinden. Solche Hiebe erlauben es der Bodenvegetation offenbar, sich so zu entwickeln, sodass sie das Wachstum der Verjüngungspflanzen beeinträchtigen können. Diese sind ihrerseits durch die Schirmwirkung des Altbestandes nicht in der Lage diesen Beeinträchtigungen schnell zu entwachsen. Als Bestätigung dieser Vermutung kann der Vergleich der Entwicklung der Naturverjüngung mit der Entwicklung der zu Versuchsbeginn gepflanzten Individuen gelten. Diese waren zum Zeitpunkt der Pflanzung deutlich höher als die Bodenvegetation und entwickelten sich daher auf den starken Schirmhieben dem Lichtangebot gemäß besser als auf den dichter übershirmten Parzellen (BRUNNER 1993).

Das insgesamt auffallend langsame Wachstum der jungen Bäume im Gebirgswald haben bereits CIESLAR (1904) und REBEL (1922) beschrieben. Letzterer äußert sich wie folgt: „Die größte Ansamungsfähigkeit zeigt der Ahorn ... am zähesten hält es, im wirtschaftlich ergiebigen Maße Fichten - Ansamung zu erzielen Daß die Fichte sich so unwillig ansamt ist eine Folge ihres höheren Wärme- und Lichtbedürfnisses. Zumal unter dem Schirm des Altholzes ist es dem Fichtensämling zu dunkel ... wird ein Drittel bis ein Halb des Schirmes entnommen, stellt er sich sofort ein, aber ohne späterhin in die Höhe zu gehen“. An anderer Stelle heißt es, „... insbesondere unter Schirm geht Fichtenansamung nicht in die Höhe, der Buchen- und Ahornsämling eher“. Beide Befunde lassen sich aus den Daten des Bergmischwaldversuchs quantitativ belegen (AMMER 1998). Insgesamt kann festgehalten werden, dass die Zuwachseleistungen der Jungwüchse, wie ASSMANN (1965) es formulierte, „auch bei mäßiger Überschirmung gering sind“.

4.2 Der Einfluss des Schalenwildes auf die Naturverjüngung

Der Einfluss des Schalenwildes auf die Verjüngung ist ein Untersuchungsgegenstand, der häufig besonders emotionsgeladen und nicht immer sachlich diskutiert wird. Der Seriosität von Erhebungen, die sich mit diesem Thema befassen, kommt daher eine besondere Bedeutung zu. Dies gilt besonders bei Langzeitstudien über den Einfluss des Schalenwildes auf die Veränderung der Zusammensetzung der Verjüngung. Solche Studien liegen bisher kaum vor (NAIMAN 1988, GILL 1992). Eine wichtige Voraussetzung für die Ableitung nachvollziehbarer und objektiv erhobener Ergebnisse ist nach REIMOSER und SUCHANT (1992) die geeignete Auswahl gezäunter und ungezäunter Vergleichsflächen. Nimmt man die von den genannten Autoren gestellten Anforderungen zum Maßstab, so sind die Bergmischwaldversuchsflächen geeignet, den Einfluss des Schalenwildes auf die Verjüngung unvoreingenommen zu demonstrieren.

Insbesondere bei der Tanne konnte außerhalb der Zäune ein drastisch verringerter Anteil von Pflanzen, die in den ersten Jahren nach den Hieben angekommen waren, festgestellt werden. Da der Verlust der „alten“ Individuen durch neu ankommende Tannen nicht vollständig kompensiert werden konnte, ist der Anteil der Tanne an der Gesamtzahl der Verjüngungspflanzen auf den ungezäunten Teilparzellen fast aller Flächen niedriger als auf den gezäunten Vergleichsparzellen. Im Gegensatz zur Tanne ließen sich solche Unterschiede für die Fichte nicht ausmachen (AMMER 1996 a). Dies bedeutet nach EL KATEB (1991) jedoch nicht, dass diese Baumart besonders widerstandsfähig gegen Verbiss wäre - bei den ganz jungen Pflanzen ist das Gegenteil der Fall (EIBERLE und NIGG 1983, EL KATEB 1991) - sondern belegt lediglich, dass sie in wesentlich geringerem Maße verbissen wird.

Das Eliminieren einer Baumart aus einer Pflanzengemeinschaft durch Pflanzenfresser kann auf zwei unterschiedlichen Effekten beruhen. Im einen Fall geschieht dies durch das Absterben geschädigter Pflanzen. Im zweiten Fall bedeutet die Beschädigung zwar nicht direkt den Tod, führt aber dazu, dass die betrachtete Pflanze überwachsen wird und dadurch langfristig ebenfalls verschwindet. Obwohl der Rückgang verbissgefährdeter Baumarten wie Tanne oder Eibe stets mit dem Einfluss überhöhter Schalenwildbestände begründet wird (vgl. ATTEMS-HEILIGENKREUZ 1910, LÖW und METTIN 1977, BERNHART

1988 und 1990, SCHMIDT 1994), fehlen in diesen Studien Angaben darüber, welcher der beiden genannten Fälle zum Verlust der Baumarten geführt hat. Aufgrund der dauerhaften Markierung der Bäumchen war im vorliegenden Versuch eine entsprechende Differenzierung möglich. So lässt sich feststellen, dass Mortalität als direkte Folge mehrmaligen Verbisses den wesentlichen Grund für den Rückgang der Tanne darstellt. Im Gegensatz dazu fehlt der Bergahorn trotz seiner hohen Überlebensfähigkeit nach Wildverbiss aufgrund der dauerhaften Zurücksetzung durch Verbiss auf großen Flächen des Bergwaldes in Dickungen und Stangenhölzern. Im Ergebnis führt der Verbiss in beiden Fällen unter Umständen zur Veränderung bzw. völligen Umkehr der tatsächlich herrschenden Konkurrenzverhältnisse zwischen den beteiligten Baumarten und/oder setzt innerartliche Konkurrenzprozesse außer Kraft (AMMER 1996 b). Da bisher fast ausschließlich die Tanne von einem nennenswerten Rückgang der Individuenzahlen betroffen ist und die dadurch entstandenen „Lücken“ der Zahl nach durch die anderen Baumarten des Bergmischwaldes geschlossen wurden, ist es bislang zu keinem Unterschied in der Gesamtpflanzendichte inner- und außerhalb der Zäune gekommen.

Die Konsequenzen, die aus den vorgestellten Ergebnissen zu ziehen sind, wurden so häufig beschrieben bzw. gefordert, dass sie hier nur kurz wiederholt werden sollen. Vor allem der Verlust der Tanne gefährdet die Schutzfähigkeit der Gebirgswälder in erheblichem Umfang (vgl. DANZ et al. 1971, LAATSCH 1977, AMMER 1990, MAYER und OTT 1991). Dem Waldbau fehlt damit eine Baumart, die in den betreffenden Wäldern hochproduktiv und für den Aufbau strukturreicher und damit stabiler Bestände unverzichtbar ist (MAYER 1975 und 1979). Da Schutzvorrichtungen gegen Wild aufwändig und aufgrund des langsamen Wachstums der Bäume im Gebirge nicht zu unterhalten sind (MAYER 1974, EIBERLE und NIGG 1984), gibt es zu der seit langem geforderten, konsequenten und dabei tiergerechten Reduktion der Schalenwildbestände keine Alternative (BURSCHEL 1975, 1988 und 1993, MAYER und OTT, 1991). Einziges Kriterium zur Bestimmung der notwendigen Abschusshöhe muss der Zustand der Waldverjüngung sein (SUDA 1990). Er sollte sich insbesondere an den Arten orientieren, die aufgrund des Verbisses ihre Konkurrenzkraft einbüßen (EIBERLE und ZEHNDER 1985).

Aufgrund des hohen persönlichen Einsatzes Einzelner hat sich in dieser Hinsicht in jüngster Zeit

in den bayerischen Bergmischwäldern einiges bewegt. Insbesondere im Bereich der hier vorgestellten Versuchsflächen hat der zuständige Revierleiter das Schalenwild seit 1993 drastisch reduziert. Dies ist an der Verjüngung außerhalb der Zäune deutlich sichtbar. Eine der besonders spannenden Fragen der nächsten Verjüngungsinventur wird deshalb sein, inwieweit sich diese Erfolge auch quantitativ belegen lassen und inwieweit der gelegentlich als unumkehrbar erscheinende Prozess der Entmischung durch eine rechtzeitige Änderung der Bejagung aufgehalten bzw. sogar korrigiert werden kann.

5. Schlussfolgerungen für die waldbauliche Praxis

Aus den Ergebnissen lassen sich folgende Schlussfolgerungen für die waldbauliche Praxis ableiten:

- Naturverjüngung im Bergmischwald ist durch Eingriffe in noch nicht aufgelichtete Bestände überall und leicht möglich. Alle Eingriffe, die zu einer vorübergehenden Unterbrechung des Kronendaches führen, wirken sich dabei durch die Verbesserung des Ressourcenangebotes auf die bereits am Boden befindliche oder rasch nach dem Hieb ankommende Verjüngung aus. Alle am Altbestand beteiligten Baumarten finden sich in hoher Dichte über einen langen Zeitraum hinweg am Waldboden wieder. Die verjüngungsbereiten Bestände lassen sich dann auf verschiedene Weise weiterbehandeln.
- Eine von Anfang an gezielte Steuerung der Baumartenmischung in der Verjüngung durch Dosierung der Überschirmung ist in Bergmischwaldbeständen, in denen der Bergahorn am Altbestand beteiligt ist, nur eingeschränkt möglich. Dies wird durch seine rasche Fruktifikationsfolge bei relativ hoher Schattentoleranz erschwert, die ihn am Waldboden stets präsent sein lässt. Die Möglichkeit zur Steuerung der Baumartenmischung durch die Überschirmung besteht vermutlich erst in Phasen fortgeschrittener Verjüngungsentwicklung.
- Hinsichtlich der Verjüngungsentwicklung ist im Kalkalpin von starken Eingriffen in geschlossene Bestände aus folgenden Gründen abzuraten:
 - Ist vor dem Hieb keine Verjüngung vorhanden, führen starke Eingriffe zur flächigen Entwicklung einer Bodenvegetationsdecke,

die zwar nicht das Ankommen, dafür um so mehr die weitere Entwicklung der Verjüngungspflanzen erschwert.

- Befinden sich vor dem Hieb Verjüngungspflanzen am Waldboden, so wird deren durch die Altbestände ohnehin gebremstes Höhen- und Dickenwachstum durch die sich sprunghaft ausbreitende Bodenvegetation zusätzlich behindert.
- Auch schwache Eingriffe führen zu einer völlig ausreichenden Verjüngungsdichte, senken das mit starken Eingriffen verbundene Stabilitätsrisiko im Altbestand und erlauben das Ausreifenlassen nicht hiebsreifer Bäume.
- Alle Bemühungen um die Nachzucht gemischter Bergwälder sind hinfällig, wenn der auf vielen Flächen deutlich spürbare Einfluss des Schalenwildes auf die Verjüngung nicht drastisch verringert wird. Geschieht dies nicht, so sind insbesondere die mit Blick auf die Schutzfähigkeit der Bergmischwälder wichtigen Baumarten Tanne und Bergahorn an der Zusammensetzung der künftigen Bestände nur ausnahmsweise beteiligt.
- Bodenbearbeitungen zur Erleichterung der Ansamung und Etablierung der Verjüngungspflanzen sind im Bergmischwald unnötig.

6. Literatur

- AMMER, Ch. (1996 a). *Konkurrenz um Licht – zur Entwicklung der Naturverjüngung im Bergmischwald*. Forstl. Forschungsberichte München, Nr. 158. 198 S.
- AMMER, Ch. (1996 b): *Impact of ungulates on structure and dynamics of mixed mountain forests in the Bavarian Alps*. For. Ecol. Manage. 88, 43-53.
- AMMER, Ch. (1998): *Die Fichte in der natürlichen Verjüngung des Bergmischwaldes*. Allg. Forst Z., 53: 396-399.
- AMMER, U. (1990): *Auswirkungen des Bestockungswandels und der Waldschäden auf die Schutzfunktion des Bergwaldes gegenüber Schneebewegungen*. In: KOMMISSION F. ÖKOLOGIE D. BAYER. AKADEMIE D. WISSENSCHAFTEN (Hrsgb.): *Zustand und Gefährdung des Bergwaldes, Ergebnisse eines Rundgespräches*. Forstwissenschaftl. Forschungen, 40. S. 102-111.
- ASSMANN, E. (1965): *Der Zuwachs im Verjüngungsstadium*. Cbl. ges. Forstwesen, 82: 193-217.
- ATTEMs-HEILIGENKREUZ, F. Graf von (1910): *Die Eibe (Taxus baccata L.). Eine waldbauliche Studie*. München: Kastner & Callwey. 65 S.
- BÄUMLER, W. und HOHENADL, W. (1980): *Über den Einfluß alpiner Kleinsäuger auf die Verjüngung in einem Bergmischwald der Chiemgauer Alpen*. Forstw. Cbl., 99: 207-221.

- BAUR, R. (1987): *Entwicklung von Oberstand und Verjüngung in Bergmischwaldbeständen des Forstamtes Kreuth zehn Jahre nach versuchsgemäßer Einleitung der Naturverjüngung. Ergebnisse der zweiten ertragskundlichen Aufnahme auf den langfristigen Bergmischwald-Versuchsflächen KRE 120 bis 122*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Forstwissenschaftl. Fakultät d. Ludwig-Maximilians-Universität München. 110 S.
- BERNHART, A. (1987): *Waldentwicklung und Wildverbiss im oberbayerischen Bergwald*. Allg. Forst Z., 42: 244-246.
- BERNHART, A. (1988): *Waldentwicklung, Verjüngung und Wildverbiss im oberbayerischen Bergwald*. Schweiz. Z. Forstwes., 139: 463-483.
- BERNHART, A. (1990): *Entwicklung der Bestockung im Bergwald Oberbayerns seit 1860*. In: KOMMISSION F. ÖKOLOGIE D. BAYER. AKADEMIE D. WISSENSCHAFTEN (Hrsg.): *Zustand und Gefährdung des Bergwaldes, Ergebnisse eines Rundgespräches*. Forstwissenschaftl. Forschungen, 40, 19-29.
- BERTHOLD, J. (1980): *Schnee im Bergmischwald*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Forstwissenschaftl. Fakultät d. Ludwig-Maximilians-Universität München. 83 S.
- BRAY, J.R. (1956): Gap phase replacement in a Maple-Basswood forest. *Ecology*, 37: 598-600.
- BRECHTEL, H.M. (1962): *Methodische Beiträge zur Ökologie der Überschildung und Auflichtung einschichtiger Waldbestände*. Schriftenreihe d. Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Bd. 14. 91 S.
- BRUNNER, A. (1993): *Die Entwicklung von Bergmischwaldkulturen in den Chiemgauer Alpen und eine Methodenstudie zur ökologischen Lichtmessung im Wald*. Forstl. Forschungsberichte, Nr. 128. 217 S.
- BURSCHEL, P. (1975): *Schalenwildbestände und Leistungsfähigkeit des Waldes als Problem der Forst- und Holzwirtschaft aus der Sicht des Waldbaus*. Allg. Forst Z., 30: 214-221.
- BURSCHEL, P. (1988): *Jagd ist Teil des Waldbaus*. Forst u. Holz, 43: 431-433.
- BURSCHEL, P. (1993): *Wildschadensvorbeugung*. Kritische Überlegungen zum gleichnamigen Artikel von E. Wagenknecht. *Der Wald*, 43: 52-54.
- BURSCHEL, P., BINDER, F., EL KATEB, H. und MOSANDL, R. (1990): *Erkenntnisse zur Walderneuerung in den Bayerischen Alpen*. In: KOMMISSION F. ÖKOLOGIE D. BAYER. AKADEMIE D. WISSENSCHAFTEN (Hrsg.): *Zustand und Gefährdung des Bergwaldes, Ergebnisse eines Rundgespräches*. Forstwissenschaftl. Forschungen, 40. S. 40-49.
- CIESLAR, A. (1904): *Waldbauliche Studien über die Lärche*. Cbl. ges. Forstwesen, 30: 1-25.
- DANZ, W., KARL, J. und TOLDRIAN (1971): *Über den Waldzustand im oberbayerischen Hochgebirge*. Forstwiss. Cbl., 90: 87-103.
- DUNLAP, J.M. und HELMS, J.A. (1983): *First-year growth of planted Douglas fir and white fir seedlings under different shelterwood regimes in California*. *For. Ecol. Manage.* 5: 255-268.
- EIBERLE, K. (1989): *Über den Einfluss des Wildverbisses auf die Mortalität von jungen Waldbäumen in der oberen Montanstufe* 140: 1031-1042. Schweiz. Z. Forstwes., 140: 1031-1042.
- EIBERLE, K. und NIGG, H. (1983): *Über die Folgen des Wildverbisses an Fichte und Weißtanne in montaner Lage*. Schweiz. Z. Forstwes., 134: 361-372.
- EIBERLE, K. und NIGG, H. (1984): *Zur Ermittlung und Beurteilung der Verbißbelastung*. Forstw. Cbl. 103: 97-110.
- EIBERLE, K. und Zehnder, U. (1985): *Kriterien zur Beurteilung des Wildverbisses bei der Weißtanne*. Schweiz. Z. Forstwes. 136: 399-414.
- EL KATEB, H. (1991): *Der Einfluß waldbaulicher Maßnahmen auf die Sproßgewichte von Naturverjüngungspflanzen im Bergmischwald*. Forstl. Forschungsberichte München, Nr. 111, 193 S.
- EL KATEB, H. (1992): *Waldbau und Verjüngung im Gebirgswald*. MINISTERSTVO ZEMEDELSTVI CESKE REPUBLIKY (Hrsg.): Tagungsbericht „Forstbewirtschaftung an der oberen Waldgrenze“. Internationale Försterkonferenz in Kouty nad Desnou-Jeseniky, Tschechoslowakei. S. 45-74.
- FEULNER, T. (1979): *Der Einfluß alpine Kleinsäuger auf die Verjüngung in einem Bergmischwald bei Ruhpolding*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Forstwissenschaftl. Fakultät d. Ludwig-Maximilians-Universität München. 59 S.
- GILL, R.M.A. (1992): *A review of damage by mammals in Northern temperate forests: 3. Impact on trees and forests*. *Forestry*, 65: 363-388.
- HOFMANN, F. (1979): *Die Saline Reichenhall*. Allg. Forst Z., 34: 588.
- HOHENADL, W. (1981): *Untersuchungen zur natürlichen Verjüngung des Bergmischwaldes. Erste Ergebnisse eines Forschungsprojekts in den ostbayerischen Kalkalpen*. Diss. Forstwissenschaftl. Fakultät d. Ludwig-Maximilians-Universität München. 197 S.
- JUNKER, E.A., RATSCHKE, U.M. und ROTH, M. (2000): *Impacts of silviculture practice on the ground living-spider community (Arachnida: Araneae) of mixed mountain forests in the Chiemgau Alps (Germany)*. *Ekologia*, 19: 107-117.
- JUNKER, E.A. und ROTH, M. (2000): *Auswirkungen waldbaulicher Eingriffe in die Überschildung auf ausgewählte Gruppen epigäischer Regulatoren im Bergmischwald (Araneae; Coleoptera: Carabidae)*. Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent., 12: 61-66.
- LAATSCH, W. (1977): *Zur Struktur und Bewirtschaftung der Wälder im bayerischen Alpenraum. Die Entstehung von Lawinenbahnen im Hochlagenwald*. Forstw. Cbl., 96: 89-93.
- LÖW, H. (1975): *Zustand und Entwicklungsdynamik der Hochlagenwälder des Werdenfeler Landes*. Diss. Forstwissenschaftl. Fakultät d. Ludwig-Maximilians-Universität München. 200 S.
- LÖW, H. und METTIN, CH. (1977): *Der Hochlagenwald im Werdenfeler Land*. Fw. Cbl 96, 108-120.
- LÜPKE, B. von (1992): *Waldbau ohne Kahlschlag - Möglichkeiten und Risiken*. Forstarchiv, 63: 10-15.
- MAYER, H. (1963): *Bodendecke und Naturverjüngung*. Cbl. ges. Forstwesen, 80: 1-20.

- MAYER, H. (1966): *Waldgeschichte des Berchtesgadener Landes (Salzburger Kalkalpen)*. Forstwissenschaftl. Forschungen, 22: 1-42.
- MAYER, H. (1974): *Notwendige Maßnahmen zur Lösung der Wildfrage im Schutzwaldbereich*. Allg. Forst Z., 29: 51-53.
- MAYER, H. (1975): *Die Tanne - ein unentbehrlicher ökologischer Stabilisator des Gebirgswaldes*. Jahrbuch d. Vereins z. Schutze d. Alpenpflanzen u. -tiere, 40: 1-30.
- MAYER, H. (1979): *Zur waldbaulichen Bedeutung der Tanne im Mitteleuropäischen Bergwald*. Forst-u. Holzwirt, 34: 333-343.
- MAYER, H. und OTT, E. (1991): *Gebirgswaldbau - Schutzwaldpflege: ein waldbaulicher Beitrag zur Landschaftsökologie und zum Umweltschutz*. Stuttgart und New York: Gustav Fischer, 587 S.
- MAYER, H. (1978): *Mikroklimatische Verhältnisse im Bergmischwald bei verschiedenen Schlagverfahren*. Veröffentl. d. Schweiz. Met. Anstalt, 40: 113-116.
- MAYER, H. (1979): *Mikroklimatische Untersuchungen im ostbayerischen Bergmischwald*. Arch. Met. Geoph. Biokl., Ser. B, 26: 247-262.
- MEISTER, G. (1969): *Ziele und Ergebnisse forstlicher Planung im oberbayerischen Hochgebirge*. Forstw. Cbl., 88: 97-130.
- MISHRA, V.K. (1982): *Genesis and classification of soils derived from Hauptdolomit (Dolomite) in Kalkalpin and effects of soil type and humus form on some features of forest natural regeneration*. Diss. Forstwissenschaftl. Fakultät d. Ludwig-Maximilians-Universität München. 165 S.
- MLINSEK, D. (1973): *Natürliche Walderneuerung und Waldentstehung*. Allg. Forst Ztg., 84: 240-242.
- MOSANDL, R. (1984): *Löcherhiebe im Bergmischwald. Ein waldbaulicher Beitrag zur Femelschlagverjüngung in den Chiemgauer Alpen*. Forstl. Forschungsberichte München, Nr. 61. 298 S.
- MOSANDL, R. (1991): *Die Steuerung von Waldökosystemen mit waldbaulichen Mitteln - dargestellt am Beispiel des Bergmischwaldes*. Mitt. a. d. Staatsforstverwaltung Bayerns, Heft 46. 246 S.
- MOSANDL, R. und AAS, G. (1984): *Vorkommen und Bedeutung von Keimlingspilzen im Bergmischwald der ostbayerischen Kalkalpen*. Forst u. Holzwirt, 41: 471-475.
- NAIMAN, R.J. (1988): *Animal influences on ecosystem dynamics. Large animals are more than passive components of ecological systems*. BioScience, 38: 750-752.
- OKALI, D.U.U. (1966): *A comparative study on the ecologically related tree species Acer pseudoplatanus and Fraxinus excelsior. I. The analysis of seedling distribution*. J. Ecol., 54: 129-141.
- OTT, E. (1985): *Wie ist die Frage der Überalterung für unsere Schweizer Gebirgswälder zu beurteilen?* Schweiz. Z. Forstwes., 136: 931-944.
- PECHMANN, H. von (1932): *Beiträge zur Geschichte der Forstwirtschaft im oberbayerischen Hochgebirge*. Forstw. Cbl., 54: 605-622, 646-661, 693-709, 721-734.
- REBEL, K. (1922): *Waldbauliches aus Bayern*. 1. Band. Diessen: J.C. Huber's Verlag. 293 S.
- REIMOSER, F. und SUCHANT, R. (1992): *Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation*. Allg. Forst- u. Jagdztg., 163: 27-31.
- SCHALL, P. (1998): *Ein Ansatz zur Modellierung der Naturverjüngungsprozesse im Bergmischwald der östlichen Bayerischen Alpen*. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 155. 213 S.
- SCHMIDT, O. (1994): *Die Eibe in Bayern*. Forst und Holz, 49: 150-152.
- SCHMIDT-VOGT, H. (1972): *Untersuchungen zur Bedeutung des Lichtfaktors bei Femelschlagverjüngung von Tannen-Buchen-Fichten-Wäldern im westlichen Hochschwarzwald*. Forstw. Cbl., 91: 238-247.
- SCHÖRRY, R. (1980): *Bodenformen und Ansammlungserfolg im Bergmischwaldprojekt Ruhpolding*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Forstwissenschaftl. Fakultät d. Ludwig-Maximilians-Universität München. 82 S.
- SCHREYER, G. und RAUSCH, V. (1977): *Der Schutzwald in der Bergregion Miesbach*. Forstw. Cbl., 96: 100-108.
- STÖLB, W. (1978): *Das Vorkommen von Mäusen in einem Bergmischwald und deren Einfluß auf die Verjüngung der Hauptbaumarten*. Unveröffentl. Diplomarbeit, Forstwissenschaftl. Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität München. 73 S.
- SUDA, M. (1990): *Die Entwicklung der Schalenwildbestände im bayerischen Alpenraum seit Anfang des 19. Jahrhunderts*. In: KOMMISSION F. ÖKOLOGIE D. BAYERISCHEN AKADEMIE D. WISSENSCHAFTEN (Hrsgb.): *Zustand und Gefährdung des Bergwaldes, Ergebnisse eines Rundgesprächs*. Forstwissenschaftl. Forschungen, 40. S. 30-39.
- VELTSISTAS, T. (1980): *Untersuchungen über die natürliche Verjüngung im Bergmischwald. Die Fruktifikation in den Jahren 1976/77 und 1977/78 auf Versuchsflächen im Forstamt Ruhpolding*. Diss. Forstwissenschaftl. Fakultät d. Ludwig-Maximilians-Universität München. 130 S.

Verfasser: PD Dr. Christian Ammer
Wissenschaftszentrum Weihenstephan
für Ernährung, Landnutzung und Umwelt
Lehrstuhl für Waldbau
Department für Ökosystem- und
Landschaftmanagement
Am Hochanger 13
D-85354 Freising
Tel.: +49/81/6171-4686
Fax.: +49/81/6171-4616
Email: ammer@wbfe.forst.tu-muenchen.de

Untersuchungen zum Reproduktionspotential im Bergwald

R. LITSCHAUER

Institut für Waldbau, Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Wien

Abstract. Ein ursprünglich als Reaktion auf Erscheinungen des „Waldsterbens“ initiiertes Projekt des Bundesamtes und Forschungszentrums für Wald zur Abschätzung und Dokumentation der Reproduktionsvorgänge im Wald ermöglicht regionale Aussagen über die potentielle Samenproduktion unserer Waldbaumarten. Seit 1989 werden in bestimmten Beständen und auf Saatgutplantagen Blühverläufe der meist anemogamen Baumarten mit Hilfe diverser Pollenfallen erhoben sowie an wenigen anderen Waldorten die Samenproduktion mit Samenfallen erfasst. Ergebnisse der Hauptbaumarten von bis zu zehn Projektstandorten des montanen Wirtschaftswaldes, wobei im Standort als Höhenprofil ausgelegt wurde, stehen zur Diskussion.

Schlüsselworte: Bergwald, Blühverhalten, Pollen, Reproduktion, Samenfall

Kurzfassung. [Investigations of Mountain Forest Tree Reproduction.] In response to growing concern about forest decline symptoms, a long-term project of the Austrian Federal Forest Research Centre was launched aiming at studying and documenting processes of forest tree reproduction. In seed orchards as well as in different forest stands flowering and seed production of anemophilous tree species have been investigated by means of pollen and seed traps since 1989. The results of ten locations are discussed contributing to a better understanding of potential seed production of mountain forest tree species.

Keywords : Mountain forest, flowering, pollen, fructification, possible seed production

1. Einleitung

In Zusammenhang mit Erscheinungen des „Waldsterbens“ sowie mit Aussagen und Befürchtungen wie „der Wald wird impotent“ wurde in den achtziger Jahren des vorigen Jahrhunderts ein als langjährig geplantes Projekt: „Untersuchungen der Reproduktionsfähigkeit des Waldes“ an der FBVA initiiert. Wenn ursprünglich Auswirkungen von regionalen Schadstoffeinträgen auf die Waldgesundheit im Mittelpunkt des Interesses standen, kommt es durch teilweise bereits spürbare Klimaveränderungen während der letzten 10 (20) Jahre zu einer Erweiterung der Forschungsschwerpunkte, und Reaktionen der Waldbaumarten auf solche Ereignisse werden in zunehmendem Ausmaß erkannt.

Auf den sensiblen Bereich der Reproduktion (Blühbiologie) und die Störungsanfälligkeit dieser fundamentalen Abläufe wurde schon früher (LITSCHAUER 1996) und auch anlässlich der letzten „Mariabrunner Waldbautage 2000“ hingewiesen (LITSCHAUER 2001).

Aufgrund der langfristigen **Zielsetzung** dieses Arbeits- und Forschungsbereiches sollten wesentliche Fragestellungen zum natürlichen Reproduktionsverhalten der Waldbaumarten klärbar sein:

- ▶ Zusammenhang von Blühintensität und Samenproduktion
- ▶ Zeitabläufe und mögliche Periodizität von Blüte und Samenproduktion
- ▶ Reproduktion und Standort (Region und Höhenstufen)
- ▶ Abhängigkeit und Auswirkungen von Klimafaktoren
- ▶ Reproduktionsverhalten auf Saatgutplantagen
- ▶ Kurz- bis mittelfristige Prognostizierbarkeit der potentiellen Samenproduktion

Mit den dadurch erreichbaren grundsätzlichen, aber auch durchwegs neuen Aussagen sollten einerseits Maßnahmen der naturnahen Waldbewirtschaftung sowie Saatgutbeerntungen rationeller anwendbar sein, andererseits können Auswirkungen von Klimaextremen (Klimawandel) auf den Reproduktionsprozess einzelner Waldbaumarten frühzeitig nachgewiesen werden.

In dem vorliegenden Beitrag wird vor allem auf die Häufigkeit und Intensität von Blüh- und Samenjahren der montanen Hauptbaumarten eingegangen.

2. Aufnahmemethodik

Um diese breit gestreute Zielsetzung erreichen zu können, bedarf es besonderer Hilfsmittel und Geräte, die im Monitoringverfahren mit fixen Netzwerkstandorten während der Blüh- und Samenfallsaison betrieben werden müssen.

2.1 Pollenfallen

Die nahezu alljährlich stattfindenden Blühverläufe der anemogamen Waldbaumarten, mit meist unterschiedlicher Intensität, lassen sich am besten mit Hilfe von aerobiologischen Geräten erfassen, wonach Polleneintragsmengen/Zeiteinheit (Tag oder Woche) unter Verwendung einer 400-fachen Mikroskopvergrößerung identifizier- und zählbar sind.

Gravitationsfalle

In Anlehnung an Erkenntnisse und Erfahrungen von DENGLE & SCAMONI (1944), DENGLE (1955) sowie nach Absprache mit erfahrenen Aerobiologen konnte im Jahr 1988 ein einfacher Fallentyp (Passivsampler) in Mariabrunn entwickelt und gebaut werden, der seither bundesweit auf ca. 20 Stationen Verwendung findet. Die Beprobungseinheit beträgt jeweils eine Woche, so dass sich pro Station im Mittel 17 Wochen Fangzeit (Februar bis Anfang Juni) ergeben und damit die Blühverläufe aller windblütigen Baumarten erfassbar sind. Nach der Auswertung liegen die Basisdaten in Form von Pollen/cm² und Woche vor.

Volumetrische Pollenfalle

Diese Fallenart wurde schon 1952 vom Engländer J.M. HIRST entwickelt und steht, nach Verbesserungen durch verschiedene Produzenten BURKARD (GB) und LANCONI (I), seit den Siebzigerjahren weltweit bei diversen aerobiologischen Forschungseinrichtungen in zunehmender Anzahl in Verwendung.

Durch einen strombetriebenen Ansaugteil (Aktivsampler) werden die im Luftstrom transportierten

Aerosole (vor allem Pollen und Sporen) auf eine ca. zwei Zentimeter breite, mit einem vaselinebeschichteten Folienstreifen umgebene Walze (Durchmesser 11,2 cm) angesaugt. Nach dem Umlauf dieser Walze (sieben Tage und vier Stunden) muss sie gewechselt werden. Nach Aufteilung der Folie in Tageslängen (48 mm) und ebenfalls mikroskopischer Auszählung erhält man Pollen pro Tag und m³, die weiters zu Wochen- und Saisondaten aufsummierbar sind.

2.2 Samenfallen

Zur Erfassung der Samenproduktion wurden ab 1993 am Waldbauinstitut verschiedene „Samenfallen“ gebaut und erprobt. Mit schwarzen „Mörtel-Kunststofftrögen“ (65 x 35 x 30 cm) lassen sich leichte Flugsamen der Baumarten Fichte, Lärche, Tanne, Esche und Bergahorn gut erfassen. Eine Abdeckung mit grobmaschigem Gitter gegen Tierfraß sowie eine Löcherung des Bodens (Entwässerung) ist unumgänglich.

Für schwerere Samen der Baumarten Eiche, Buche, Zirbe und Hainbuche standen ursprünglich Trichterfallen aus Alublech in Verwendung. Doch bald wurde ein Trampolineffekt erkannt (teilweise auch durch Gitterabdeckung der Trogfallen) und ein Ersatz durch ca. ein Meter hohe Kunststofftonnen (Regen-tonne) eingeführt.

Auf allen Untersuchungsorten des Samenfalls werden je sechs Samenfallen (Tröge oder Tonnen) in Linie mit einem Abstand von jeweils 10 Metern aufgestellt, sodass ein 50 Meter breiter Bestandesstreifen erfasst werden kann.

Auf frühere Untersuchungen des Samenfalls in verschiedenen Gebieten Deutschlands (VANSELOW 1949, BURSCHEL 1966, ROHMEDE 1972) sei hingewiesen.

► Wesentliche Voraussetzungen für die Blüte/Fruktifikation von Baumarten:

- Alter (Mannbarkeit)
- Standortsfaktoren (Exposition, Seehöhe, Klima, C/N-Verhältnis im Wurzelbereich)
- Blühknospenbildung (Temperatur, Strahlung, verfügbare essenzielle Nährstoffe)
- Bestäubung (Pollination: Klima, Anzahl der Bestäubungspartner, Distanz)
- Samenreifung (Klima)

3. Ergebnisse auf Bergwaldstandorten

Anhand von zehn ausgewählten Bergwaldstandorten können Reproduktionsgegebenheiten der Hauptbaumarten Fichte, Buche, Tanne und Lärche in verschiedenen Wuchsgebieten dargestellt und verglichen werden. Die Zusammenhänge zwischen Blühverhalten (Bestäubung) und anschließender Samenproduktion sind seit langer Zeit bekannt, waren aber vor der Auswertung durch den Verfasser (LITSCHAUER 2000) nicht quantifizierbar und rein hypothetischer Natur.

Die wesentliche Voraussetzung für die Ableitung einer potentiellen Samenproduktion aus vorliegenden Pollendaten liegt im gleichbleibenden mengenmäßigen Verhältnis von weiblichen und männlichen Blühorganen.

Diese Hypothese trifft für die meisten Baumarten zu, nur die Lärche zeigt manchmal eine geringere Ausbildung von weiblichen Blühorganen.

Empirische Vergleiche sowie statistische Auswertungen (mit noch geringem Freiheitsgrad) weisen darauf hin, dass erst nach Erreichen von mindestens 40 - 50 % eines langjährigen Pollenmaximums (= Vollmast) mit einzelnen Samenvollkörnern zu rechnen ist, die zumeist tierischer Nahrung dienen (LITSCHAUER 2001). Nutzbare Auswirkungen auf Naturverjüngung und Beerntbarkeit liegen demzufolge über 50 % eines langjährigen Pollenmaximums einer bestimmten Baumart innerhalb einer Region und Höhenstufe (Abbildung 1).

3.1 Aktuelle Samenproduktion und Blühverhalten (Pollen)

Nach dem Beweis der mengenmäßigen Zusammenhänge von Blühverhalten und Fruktifikation bei der Buche, zeichnet sich für die Fichte ein ähnliches Ergebnis auf empirischer Basis bei Verwendung der „Zöbelbodendaten“ / nach RUHM & SCHÖNAUER, unveröffentlicht) ab: ein achtjähriges Blüh- und Fruktifikationsmaximum im Jahre 1995 bringt nach einer Bestäubungsdichte (principle pollination period) von ca. 800 Pollenkörnern pro cm^2 ca. 90 Samenvollkörner pro m^2 . Erst 420 Pollenkörner ($= > 50 \%$ max.) im Jahre 1998 bedingen 11 Samenvollkörner. Nach Berücksichtigung der progressiven Steigerung der Ausbeute bei einer ungestörten Bestäubungsdichte von 75 % des Maximums kann für das Jahr 2001 eine Voraussage von ca. 40 - 50 Vollkörnern pro m^2 erfolgen.

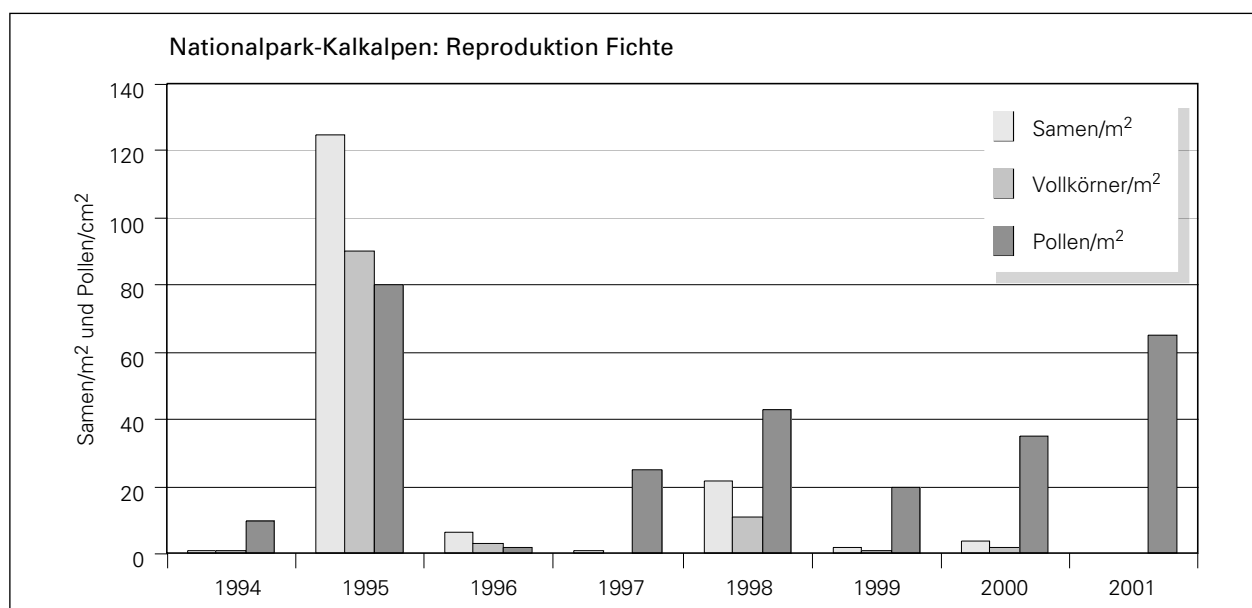
Die folgenden bundesweiten Ergebnisse (in Tabellenform), welche eine potentielle Samenproduktion abschätzen lassen, liegen diesen Erkenntnissen zugrunde.

3.2 Potentielle Samenproduktion (relative Pollenwerte)

Fichte (*Picea abies*)

Das europaweite Hauptreproduktionsjahr der Fichte 1992 war im südlichen Bereich der Alpen bis zu einer Seehöhe von ca. 1300 m nachweisbar, nördlich des

Abb. 1: Vergleich von Samenproduktion und Blühverhalten (Pollenmenge)



Tab. 1:

Potentielle Samenproduktion der Fichte an ausgewählten Bergwaldstandorten in %, bezogen auf das jeweils stärkste Fruktifikationsjahr des Untersuchungszeitraumes (=100 %)

Ort	WG	mSH	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Feldkirch	4.1	500	7	10	100	3	21	20	10	3	2	4	2	55
Reutte	4.1	860	10	8	100	0	60	2	2	1	25	3	2	45
Achenkirch	4.1	1020	-	-	100	0	2	45	4	5	20	15	2	25
NP-Kalkalpen	4.2	950	-	-	-	-	12	100	3	31	50	23	15	76
Rosalia	5.2	700	2	15	100	1	25	10	1	10	20	42	20	65
Ossiach	6.2	950	-	-	-	-	31	38	2	47	42	35	34	100
Lienz (PI)	3.3	700	-	-	-	-	52	98	3	48	14	25	15	100
Murau I	1.3	800	-	-	-	-	-	-	-	-	15	100	30	80
Murau III		1700	-	-	-	-	-	-	-	-	2	18	27	100
Obergurgl	1.1	2020	3	17	100	2	2	60	3	6	11	13	2	30
Galtür	1.2	1700	8	10	20	2	2	100	10	5	12	20	2	45

WG = Wuchsgebiet

Alpenhauptkammes nur bis ca. 1100 m. Hochlagen (hochmontan und subalpin) folgten erst im Jahr 1995. Das Höhenprofil „Murau“ wurde zur Vervollständigung des Überblickes mit einbezogen, doch ist die kurze Untersuchungsdauer noch nicht aussagekräftig, da Daten der Hauptblühjahre 1992 und 1995 fehlen und daher Vergleiche nicht möglich sind.

Die Fichte weist mittelmontan in 12 dargestellten Jahren nur eine Hauptmast sowie eine Teilfruktifikation (Randbäume und sozial vorherrschende Bäume) auf.

Buche (*Fagus sylvatica*)

Tiefmontane Höhenstufe: Die Buche war in Vorarlberg bis Mitte der 90er Jahre mit zwei Vollmasten und zwei Teilfruktifikationen begünstigt. Im tief-mittelmontanen Bereich der übrigen Stationen,

östlich und südlich des Alpenhauptkammes scheint das Jahr 2001 als besonderes Vollmastjahr mit zwei (drei) Spreng- bis Halbmasten der Jahre 1994 und 1995 (1991) auf. Nördlich des Alpenhauptkammes ist nur das Jahr 1995 für tief- bis mittelmontane Standorte erwähnenswert, ergänzt durch eine Sprengmast im vergangenen Jahr (2001).

Tanne (*Abies alba*)

Aufgrund des zumeist geringeren Anteiles dieser Baumart in den einzelnen Untersuchungsregionen und der sehr geringen Flugweite der Tannennpollen, sind nur wenige Stationen für einen Überblick der potentiellen Reproduktion verwendbar und aussagekräftig.

Nördlich des Alpenhauptkammes fruktifizierte die tief- bis mittelmontane Baumart Tanne bis zu

Tab. 2: Potenzielle Samenproduktion der Buche in % in Relation zum Vollmastjahr (= 100 %)

Ort	WG	mSH	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Feldkirch	4.1	550	100	65	91	25	71	32	36	0	2	6	25	50
Reutte	4.1	860	5	20	35	2	7	100	0	1	5	10	0	25
Achenkirch	4.1	1020	-	-	14	1	7	100	0	0	3	27	0	38
NP-Kalkalpen	4.2	950	-	-	-	-	18	100	0	3	2	20	1	69
Waldviertel	9.1	650	-	-	20	10	15	40	2	5	18	20	5	100
Wienerwald	4.2	600	4	60	25	5	78	40	5	8	8	28	12	100
Rosalia	5.2	700	4	51	26	12	70	65	6	3	36	45	10	100
Murau	1.3	900	-	-	-	-	-	-	-	-	3	30	5	100
Ossiach	6.2	950	-	-	-	-	70	50	4	11	11	46	5	100
Lienz (PI)	3.3	700	-	-	-	-	42	100	3	2	5	38	5	72

WG = Wuchsgebiet

Tab. 3: Potentielle Samenproduktion der Tanne in % in Relation zum Vollmastjahr (= 100 %)

Ort	WG	mSH	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Reutte(PI)	4.1	850	17	9	28	3	95	20	3	5	45	5	0	100
Achenkirch	4.1	1020	-	-	20	10	95	38	0	27	58	100	0	60
NP-Kalkalpen	4.2	950	-	-	-	-	100	40	0	74	32	44	0	54
Wald-Mühlviertel	9	650	-	15	42	35	10	15	0	8	40	20	4	100
Wienerwald	4.2	600	-	-	-	-	-	100	7	90	51	34	12	75
Rosalia	5.2	700	38	71	18	2	55	80	6	23	88	20	11	100
Ossiach	6.2	950	-	-	-	-	100	15	0	43	34	42	4	85
Lienz (PI)	3.3	700	-	-	-	-	82	28	4	58	85	50	2	100

WG = Wuchsgebiet

zweimal voll und zweimal teilweise innerhalb der letzten zehn Jahre. Die mittlerweile geringe Repräsentativität der Tanne im Wald - und Mühlviertel zeigt zusätzlich in diesem Gebiet eine verringerte Reproduktionshäufigkeit mit nur einer Vollmast im Jahr 2001. In den südlichen Regionen ist ein Hauptmastjahr und eine Sprengmast mehr möglich.

Lärche (*Larix decidua*)

Der Pollen der Lärche besitzt noch schlechtere Flugeigenschaften als der der Tanne, aber durch die höhere Verbreitung dieser Baumart im Bergwald (Mischungsanteile) einerseits und die bessere Verteilung der Tiroler Pollenstationen der Universität Innsbruck (Institut für Botanik) andererseits, kann insbesondere für Tiroler Regionen das Reproduktionsvermögen der Lärche seit den 80er Jahren dokumentiert werden.

Die Lärche benötigt für zwei Vollmasten und einer Halb- bis Sprengmast im mittel- / hochmontanen Bereich mindestens 15 Jahre. Teilfruktifikationen sollten unberücksichtigt bleiben, da der Hohlkorn-

anteil der Samen bei einer Pollination von nur 60 % des langjährigen Maximums viel zu hoch ist. Bestäubungspartner in einem Abstand von mehr als **einer Baumlänge** wirken sich kaum positiv auf eine wirtschaftliche Samenproduktion aus. Daher bringen Beerntungen von trupp- bis gruppenweise gehaltenen Überhältern nach einer ungestörten Vollblüte qualitativ weit höhere Erträge. Am besten wäre daher die alternative Einbeziehung von hochwertigem Plantagensaatgut.

4. Zusammenfassung

Fichte

Im Untersuchungszeitraum von 12 (15) Jahren gab es in mittelmontan Bereichen für die Fichte nur ein Hauptmastjahr (1992) und eine Teilfruktifikation. Hochmontan bis tiefsubalpin ist nur das Jahr 1995

Tab. 4: Potentielle Samenproduktion der Lärche in % in Relation zum Vollmastjahr (= 100%)

Ort	WG	mSH	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Feldkirch	4.1	500	100	10	20	48	65	8	40	15	-	-	-	83	2	100
Reutte	4.1	860	-	-	5	0	68	18	15	100	12	5	25	10	0	62
Innsbruck	2.1	600	25	20	4	28	100	12	20	64	10	5	25	51	3	40
Galtür	1.2	1660	100	25	48	35	-	5	10	62	18	7	48	95	0	15
Obergü.	1.1	2020	9	2	0	15	92	2	15	80	5	2	15	100	0	24
Lienz	3.3	700	-	-	-	-	-	-	51	100	9	12	14	88	5	46
Ossiach	6.2	950	-	-	-	-	-	-	20	83	3	10	15	100	4	61
NP.Kalkalpen	4.2	950	-	-	-	-	-	-	15	25	14	5	30	65	3	100
Wienerwald	4.2	600	48	30	10	40	42	8	53	5	0	30	60	82	10	100
Rosalia	5.2	700	-	6	0	76	60	4	48	7	10	12	16	60	12	100

WG = Wuchsgebiet

ohne weitere Sprengmasten zu nennen, da noch nicht alle Auswertungen verfügbar sind. Südlich des Alpenhauptkammes kann mit einer Sprengmast mehr als im Norden gerechnet werden.

Buche

Im mittelmontanen Hauptverbreitungsgebiet (Optimum) der Hauptbaumart sind innerhalb von 12 Jahren bis zu zwei Hauptmastjahre nachweisbar, die durch zwei Halb- bis Sprengmasten ergänzt werden. In tieferen Lagen und südlich des Alpenhauptkammes kann mit einer zusätzlichen Sprengmast errechnet werden.

Tanne

Die vor Jahren gefährdete Baumart besitzt eine ähnliche Häufigkeit in der Samenproduktion wie die Buche in ihrem Optimum (Flysch), im Wald- und Mühlviertel hingegen geringeres Reproduktionsvermögen.

Lärche

Die Lärche benötigt für die Wiederholung einer Hauptmast im mittel- hochmontanen Bereich mindestens 15 Jahre, da sie in ihrer Blühzeit eher spätfrostgefährdet ist als die anderen Hauptbaumarten, da sie im Schnitt vier bis fünf Wochen früher blüht. Teilfruktifikationen (Sprengmasten) bringen nur regional bei höherer Beimischung erwünschte Mengen.

Edellaubbaumarten

Die Edellaubholzbaumarten **Ahorn** und **Esche** sind sub- bis mittelmontan in ihrem Verbreitungsgebiet alle zwei bis drei Jahre beerntbar, wenn auch auf einen genügenden Bestandesanteil (keine Solitär-bäume) sowie die „Mehrhäusigkeit“ der Esche geachtet wird.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass aufgrund der standörtlichen und klimatischen Gegebenheiten alle Baumarten mit zunehmender Seehöhe längere Reproduktionsintervalle aufweisen und die Samenqualität abnimmt, da die Verfügbarkeit ausreichender Bestäubungspartner entscheidend ist.

Ausreichende Samenproduktion und damit auch Naturverjüngung hat überdurchschnittliche Blüte- und Bestäubungsintensität als Voraussetzung.

5. Forschungsbedarf

Die in den Tieflagen betriebenen Pollenstationen, mit der zusätzlichen Möglichkeit auch Daten des Polleninformationsdienstes miteinzubeziehen, scheinen bis auf die Region Weinviertel ausreichend. Hochlagenstandorte (hochmontan bis subalpin) sind aufgrund der schlechteren und zeitaufwendigeren Erreichbarkeit sowie der geringen Personalkapazität bis jetzt nicht im Bereich des wünschenswerten und notwendigen Ausmaßes vertreten.

Beiträge zur Erforschung der Schutzwaldproblematik (Naturverjüngung) durch Untersuchungen der potenziellen Samenproduktion in verschiedenen Gebieten mit unterschiedlichen Baumarten liegen im Bereich theoretischer Möglichkeiten. Umfangreiche Aussagekraft, auch Auswirkungen der Klimaverschiebung betreffend, würde die Anlage mehrerer Höhenprofilsstationen in besonders gefährdeten Regionen liefern.

6. Literatur

- BORTENSCHLAGER, S. (1968): *Pollenanalyse des Gletschereises. Grundlegende Fragen zur Pollenanalyse überhaupt*. Ber. dtsh. bot. Ges. 81, 491-497.
- BURSCHER, P. (1966): *Untersuchungen in Buchenmastjahren*. Forstwiss. Centralblatt, 7/8, 204-219.
- DENGLER, A. & SCAMONI, A. (1944): *Über den Pollenflug der Waldbäume*. Zeitschr. f. d. ges. Forstwesen. 76/70, 136-155
- DENGLER, A. (1955): *Über den Pollenflug und seine Ausfilterung innerhalb von Waldbeständen*. Z. Forstgenetik u. Forstpflanzenzücht. 4, 110-113.
- LITSCHAUER, R. (1996): *Blüte und Fruktifikation der Waldbaumarten am Schulterberg - erste Ergebnisse*. FBVA-Berichte 94, 145-153.
- LITSCHAUER, R. (2000): *Forecasting forest treefruit production by preceding pollen production*. Abstracts, Second European Symposium on Aerobiology, Vienna, 5.-9. Sept. (Hals-Nasen-Ohren Abtlg. Des Allgemeinen Krankenhauses), 69.
- LITSCHAUER, R. (2001): *Blüh- und Fruktifikationsverhalten der Waldbäume*. FBVA-Berichte 123, 45-66.
- ROHMEDER, E. (1972): *Die Samen der Waldbäume*. In: DENGLER, A. & RÖHRIG, E.: *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. 2. Band, 5. Auflage, Hamburg/Berlin, Parey, 280 S., 90.
- VANSELOW, K. (1949): *Theorie und Praxis der natürlichen Verjüngung im Wirtschaftswald*. Radebeul / Berlin, Neumann, 367 S, 18-28.

Danksagung

Herrn Prof. Dr. S. Bortenschlager und Frau Dr. I. Bortenschlager (Institut f. Botanik / Universität Innsbruck) für die Überlassung von Pollendaten der European Aerobiological Network - Stationen: Galtür, Obergurgl, Reutte, Zams, Innsbruck, Wörgl und Lienz (Bortenschlager, 1968).

Herrn Prof. Dr. S. Jäger (Hals-Nasen-Ohren Abtlg. Des Allgemeinen Krankenhauses), Administrator von EAN, für die laufende gute Zusammenarbeit und Unterstützung.

Herrn Dipl.-Ing. W. Ruhm und Ing. Hannes Schönauer (beide Institut für Waldbau des BFW) für die Überlassung der Samendaten vom Zöbelboden.

Verfasser: Dipl.-Ing. Rudolf Litschauer
Bundesamt und Forschungszentrum für Wald
Institut für Waldbau
Hauptstraße 7
A-1140 Wien
Tel.: +43/1/87838-2221
Fax.: +43/1/87838-2250
Email: rudolf.litschauer@bfw.gv.at

Verjüngungsökologische Untersuchungen im Oststeirischen Bergland

M. ENGLISCH¹, W. RUHM² & K. GARTNER¹

¹Institut für Forstökologie, ²Institut für Waldbau, Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Wien

Kurzfassung. Auf vier Untersuchungsflächen im montanen Bereich des Hochwechsels (Steiermark) wurden zwischen 1991 und 1999 verjüngungsökologische Untersuchungen an Fichte, welche Standorts- und Vegetationsaufnahmen, Humusdiagnose, Bodentemperatur- und Bodenfeuchtemessungen sowie Messungen zur Samenproduktion und Keimfähigkeit umfassten, durchgeführt. Innerhalb der intensiv bewirtschafteten Bestände wurde eine erhebliche, die Keimung und das Wachstum von Fichtensämlingen stark differenzierende kleinstandörtliche Variabilität festgestellt. Die Keimbetteigenschaften werden stark von dominierenden Arten der Bodenvegetation, wie *Avenella flexuosa* und *Calamagrostis villosa*, geprägt. Waldbauliche Techniken, wie Vorauflichtung, verändern die Keimbetteigenschaften zwar kurzfristig positiv, insgesamt stellt jedoch die Konkurrenz durch die dominierenden Grasarten die Arbeit mit Fichten-Naturverjüngung im Untersuchungsgebiet in Frage.

Schlüsselworte: Fichte, Naturverjüngung, Keimbetteigenschaften, Variabilität

Abstract. [Ecological studies on natural regeneration in the East-Styrian highland.] On four montane plots at Hochwechsel (Styria, Austria) ecological studies on natural regeneration of Norway spruce were carried out between 1991 and 1999. They comprised site and vegetation assessments, humus diagnosis, measurements of soil temperature and soil moisture as well as measurements of seed production and germination capacity. Within the intensively managed stands a considerable micro-site variability was found, which affects germination and growth of seedlings strongly. The germination bed is mainly affected by the competition of dominating grass species, primarily *Avenella flexuosa* and *Calamagrostis villosa*. Silvicultural techniques, like pre-thinning have positive effects only for a short time. Competition of dominant grass species does not suggest promising results with natural regeneration.

Keywords : Norway spruce, natural regeneration, characteristics of germination bed, variability

1. Einleitung und Fragestellung

Unter naturnahem Waldbau kann - etwa mit MAYER (1980) „die rationelle Steuerung der natürlichen Entwicklungsvorgänge mit dem denkbar geringsten waldbaulichen Aufwand“ und die „Ausnützung der natürlichen Produktionsautomatisierung“ verstanden werden. Ein wesentlicher Punkt dabei ist die Ausnützung von Möglichkeiten für die Naturverjüngung, welche Vorteile, wie etwa Kulturkostensparnis und Erhaltung des Standortpotentials bietet, aber auch Nachteile, etwa höhere Pflegekosten und u. U. längere Verjüngungszeiträume. Wesentlich ist für die Arbeit mit Naturverjüngung jedenfalls die Kenntnis des beeinflussenden Faktorenkomplexes zur Steuerung der entscheidenden ansamungs- und wachstumsfördernden und -hemmenden Einflüsse.

In der vorliegenden Arbeit werden die Erfolgsaussichten von Naturverjüngung in homogenen Fichtenaltbeständen des montanen Bereichs des Oststeirischen Berglandes durch Untersuchungen zur Keimbettqualität und der Entwicklung von Fichten-Keimlingen und der Bodenvegetation über einen nunmehr 10-jährigen Beobachtungszeitraum diskutiert.

Dafür wurden Untersuchungen zur kleinräumigen Variabilität von Humusformen in intensiv bewirtschafteten homogenen (Fichten-)Altbeständen am Hochwechsel durchgeführt. Durch die Analyse der Zusammenhänge von Standortmerkmalen, Baum- und Bodenvegetation, morphologisch definierten Humusformen und Nährstoffgehalten der Auflage- und humosen Mineralbodenhorizonte sollten die Keimbetteigenschaften charakterisiert, Mikro-Standorte mit ähnlichen Keimbetteigenschaften klassifi-

ziert und schließlich Veränderungen der Keimbetteigenschaften über die Zeit verfolgt werden.

Weiters wurde untersucht, welchen Einfluss die Keimbetteigenschaften auf die Ansamung von Fichte und die weitere qualitative und quantitative Entwicklung der Fichtensämlingen im Untersuchungszeitraum 1993 bis 1999 hatte.

Die Humushorizonte des Bodens dienen als Lebensraum von Zersettern, als Hauptwurzelhorizont von Baum- und Bodenvegetation; sie sind gleichzeitig Auffangbecken und Quelle von Nährstoffen. Die Humushorizonte als das biologisch aktivste Bodenstratum weisen in ihren Eigenschaften eine hohe räumliche Streuung auf und reagieren kurz- bis mittelfristig auf Umweltveränderungen. Sie sind neben der Bodenvegetation ein wesentlicher Indikator für Änderungen im Ökosystem.

Während für die Bodenvegetation sehr viele Untersuchungen und präzise Vorstellungen über deren zeitlich-räumliche Variabilität bestehen (z. B. MAUBON & ANDRÉ 1996, Übersicht in DIERSCHKE 1994, Kapitel X und XI, S. 361 ff), gibt es für die zeitliche Variabilität von Humusformen einige, jedoch zur Frage der räumlichen Variabilität nur sehr wenige Arbeiten, die darüber hinaus auf urwaldähnliche (KLINKA ET AL. 1990) bzw. auf naturnahe Bestände (BERNIER 1992, 1996; BERNIER & PONGE 1993, ZHANG & LIANG 1995) beschränkt sind. Zur Frage der räumlichen Variabilität von Humusformen in Wirtschaftswäldern existieren nur wenige Arbeiten (MÖLLER 1987, WILKE ET AL. 1993), die sich jedoch auf den Vergleich zwischen Beständen beschränken, und die Variabilität innerhalb eines Bestands nicht berücksichtigen.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Wuchsgebiet 5.3 (Ost- und Mittelsteirisches Bergland) nach KILIAN et al. (1994), in der nördlichen Hälfte des Reviers

Festenburg der Forstverwaltung des Augustiner-Chorherrenstifts Vorau. Das Revier ist zwischen 800 und 1740 m Seehöhe gelegen und umfasst den östlichen Teil der amphitheaterartig angeordneten Südhänge des Hochwechsels.

Im Jahr 1991 wurden vier Untersuchungsflächen (I bis IV) von jeweils zirka einem Hektar Größe eingerichtet; jeweils ca. 0,5 ha wurden im Jahr 1993 gezäunt. Die Lage der Untersuchungsflächen zeigt Abbildung 1. Flächen I, II und IV weisen als Substrat Wechselgneis auf. Dieser ist aufgrund der vorliegenden Gesteinsanalysen (ANGEL 1924, FLÜGEL 1961) als überaus nährstoffarm einzustufen. Auf Fläche III wird Wechselgneis teilweise durch eine Hangschuttdecke aus Quarzit, Schwarzglimmerschiefer und Waldbacher Phyllit (Glimmerschiefer) überlagert. Ausgewählte Standortsmerkmale der Untersuchungsflächen sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Auf den Untersuchungsflächen III und IV sind die Auswirkungen intensiver historischer Waldnutzung nachweisbar. Auf Fläche III deuten zumindest zwei eindeutig feststellbare Holzkohlenhorizonte auf mehrmaliges Schlagbrennen. Der aktuelle Bestand entstand nach einem Waldbrand aus Saatgut von tiefer gelegenen Beständen (REISS, mündl. Mitt.). Auch auf Fläche IV wurde ein Holzkohlenhorizont festgestellt. Die Bestandeszusammensetzung und -struktur sowie die räumliche Nähe zur Vorauer Schwaig legt nahe, dass der Bestand direkt aus dem Zuwachsen einer Alm entstand.

Die Untersuchungsflächen liegen im montanen bis tiefsubalpinen Bereich. Die Grenzen dieser klimatischen Höhenstufen (vgl. JELEM & KILIAN 1975) lassen sich im Bereich der Untersuchungsflächen bei 1200 m Seehöhe (mittelmontan gegen hochmontan) und 1400 m (hochmontan gegen tiefsubalpin) ziehen.

Die dem Untersuchungsgebiet nahe gelegenen Stationen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Birkfeld und St. Jakob, weisen Temperatur-Jahresmittelwerte von 6,4 bzw. 6,5 °C auf. Die Dauer der 5° C -Periode beträgt 201 bzw. 204 Tage, die Dauer der 10°-Periode 142 bzw. 139 Tage.

ZUKRIGL (1973) ermittelte für den Alpenostrand Jahresniederschläge von 800-1200 mm (tiefmontan),

Tab. 1:
Standortsmerkmale der Untersuchungsflächen; Klassifikation der potenziellen Natürlichen Waldgesellschaft nach ZUKRIGL (1973)

	Seehöhe	Bodentyp	Potentielle natürl. Waldgesellschaft	Exposition	Hangneigung [%]
Fläche I	1040 m	pod. BrE	<i>Luzulo-(Abieti) Fagetum festucetosum</i> Zukrigl	NW	65/72
Fläche II	1200 m	pod. BrE	<i>Luzulo-(Abieti) Fagetum festucetosum</i> Zukrigl	W	35/60
Fläche III	1330 m	pod. BrE/SemiP	<i>Luzulo-Abietetum typicum</i>	W	23/44
Fläche IV	1420 m	SemiP/pods. BrE	<i>Homogyne-Piceetum luzuletosum sylvaticae</i>	SW	5/18

900-1400 mm (hochmontan) und 1000-1600 mm (subalpin).

Temperatur und Niederschlag auf den Untersuchungsflächen in der Vegetationszeit sind den Tabellen 2 und 3 zu entnehmen.

Tabelle 4 gibt einen Überblick über die ertragskundlichen Merkmale des Bestandes auf Untersuchungsfläche III. Der Bestand wurde gewählt, da er für die Struktur der Bestände in dieser Höhenlage als repräsentativ erachtet wurde. Dieser ehemals große, gleichförmige Bestandeskomplex (künstlich entstanden nach Brandkatastrophe) wurde in den letzten Jahrzehnten durch Gliederungshiebe in 1 bis 2 ha große Altbestandesreste unterteilt. 1990 wurde in dem bis dahin sehr dicht gehaltenem Bestand ein starker Eingriff auf ganzer Fläche durchgeführt und gleichmäßig aufgelichtet. Eine Vorstellung von den Überschirmungsverhältnissen vermittelt die Kronenkarte (Abbildung 2). Bei einer Überschirmung von nur 39 % beträgt die Stammzahlhaltung immer noch 602 Stämme.ha⁻¹. Die relativ geringen Unterschiede zwischen den Mittelwerten von BHD und Höhe zu den Werten des Oberhöhenstammes zeigen die Gleichförmigkeit des Bestandes. Die geringe Oberhöhe von 23 m zeigt das eingeschränkte Leistungs-

vermögen der Fichte auf dem Standort an. Die günstigen H/D-Werte weisen auf eine ausreichende Stabilität hin.

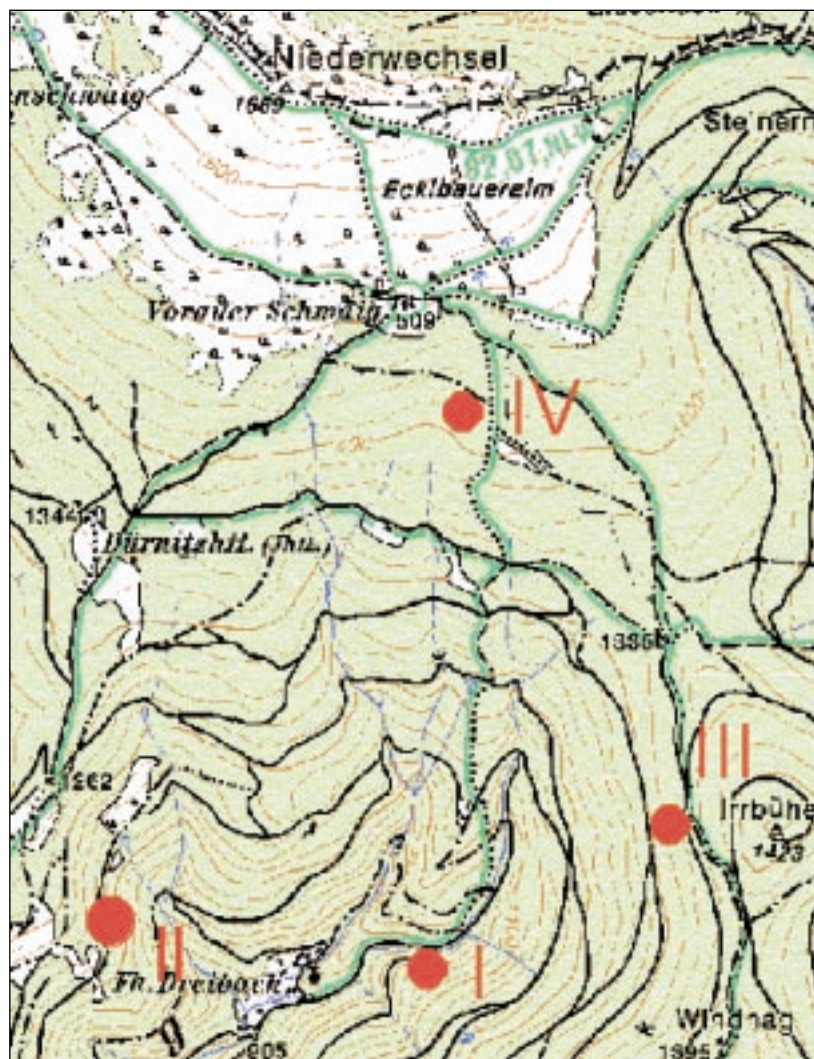


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen (Kartenmaßstab 1:50.000)

Tab. 2:

Mittelwerte, Minima und Maxima der Tagesmittel der Lufttemperatur in den Monaten April bis September 1995 auf den Untersuchungsflächen

Monat	Fläche I			Fläche III			Fläche IV		
	$\bar{x}$	min.	max.	$\bar{x}$	min.	max.	$\bar{x}$	min.	max.
IV*	8,31	1,92	20,32	7,14	1,02	19,61	5,59	-0,18	14,43
V	9,81	-0,85	23,64	8,18	-1,94	21,57	7,52	-2,99	19,96
VI	12,39	-0,59	26,07	11,12	-0,76	24,70	10,30	-3,40	23,14
VII	14,17	4,92	25,04	12,64	1,72	23,87	11,84	0,65	23,54
VIII	13,31	2,59	26,44	12,37	1,69	25,71	11,84	1,20	24,18
IX	9,43	1,07	22,70	8,53	-0,12	22,31	8,83	-1,01	22,25

Tab. 3:

Monatssummen, Tagesminima und -maxima der Niederschläge in den Monaten April bis September 1995 auf den Untersuchungsflächen

Monat	Fläche I			Fläche III			Fläche IV		
	Σ	min.	max.	Σ	min.	max.	Σ	min.	max.
IV*	-	0	18,5	-	0	17,58	-	-	5,5
V	122,62	0	35,7	97,04*	0	24,62	121,56	0	38,4
VI	157,91	0	51,6	168,22	0	63,04	169,37	0	76,7
VII	132,77	0	118,2	150,46	0	16,62	149,05	0	96,6
VIII	131,47	0	60,5	112,52*	0	29,81	107,45	0	48,8
IX	120,91	0	46,0	89,69*	0	37,19	82,39*	0	43,3

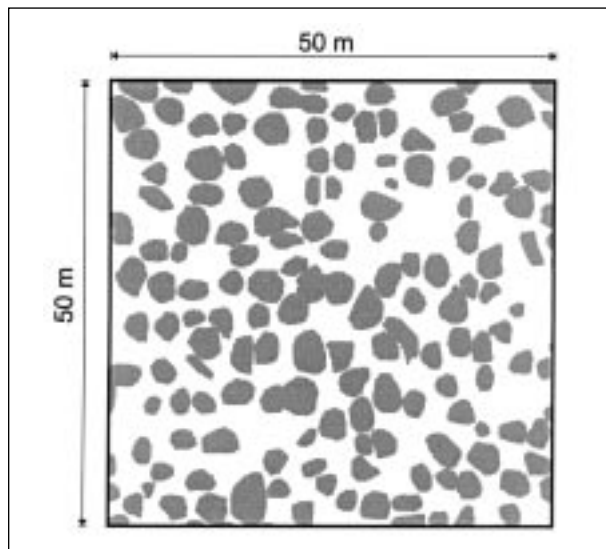
*Unterbrechung der Messperiode, Monatswerte hochgerechnet

Tab. 4:

Ertragskundliche Kennzahlen des Altbestandes, Untersuchungsfläche III (Stand 1992)

Alter (Jahre)	100
Ertragsklasse (Fichte, Bruck)	4,8
Stammzahl /ha	602 (100 % Fi)
Durchmesser (cm)	
Mittlerer BHD	30,0
Durchmesser des Oberhöhenstammes (d_{100})	39,2
d_{min}	19,5
d_{max}	45,8
Höhe (m)	
Mittlere Höhe	20,8
h_{100}	23,0
Mittlerer H/D-Wert	70,5
Mittlerer Kronenansatz (m)	14,4
Mittlere relative Kronenlänge (%)	30,6
Grundfläche / ha (m^2)	43,7
Vorrat / ha (V_{fm_D})	418,9

Abb. 2: Kronenprojektion, Fläche III



2.2 Methoden

Zur Charakterisierung der Keimbetteigenschaften wurden im Gelände auf den Untersuchungsflächen I, III und IV 100 Kleinflächen im Ausmaß von 10 x 10 m eingerichtet. Im Zentrum jeder Kleinfläche wurden Merkmale des Kleinstandortes aufgenommen, eine detaillierte Humusdiagnostik durchgeführt und eine Vegetationsaufnahme erstellt.

Zur standörtlichen Charakterisierung der Kleinstandorte wurden die Merkmale Bestandaufbau (dominierende Baumart in einer Kleinfläche), Relief, Exposition (8-teilige Windrose), Neigung [%], sowie jene standörtliche Besonderheiten aufgenommen, die Einfluss auf die Keimbettqualität haben (Stock, Felsen u.a.m.).

Die Humusdiagnostik wurde in enger Anlehnung an KLINKA ET AL. (1981) vorgenommen. Dabei wurden folgende Merkmale aufgenommen: Horizontierung, Deutlichkeit und Form der Horizontabgrenzung, aktuelle Durchfeuchtung der Humushorizonte, Farbe nach Munsell, Konsistenz der Humushorizonte, Humusart, Struktur der Humushorizonte, Durchwurzelung (Durchwurzelungsdichte, Wurzeldurchmesser, Haupt-Wurzelrichtung, Wurzelart [Baum-, Strauch- oder Pflanzenwurzel], nicht-humusbildende Materialien (Art, Anordnung im Humusprofil, Größe, Volumensanteil an den humosen Horizonten), Bodenfauna (Artenklassen [wie Collembolen, Lumbriciden etc.], Größe, Häufigkeit des Auftretens und indirekte Beobachtungen (Häufigkeit und Verteilung des Kots), Auftreten von Mycel nach Häufigkeit und Verteilung im Humusprofil.

Auf jeder der 100 Kleinflächen der Untersuchungsflächen I, III und IV wurde ein Humusprofil horizontweise und volumsgerecht beprobt. Die luftgetrockneten Proben wurden auf 2 mm fraktioniert, Grob- und Feinfraktion auf ein Gramm genau

ausgewogen. Für die Bestimmungen von organischem Kohlenstoff, und Gesamt-Stickstoff wurden die Proben zusätzlich feinvermahlen.

Für alle Proben wurden der pH-Wert in CaCl_2 nach ÖNORM L 1083, der Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) durch Verbrennung der Proben im O_2 -Strom und nachfolgender IR-Detektion des gebildeten CO_2 nach ÖNORM L 1080, und der Gesamt-Stickstoff-Gehalt (N_{tot}) nach Kjeldahl (ÖNORM L 1082) bestimmt. Zusätzlich wurden Feucht- und Trockengewicht sowie die Trockenraumdichte gemessen bzw. errechnet.

Auf jeder der Kleinflächen wurde eine Vegetationsaufnahme (50 x 50 cm Flächengröße) nahe der beschriebenen und beprobten Humusprofile durchgeführt, wobei die Deckungswerte (%) der einzelnen Spezies geschätzt wurden.

Unter Verwendung des Datenmaterials von Standorts- und Humusprofilbeschreibungen, Vegetationsanalysen und chemischen Analysen wurden Kleinstandorte mit ähnlichen Keimbetteigenschaften klassifiziert.

Zum Monitoring von quantitativen und qualitativen Merkmalen der Fichten-Naturverjüngung wurden im Frühjahr 1993 im gezäunten Teil von Untersuchungsfläche III 36 regelmäßig verteilte Aufnahmepunkte eingerichtet. Pro Punkt wurden sternförmig, im Abstand von einem Meter vom vermarkten Punkt, vier 0,25 m² große Beobachtungsquadrate mit Metallstäben fest markiert.

Auf diesen 144 Flächen wurden sämtliche Naturverjüngungspflanzen mit Plastikstäben markiert und deren Position, Baumart und Alter aufgenommen. Diese Aufnahmen wurden bisher sechs mal (September 1993, Mai 1994, September 1994, Mai 1995, September 1995, September 1999) durchgeführt.

Weiters wurden auf diesen Flächen Gesamtbedeckungsgrad der Vegetation [%] sowie die Flächendeckung durch die dominierenden Spezies der Bodenvegetation *Luzula sylvatica*, *Calamagrostis arundinacea*, *Festuca altissima* und *Avenella flexuosa* (in 10 %-Stufen) geschätzt. Bei der Aufnahme von *Avenella flexuosa* wurde zusätzlich der Entwicklungszyklus vereinfacht (flächiger Teppich, einzelne Polster) aufgenommen. Vergleichbare Flächen (Gesamtbedeckungsgrad, dominierende Arten) wurden zu insgesamt 5 Typen zusammengefasst.

Die Flächendeckung weiterer auftretender Gefäßpflanzen (getrennt in „Sonstige Gräser“ und Kräuter, worunter alle anderen Pflanzen verstanden werden, die nicht der Familie der Gräser zuzuordnen sind) und Moose wurden ebenfalls in 10 %-Stufen

geschätzt. Die Naturverjüngung, die zum Zeitpunkt der Aufnahme im Keimlings- bzw. Sämlingsstadium vorhanden war, wurde bei diesem Anspracheverfahren vernachlässigt. Ältere Naturverjüngungspflanzen oder Sträucher waren im Untersuchungsbestand nicht vorhanden.

Diese Aufnahmen wurden bisher zwei mal (September 1993, September 1995) durchgeführt.

Sämtliche Flächenschätzungen wurden mit Hilfe eines Zählrahmens mit einer Flächengröße von 0,25 m² durchgeführt.

1992 wurden im Bestand 13 Samen-Auffangbehälter regelmäßig über die Fläche verteilt und ab Spätherbst 1992 periodisch besammelt. Zur Verwendung kamen 0,22 m² große, trogförmige Plastikbehälter, die mit einem Drahtgitter bedeckt wurden. Die Samen wurden in einem GazeNetz zurückgehalten. Die Keimfähigkeit sämtlicher Fichtensamen wurde auf einem Jakobsen-Keimtisch, getrennt nach Sammeltermin und Auffangbehälter, ermittelt.

Ab 1995 wurden auf den Untersuchungsflächen I, III und IV klimatische Parameter (Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Niederschlag, Windrichtung, Windgeschwindigkeit) mit Klimastationen der Fa. Davis dauerregistrierend gemessen.

Im Jahr 2000 wurden auf Fläche III je 12 dauerregistrierende Bodentemperatur- und Bodenfeuchtesensoren der Fa. Campbell in Einbautiefen zwischen 7 und 10 cm, d. i. in H-, A- Horizonten, auf unterschiedlichen Kleinstandorten eingebracht.

Sämtliche Messungen aus dauerregistrierenden Geräten wurden als Stunden-Mittelwerte abgespeichert.

3. Ergebnisse

3.1 Merkmale des Keimbetts

3.1.1 Verteilung der Humusformen auf den Untersuchungsflächen

Die Verteilung der Humusformen (Abbildung 3) nach FINK (1969) zeigt ein vorerst wenig überraschendes Bild: Mit zunehmender Seehöhe wandert der Schwerpunkt der Verteilung von Moder (Fläche I) hin zu Rohhumus (Fläche IV). Selbst auf Fläche I sind Mullhumusbildungen selten und treten nur im unteren Hangbereich - vermutlich akkumulationsbegünstigt - auf. Während Moder mit einer Häufigkeit von 65 % auf dieser Fläche überwiegt, sind Rohhu-

musbildungen auf ungünstige Flächenteile (Mulden, Frattenbereich, kleinflächige Blockfluren) beschränkt. Auf Fläche III tritt Moder mit 35 % Häufigkeit bereits hinter rohhumusartige Humusbildungen zurück. Dies kann mit der Nähe zum Wechsel-Hauptkamm, mehrmaligem Schlagbrennen, dem Totalersatz des Tannenanteils bei gänzlichem Fehlen von Laubholz sowie dem Verbleib großer Mengen Schlagabraums im Bestand erklärt werden.

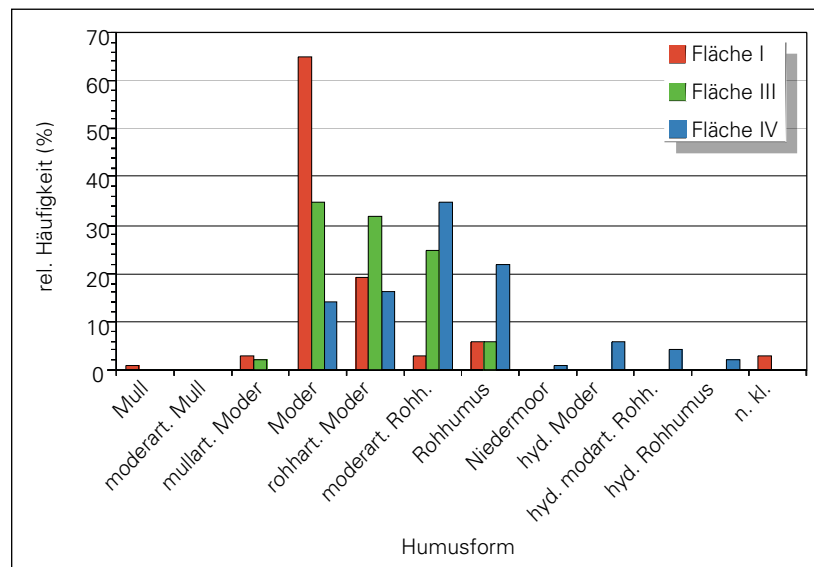


Abb. 3:

Häufigkeitsverteilung der Humusformen (Fink 1969) auf den Untersuchungsflächen I, III und IV

Auf Fläche IV tritt, verursacht durch einen oberflächennahen Hangwasserzug im unteren Teil der Fläche, eine größere Anzahl hydromorpher Humusformen auf. Der Grund für das Überwiegen von Rohhumusbildungen ist in der Höhenlage des Bestandes und der Nähe zur aktuellen Waldgrenze zu suchen.

Trotz der standörtlichen Homogenität der Untersuchungsflächen und - abgesehen von Fläche I mit einem mäßigem Anteil an Buche, Bergahorn und Tanne – einer monotonen Bestandeszusammensetzung führt die kleinstflächige Standortvariabilität zur Ausbildung 5-7 unterschiedlicher Humusformen innerhalb der Flächen.

3.1.2 Klassifizierung und Eigenschaften von Mikro-Standorten auf der Untersuchungsfläche III

Zur Klassifizierung von Mikro-Standorten auf der Untersuchungsfläche III wurden die Merkmale des Kleinreliefs, das Auftreten von Holzkohle in H-

und/oder A-Horizonten, die Horizontmächtigkeit, der Begrünungsgrad, dominierende Pflanzenarten und deren Wuchsformen sowie standörtliche Besonderheiten herangezogen. Aufgrund des unterschiedlichen Begrünungsgrades und der Dominanz von Gräsern standen bei der Klassifikation der Einheiten der Begrünungsgrad, die dominierende Spezies und deren Wuchsform im Vordergrund. Details zum Klassifikationsvorgang finden sich bei

ENGLISCH (1997) und KARRER & ENGLISCH (1998).

Verschiedene Etablierungs- und Entwicklungsphasen von *Avenella flexuosa* und *Calamagrostis arundinacea* steuern in unterschiedlicher Intensität die Keimbettqualität von 5 der 8 klassifizierten Mikro-Standorte. Die rasche Ausbreitung - besonders von *Avenella flexuosa* - führt dazu, dass Einheiten mit hohen Deckungsgraden solchen mit sehr geringen gegenübergestellt wurden.

Als Sonderstandort mit einer vor allem durch die Baumnähe beeinflussten Humusentwicklung wurde „Stammbereich“ ausgeschieden, ebenso wie Muldenbereiche, die teilweise mit Schlagabraum verfüllt, und deren Auflagehorizonte von hohen Anteilen

verrottenden Holzes geprägt sind („Mulde/ Fratte“). Standorte mit geringem Deckungsgrad der Bodenvegetation auf allen Kleinreliefformen wurden zum Mikrostandort Nudum gefasst. Von diesen Standorten wurden aufgrund der weiten C/N-Verhältnisse und hohen C_{org} -Gehalte diejenigen Profile abgetrennt, die einen Holzkohlenanteil von mehr als 30 Volumsprozenten in H- und/oder A-Horizonten aufweisen (Nudum-Holzkohle). Die restlichen Standorte wurden durch die dominierenden Spezies und deren Entwicklungsphasen gegliedert (*Calamagrostis*, *Avenella flexuosa*-Gruppen). Die weitere Gliederung erfolgte durch die Ausscheidung von Entwicklungsphasen von *Avenella flexuosa*. So wurde die Entwicklungsphase, die sich in lockeren, die Oberfläche deckenden Rasen manifestiert (*Avenella*-Etablierungsphase) von dichten *Avenella*-Matten, deren abgestorbene Organe teilweise horizontbildend sind (*Avenella*-Endphase), und dichten Rasen, in denen zahlreiche Inklusoren das Überwiegen der generativen Vermehrung anzeigen (*Avenella*-

Tab. 5:

Mittelwerte und Standardabweichung der C/N-Verhältnisse, der C_{org} - und N_{tot} -Gehalte [$mg \cdot g^{-1}$], C_{org} - und N_{tot} -Vorräte und der Auflagemassen [$g \cdot m^{-2}$] von F-, H- und A-Horizonten der Mikro-Standorte auf Fläche III

Einheit			$mg \cdot g^{-1}$		$g \cdot m^{-2}$		$g \cdot m^{-2}$	
Mikro-Sto.	C/N-Verh.	pH-Wert	C_{org}	N_{tot}	C_{org}	N_{tot}	Hor.-mas.	n
F-Horizonte								
Avenella-Etab.	25,80	3,22	498,62	19,32	644,34	25,11	1320	6
	1,33	0,06	36,57	0,83	483,68	19,31	1070	
Avenella-Expl.	24,72	3,55	508,74	20,59	429,06	17,38	840	7
	0,32	0,09	5,55	0,49	192,16	7,90	370	
Mulde/Fratte	25,47	3,28	483,79	18,97	559,87	21,97	1150	9
	0,76	0,12	72,74	2,66	192,70	7,51	320	
Avenella-End.	25,12	3,27	476,65	18,97	592,09	23,40	1240	10
	0,74	0,08	59,05	2,32	630,08	24,65	1380	
Calamagrostis	19,65	3,28	383,18	19,50	624,85	31,97	1640	4
	1,67	0,11	34,26	0,08	3,89	2,57	140	
Nudum Holzk.	26,60	3,29	508,71	19,20	639,37	24,25	1250	13
	2,10	0,11	15,14	1,15	385,58	14,54	730	
Nudum	26,04	3,24	448,58	17,27	492,92	19,07	1120	16
	1,37	0,17	47,98	2,07	275,13	10,69	690	
Stammbereich	27,78	3,19	471,54	17,15	562,01	20,53	1190	4
	3,50	0,12	53,25	2,60	121,89	5,75	200	
H-Horizonte								
Avenella-Etab.	22,85	3,02	334,17	14,23	1421,58	63,78	5080	6
	3,13	0,11	128,99	3,78	387,88	21,33	2890	
Avenella-Expl.	19,80	3,20	228,26	11,50	565,79	28,64	2520	7
	0,51	0,33	37,21	1,66	208,36	10,78	1030	
Mulde/Fratte	27,64	2,97	425,91	15,47	2577,77	99,63	6470	9
	5,75	0,07	94,83	2,49	2178,34	91,32	5540	
Avenella-End.	29,06	3,07	460,33	15,80	1562,33	56,58	3450	10
	5,50	0,09	44,16	2,33	657,18	28,00	1450	
Calamagrostis	20,61	3,09	228,19	11,08	1302,97	64,71	5890	4
	0,73	0,17	33,23	1,56	1135,52	58,77	5670	
Nudum Holzk.	25,52	3,07	391,25	15,31	1479,51	62,17	4250	13
	4,97	0,17	101,47	2,81	832,02	40,00	3150	
Nudum	22,88	2,97	317,55	13,78	1948,38	86,41	6480	16
	2,46	0,10	86,07	3,07	2017,61	86,71	6003	
Stammbereich	28,62	3,04	387,77	13,38	958,06	31,61	2320	4
	6,02	0,02	111,99	1,10	580,54	12,69	740	
A-Horizonte								
Avenella-Etab.	21,26	3,04	189,35	8,72	-	-	-	6
	4,77	0,07	80,98	2,56	-	-	-	
Avenella-Expl.	18,96	3,10	124,42	6,60	-	-	-	7
	2,13	0,09	27,74	1,52	-	-	-	
Mulde/Fratte	22,79	3,00	205,69	8,75	-	-	-	9
	5,13	0,11	95,23	2,66	-	-	-	
Avenella-End.	23,98	3,03	239,99	10,02	-	-	-	10
	8,02	0,13	99,24	2,47	-	-	-	
Calamagrostis	18,86	3,14	106,24	5,73	-	-	-	4
	1,95	0,12	21,36	1,44	-	-	-	
Nudum Holzk.	25,91	3,03	273,12	10,38	-	-	-	13
	4,62	0,25	126,94	3,97	-	-	-	
Nudum	21,28	3,05	175,13	8,12	-	-	-	16
	2,87	0,14	87,85	3,48	-	-	-	
Stammbereich	20,89	3,08	141,94	6,77	-	-	-	4
	2,57	0,09	45,94	1,80	-	-	-	

Explorationsphase) getrennt. Tabelle 6 bietet einen Überblick, welche Mikro-Standorte sich bezüglich ausgewählter chemischer Merkmale (C/N-Verhältnisse der in den F-, H- und A-Horizonten), Auflagemasse (F- und H-Horizonte) und Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte (F- und H-Horizonte) auf Basis eines 2-seitigen Wilcoxon-Rangtests statistisch signifikant unterscheiden.

3.1.2.1 pH-Werte, Kohlenstoffgehalte

Die pH-Werte der verschiedenen Mikro-Standorte liegen in einem sehr engen Bereich (Tabelle 5). Die relativ höchsten Mittelwerte über alle Horizonte weist der Standort *Avenella*-Explorationsphase auf.

Innerhalb der F-Horizonte weisen die Standorte mit hoher Deckung von *Avenella flexuosa* (*Avenella*-Explorationsphase, *Avenella*-Endphase und *Avenella*-Etablierungsphase) neben dem Standort Nudum Holzkohle die höchsten Kohlenstoffgehalte auf. Im H-Horizont weisen von diesen Standorten nur noch Nudum Holzkohle aufgrund des hohen Kohlenstoffanteils von Holzkohle sowie *Avenella*-Endphase, bedingt durch den hohen Anteils verrottenden Wurzel- und Blattmaterials, hohe Kohlenstoffgehalte auf. Die Gehalte der beiden anderen Standorte sind nur gering bis durchschnittlich. Die Kohlenstoffgehalte der A-Horizonte liegen mit Ausnahme der Gruppen *Avenella*-Explorationsphase, *Calamagrostis* und Stammbereich knapp (Nudum, *Avenella*-Etablierungsphase) oder deutlich (Nudum Holzkohle, Mulde/Fratte, *Avenella*-Endphase) über dem formalen Trennwert zwischen H- und A-Horizonten von $175 \text{ mg.g}^{-1} \text{ C}_{\text{Org}}$. Diese Werte sind durch Holzkohlebänder als Folge mehrmaligen Schlagbrennens bzw. durch Lagen oder Linsen organischen Materials innerhalb der A-Horizonte bedingt. Die Einmischung organischen Materials kann durch Hinweise auf Bodenbearbeitung (Haubergwirtschaft) sowie die weitgehende Umsetzung verkohlten Materials erklärt werden.

3.1.2.2 Stickstoffgehalte

Die Stickstoffgehalte variieren innerhalb der Einzelhorizonte nur wenig ($<4 \text{ mg.g}^{-1}$). Sehr ähnlich verhalten sich die Stickstoffgehalte der Standorte *Calamagrostis*- und *Avenella*-Explorationsphase, welche die höchsten Mittelwerte in den F-Horizonten, aber die geringsten in den H- und A-Horizonten aufweisen. Ihnen gegenüber steht eine Gruppe von Standorten, die in allen Horizonten hohe Stickstoffgehalte aufweisen (Mulde/Fratte, Nudum Holzkohle, *Avenella*-Endphase).

Tab. 6:

Ergebnisse eines 2-seitigen Wilcoxon Rangtests für die C/N-Verhältnisse der Mikro-Standorte in den F-, H- und A-Horizonten sowie der Auflagemasse (F- und H-Horizonte) und der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte (F- und H-Horizonte); Legende: *s*-signifikant auf $<5\%$ -Niveau, *s*-signifikant auf 10% -Niveau, nicht signifikant. AEx-Avenella-Explorationsphase, AEnd-Avenella-Endphase, M/F-Mulde/Fratte, AETab-Avenella-Etablierungsphase, CA-*Calamagrostis*, NK-Nudum-Holzkohle, NUD-Nudum, ST-Stammbereich

	AETab	AEx	M/F	AEnd	CA	NK	NUD	ST
C/N-Verhältnis, F-Horizonte								
AETab	-							
AEx	n	-						
M/F	n	s	-					
AEnd	n	s	n	-				
CA	s	s	s	s	-			
NK	s	s	s	s	s	-		
NUD	n	s	s	s	s	n	-	
ST	n	n	n	n	n	n	n	-
C/N-Verhältnis, H-Horizonte								
AETab	-							
AEx	n	-						
M/F	s	s	-					
AEnd	s	s	s	-				
CA	n	n	s	s	-			
NK	s	s	n	n	s	-		
NUD	n	n	s	s	s	s	-	
ST	s	s	n	n	s	n	n	-
C/N-Verhältnis, A-Horizonte								
AETab	-							
AEx	n	-						
M/F	n	s	-					
AEnd	n	n	n	-				
CA	n	n	n	n	-			
NK	s	s	s	n	s	-		
NUD	n	n	n	n	s	s	-	
ST	n	n	n	n	n	s	n	-
Massen der F- und H-Horizonte								
AETab	-							
AEx	s	-						
M/F	n	s	-					
AEnd	n	s	s	-				
CA	n	n	s	n	-			
NK	s	s	s	s	s	-		
NUD	s	s	s	s	s	s	-	
ST	n	s	s	n	s	s	s	-
Kohlenstoffvorräte, F- und H-Horizonte								
AETab	-							
AEx	s	-						
M/F	s	s	-					
AEnd	n	s	s	-				
CA	n	s	s	n	-			
NK	s	s	s	s	s	-		
NUD	s	s	s	s	s	s	-	
ST	n	s	s	n	s	s	s	-
Stickstoffvorräte, F- und H-Horizonte								
AETab	-							
AEx	s	-						
M/F	s	s	-					
AEnd	n	s	s	-				
CA	n	s	s	n	-			
NK	s	s	s	s	n	-		
NUD	s	s	s	s	s	s	-	
ST	n	s	s	n	s	n	s	-

Tab. 7:

Deckungsprozente dominierender Spezies und Gesamtdeckung der krautigen Pflanzen auf den Mikro-Standorten von Untersuchungsfläche III; Mittelwerte und Standardabweichungen. (*Calama arun*-*Calamagrostis arundinacea*, *Avenella flex*-*Avenella flexuosa*, *Luzua luz'oi*- *Luzula luzuloides*, *Luzula sylv*- *Luzula sylvatica*)

	AEtab	AEx	M/F	AEnd	CA	NK	NUD	ST
Calama arun	1,67	5,00	0,00	1,15	32,50	4,29	0,14	0,00
	3,54	18,71	0,00	3,00	42,09	16,04	0,65	0,00
Avenella flex	50,11	54,68	0,88	57,62	48,13	2,19	0,19	14,86
	35,88	43,16	1,93	47,04	41,31	8,01	0,66	37,56
Luzula luz'oi	2,00	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00
	4,97	0,00	0,86	0,00	0,00	0,00	0,66	0,00
Luzula sylv	0,00	0,00	0,00	0,38	6,25	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,00	1,39	17,68	0,00	0,00	0,00
Oxalis acetosella	2,56	0,00	0,00	0,00	0,19	0,14	0,00	0,00
	4,03	0,00	0,00	0,00	0,37	0,36	0,00	0,00
Deckungsprozente	56,50	60,04	1,33	59,23	87,13	6,72	0,52	14,86
	38,02	43,18	2,02	48,48	46,14	24,26	1,25	37,56

3.1.2.3 Bodenvegetation

Das rasche Fortschreiten der Vergrasung auf Fläche III wird durch das Auftreten von Standorten mit hohen bzw. sehr geringen Deckungsgraden bei gleichzeitigem Fehlen von Standorten mittlerer Deckung deutlich gemacht. Die dominierenden Spezies treten auf allen (*Avenella flexuosa*) bzw. auf der überwiegenden Anzahl (*Calamagrostis arundinacea*) von Mikro-Standorten auf. Alle anderen Arten weisen nur geringe mittlere Deckungsprozente (< 7) auf, und erreichen nur auf jeweils einem Standort Deckungen über 1 %. Zum Zeitpunkt der Aufnahme war *Avenella flexuosa* konkurrenzstärker als *Calamagrostis arundinacea* einzustufen: Nur auf zwei Standorten (*Calamagrostis*, Nudum Holzkohle) konnte *Calamagrostis* annähernd die Deckung von *Avenella flexuosa* erreichen. Sogar auf Standorten mit kräftig ausgebildeten *Calamagrostis*-Horsten unterwächst *Avenella flexuosa* diese Horste.

3.1.2.4 C/N-Verhältnis

Die überwiegend gehemmte Umsetzung der organischen Substanz wird durch eine nur geringfügige Verengung des C/N-Wertbereichs von den Auflage- zu den Mineralbodenhorizonten hin dokumentiert. Mit Ausnahme des Standorts *Calamagrostis* liegen die Mittelwerte der C/N-Verhältnisse im F-Horizont in einem engen Bereich zwischen 24,7 und 27,8. Der Wilcoxon-Test (Tabelle 6) trennt diese Gruppe von der Mehrzahl aller anderen.

Innerhalb der H-Horizonte zeichnen sich drei Gruppen von Mikro-Standortseinheiten ab: Zu der

Gruppe mit den weitesten C/N-Verhältnissen zählen Mulde/Fratte, Stammbereich, Nudum-Holzkohle und *Avenella*-Endphase. Diese Standorte können jeweils signifikant von der Mehrzahl aller anderen Gruppen, jedoch nicht voneinander differenziert werden. Deutlich geringere Werte als die erste Gruppe weisen die Standorte Nudum und *Avenella*-Etablierungsphase auf, während die Standorte *Calamagrostis* und *Avenella*-Explorationsphase die einzigen Standorte mit C/N-Verhältnissen unter 21 im H-Horizont sind. Innerhalb dieser Standorte unterscheidet sich nur *Calamagrostis* von Nudum signifikant.

Trotz der hohen Spreitung der C/N-Verhältnisse im A-Horizont ist nur Nudum-Holzkohle mit den mit Abstand weitesten C/N-Werten von der Mehrzahl aller anderen Standorte signifikant verschieden.

Der Verlauf der Mittelwerte der C/N-Verhältnisse der Mikro-Standorte über die Horizonte weist auf sehr unterschiedlich rasche Abbauprozesse hin (Abbildung 4). Enge C/N-Verhältnisse um 20 kennzeichnen den Standort *Calamagrostis*; da vom F- zum A-Horizont keine Verengung des C/N-Verhältnisses erkennbar ist, kann gehemmte Umsetzung vermutet werden.

Einen sehr ähnlichen Verlauf der C/N-Verhältnisse weisen die Standorte Nudum und *Avenella*-Etablierungsphase auf, sowie auf 2-4 Einheiten niedrigerem Niveau, die *Avenella*-Explorationsphase. Diese Gruppe von Standorten zeigt als einzige eine kontinuierliche Verengung der C/N-Werte und damit raschen Abbau der organischen Substanz.

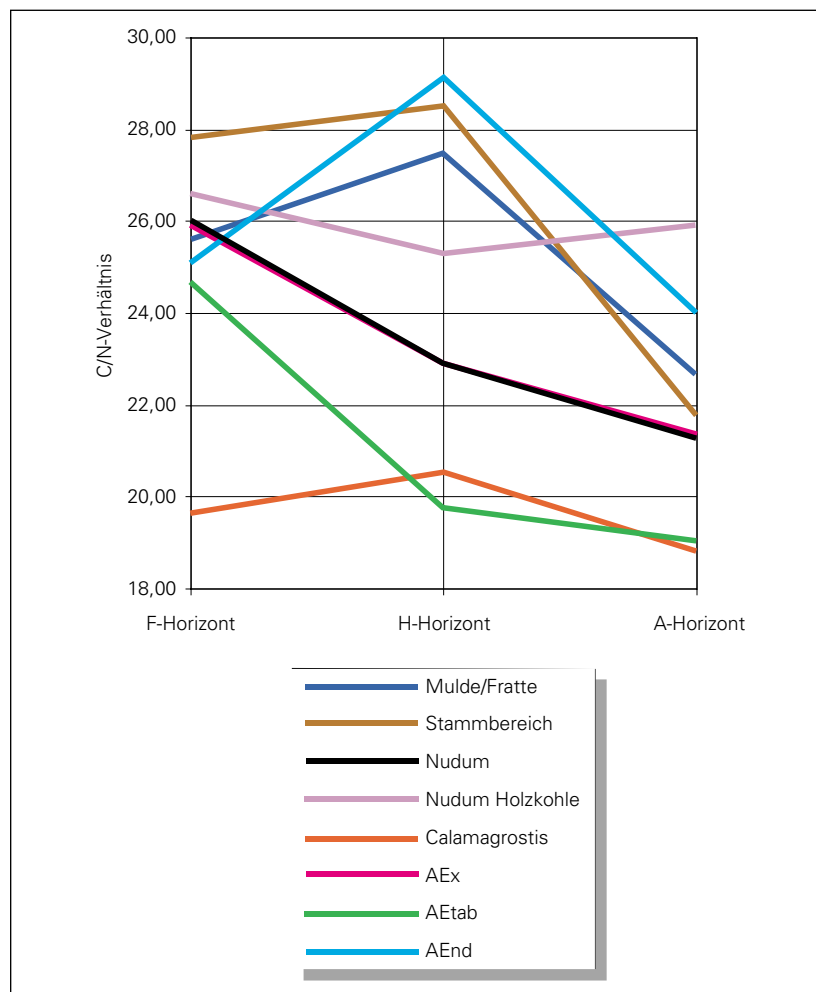
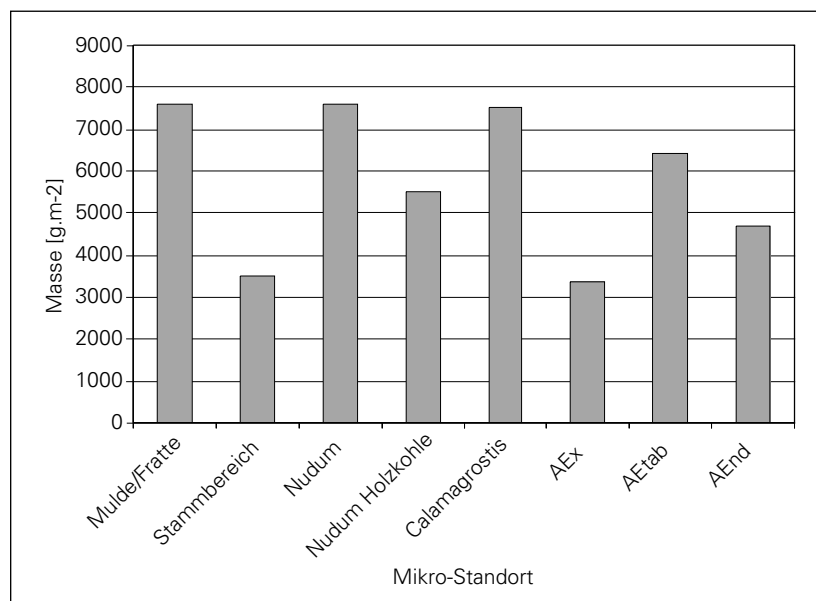


Abb. 4:
Verlauf der Mittelwerte der C/N-Verhältnisse der Mikro-Standorte über die Horizonte

Abb. 5:
Mittelwerte der Auflagemasse (F- und H-Horizonte) der Mikro-Standorte



Die Standorte *Avenella*-Endphase, Mulde/Fratte und Stammbereich bilden eine Gruppe, deren Merkmale eine Aufweitung des C/N-Verhältnisses im H- gegenüber denen im F-Horizont sowie eine anschließende starke Verengung im A-Horizont sind. Auf diesen Standorten muss von ungünstigen Abbauverhältnissen in der Auflage ausgegangen werden. Die ungünstigsten Abbaubedingungen treten am Standort Nudum Holzkohle mit weiten C/N-Verhältnissen in allen untersuchten Horizonten auf.

3.1.2.5 Auflagemassen (Abbildung 5)

Die Auflagemasse von F- und H-Horizonten der Mikrostandorte variiert zwischen 3300 und 7700 g.m⁻². Nach den Auflagemasse konnten die Mikro-Standorte weitgehend statistisch signifikant voneinander getrennt werden (Tabelle 6). Eine Ausnahme bildet der Standort *Avenella*-Etablierungsphase, der nur von den Standorten *Avenella*-Explorationsphase, Nudum Holzkohle und Nudum differenziert werden kann. Die höchsten Auflagemassen weisen neben dem unter dem Einfluss von Akkumulationsprozessen stehenden Standort Mulde/Fratte die Standorte Nudum und *Calamagrostis* auf. Die Standorte mit hohen Deckungsprozenten von *Avenella flexuosa* enthalten sehr unterschiedliche Auflagemassen.

3.1.2.6 Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte

(Abbildung 6 + 7)

Im F-Horizont sind die Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte ebenso wie die Auflagemassen zwischen den Mikro-Standorten nur wenig differenziert. Auch innerhalb der H-Horizonte weisen nur der Standort Mulde/Fratte deutlich höhere Vorräte und Auflagemassen, und die Standorte Stammbereich und Avenella-Explorationssphase deutlich niedrigere Werte als die restlichen Gruppen, die bezüglich der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte nur um weniger als 30 %, bezüglich der Auflagemasse um weniger als 100 % differieren.

Die Kohlenstoffvorräte der Mikrostandorte variieren zwischen 1000 und 3200 g.m⁻². Das bei den Auflagemassen zu beobachtende Muster - drei Standorten mit hohen Auflagemassen stehen vier mit geringen gegenüber - lässt sich bei den Kohlenstoffvorräten nicht mehr erkennen. Der Standort Mulde/Fratte besitzt die mit Abstand höchsten Kohlenstoffvorräte. Ihm stehen sechs Standorte, deren Mittelwerte nur um 900 g.m⁻² variieren, gegenüber. Besonders der Standort *Calamagrostis* weist trotz hoher Auflagemasse nur unterdurchschnittliche Kohlenstoffvorräte auf. Die mit Abstand geringsten Vorräte weist *Avenella*-Explorationsphase auf. Die Standorte können mit Ausnahme der Standorte *Calamagrostis*, *Avenella*-Endphase und *Avenella*-Etablierungsphase, die gegeneinander und von Stammbereich nicht unterschieden werden können, statistisch signifikant differenziert werden.

Die Stickstoffvorräte der Mikro-Standorte variieren zwischen 50 und 120 g.m⁻². Wie bei den Auflagemassen weisen die Standorte Mulde/Fratte, Nudum und *Calamagrostis* die höchsten Werte auf. Der Mikro-Standort *Avenella*-Explorationsphase zeigt die geringsten Vorräte und ist von den beiden anderen, eine hohe Deckung mit *Avenella flexuosa* aufweisenden Standorten, deutlich differenziert. Die

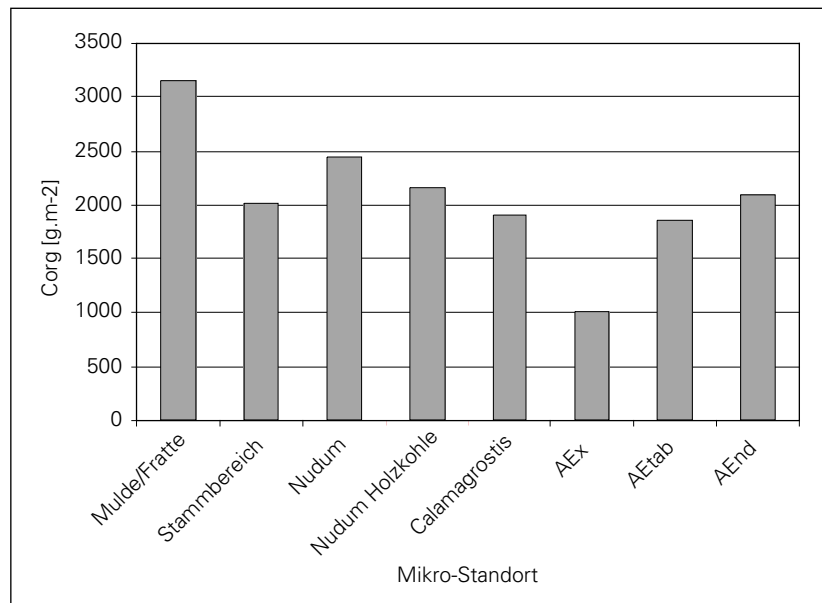
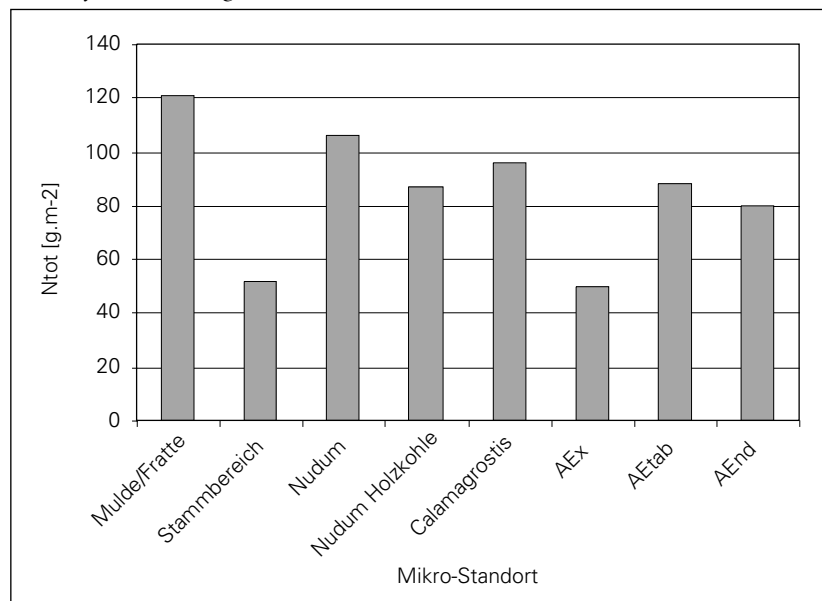


Abb. 6:

Mittelwerte der Kohlenstoffvorräte (F- und H-Horizonte) der Mikro-Standorte

Abb. 7:

Mittelwerte der Stickstoffvorräte (F- und H-Horizonte) der Mikro-Standorte
Humusformverteilung



Standorte können aufgrund ihrer Stickstoffvorräte in ihrer Mehrzahl statistisch signifikant unterschieden werden. Ausnahmen bilden, wie schon bei den Kohlenstoffvorräten, die Standorte *Calamagrostis*, *Avenella*-Endphase und *Avenella*-Etablierungsphase, die gegeneinander nicht differenziert werden können und auch von Stammbereich nicht abgetrennt werden können.

3.1.2.7 Häufigkeitsverteilung der Humusformen

Nur drei Mikro-Standorte weisen Moder als häufigste Humusform aus (Abb. 8), während auf vier

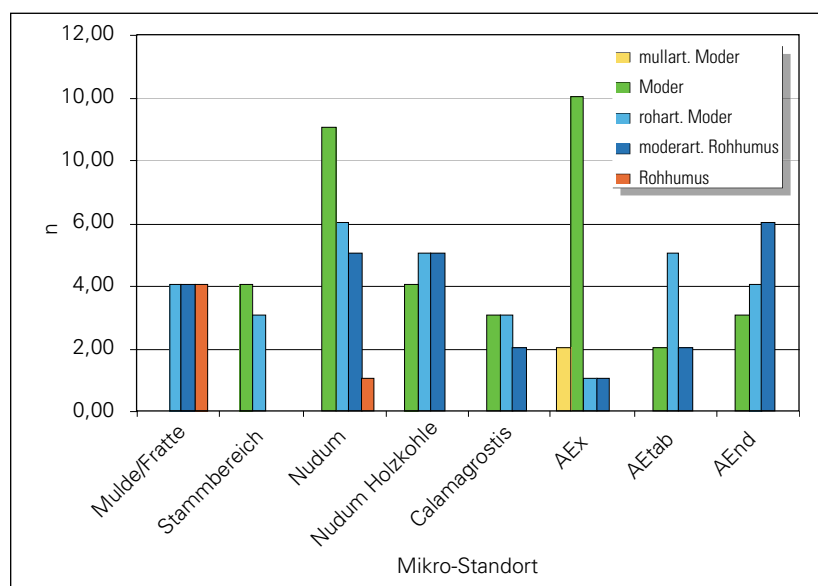
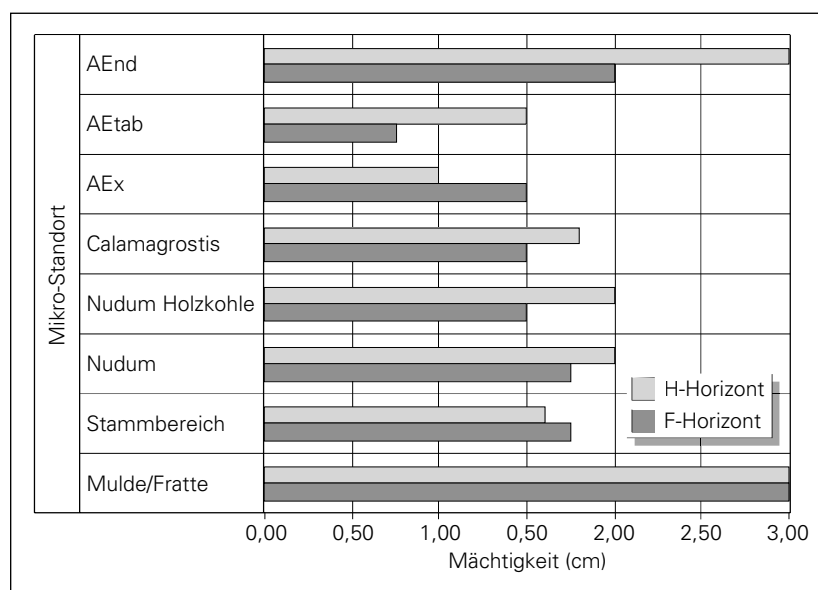


Abb. 8:
Verteilung der Humusformen auf den Mikro-Standorten

Abb. 9:
Mediane der Mächtigkeiten der F- bzw. H-Horizonte



Standorten rothumusartiger Moder oder moderartiger Rohhumus als häufigste Humusform diagnostiziert wurde. Den höchsten Anteil an günstigen Humusformen, darunter alle auf der Fläche auftretenden mullartigen Moder, weist die *Avenella*-Explorationsphase auf. Auf den Standorten Mulde/Fratte, Nudum Holzkohle und *Avenella*-Endphase, welche die weitesten C/N-Verhältnisse zeigen, treten vorwiegend rothumusartige Humusbildungen auf. Die Standorte mit hohen Deckungsprozenten von *Avenella flexuosa* sind bezüglich der Humusform-Verteilung stark differenziert.

3.1.2.8 Auflagemächtigkeit

Die mit Abstand höchsten Horizontmächtigkeiten treten auf den Mikro-Standorten Mulde/Fratte und *Avenella*-Endphase auf, die geringsten auf der *Avenella*-Explorationsphase und der *Avenella*-Etablierungsphase. Die Summenmächtigkeit der F- und H-Horizonte aller anderen Standorte variiert in einem sehr engen Bereich zwischen 3,3 und 3,75 cm. Alle Mikro-Standorte weisen, abgesehen von den von *Avenella flexuosa* dominierten, im F- und H-Horizont etwa gleich große Horizontmächtigkeiten auf. Die *Avenella*-Explorationsphase ist durch deutlich mächtigere F- als H-Horizonte gekennzeichnet. Mächtige H- und geringmächtige F-Horizonte lassen bei weiten C/N-Verhältnissen in der Auflage des Standorts *Avenella*-Endphase auf ungünstige Umsetzungsverhältnisse schließen (Abbildung 9).

3.1.2.9 Mycelabundanz

Das Merkmal „viel“ oder „sehr viel“ Mycel wurde auf Fläche III in wechselnder Häufigkeit, in den Auflagehorizonten auf allen Mikro-Standorten festgestellt. Die Standorte *Avenella*-Explorationsphase und *Calamagrostis* weisen die mit Abstand geringsten Häufigkeiten auf. Sehr häufig tritt Mycel in den Auflagehorizonten

Tab. 8:
Relative Häufigkeit in % von Profilen, die „viel“ oder „sehr viel“ Mycel in den Haupthorizonten der Mikro-Standorte aufweisen, Fläche III

	F	H	A	n
AEnd	38,46	61,53	15,38	13
ST	42,86	28,57	0,00	7
AEx	7,14	14,28	0,00	14
N	65,00	35,00	0,00	20
NK	33,33	33,33	0,00	15
AEtab	33,33	33,33	0,00	9
CA	22,22	11,11	0,00	9
M/F	50,00	25,00	0,00	12

der Standorte *Avenella*-Endphase und Mulde/Fratte, die auch durch weite C/N-Verhältnisse und große Auflagemächtigkeiten charakterisiert werden, auf. Der Standort *Avenella*-Endphase weist als einziger auch in den A-Horizonten „viel“ oder „sehr viel“ Mycel auf (Tabelle 8)

3.1.2.10 Bodenfauna

In den Auflagehorizonten der Fläche III wurde das Merkmal „viel“ oder „sehr viel“ Bodenfauna konstant auf allen Mikro-Standorten vorgefunden. Innerhalb der Gruppen der Bodenfauna überwiegen die Collem-bolen. Hohe relative Häufigkeiten der Bodenfauna in den Auflagehorizonten sind für Standorte mit geringem Deckungsgrad der Vegetation kennzeichnend. Im Gegensatz dazu weisen die A-Horizonte der *Avenella*- und *Calamagrostis*-dominierten Standorte die größten Häufigkeiten an Bodenfauna auf.

Tab. 9:
Relative Häufigkeit in % von Profilen, in denen „viel“ oder „sehr viel“ Bodenfauna vorgefunden wurde; Haupt-horizonte der Mikro-Standorte, Fläche III

	F	H	A	n
AEnd	15,38	7,69	7,69	13
ST	42,86	0,00	14,28	7
AEx	21,43	7,14	14,28	14
N	65,00	25,00	20,00	20
NK	42,86	28,57	0,00	15
AEtab	33,33	11,11	0,00	9
CA	11,11	0,00	11,11	9
M/F	50,00	16,67	0,00	12

3.1.2.11 Durchwurzelung

(Tabellen 10 + 11)

Von den F- zu den A-Horizonten nimmt die Häufigkeit von Wurzelfilz ab. Nur die Standorte mit hoher

Tab.10:
Relative Häufigkeit in % von Profilen, die „Wurzelfilz“ in den Haupthorizonten der Mikro-Standorte aufweisen, Fläche III

	F	H	A	n
AEnd	100,00	38,46	23,07	13
ST	14,28	0,00	0,00	7
AEx	50,00	21,42	14,28	14
N	0,00	0,00	0,00	20
NK	0,00	0,00	0,00	15
AEtab	44,44	0,00	0,00	9
CA	77,77	44,44	11,11	9
M/F	0,00	0,00	0,00	12

Deckung der Bodenvegetation weisen größere Häufigkeiten dieses Merkmals auf.

Das Merkmal „starke Durchwurzelung“ tritt auf der überwiegenden Anzahl von Mikro-Standorten am häufigsten in den humosen Mineralbodenhorizonten auf. Das Feinwurzelsystem der Fichte ist auf der Fläche sehr oberflächennah ausgebildet, was durch hohe Prozentsätze von Profilen, die bei geringer Deckung der Bodenvegetation im F-Horizont stark durchwurzelt sind, zum Ausdruck gebracht wird.

Tabelle 11
Relative Häufigkeit in % von Profilen, die „starke Durchwurzelung“ in den Haupthorizonten der Mikro-Standorte aufweisen, Fläche III

	F	H	A	n
AEnd	0,00	7,69	23,07	13
ST	28,57	42,85	66,67	7
AEx	14,28	35,71	64,28	14
N	35,00	45,00	40,00	20
NK	21,43	35,71	57,14	15
AEtab	44,44	88,89	100,00	9
CA	22,22	55,55	77,77	9
M/F	58,33	83,33	58,33	12

3.1.2.12 Bodenfeuchte und Bodentemperatur

Die mittleren Stunden-Mittelwerte der Bodenfeuchte im Jahr 2000 trennen die Mikro-Standorte, die von *Avenella flexuosa* dominiert sind (Gruppe I), deutlich von jenen, die von *Calamagrostis* und *Luzula sylvatica* dominiert sind (Abbildung 10). Der hohe Wasserbedarf der *Avenella*-Rasen manifestiert sich in deutlich geringeren Jahresmitteln des Wassergehalts (28 Volumsprozent) im Auflagehumus und Oberboden.

Die mittleren Stunden-Mittelwerte der Bodentemperatur der beiden Gruppen unterscheiden sich nur wenig. Der Annahme, dass der Temperaturgang unter einer dichten, homogenen Bodenbedeckung gedämpft sei, widerspricht die deutlich höhere Standardabweichung innerhalb der *Avenella*-dominierten Mikro-Standorte.

3.2 Samenfall

Der Abbildung 11 ist die mittlere Samenmenge von Fichte pro Quadratmeter für den Zeitraum 1992 – 2000 zu entnehmen. Innerhalb dieses Zeitraumes gab es zwei stärkere Samenjahre: 1992/93 lag die Samendichte bei einer mittleren Menge von etwa 650 Stück

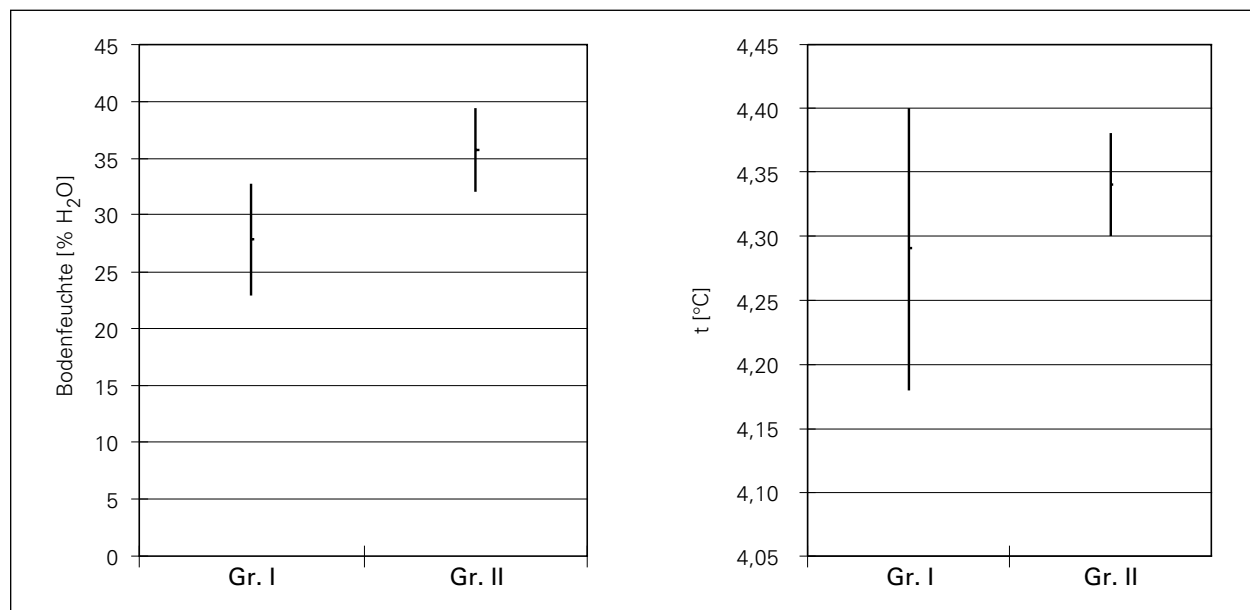


Abb. 10:

Mittlere Stunden-Mittelwerte von Bodenfeuchte [Vol.-% H_2O] und Bodentemperatur [°C] sowie deren Standardabweichungen von Gruppen von Mikrostandorten im Jahr 2000

Gr.1: Gruppe 1 ($n=6$): rohhumusartiger Moder - Rohhumus, leicht bis stark podsolige A-Horizonte, vorw. Mikro-Standort Avenella-Endphase

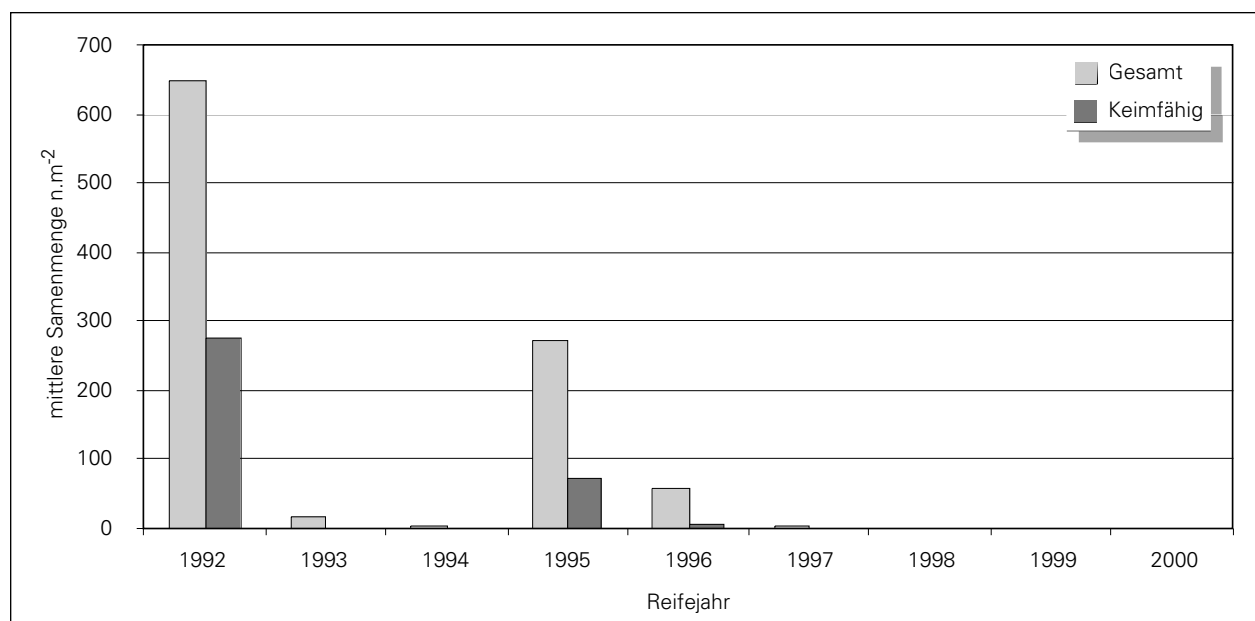
Gr.2: Gruppe 2 ($n=6$): Moder, A_h -Horizonte, vorw. *C. villosa*, *L. sylvatica*-dominierte Mikrostandorte

pro Quadratmeter, 1995/96 waren es mit 280 Stück pro Quadratmeter bedeutend weniger. In den anderen Jahren fand entweder keine oder nur eine sehr geringfügige Produktion von Fichtensamen statt. Während 1992 ein allgemein sehr starkes Samenjahr bei Fichte mit Fruktifikation in allem Höhenlagen war,

beschränkte sich das Samenjahr 1995 lediglich auf die Hochlagen. Dies konnte durch Samenfangergebnisse in unterschiedlichen Höhenlagen des Wechselgebirges (RUHM, Publikation in Vorbereitung) und Pollendaten aus verschiedenen Gebieten Österreichs (LITSCHAUER, mündl. Mitt.) belegt werden.

Abb. 11:

Mittlere Samenmenge [$n \cdot m^{-2}$] von Fichte auf Versuchsfläche III von 1992 – 2000 (Gesamtmenge und Anteil der keimfähigen Samen)



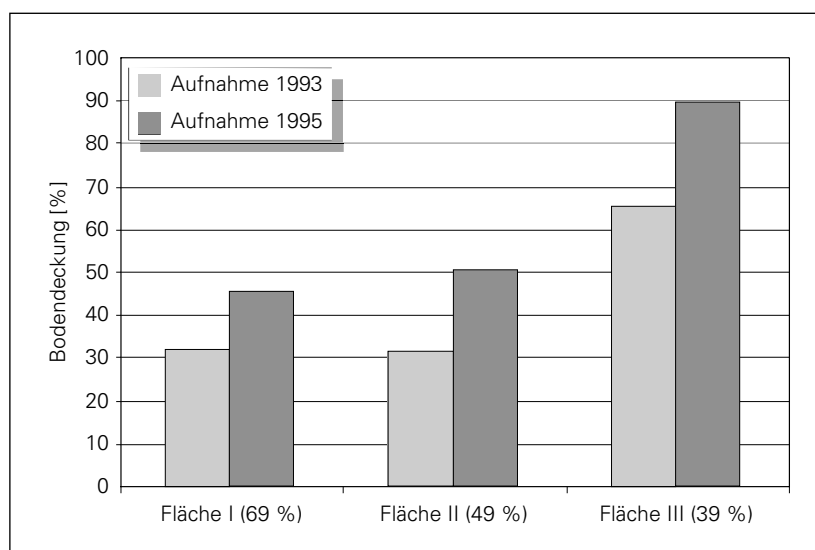


Abb. 12:

Entwicklung der Bodenbedeckungsgrade auf drei Versuchsflächen für den Zeitraum 1993 bis 1995 bei unterschiedlicher Überschirmung.

3.3 Bodenvegetation

Die Bodenvegetation im Untersuchungsgebiet kann als artenarm und meist von Gräsern beherrscht, beschrieben werden. Zu den bestimmenden Arten gehören die Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*), das Wald-Reitgras (*Calamagrostis arundinacea*) und Waldhainsimse (*Luzula sylvatica*).

Aus Abbildung 12 ist ersichtlich, wie sich der Bodenbedeckungsgrad des Untersuchungsbestandes und zweier weiterer, tiefer gelegener Bestände über einem Zeitraum von drei Jahren entwickelt hat. Es handelt sich hierbei um die Mittelwerte der Bedeckungsgrade von jeweils 144 0,25 m² großen Beobachtungsflächen pro Bestand. Durch diese Methode können Veränderungen der Bodenvegetationsdecke sehr gut wiedergegeben werden. Eine kurze Beschreibung der beiden Vergleichsbestände gibt Tabelle 12.

Die Deckungsgrade der drei Flächen sind nur teilweise nach den Auflichtungsgraden differenziert. Zwischen den Flächen I und II bestehen überraschenderweise nur geringe Unterschiede zwischen den Bodenbedeckungsgraden. Während auf den Flächen II und III im Jahre 1990 Auflichtungshiebe durchgeführt wurden, blieb die Fläche I davon unberührt; lediglich 1992 und 1993 kam es knapp außerhalb der gezäunten Fläche zu einzelnen Windwürfen. Im Zuge der Wind-

wurfaufarbeitung wurde rund um Fläche I der Altbestand aufgeleuchtet. Dies bietet sich als Erklärungsmöglichkeit für den Anstieg des Bodenbedeckungsgrades um 14 % von 1993 auf 1995 an. Durch eine Reduktion im Kronenraum des Altbestandes gelangt mehr Licht zu Boden und die Lebensbedingungen für die Bodenvegetation verbessern sich. Am stärksten entwickelt ist die Bodenvegetation auf Versuchsfläche III (39 % Überschirmung durch den Altbestand) mit 66 % Deckungsgrad bereits bei der Erstaufnahme 1993. Auffällig ist das sprunghafte Ansteigen des Deckungsgrades von Fläche II (49 % Überschirmung durch den Altbestand) zu

der um 10 % stärker aufgelichteten Fläche III. Zum Zeitpunkt der Erstaufnahme der Vegetation waren auf den Flächen II und III bereits vier Jahre seit dem Eingriff vergangen. Die Ergebnisse der Aufnahme 1993 repräsentieren daher nicht den Deckungsgrad vor der Auflichtung, sondern eine bereits in Richtung neuer Gleichgewichtszustand strebende Vegetationsdecke. Dieses neue Gleichgewicht dürfte sich nach vier Jahren noch nicht eingestellt haben, da die Aufnahme 1995 auf den beiden vorgelichteten Flächen noch eine Zunahme des Deckungsgrades von etwa 20 % zeigte.

3.4 Bodenvegetation und ihr Einfluss auf die Verjüngung auf Versuchsfläche III

Von wesentlicher Bedeutung für die Entwicklung der Verjüngung sind Dichte und Artenzusammensetzung der Bodenvegetation (SCHÄFFNER & GÜRTH

Tab. 12:

Bestandeskennzahlen von Versuchsfläche I und Versuchsfläche II (Aufnahme 1992)

	Versuchsfläche I	Versuchsfläche II
Gezäunte Fläche [m ²]	5750	7000
Baumartenanteile [%]	Fi 47; Bu 35; Ta 14; Ah 4	Fi 82; Ta 16; Bu 2
Oberschichthöhe [m] ¹⁾	Fi 37,3; Bu 35,6; Ta 34,0	Fi 31,2; Ta 30,2
Alter	140	125
Überschirmung [%] ²⁾	69	49

¹⁾ Der höchste Baum der Fläche bildet den Maßstab für alle anderen niedrigeren Bäume (MOSANDL 1991). Oberschichthöhe: 80 % - 100 % der Maximalhöhe.

²⁾ Planimetrische Auswertung der Kronenkarten.

1991). Die Erstaufnahme von Vegetation und Naturverjüngung erfolgte im September 1993. Im Untersuchungsbestand war die Vergrasung allgemein bereits weit fortgeschritten. Fast 50 % der Dauerbeobachtungsquadrate wiesen bereits 1993 einen Bedeckungsgrad von mindestens 80 % (Stufe V) auf (Abbildung 13). Die Bedeckungsgradstufen II, III und IV waren 1993 noch mit jeweils annähernd 10 % Flächenanteil vertreten, Stufe I noch mit etwa 25 %. Bei der Wiederholungsaufnahme 1995 wurden bereits über 80 % von der Stufe V eingenommen, Stufen III und IV waren bereits deutlich unter 10 %, Stufen I und II unter 5 % Flächenanteil gefallen.

In Abbildung 13 ist weiters die mittlere Anzahl an Fichtenverjüngung des Keimjahrganges 1993, entsprechend den einzelnen Bedeckungsgradstufen, wiedergegeben. Der Bodenbedeckungsgrad hatte zumindest im ersten Jahr der Aufnahme einen starken Einfluss auf die mittlere Anzahl an Fichtenpflanzen auf den Dauerbeobachtungsflächen. Die höchste Anzahl mit 93 Stück pro Quadratmeter wurde in Stufe II gefunden; in den Stufen III, IV und V erfolgte mit Zunahme des Bodenbedeckungsgrades eine kontinuierliche, beinahe lineare Abnahme der mittleren Pflanzenanzahl bis auf 18 Stück pro Quadratmeter (Stufe V). Mit 44 Pflanzen pro Quadratmeter liegt Stufe I etwa in der Mitte. Die gegenüber Stufe II und III doch deutlich geringere Anzahl von Pflanzen trotz geringstem Bodenbedeckungsgrad hat verschiedene Ursachen: Einerseits befinden sich in Stufe I jene Dauerbeobachtungsflächen mit relativ hohem Anteil an oberflächigem Grobskelett und dadurch reduzierter keimfähiger Fläche, andererseits handelt es sich häufig um Flächen mit extremen mikroklimatischen Verhältnissen speziell am südlichen Bestandesrand. Hier kam es selbst bei der Ausbreitung der Bodenvegetation zu merklichen Verzögerungen, weiters dürfte sich das extremere Mikroklima speziell in der sehr sensiblen Phase der Keimung negativ ausgewirkt haben.

In Abbildung 14 wurde die Entwicklung der Pflanzen des Fichten-Keimjahrganges 1993 den häufigsten Bodenvegetationstypen zugeordnet. In der Bodenvegetation nimmt *Avenella flexuosa* eine Schlüsselstellung ein. Bei der Ansprache der Typen wurden bei *Avenella flexuosa* zwei Entwicklungsphasen unterschieden: *Avenella*-Etablierungsphase (AEtab) und *Avenella*-Explorations- und Endphase (AEx, AEnd). Diese Unterscheidung wurde getroffen, da die unterschiedliche Intensität des Auftretens von *Avenella flexuosa* unterschiedliche Bedingungen für Keimung und Entwicklung der

Naturverjüngung erwarten ließ (s. oben). Zu beiden Aufnahmezeitpunkten wurden etwa 80 % der Dauerbeobachtungsflächen von *Avenella flexuosa* dominiert. Während sich bei der Aufnahme 1993 die beiden Typen „*Avenella*-Etablierungsphase“ und „*Avenella*-Explorations- und Endphase“ mit jeweils 40 % noch die Waage hielten, nahm zwei Vegetationsperioden später der Anteil der „*Avenella*-Explorations- und Endphase“ um 18 % zu und im gleichen Umfang der Anteil an „*Avenella*-Etablierungsphase“ ab.

Des weiteren wurde ein „*Luzula sylvatica* –Typ“ und ein „*Calamagrostis arundinacea*-Typ“ bei einer Bedeckung von mehr als 50 % mit der jeweiligen Art ausgeschieden. Im Typ „indifferent“ wurden sämtliche Dauerbeobachtungsflächen zusammengefasst, die sich den anderen vier Typen nicht zuordnen ließen. Es handelt sich hierbei größtenteils um Flächen mit hohem oberflächigem Grobskelettanteil bzw. um mikroklimatisch extreme Flächen mit geringer Bedeckung durch Bodenvegetation. Den Typen *Luzula sylvatica*, *Calamagrostis arundinacea* und Indifferent ließen sich zusammen etwa nur 20 % der Fläche zuordnen. Diesen Flächenanteil nahmen sie etwa auch bei der Wiederholungsaufnahme 1995 ein.

Die größte mittlere Anzahl an Fichtenkeimlingen, 63 Stück pro Quadratmeter, wurde 1993 im Vegetationstyp *Avenella*-Etablierungsphase gefunden. Überraschend hoch mit 45 Stück pro Quadratmeter stellt sich der Typ „Indifferent“ dar, gefolgt vom Typ *Luzula sylvatica* mit 31 Stück pro Quadratmeter und den Typen *Calamagrostis* und *Avenella*-Explorations- und Endphase mit 17 bzw. 15. Es ergaben sich zwar zwischen den einzelnen Vegetationstypen beachtliche Unterschiede in der Anzahl der Keimlinge, aber es konnten keine grundsätzlichen Probleme bezüglich Keimung und Entwicklung in den einzelnen Vegetationstypen während der ersten Vegetationsperiode festgestellt werden. Die Aufnahme 1995 allerdings ergab bei allen Typen außer „*Avenella*-Etablierungsphase“ sehr starke Ausfälle. Die meisten Sämlinge, mit 25 Stück pro Quadratmeter, wurden wie 1993 im Typ „*Avenella*-Etablierungsphase“ gefunden. Die im Typ „Indifferent“ vorherrschenden extremeren mikroklimatischen und standörtlichen Verhältnisse führten hier zu einem Rückgang von 45 Stück auf etwa 8 Stück pro Quadratmeter. Die Typen „*Luzula sylvatica*“ und „*Calamagrostis*“ büßten etwa 50 % der Fichtensämlinge ein. Der leichte Anstieg der Sämlingsanzahl im Typ „*Avenella*-Explorations- und Endphase“ lässt sich auf den bereits angesprochenen Wechsel von etwa 18 % Flächenanteil von „*Avenella* –Etablierungsphase“ zu „*Avenella*-Explora-

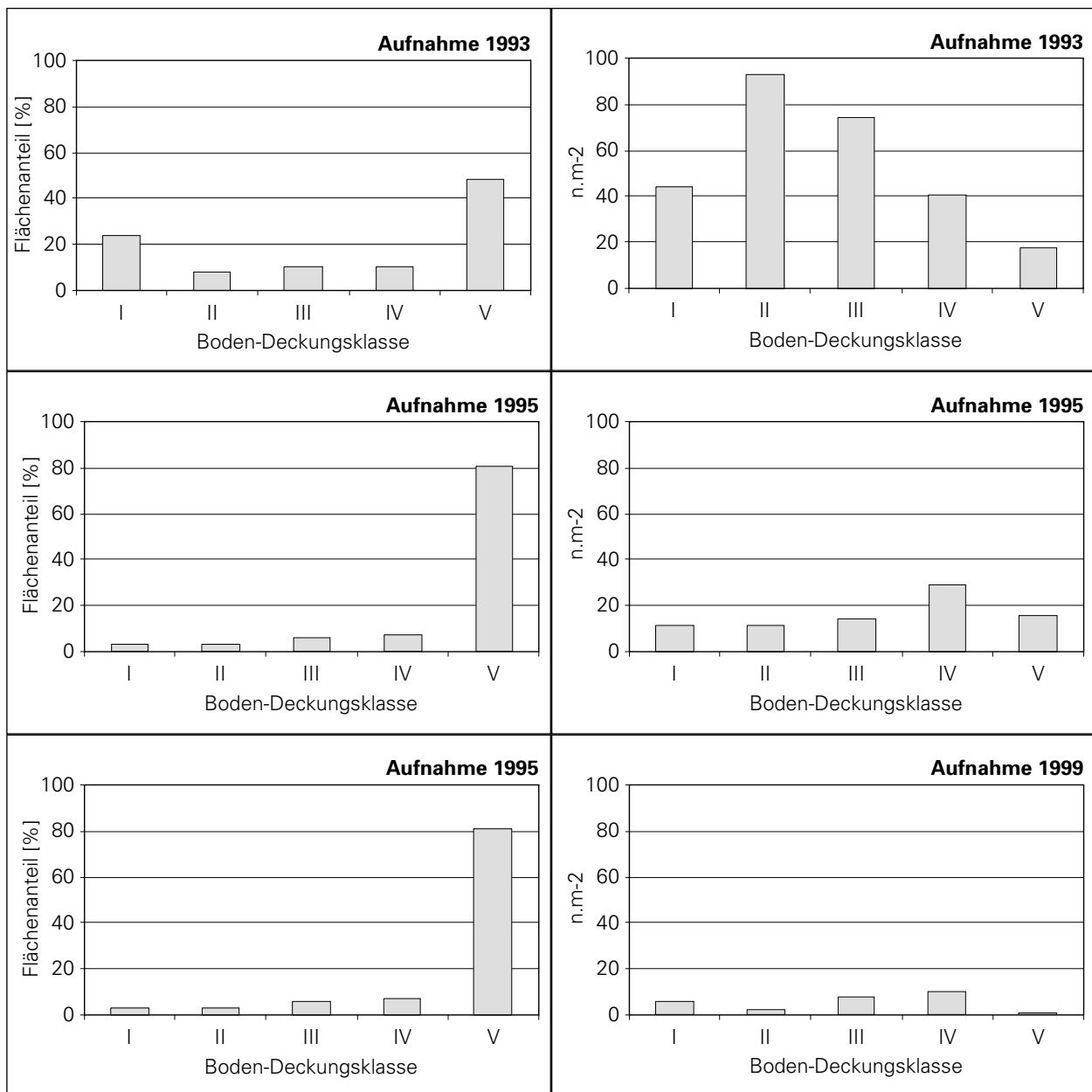


Abb. 13:

Entwicklung der (rechte Abbildungsspalte) durchschnittlichen Pflanzenzahl [n.m⁻²] und der (linke Abbildungsspalte) Flächenanteile [%] der Bodenbedeckung durch Vegetation (I: 0 - 20 %, II: 20 - 40 %, III: 40 - 60 %, IV: 60 - 80 %, V: 80 - 100 %) während des Beobachtungszeitraums 1993-1999

tions- und Endphase" zurückführen. Innerhalb von zwei Vegetationsperioden wuchsen auf diesen Beobachtungsflächen einzelne *Avenella* – Horste zu einem „flächigen Teppich" zusammen.

Die Aufnahme 1999 ergab auf den Typen „*Luzula sylvatica*" und „Indifferent" Totalausfall, auf „*Avenella*-Explorations- und Endphase" blieb ein Sämling pro Quadratmeter, lediglich im *Calamagrostis*-Typ mit drei Sämlingen pro Quadratmeter und im Typ *Avenella*-Etablierungsphase mit etwa sieben Sämlingen pro Quadratmeter blieben nach sieben Vegetationsperioden relevante Verjüngungsmengen über.

4. Diskussion

Einzelne Arten oder Artengruppen der Bodenvegetation werden häufig als Indikator für bestimmte Humusformen bzw. Humusentwicklungsprozesse (MAYER 1963, HUFNAGL 1970, KLINKA ET AL. 1990, GEGOUT & HOUILLER 1996) verwendet. Dominante Spezies wie *Calamagrostis villosa* und *Avenella flexuosa* modifizieren jedoch durch ihre hohen Deckungsgrade und hohe Biomasseproduktion die Qualität des Keimbetts selbst entscheidend. Dabei

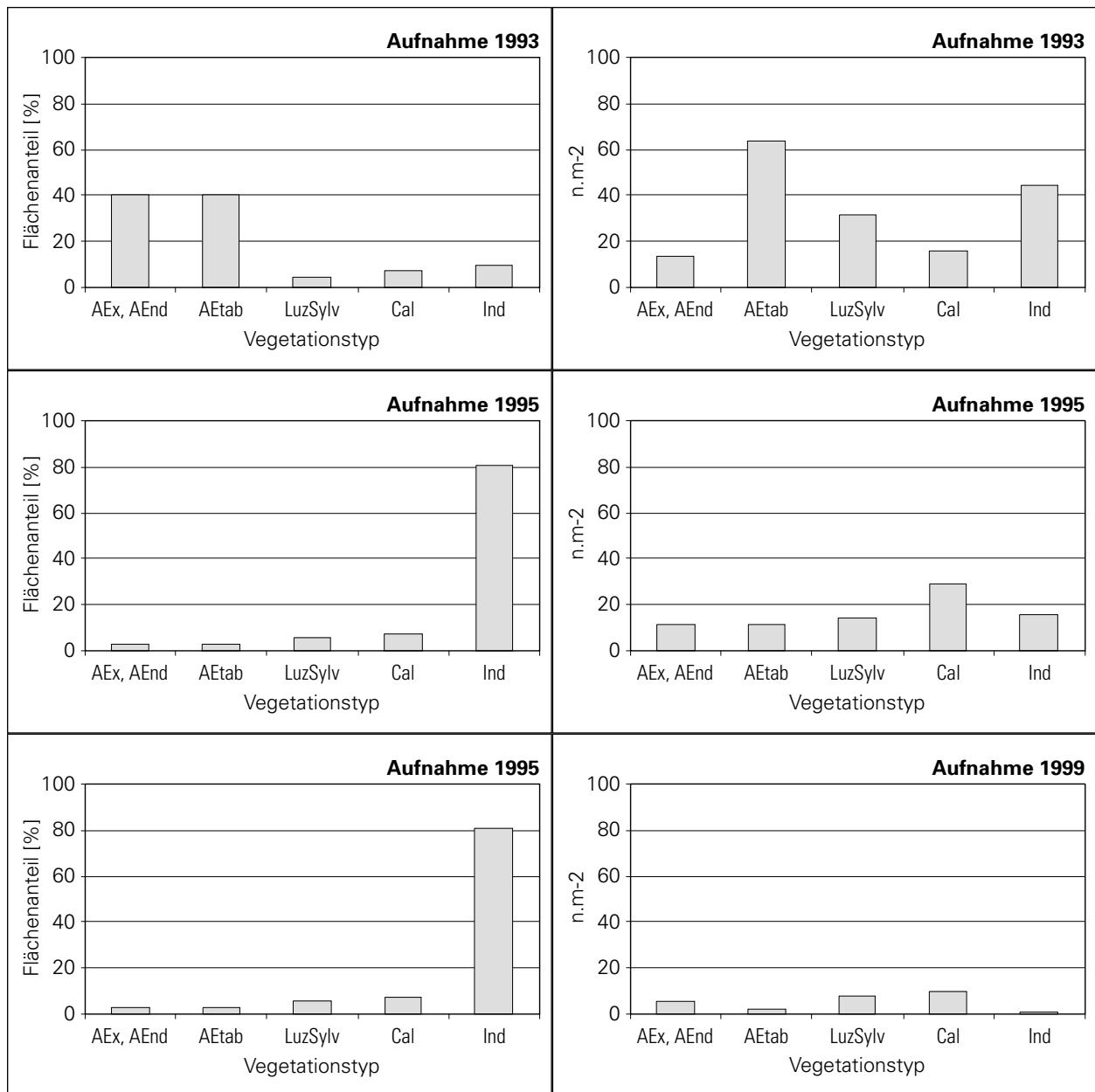


Abb. 14:

Entwicklung der (rechte Abbildungsspalte) durchschnittlichen Pflanzenzahl [$n.m^{-2}$] und der (linke Abbildungsspalte) Flächenanteile [%] der unterschiedlicher Vegetationstypen (AEx, AEnd..Avenella Explorations- und Endphase, AEtav. Avenella-Etablierungsphase, LuzSylv..Luzula sylvatica > 50 % Bodenbedeckung, Cal. Calamagrostis arundinacea > 50 % Bodenbedeckung, Ind..indifferent) während des Beobachtungszeitraums 1993-1999

werden nicht nur die physikalischen und morphologischen, sondern auch die chemischen Eigenschaften, der Aufbau des Humusform-Profiles und damit der Aufbau des Keimbetts aktiv verändert.

Die vorliegenden Untersuchungen deuten darauf hin, dass innerhalb okular homogener Flächen ein kleinstandörtliches Mosaik existiert, das sehr unterschiedliche Eigenschaften des Keimbetts zur Folge hat. Unterschiedliche Etablierungsphasen von *Avenella flexuosa* lassen sich durch Deckungswerte zwar nicht unterscheiden. Dennoch führten unter-

schiedliche Durchwurzelungsintensität und Wachstumsstrategie dieser Art in den drei unterschiedenen Entwicklungsphasen (Etablierungs-, Explorations-, Endphase) zu unterschiedlichem Aufbau des Humusprofils und unterschiedlicher Keimbettqualität. Eine solche Differenzierung von Kleinstandorten unter dem Einfluss von *Vaccinium myrtillus*, *Luzula sylvatica* und *Avenella flexuosa* wird auch von BERNIER & PONGE (1993) beschrieben. In den von diesen Autoren untersuchten Hochlagenbeständen stehen mit zunehmender Seehöhe immer kürzere

Zeitabschnitte für die Verjüngung von Fichte unter der Dominanz von krautigen Pflanzen bzw. Bestandeslücken (BERNIER 1996) und entsprechend günstigen Humusformen zur Verfügung.

Insgesamt betrachtet stellt sich die Verjüngungssituation der Fichte sehr unbefriedigend dar. Zwar verblieben von den ursprünglich etwa 380.000 Fichtenkeimlingen pro Hektar nach sieben Vegetationsperioden noch ca. 10.000 Pflanzen (Abbildung 15). Durchschnittliche Sprosslängen von 5 cm erlauben bei einer derart stark entwickelten Konkurrenzvegetation zum jetzigen Zeitpunkt keine Prognosen, wann die Verjüngung gesichert sein wird.

Im Untersuchungsbestand wurden bei den Naturverjüngungsaufnahmen keine anderen Baumarten, mit Ausnahme einiger weniger Vogelbeerpflanzen, gefunden. Im gesamten Untersuchungsgebiet dürften lediglich Vogelbeere, aber auch der Bergahorn als Pionierbaumarten eine Rolle spielen, da Weidenarten und Birke relativ selten auftreten. Sowohl Bergahorn als auch Vogelbeere kommen im Untersuchungsgebiet beim Vorhandensein von Samenbäumen trotz starkem Wildverbiss an. Das auffallend geringe Vorkommen anderer Weichlaubhölzer dürfte nicht durch Schalenwildverbiss bedingt sein, sondern eher auf die lokale Zusammensetzung der Waldgesellschaften zurückzuführen sein.

Die für diese Höhenlage und in Anbetracht der kleinen Kronen doch sehr starke Produktion von etwa 650 (Stück) Fichtensamen pro Quadratmeter dürfte durch die starke Auflichtung des Bestandes begünstigt worden sein. MOSANDL (1991) konnte in den Chiemgauer Alpen den Einfluss unterschiedlich starker Schirmstellungen auf die Samenproduktion von Fichte zeigen. Dabei wurden speziell in weniger starken Samenjahren auf den aufgelichteten Flächen Samenmengen produziert, die fast die Größenordnung von Vollmasten auf den unbehandelten Flächen erreichten.

Die Häufigkeit stärkerer Samenjahre auf der Untersuchungsfläche kann mit den sehr wenigen langfristigen Beobachtungen der Samenproduktion ähnlich bezeichnet werden. In den Chiemgauer Alpen wurden annähernd vergleichbare Samenjahre bei Fichte in der montanen Stufe in einer 10-jährigen Beobachtungsphase drei mal festgestellt (VELTSISTAS 1980, MOSANDL 1991).

Die Samenanzahl auf der Untersuchungsfläche sagt relativ wenig über das tatsächliche Verjüngungspotential aus. Dazu ist es nötig, die Menge der keimfähigen Samen zu kennen. In den beiden Samenjahren wurden von der Fichte durchaus beachtliche

Mengen an keimfähigen Samen produziert. Im Samenjahr 1992/93 waren es etwa 270 Stück pro Quadratmeter (41 % keimfähig), im wesentlich schwächeren Samenjahr 1995/96 waren es immerhin noch etwa 70 Stück pro Quadratmeter (25 % keimfähig). Auch bezüglich der Keimfähigkeit ergab sich mit den Untersuchungen von VELTSISTAS (l. c.) eine starke Ähnlichkeit. Er stellte bei der Auswertung zweier Samenjahre bei Fichte fest, dass auf waldbaulich unterschiedlich behandelten Flächen Keimprozente zwischen 30 % und 40 % vorherrschten. Die Bedeutung der Samendichte im Verjüngungsprozess wird von der ökologischen und damit waldbaulichen Situation, in der die Samen an den Boden gelangen, weit übertroffen (BURSCHEL et al. 1985).

Die Überlebens- und Entwicklungschancen der einmal angekommenen Verjüngung werden durch waldbauliche Eingriffe in den Altholzschirm wesentlich verbessert. Diese Aussage gilt jedoch nicht für Naturverjüngungspflanzen, die erst ankommen, wenn die Bodenvegetation sich bereits entwickelt hat und deshalb von vornherein einen bedeutsamen Konkurrenzfaktor darstellt (BURSCHEL et al. 1985). BURSCHEL & BINDER (1993) kamen bei ihren Untersuchungen in den Chiemgauer Alpen zu dem Schluss, dass schon etwa nach vier Jahren nach den waldbaulichen Eingriffen die maximale, dem jeweiligen Auflichtungsgrad entsprechende Dichte der Bodenvegetation erreicht ist. Für waldbauliche Überlegungen spielt der Faktor Zeit, also die Geschwindigkeit, mit der die Bodenvegetation auf Veränderungen des Kronendaches reagiert, eine wesentliche Rolle.

Die Ergebnisse solcher Untersuchungen können allerdings nicht uneingeschränkt auf andere Standortverhältnisse umgelegt werden, da es sich bei der Anpassung der Bodenvegetation an Überschirmungsverhältnisse grundsätzlich um dynamische Prozesse handelt, das Gleichgewicht zwischen Bodenvegetation und Belichtungsverhältnissen sich erst nach längerer Zeit einstellt und zusätzlich noch Verzögerungseffekte, wie Mineralisierungsschübe im Humus, stattfinden können (MOSANDL 1991).

Die Fichte hat auf den Untersuchungsstandorten Probleme, sich zu etablieren. Im gesamten Untersuchungsgebiet konnten beinahe keine gesicherten Verjüngungsansätze von Fichte gefunden werden; unabhängig von der Seehöhe, der Baumartenzusammensetzung oder dem Auflichtungsgrad des Altbestandes. Da sowohl unzureichende Fruktifikation als auch Probleme in der Keimungsphase ausgeschlossen werden können, und Schalenwild durch

die Zäunung der Beobachtungsfläche ebenfalls nicht in Frage kommt, bleibt als Ursache für das sukzessive Verschwinden der Verjüngungspflanzen in erster Linie der Konkurrenzfaktor Vergrasung.

Von entscheidender Bedeutung für die Entwicklung der Verjüngung sind Deckungsgrad und Artenzusammensetzung der Bodenvegetation. Dichte oberflächennahe Durchwurzelung mit *Avenella flexuosa*, *Calamagrostis villosa* oder *Calamagrostis epigeios* führt zu Konkurrenzsituationen mit anderen Spezies der Bodenvegetation. *Avenella flexuosa* wurde schon in anderen Untersuchungen als nicht zu unterschätzendes Problem für die Verjüngung erkannt (BREDEMEIER & DOHRENBUSCH 1984, PEER 1976, SCHNEIDER & ROEDER 1993, EBERHARDT 1995), vergleichbare Untersuchungen für *Calamagrostis villosa* führte PYSEK (1993), für *Calamagrostis epigeios* MILLBACHER (1992) durch.

BREDEMEIER & DOHRENBUSCH (1984) konnten bei ihren Untersuchungen im nordwestdeutschen Mittelgebirge eine Verdrängung der Fichtennaturverjüngung aus den lichtökologisch begünstigten Kleinstandorten durch *Avenella flexuosa* feststellen. Im konkreten Untersuchungsbestand waren jedoch die Flächen mit überwiegender Bedeckung durch *Luzula sylvatica* noch schlechter verjüngt als diejenigen mit *Avenella flexuosa*. Der höhere Deckungsgrad und die für die Verjüngung schwer zu durchdringende, kompakte, teilweise abgestorbene Blattmasse dürfte die Ursache für die schlechten Entwicklungsmöglichkeiten der Verjüngung in diesem Vegetations-Typ sein (möglicherweise durch Wasserkonkurrenz bedingt). SCHÄFFNER & GÜRTH (1991) kamen bei ihren Untersuchungen über Naturverjüngung in immisionsgeschädigten Hochlagen des Südschwarzwaldes zu sehr ähnlichen Ergebnissen; sie führten das noch schlechtere Abschneiden der Verjüngung auf Flächen mit vorwiegender Bodenbedeckung von *Luzula sylvatica* gegenüber denjenigen mit *Avenella flexuosa* auf den höheren Deckungsgrad zurück.

Die Bedingungen für die Wurzeln der Naturverjüngungspflanzen sind in solchen „Gras-ökosystemen“ eher ungünstig, weil die Graswurzeln beim „Kampf“ um Wasser und Nährstoffe sehr konkurrenzkräftig sind. PEER (1976), HEINSDORF (1978) und BARTSCH (1987) weisen auf die hohen Wasseran-

sprüche von *Avenella flexuosa* hin. Auch andere Grasarten halten hohe Anteile des Niederschlags zurück: So ermittelte MILLBACHER (1992) eine mögliche Rückhaltung von 25-30 % gegenüber dem Freilandniederschlag für *Calamagrostis-epigeios*-Bestände, FARDJAH & LEMEE (1980) für dieselbe Spezies 8 % im Jahresmittel. ELLENBERG ET AL. (1991) stellten sinkende mittlere Feuchtezahlen der Bodenvegetation im Bereich von *Calamagrostis villosa*-Populationen fest.

SCHÄFFNER & GÜRTH (1991) konnten einen starken Abfall der Verjüngungsdichte bei Deckungsgraden über 80 % feststellen. Auch MOSANDL (1991) konnte auf stark aufgelichteten Flächen im Flysch einen ursächlichen Zusammenhang zwischen schlechten Ausgangs- und Überlebensbedingungen der Fichtenverjüngung mit der raschen Bodenvegetationsentwicklung auf diesen Standorten feststellen. Dichte Grasdecken von *Avenella flexuosa* und besonders *Calamagrostis* stellen bei geringen Niederschlägen ein mechanisches Hindernis für das Eindringen des Wassers in den Boden dar (EBERHARDT 1995).

Fällt die Überschirmung durch den Altbestand unter 60 %, ist nach Untersuchungen in sechs Fichtenaltbeständen von BREDEMEIER & DOHRENBUSCH (1984) mit einer Abnahme der Zahl der Fichtensämlinge pro Quadratmeter von 2 auf 0,7, bei einer Überschirmung von unter 50 % mit dem Fehlen von Fichtensämlingen zu rechnen.

5. Schlussfolgerungen

Eine qualitative Verbesserung des Keimbetts durch Auflichtung ist nur für einen kurzen Zeitraum von 2

Abb. 15:

Entwicklung des Fichtenkeimjahrganges 1993 innerhalb von sieben Vegetationsperioden auf Versuchsfläche III

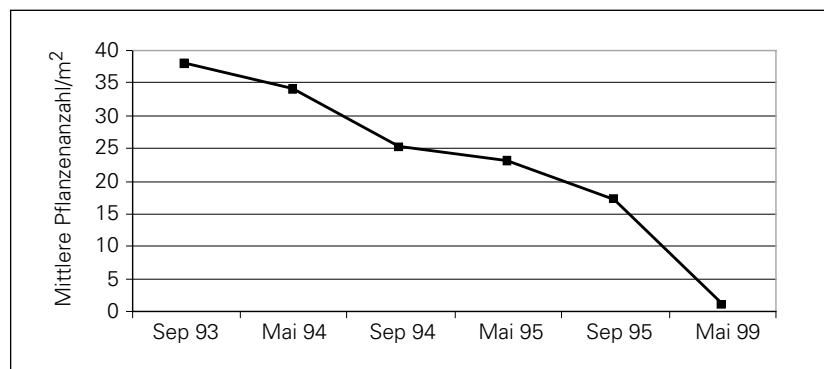


Abb. 16:
Merkmale unterschiedlicher Entwicklungsphasen (Mikro-Standorte) von *Avenella flexuosa* (Drahtschmiele), Fläche III

				
Entwicklungsphase	Nudum	Etablierungsphase	Explorationsphase	Endphase
Humusform	Rohhumus	Rohhumus Moder	Rhizomoder	Rohhumus Moder
Masse [g.m ⁻²]	7600	6400	3040	4690
C:N-Verhältnis	23.2	23.2	19.5	26.9

bis 3 Jahren, der etwa dem Mikrostandort und Vegetationstyp „*Avenella*-Explorationsphase“ entspricht, möglich. Sowohl die Humusform, als auch das Nährstoffangebot (enges C/N-Verhältnis) sind hier deutlich günstiger zu beurteilen als in den anderen Entwicklungsphasen von *Avenella flexuosa* (Abbildung 16). Auffallend ist, dass Mikrostandorte

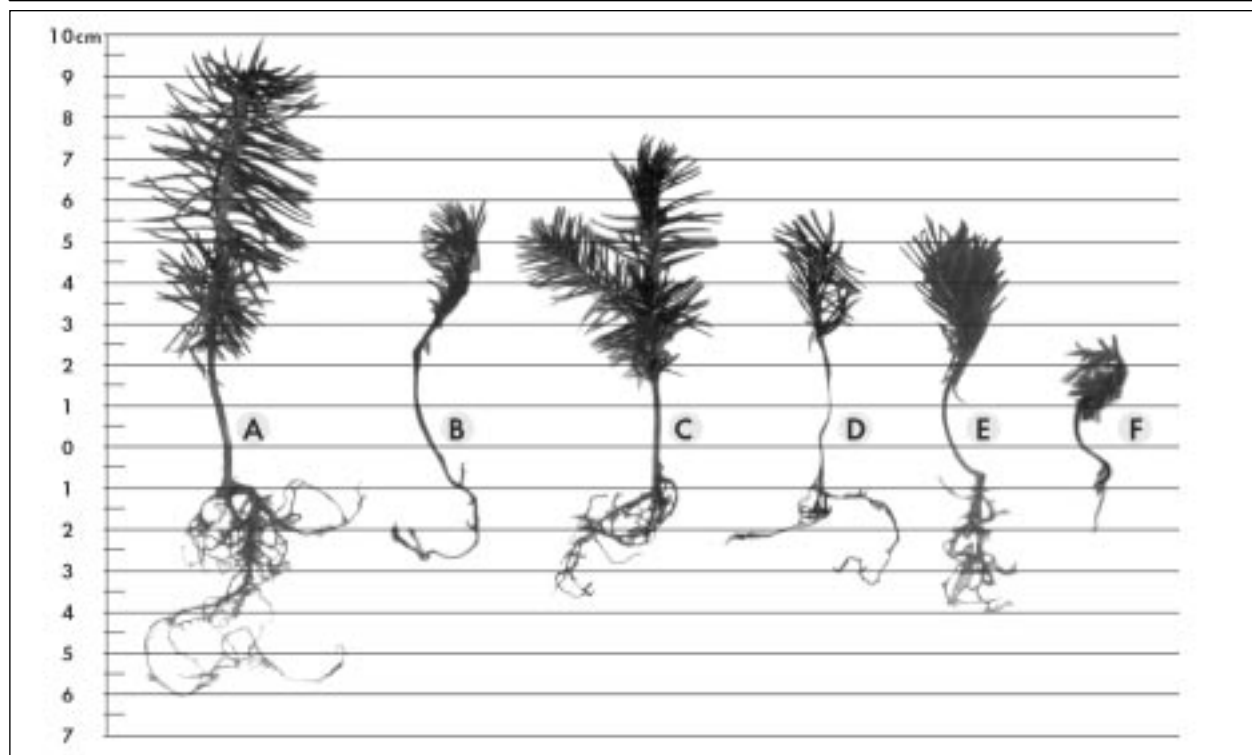
(Nudum), die die Keimbettverhältnisse vor der Auflichtung repräsentieren, bezüglich Humusform und Nährstoffangebot noch ungünstiger abschneiden.

Nach diesem kurzen Zeitraum mit günstigeren Bedingungen setzt Licht- (RUHM & ENGLISCH 2000), Wasser- und Nährstoffkonkurrenz durch die Gräser

Abb. 17:
Dreijährige Fichten-Naturverjüngungspflanzen¹ bei unterschiedlichen Überschirmungsverhältnissen und Bodenbedeckungsgrad.

¹ Es wurden für die jeweiligen Standortsverhältnisse repräsentative Pflanzen beerntet.

Seehöhe	1000 m		1200 m		1300 m	
Überschirmungsgrad	Lochhieb	69 %	49 %		39 %	
Bodenbedeckungsgrad	Bodenverwundung	40 %	Bodenverwundung	90 %	20 %	80 %
Pflanzen	A	B	C	D	E	F



verstärkt ein. Auf den untersuchten Standorten und den darauf stockenden anthropogen stark veränderten reinen Fichtenbeständen existiert daher ein zeitlich und mikrostandörtlich nur sehr schmales Ansamungsoptimum. Ist dieses durch zu starke Eingriffe in den Altbestand erst einmal überschritten, ist es nicht zielführend, weiter auf Naturverjüngung zu warten. Hier muss entschieden werden, ob eine eventuell bereits vorhandene Verjüngung ausreicht oder ob eine Pflanzung notwendig ist.

Mechanische Bodenverwundung dürfte die einzige Möglichkeit darstellen, in derart stark vergrasten Beständen trotzdem Fichten-Naturverjüngung zu erhalten. Hier wird der bekannten Tatsache Rechnung getragen, dass die Fichte auf Mineralboden besser keimt als auf Humus. Auf Versuchsfläche II wurden 1992 nach vorhergehender Bodenverwundung (mechanisches Abziehen der Grasschicht) Buchen- und Bergahornsamen eingebracht. Der Saatversuch wurde zwar vollständig von Mäusen vernichtet, doch es konnte auf diesen Verwundungsstellen die Entwicklung der Fichtenverjüngung auf Mineralboden im Vergleich zum humosen Oberboden unter gleichen Überschirmungsverhältnissen beobachtet werden. Die wesentlich bessere Kontaktherstellung zwischen Samen und Mineralboden und dadurch nachhaltigere Wasserversorgung führte zu augenscheinlich geringeren Ausfällen, erhöhter Vitalität und höherer Zuwachsleistung (Abbildung 17). Der sofortige Mineralbodenkontakt und vorübergehende Wegfall einer konkurrierenden Vegetationsschicht dürfte nicht nur für die Keimungsphase, sondern auch für die anschließende Etablierungsphase der Fichte von Vorteil sein. Eine plötzweise Bodenverwundung ist auch in schwierigem Gelände mit entsprechendem Gerät (Schreitbagger, Raupenbagger) relativ kostengünstig durchführbar (PRÖLL & RUHM 1995).

Die Qualität und Quantität der Fichten-Naturverjüngung in der hochmontanen Stufe des Wechselgebirges stellen ein wirtschaftlich sinnvolles Arbeiten mit Naturverjüngung überhaupt infrage.

Als ein bedeutendes Hindernis für die Entwicklung einer artenreicheren Naturverjüngung in reinen Fichtenaltbeständen erweist sich die geringe Fähigkeit anderer Schlussbaumarten zur räumlichen Ausbreitung in benachbarte Bestände. Ein extensives Einbringen von Tanne, Bergahorn, Buche, aber auch von Vogelbeere sollte zumindest die zukünftige Samenproduktion der Mischbaumarten gewährleisten.

Je homogener die Waldbestände sind, desto mehr Zeit wird benötigt, um die Voraussetzungen für eine naturnähere Forstwirtschaft zu schaffen. Ein mehr-

schichtiger Bestandesaufbau lässt sich bei der Umwandlung einschichtiger Bestände nicht innerhalb einer Generation verwirklichen. Es kann in diesem Stadium lediglich versucht werden, die Phase des „Nebeneinander“ von Ernte des Altholzes vom starken Ende her einerseits und dem Ankommen und Hochwachsen der Naturverjüngung andererseits zeitlich zu strecken. Die Bewirtschaftungskosten werden sich beim Übergang vom schlagweisen Altersklassenwald zum naturnahen Wald nicht senken lassen; vielmehr würde gerade die Umbauphase, in Abhängigkeit zur Ausgangssituation, Investitionen wie Voranbau, Einbringung von Mischbaumarten, Bodenverwundung, Wildschutzmaßnahmen, erhöhte Jagdaufwendungen aber auch höhere Holzbringungskosten, erforderlich machen.

Literatur

- ANGEL, F., 1924: *Gesteine der Steiermark*. Mitt. naturwiss. Ver. f. Stmk. 60.
- BARTSCH, N., 1987: *Waldgräser*. Verlag M. & H. Schaper, Hannover, 246 S.
- BERNIER, N. & PONGE, I.F., 1993: *Dynamique et stabilité des humus au cours du cycle sylvogénétique d'une pessière d'altitude*. C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie/Life sciences 316, 647-651.
- BERNIER, N., 1992: *Modification de la forme d'humus au cours du cycle sylvogénétique d'une pessière d'altitude*. D.E.A. d'Écologie Générale et production Végétale. Univ. de Paris XI - Orsay, 80 S.
- BERNIER, N., 1996: *Altitudinal changes in humus form dynamics in a spruce forest at the montane level*. Plant and Soil 178, 1-28.
- BREDEMEIER, M. & DOHRENBUSCH, A., 1984: *Ausbreitung der Drahtschmiele (Avenella flexuosa Parl.) in Fichtenaltbeständen*. Allg. Forst- u. J. Ztg, 156 (3), 41-47.
- BURSCHEL P. & BINDER F., 1993: *Bodenvegetation-Verjüngung-Waldschäden*. AFZ 5: 216-223.
- BURSCHEL P., KATEB H. EL, HUSS J., MOSANDL R., 1985: *Die Verjüngung im Bergmischwald*. Forstw. Cbl. 104: 65-100.
- DIERSCHKE, H. 1994: *Pflanzensoziologie*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 683 S.
- EBERHARDT E., 1995: *Exzessive Vergrasung in den Kiefernwäldern im Tiefland Sachsen-Anhalts*. Der Wald Berlin 45 (7), 226-230.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D., 1991: *Zeigerwerte der Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobot. 17, 1-122.
- ENGLISCH M. 1997: *Untersuchungen zu Humussystematik, der kleinflächigen Variabilität von Humusformen sowie ihrer morphologischen Eigenschaften in Hochlagenbeständen des Hochwechsels (Steiermark, Österreich)*. Diss. Univ. f. Bodenkultur, 260 S.

- FARDJAH, M. & LEMEE, G., 1980: *Dynamique comparée de l'eau sous hêtre et dans des coupes nues ou à Calamagrostis epigaeos en forêt de Fontainebleau*. Bull. Ecol. 11 (1), 11-31.
- FINK, J., 1969: *Nomenklatur und Systematik der Bodentypen Österreichs*. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges. 13, 1-94.
- FLÜGEL, H.W., 1961: *Die Geologie des Grazer Berglandes*. Mitt. Mus. f. Bergbau, Geologie u. Technik am Landesmuseum „Joanneum“ 23, Graz.
- GEGOUT, J.C. & HOUILLER, F., 1996: *Canonical correspondence analysis for forest site classification. A case study*. Ann. Sci. for. 53, 981-990.
- GREEN, R.M., TROWBRIDGE, R.L. & KLINKA, K., 1992: *Towards a Taxonomic Classification of Humus Form*. Forest Science, Monograph 29, 49 S.
- HEINSDORF, D., 1978: *Einfluss unterschiedlicher Vergrasung durch Deschampsia flexuosa auf Ernährungszustand und Wachstum gedüngter und ungedüngter Kiefern- und Roteichenkulturen*. Beitr. f. d. Forstwirtschaft., Heft 3, 107-113.
- HUFNAGL, H., 1970: *Der Waldtyp - ein Behelf für die Waldbauidiagnose*. Innviertler Presseverein, Ried. i. I., 223 S.
- JELEM, H. & KILIAN, W., 1975: *Wälder und Standorte am steirischen Alpenostrand*. Wuchsraum 18. Mitt. der Forstl. BVA 111, 167 S.
- KARRER G. & ENGLISCH M. 1998: *Patterns of humus forms and vegetation in managed Norway spruce ecosystems at Hochwechsel (Austria)*. Ecology 29 (1/2), 377-382.
- KILIAN, W., MÜLLER, F. & STARLINGER, F., 1994: *Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs*. FBVA-Berichte 82, 60 S.
- KLINKA, K., GREEN, R.N., TROWBRIDGE, R.L. & LOWE, L.E., 1981: *Taxonomic Classification of Humus Forms in Ecosystems of British Columbia*. First Approximation. Land Management Rep. 8, Province of British Columbia, Min. of Forestry, Vancouver, 54 S.
- KLINKA, K., WANG, Q. & CARTER, R.E., 1990: *Relationships Among Humus Forms, Forest Floor Nutrient Properties, and Understory Vegetation*. Forest Science 36 (3), 564-581.
- MAUBON, M. & ANDRÉ, J., 1996: *Dynamique de Vaccinium myrtillus L. en pessière d'altitude. Hypotheses concernant l'évolution de l'éricacée selon l'altitude et face à différentes situations*. In: Vittoz, P., Theurillat, J.-P., Zimmermann, K. & Gallandat (Hrg.), Volume jubilaire J.-L. Richard. Diss. Bot. 258, 89-102.
- MAYER, H., 1963: *Tannenreiche Wälder am Nordabfall der mittleren Ostalpen*. BLV Verlagsgemeinschaft München Basel Wien, 208 S.
- MAYER, H., 1980: *Waldbau* (2.Aufl.). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart New York, 483 S.
- MILLBACHER, E., 1992: *Der Einfluss einer Vergrasung auf den Wasserhaushalt von Fichtenkulturen*. Forstl. Schriftenreihe der Univ. f. Bodenkultur, Wien, Bd. 6, 142 S.
- MÖLLER, H., 1987: *Beziehungen zwischen Vegetation und Humuskörper in der Eilenriede (Hannover), einem Stadtwald mit menschlich beeinflussten Böden*. Tuexenia 7, 427-446.
- MOSANDL R., 1991: *Die Steuerung von Waldökosystemen mit waldbaulichen Mitteln - dargestellt am Beispiel des Bergmischwaldes*. Mitteilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns. 46. Heft, 246S.
- PEER H., 1976: *Experimentelle Untersuchungen über die Konkurrenzkraft von Forstunkräutern auf Fichten*. Forstw. Cbl. 95, 146-165.
- PRÖLL W. & RUHM W., 1995: *Naturverjüngung durch mechanische Bodenverwundung?* ÖFZ 7, 34-35.
- PYSEK, P., 1993: *What do we know about Calamagrostis villosa? - A review of the Species behaviour in secondary habitats*. Preslia, Praha, 65, 1-20.
- RUHM W. & ENGLISCH M., 2000: *Problems of natural regeneration in mountain forests*. Poster, Igl, Tagung: Sustainable Future of Mountain Forests 3.5.2000.
- SCHÄFFNER G. & GÜRTH P., 1991: *Untersuchungen über Naturverjüngung und Vorbau in immissionsgeschädigten Hochlagen des Südschwarzwaldes*. Allg. Forst- u. J.-Ztg., 163 Jg. (2), 31-39.
- SCHNEIDER B. & ROEDER A., 1993: *Dynamik der Fichten-Naturverjüngung unter Altholzschirm*. AFZ 2: 57-60.
- VELTSISTAS T., 1980: *Untersuchungen über die natürliche Verjüngung im Bergmischwald*. Diss. Ludwig-Maximilians-Universität München, 130S.
- WILKE, B., BOGENRIEDER A. & WILMANN, O., 1993: *Differenzierte Streuverteilung im Walde, ihre Ursachen und Folgen*. Phytocoenologia 23, 129-155.
- ZHANG, Q. & LIANG, Y., 1995: *Effects of gap size on nutrient release from plant litter decomposition in a natural forest ecosystem*. Can. J. For. Res. 25, 1627-1638.
- ZUKRIGL, K., 1973: *Montane und Subalpine Waldgesellschaften am Alpenostrand unter mitteleuropäischem, pannonischem und illyrischem Einfluss*. Mitt. der Forstl. BVA 101, 387 S.

Verfasser: Dipl.-Ing. Dr. Michael Englisch
Bundesamt und Forschungszentrum für Wald
Institut für Forstökologie
Seckendorff-Gudent-Weg 8
1130 Wien
Tel.: +43/1/87838-1203
Fax.: +43/1/87838-1250
Email: michael.englich@bfw.gv.at

Mag. Karl Gartner
Bundesamt und Forschungszentrum für Wald
Institut für Forstökologie
Seckendorff-Gudent-Weg 8
1130 Wien
Tel.: +43/1/87838-1344
Fax.: +43/1/87838-1250
Email: karl.gartner@bfw.gv.at

Dip.-Ing. Werner Ruhm
Bundesamt und Forschungszentrum für Wald
Institut für Waldbau
Hauptstraße 7
1140 Wien
Tel.: +43/1/87838-2211
Fax.: +43/1/87838-2250
Email: werner.ruhm@bfw.gv.at

Sukzessionsmonitoring nach Waldbrand im Naturwaldreservat „Potokkessel“

G. KOCH

Institut für Waldbau, Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Wien

Kurzfassung. Auf einer natürlichen Brandfläche im Naturwaldreservat „Potokkessel“ (Karawanken) wurden im Rahmen des bundesweiten Naturwaldreservate-Programms Sukzessionsstudien durchgeführt. Im kieferndominierten Schutzgebiet wurden 130 Monitoringflächen auf der Brandfläche und auf standörtlich vergleichbaren Kontrollflächen eingerichtet und seit 1998 jährlich beprobt. Es erfolgten vegetations- und verjüngungsökologische Untersuchungen. Die flächige Kartierung der Brandklassen erfolgte über eine Farb-Infrarot-Luftbildinterpretation. Die Ergebnisse zeigen, dass die Wiederbesiedelung der Brandflächen äußerst rasch erfolgte. Die Artenvielfalt auf der Brandfläche war bereits in der ersten Vegetationsperiode nach dem Brand höher als in den unbeeinflussten Wäldern. Die Deckungssummen der Bodenvegetation hängen von der Brandintensität ab. Auffallend sind deutliche Unterschiede in der Bodendeckung und der Verjüngungszahl zwischen Probestellen auf einer künstlichen Brandschneise und den restlichen Monitoringflächen. Die Verjüngung der Baumarten stellte sich spärlich ein. Sie wird von Rot- und Schwarzkiefer dominiert und weist einen hohen Schädigungsgrad auf.

Schlüsselworte: Waldbrand, Sukzession, Monitoring, Verjüngungsökologie, Vegetationsökologie, Naturwaldforschung

Abstract. [Monitoring of succession of the vegetation in the natural forest reserve „Potokkessel“.] After a natural forest fire has occurred in the natural forest reserve „Potokkessel“ (Austria, Carinthia), a monitoring programme of the succession of ground-flora has been developed and carried out in the framework of the „National Forest Reserve Programme“. 130 monitoring plots were set up in the protected area which is dominated by pine-forests (*Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*). Scientific monitoring involving vegetation development and regeneration ecology has been carried out on an annual basis since 1998. The mapping of the fire regime and the vegetation types is based on the interpretation of aerial photographs. The results show rapid colonisation of the area affected by the fire. Species diversity on the burned sites was higher than on the control plots - already one year after the fire. The ground cover of the monitoring plots depends to a great extent on the fire regime. The monitoring plots established in an artificial fire break show a different structure of the species diversity and the vegetation cover, compared with the monitoring plots on the burned area with natural stand structure (not managed). The regeneration after the fire is dominated by pine species. The density of seedlings and saplings is low and most of them are damaged by browsing, frost or fungal disease.

Keywords : forest fire, succession, monitoring, vegetation ecology, natural forest research

1. Einleitung

Waldbrände größeren Ausmaßes sind seltene Ereignisse in mitteleuropäischen Wäldern. Kommt es jedoch zu Brandereignissen, so wecken sie zwiespältige Gefühle. Einerseits kommt es zu Schäden oder sogar zur Vernichtung des Waldes und der in ihm lebenden Tier- und Pflanzenarten. Zusätzlich können Gefahren für angrenzende Siedlungen, Straßen und sonstige Bauwerke entstehen, und der ökonomische Schaden kann beträchtlich sein. Andererseits haben Waldbrände eine nicht unwe-

sentliche Bedeutung für die Biodiversität und Strukturvielfalt in Wäldern. Forschungsergebnisse haben gezeigt, dass sowohl die Artenvielfalt als auch die kleinräumigen Waldstrukturen nach einem Waldbrand zunehmen (BROWN & SMITH 2000, SCHERZINGER 1996, OTTO 1994). Sukzessionsabläufe und Verjüngungsstrategien nach Bränden, besonders unter natürlichen Bedingungen, sind für mitteleuropäische Bergwälder kaum bekannt. Diese würden jedoch Erkenntnisse für die Behandlung von Brandflächen in Wirtschaftswäldern liefern.

Im vorliegenden Beitrag wird das seltene Ereignis eines natürlichen Waldbrandes in einem Naturwald-

reservat der südlichen Kalkalpen vorgestellt und erste Untersuchungsergebnisse eines Sukzessionsmonitorings werden präsentiert.

Im Mai 1998 führte ein Blitzschlag zu einem mehrtägigen Waldbrand im kieferndominierten Bereich des Naturwaldreservats „Potokkessel“ in den Karawanken (Bundesland Kärnten, Abbildung 1 und Abbildung 2). Da das Brandzentrum unmittelbar am Übergang vom Naturwaldreservat zum Wirtschaftswald lag, hatte man sich für eine Brandbekämpfung entschlossen, obwohl dies den Grundsätzen von Naturwaldreservaten widerspricht (FRANK & KOCH 1999, <http://fbva.forvie.ac.at/100/1135.html>). Im Zuge dessen wurden neben der Bekämpfung des Feuers aus der Luft und vom Boden auch Brandschneisen geschlagen, die für die folgenden Untersuchungen eigenständige Stratifizierungseinheiten darstellen. Durch die wechselnden Standortbedingungen im Untersuchungsgebiet entstand ein heterogenes Mosaik von Flächen mit unterschiedlichen Brandeinwirkungen, sodass ein direkter

Abb. 1:

Brand im Naturwaldreservat „Potokkessel“ am 14. Mai 1998 (Foto Frank)



Vergleich mit unbeeinträchtigten Waldteilen unter vergleichbaren Standortbedingungen möglich war. Schon im Juni 1998 wurde mit den Vorbereitungen für das Sukzessionsmonitoring und den vegetationskundlichen Erhebungen begonnen. Daher war es möglich, die Wald- und Vegetationsentwicklung von der „Stunde Null“ an zu erfassen.

Die Forschungs- und Monitoringaktivitäten im Zusammenhang mit dem Brandereignis umfassen folgende Aspekte:

- Vegetations- und verjüngungsökologische Analysen der natürlichen Sukzession;
- Vergleiche der Vegetationsentwicklung auf der Brandfläche mit unbeeinflussten Standorten;
- Luftbildinterpretation der Brandintensitäten und der Vegetationstypen im gesamten Naturwaldreservat;
- Terrestrische Ansprachen des Kronenschadigungsgrades;
- Qualitative und quantitative Totholzerhebung;
- Forstentomologische Untersuchungen auf drei Transekten: Messung von Konditiometerwerten im Saftstrom von verschieden stark geschädigten Rot- und Schwarzkiefern, Abschätzung der Vitalität und Überlebenswahrscheinlichkeit in Anhängigkeit vom Stammdurchmesser, der Lage und der Brandintensität;
- Standortsökologische Erkundungen mit Schwerpunkt auf die Erfassung der Humussukzession.

Der vorliegende Beitrag konzentriert sich auf die methodische Darstellung der verschiedenen Untersuchungen und gibt eine erste Darstellung der Auswertungen der vegetationsökologischen Erhebungen wider.

Bedeutung von Waldbränden in Mitteleuropa

Waldbrände spielen in den laubbaumdominierten Wäldern Mitteleuropas eine geringe Rolle. Die höchste Brandgefahr wird in autochthonen als auch in sekundären Kiefernwäldern beobachtet, und häufig werden Brände vom Menschen verursacht (SCHERZINGER 1996). Die österreichische Waldschadensstatistik des BMLFUW der letzten fünf Jahre weist jährlich zwischen 33 und 84 Brandfälle aus, mit einer durchschnittlichen Gesamtschadensfläche von 37 ha im Bundesgebiet. In Kärnten gab es zwischen 1995 und 2000 durchschnittlich 8 Waldbrände, mit einer mittleren Brandfläche von 9 ha.

Feuerregime

Die Auswirkungen eines Waldbrandes hängen von der Jahreszeit, der Intensität, der Branddauer, dem Landschaftsmuster, sowie deren Häufigkeit ab. Diese Kombination von Einzelfaktoren nennt man Feuerregime (MORETTI et al. 2001, KILGORE 1987). Aufgrund der enormen Variabilität von Feueinflüssen existieren vielfältige Beschreibungen von Feuerregimen (BROWN 2000). Die Klassifikation von Feuerregimen basiert auf der Charakteristik des Feuers und auf den Auswirkungen durch das Feuer (AGEE 1993). Als praktikabler Ansatz hat sich dabei die Klassifikationsmethode nach BROWN (2000) erwiesen:

- ▶ Oberflächenfeuerregime: Dieses beeinflusst nur die Kraut- und Strauchschichten und ist in der Regel für die dominierenden Pflanzenarten und Lebensgemeinschaften nicht letal. Es führt zu keinen substanziellen Veränderungen der Vegetationsstruktur. Diese Feuer schreiten meist schnell voran, wirken aber kurzfristig mit hohen Temperaturen auf Vegetation und Boden. Durch ihre sprunghafte Ausbreitung bleiben im Brandgebiet nicht verbrannte Inseln erhalten.
- ▶ Bestandeszerstörendes Feuerregime: Dabei werden bis zu 80 % der Bodenvegetation und Baumschicht zerstört. Es kommt zu einer deutlichen Veränderung der Bestandesstruktur.

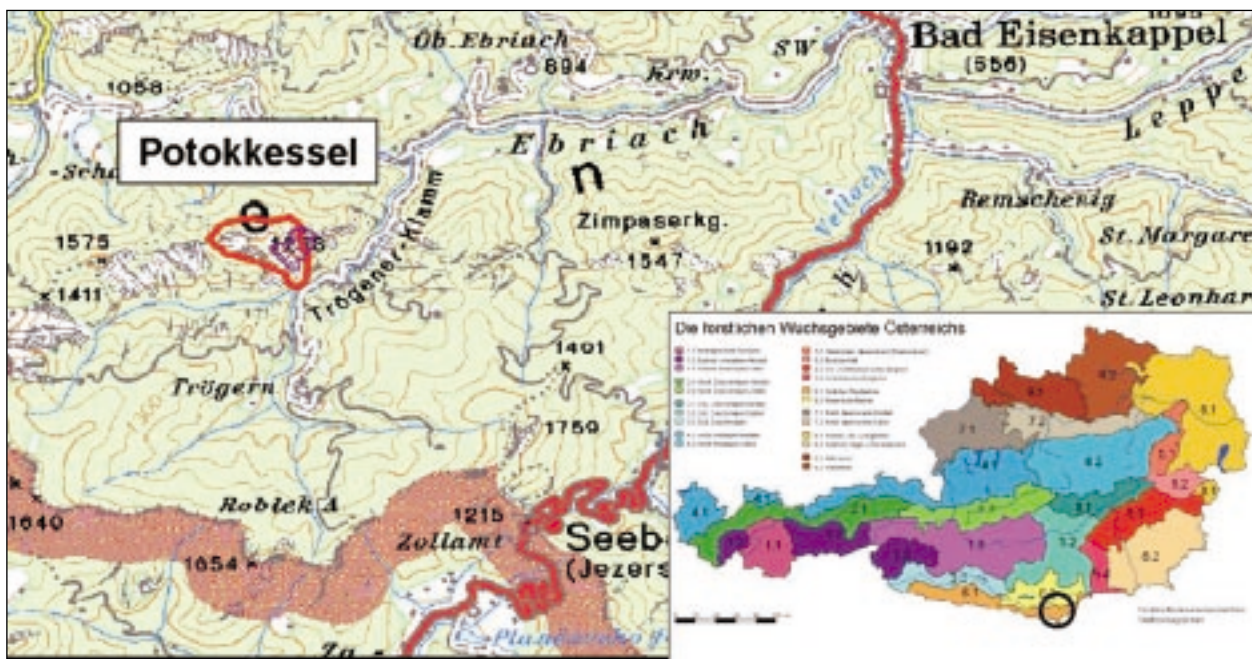
- ▶ Gemischt intensives Feuerregime: Je nach Abhängig von der Intensität des Feuers kommt es zu einer selektiven Mortalität der Vegetation, abhängig von ihrer Feueranfälligkeit. Das heißt, dass die Bodenvegetation und die Baumschicht betroffen durch die Zerstörung unterschiedlich stark sind.
- ▶ Feuerfreies Regime: Es gibt keinen oder nur einen sehr geringen Einfluss von Feuer auf die Vegetation.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Lage

Das Naturwaldreservat „Potokkessel“ liegt im südöstlichen Teil der Karawanken der südlichen Kalkalpen, westlich der Trögernerklamm. An der östlichen Grenze des Naturwaldreservates befindet sich der „Zwölferkopf“ (1263 m SH). An dessen Südhängen befinden sich die Brand- und Untersuchungsflächen, die sich über einen breiten Höhengradienten von 800 m bis 1260 m Seehöhe erstrecken. Entsprechend der waldökologischen Wuchsgebietsgliederung nach KILIAN et al. (1994) befindet sich das Naturwaldreservat im Wuchsgebiet 6.1, Südliches Randgebirge.

Abb. 2: Lage des Naturwaldreservates und Wuchsgebietsgliederung Österreichs.



2.2 Klima

Das „Südliche Randgebirge“ zeigt einen deutlich illyrischen Klimaeinfluss. Die Region zählt mit 1400 mm bis 1600 mm Jahresniederschlag in den montanen Lagen zu den niederschlagsreichsten Gebieten Österreichs. Charakteristisch für den illyrisch-submediterranen Charakter sind zwei ausgeprägte Niederschlagsmaxima im Frühsommer und im Spätherbst. Der Temperaturvergleich mit den Nordalpen zeigt für die Montanstufe ein im Durchschnitt um 1 °C höheres Jahresmittel (ZUKRIGL 1989). Dies ergibt sich aus der südlicheren Lage, dem Einfluss mediterraner Luftströmungen und der Leelage, wodurch sich gerade bei Westwetterlagen eine geringere Bewölkung ergibt (TROSCHL 1980). Erwähnenswert ist die lokal-klimatische Sondersituation im Untersuchungsgebiet. Dabei handelt es sich um steile, südexponierte Hang- und Gipfellagen mit einem hohen Felsanteil (siehe Geomorphologie), welche zu intensiven Einstrahlungsverhältnissen führen.

2.3 Geologie und Boden

Die Südkarawanken sind aus Triasgesteinen aufgebaut. Das gesamte Naturwaldreservat befindet sich in einem einheitlichen Schlerndolomitstock des Mesozoikums (BAUER et al. 1983). Im Bereich der Trögener Klamm sind Bankungen und Schichtungsgefüge vorhanden.

Das schwer verwitterbare Ausgangssubstrat und die kleinklimatischen Extreme in Verbindung mit kieferndominierten Waldgesellschaften führten zur Ausbildung von typischen A-C-Böden mit kleinstandörtlich bedingten Differenzierungen in der

Humusentwicklung. Rendsinen mit unterschiedlich mächtigen Moderauflagen sind unter ungestörten Verhältnissen die häufigsten Bodentypen. Durch den Brandeinfluss wurde lokal auch der Humus und flachgründige A-Horizont mehr oder weniger stark beeinträchtigt.

2.4 Geomorphologie

Das Gelände des Naturwaldreservates ist überwiegend von steilen und teils sogar schroffen Hangabschnitten, Rücken und Gräben geprägt. Diese werden regelmäßig von Felsköpfen und Seitengräben durchzogen. Die mittlere Hangneigung im Untersuchungsgebiet beträgt 84 %. Das Reservat erstreckt sich von der tiefmontanen (750 m SH) bis in die hochmontane Höhenstufe (1320 m SH). Bedingt durch die extremen geomorphologischen Verhältnisse ist eine Begehung nicht überall möglich. Das Naturwaldreservat ist daher unerschlossen. Es führen nur einzelne Pirschsteige durch das Gebiet.

2.5 Vegetation

Die Vegetation des Potokkessels wird durch die extremen Standortbedingungen geprägt, wobei das dolomitische Ausgangssubstrat und die Wärmegunstlage zur Ausbildung thermophiler Pflanzengesellschaften führten. Wie das Klima unterliegt auch die Vegetation dem illyrisch-submediterranen Einflussbereich. Neben den charakteristischen Vertretern der mitteleuropäischen Flora sind auch Arten der illyrischen Florenregion vorhanden (z.B. Hopfenbuche / *Ostrya carpinifolia*, Krainer Wolfsmilch / *Euphorbia carniolica*, Gelb Mänderle / *Paederota lutea*). Die besonderen Standortverhältnisse begünstigen Pionierarten und Spezialisten azonaler Standorte (Schwarzkiefer / *Pinus nigra*, Flaum-Steinröserl / *Daphne cneorum*). Besonders auf den Störungsflächen dominiert die Artengruppe der Pioniervegetation.

Durch den geringen Nutzungseinfluss entspricht die aktuelle Vegetation durchwegs der potenziellen natürlichen Vegetation. Diese bildet ein kleinräumiges

Abb. 3: Mittelhangbereich des „Zwölferkopfes“ mit Brandschneise (Foto Koch)



Mosaik an Pflanzengesellschaften, bestehend aus Waldgesellschaften, Felsspalten- und Schuttgesellschaften, dealpinen Einheiten wie beispielsweise Latschenbestände, Schluchtwalteinheiten, Zwergstrauchgesellschaften und Einschlüsse von Trockenrasen.

In den frischeren Grabeneinhängen und Muldenlagen, sowie auf den schattseitigen Hangbereichen, haben sich Buchenmischwälder mit Hopfenbuche / *Ostrya carpinifolia*, Mannaesche / *Fraxinus ornus*, Mehlbeere / *Sorbus aria* und geringem Anteil an Tanne / *Abies alba* und Fichte / *Picea abies* entwickelt. Diese laubholzdominierten Mischwälder können drei Waldgesellschaften zugeordnet werden.

Illyrischer montaner Tannen-Buchenwald

(*Anemono trifoliae*-Fagetum typicum)

Dieser Waldtyp ist unter zonalen Standortverhältnissen in den Bergmischwäldern der Südlichen Randlagen am meisten verbreitet (ZUKRIGL 1989). Im Untersuchungsgebiet spielt diese Waldgesellschaft allerdings aufgrund der extremen Geländebedingungen und des Kleinklimas nur eine untergeordnete Rolle. Diese Wälder befinden sich in ausgeglicheneren Lagen, häufig Schattseiten mit einer vergleichsweise guten Wasserversorgung auf Braunlehm-Rendsina-Standorten. In der Baumschicht dominiert die Buche, die Fichte ist häufig beigemischt, und die Tanne ist meist mit geringen Anteilen vertreten. Die tiefmontanen Vorkommen sind durch reichliches Vorkommen von Weiß-Segge / *Carex alba* und Berg-Reitgras / *Calamagrostis varia* gekennzeichnet. Wärmeliebende Arten sind nur in geringem Umfang beigesellt. Dieser Waldtyp wurde durch den Brand praktisch nicht betroffen.

Hopfenbuchen-Buchen-Wald (Ostryo-Fagetum)

Das Ostryo-Fagetum tritt meist als Übergangszone zwischen dem *Anemono trifoliae*-Fagetum und dem Ostryo *carpinifoliae*-Fraxinetum orni auf. Die Standorte zeichnen sich durch einen kleinräumigen Wechsel von flachgründigen Rendsinen über anstehendem Fels und tiefgründigeren Braunlehm-Rendsinen in Mulden und Verebnungen aus. Dieser Waldtyp ist durch eine bunte Mischung an Baumarten und einer guten Strukturierung der Bestände charakterisiert. Neben der bestandesprägenden Buche / *Fagus sylvatica* sind die illyrischen Baumarten Hopfenbuche / *Ostrya carpinifolia* und Mannaesche / *Fraxinus ornus* und wärmezeigende Arten wie Mehlbeere / *Sorbus aria* und Rotkiefer / *Pinus sylvestris*

regelmäßig vertreten. Die Hopfenbuche / *Ostrya carpinifolia* hat primär eine Pionierfunktion und fällt im Zuge der Bestandesentwicklung allmählich aus (ZUKRIGL 1989). Die Bodenvegetation ist artenreich und hat ein weites Spektrum von mitteleuropäischen Buchenwaldelementen (Zyklame / *Cyclamen purpurascens*, Schneerose / *Helleborus niger*) bis hin zu den licht- und wärmeliebenden Artengruppen der Kiefern- und Flaumeichenwälder (z.B. Weiss-Segge / *Carex alba*, Schwalbenwurz / *Vincetoxicum hirsutinaria* und diverse Orchideenarten). Die Waldgesellschaft kommt bevorzugt in steilen Schluchteinhängen und Gräben vor und wurde nur lokal durch Bodenfeuer und „Gemischt Intensives Feuerregime“ (BROWN 2000) erfasst.

Hopfenbuchen-Mannaeschen-Wald

(Ostryo *carpinifoliae*-Fraxinetum orni)

Diese Waldgesellschaft ist im Naturwaldreservat nur kleinflächig vertreten und nimmt vorwiegend die trockeneren Unterhangbereiche in der tiefmontanen Stufe ein. Die Gesellschaft hat ihren Schwerpunkt auf initialen Rendsinen mit geringem Feinerdeanteil. Häufig bilden Schuttkörper oder hoch anstehender Fels das Ausgangsmaterial. Die Gesellschaft ist an eine bessere Wasserversorgung angewiesen als die Schwarzföhrenwälder. Dies dürfte auch der limitierende Faktor im Untersuchungsgebiet sein. Ähnliche Standorte mit gut ausgebildeten Hopfenbuchen-Beständen finden sich in den zentralen Karawanken im Loibltal (MUCINA et al. 1993). Die Bestände sind geringwüchsig, stark aufgelockert, gestuft und haben eine auffallend artenreiche Strauchschicht (z.B. Blumenesche / *Fraxinus ornus*, Filzige Zwergmispel / *Cotoneaster tomentosus*, Felsenbirne / *Amelanchier ovalis*). Typisch ist das dominante Auftreten von Schneeheide / *Erica herbacea*, gemeinsam mit dem Blaugras / *Sesleria albicans* und der Weiss-Segge / *Carex alba*. Dazu kommt noch eine Vielzahl an Wärme- und Lichtzeigern (z.B. Zypressen-Wolfsmilch / *Euphorbia cyparissias*, Berg-Gamander / *Teucrium montanum*, oder Schwalbenwurz / *Vincetoxicum hirsutinaria*). Vom Brand wurden die Hopfenbuchenwälder nur kleinflächig in den Grabeneinhängen des Hauptgrabens erfasst.

Die dominierenden Waldgesellschaften sowohl auf der Brandfläche als auch im restlichen Reservat sind die Rot- und Schwarzkiefernwälder. Abhängig vom Relief, der Wasserversorgung und dem Sukzessionsstadium sind mehrere unterschiedliche Kieferngesellschaften ausgebildet.

Reitgras-Schwarzkiefernwald

(*Fraxino orni-Pinetum nigrae calamagrostietosum variae*)
Diese Gesellschaft nimmt den größten Flächenanteil im Potokkessel ein und besiedelt trockene Hangabschnitte und weniger extreme Rücken. Die Reitgras Subassoziation besiedelt Standorte mit bereits fortgeschrittenerer Boden- und Vegetationsentwicklung (MARTIN-BOSSE 1967). Es handelt sich um flachgründige Rendsinen, die leicht verbraunt sein können. Die typische Humusform ist der Moder. Trotz hoher Niederschläge ist der Wasserhaushalt des Bodens aufgrund der geringen Wasserhaltefähigkeit angespannt. Die Wälder werden von der Schwarz- und Rotkiefer dominiert, wobei der Baumartenanteil wechseln kann. In den höher gelegenen Flächen (>950m SH) dominiert die Schwarzkiefer, in den tiefer gelegenen Bereichen nimmt die Rotkiefer größere Anteile ein. Die meist mehrschichtigen Bestände haben eine lockere Strauchschicht mit Mehlbeere / *Sorbus aria*, Felsenbirne / *Amelanchier ovalis* und Mannaesche / *Fraxinus ornus* ausgebildet. In der Krautschicht dominieren Berg-Reitgras / *Calamagrostis varia* und Schneeheide / *Erica carnea*, während die Erdsegge / *Carex humilis* in ungestörten Beständen fehlt, jedoch auf brandbeeinflussten Bereichen in diese Gesellschaft eindringt. Regelmäßige Begleiter in der Krautschicht sind thermophile Arten der montanen Stufe auf Karbonat: Mandel-Wolfsmilch / *Euphorbia amygdaloides*, Haarstrang-Bergkümmel / *Laserpitium peucedanoides*, Felsen-Himbeere / *Rubus saxatilis*, Fuchsschwanz-Ziest / *Betonica alopecuroides*, Kleb-Kratzdistel / *Cirsium erisithales*, Rundköpfige Teufelskrallen / *Phyteuma orbiculare*, Buchs-Kreuzblume / *Polygala chamaebuxus* und Kalk-Blaugras / *Sesleria albicans*.

Felsrippen-Schwarzkiefernwald

(*Fraxino orni-Pinetum nigrae caricetosum humilis*)

Auf den Extremstandorten der flachgründigen Oberhänge und Felsrippen ist dieser anspruchslose Waldtyp praktisch konkurrenzlos. Besonders der dolomitische Untergrund, auf dem sich sehr seichte Rendsinen und Protorendsinen mit Moderauflage

entwickelt haben, und der angespannte Bodenwasserhaushalt begünstigen die Schwarzkiefer. Die Rotkiefer ist in geringen Anteilen vertreten und die schwach ausgebildete Strauchschicht wird meist von Felsenbirne / *Amelanchier ovalis*, Wacholder / *Juniperus communis* und Schwarzkiefer gebildet. Die Krautschicht ist artenreich und setzt sich aus Erico-Pinetea-Arten, Rasen- und Felsspalten-Elementen zusammen. Die wichtigsten und dominierenden Arten sind Schneeheide / *Erica carnea* und Erd-Segge / *Carex humilis*. Weiters häufig vertretene Arten sind: Grannen-Meier / *Asperula aristata*, Fuchsschwanz-Ziest / *Betonica alopecuroides*, Weidenblättriges Ochsenauge / *Buphthalmum salicifolium*, Berg-Reitgras / *Calamagrostis varia*, Haarstrang-Bergkümmel / *Laserpitium peucedanoides*, Grau-Löwenzahn / *Leontodon incanus*, Flaum-Steinröserl / *Daphne cneorum*, Glanz-Labkraut / *Galium lucidum*, Kalk-Blaugras /

Abb. 4:

Felsrippen-Schwarzkiefernwald (*Fraxino orni-Pinetum nigrae caricetosum humilis*) im Naturwaldreservat „Potokkessel“ (Foto Koch)



Abb. 5:

Südwestteil des Naturwaldreservates mit mosaikartig eingesprengten Latschenbeständen (Foto Koch)



Sesleria albicans und Berg-Gamander / *Teucrium montanum*. Die Erdseggen Subassoziation umfasst die natürlichsten und wegen ihrer schwer zugänglichen Lage die vom Menschen am wenigsten beeinflussten Schwarzkiefernwälder (MARTIN-BOSSE 1967).

Die beiden Schwarzkiefernengesellschaften dominieren auf der Brandfläche und wurden durch sämtliche Feuerregimes beeinträchtigt bis gänzlich zerstört. In der Bodenvegetation haben gravierende Artenveränderungen stattgefunden und die Arten garnitur entspricht einem frühen Pionierstadium. Für die pflanzensoziologische Beschreibung der potenziellen natürlichen Waldgesellschaften sind diese Flächen nicht geeignet.

In den schroffen Felsbereichen besonders auf Nord- und Westexpositionen sind **Schneeheide-Latschengebüsche** (*Erica carnea*-Pinetum *prostratae*) vorhanden. Die Latsche / *Pinus mugo* dominiert in der Strauchschicht. Einzeln sind Rotkiefer / *Pinus sylvestris*, Mehlbeere / *Sorbus aria*, Fichte / *Picea abies* und Lärche / *Larix decidua* beigemischt. In der Krautschicht finden sich häufig Zwergsträucher wie Bewimperte Alpenrose / *Rhododendron hirsutum*, Schneeheide / *Erica carnea*, Zwergalpenrose / *Rhodothamnus chamaecistus* oder Heidelbeere / *Vaccinium myrtillus*, und es können Rasenfragmente (Berg-Reitgras / *Calamagrostis varia*, Kalk-Blaugras / *Sesleria albicans* beigemischt sein.

Schließlich sind neben den Waldgesellschaften mosaikartig auch **Blaugrashalden**, **Felsspaltengesellschaften**, **Buntreitgrasfluren** und **Erikaheiden** vertreten (Abbildung 11), auf die an dieser Stelle nicht näher eingegangen werden kann. Eine ausführliche Bearbeitung dieser Einheiten erfolgte für das angrenzende Naturschutzgebiet „Trögener Klamme“ durch KIRCHMEIR & JUNGMEIER (2000).

3. Material und Methodik

Durch die extreme Topographie war die Einrichtung eines regelmäßigen Stichprobenrasters nicht möglich. Die pflanzensoziologischen Vegetationsaufnahmen der Waldeinheiten (Methode nach BRAUN-BLANQUET 1964) erfolgten daher auf repräsentativ ausgewählten Standorten im Naturwaldreservat in den Jahren 1998 und 1999. Dabei wurden 20 Standorte durch 57 Vegetationsaufnahmen, verteilt über alle Höhenstufen, erfasst und standortkundlich dokumentiert. Die Aufnahmeflächen sind quadratisch mit einer Fläche

von 100 m². Jede Fläche wurde durch Eisenrohre und Holzpflöcke permanent vermarkt (Abbildung).

Neben den vegetationskundlichen Erhebungen wurden auf den selben Probestellen auch Totholzaufnahmen und terrestrische Einzelbaumanalysen des Kronenschadigungsgrades durchgeführt.

3.1. Design des Sukzessionsmonitorings

Von den 20 Vegetationsaufnahmeflächen wurden 13 in das Sukzessionsmonitoring einbezogen. 10 Probestellen liegen auf der Brandfläche von 1998 und drei Probestellen wurden als Kontrollflächen auf vergleichbaren Standorten in unbeeinflussten Beständen eingerichtet. Die Auswahl der Probestellen erfolgte nach den Kriterien Waldgesellschaft, Bestandesentwicklungsphase, Brandintensität, Seehöhe und Kleinstandort.

Innerhalb der 100 m² großen Vegetationsaufnahmeflächen wurden die Monitoringflächen für die Beobachtung der Sukzession und Verjüngungsanalyse eingerichtet. Es wurden jeweils 10 Monitoringflächen mit einer Größe von 0,25 m² (0,5 x 0,5 m) vermessen und mit Rohren und Pflöcken permanent vermarkt (Abbildung 7 und Abbildung 8). Zusätzlich wurden pro Vegetationsaufnahmefläche zwei Bäume der Oberschicht eingemessen, um bei einem Ausfall der Pflöcke eine Rückmessung der Monitoringflächen zu ermöglichen.

Die Monitoringflächen wurden in den Eckpunkten des 100 m²-Quadrates und entlang der Falllinie in der Flächenmitte eingerichtet. Auf die Monitoringfläche wurde während der Erhebung ein Gitterraster mit 25 Subflächen (10x10 cm) gelegt (Abbildung 7), wodurch die Abschätzung der Deckungsprozent je Art erleichtert wurde und die exakte Lage der Gehölzverjüngung dokumentiert werden kann. In Summe wurden 130 Monitoringflächen eingerichtet und seit 1998 jährlich einmalig, zum jeweils vergleichbaren Vegetationsentwicklungszeitpunkt (Juli) erhoben.

Auf den Monitoringflächen wurden folgende Parameter erfasst:

- Standortmerkmale: Humustyp, Bodentyp, Bodenwasserhaushalt, Gründigkeit, besiedelbare Fläche
- Gefäßpflanzen mit Deckungsprozent (1-100 %)
- verjüngte Baum- und Straucharten
- koordinative Lage jedes verjüngten Individuums
- Alter der verjüngten Individuen
- Höhe der verjüngten Individuen
- Schadensursache und Schädigungsgrad der verjüngten Individuen

Abb. 6:
Topographie des Naturwaldreservates und Probe-
flächenverteilung (GÄRTNER et al. 2000).



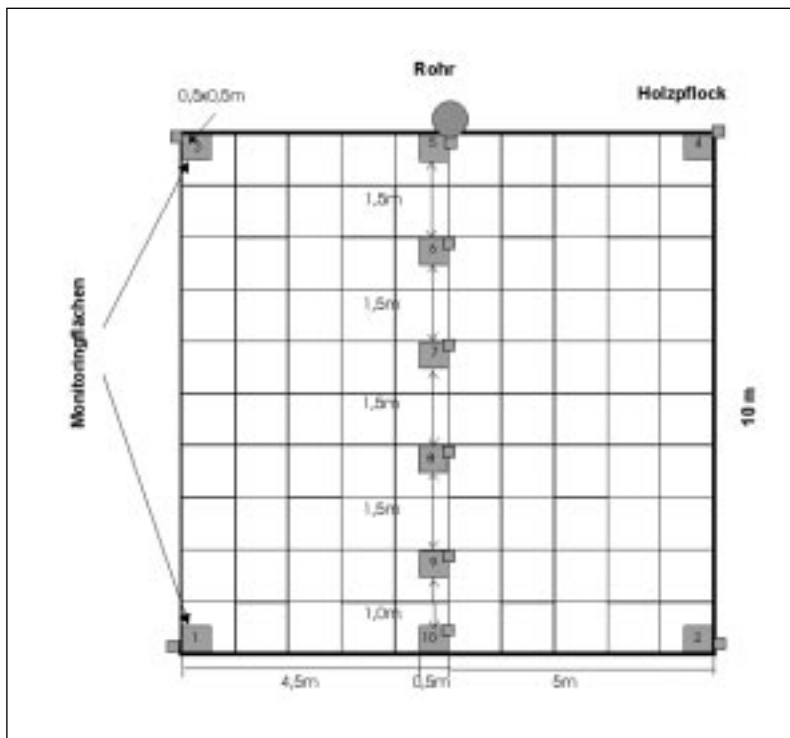
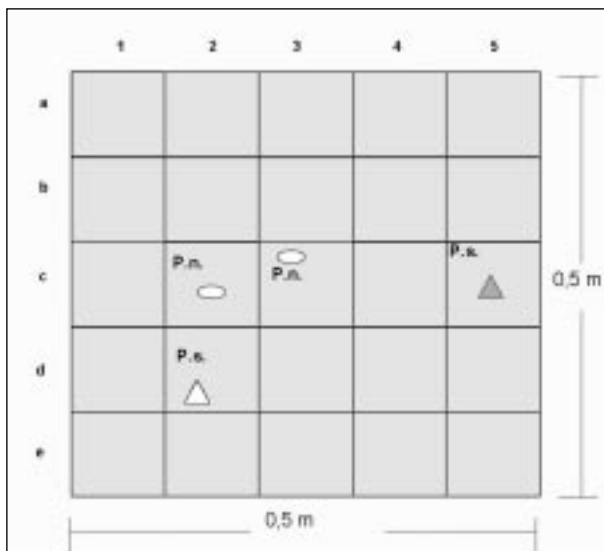


Abb. 7:
Lage und Design der Monitoringflächen (0,25 m²) auf den Vegetationsaufnahmeflächen (100 m²)

Für die Erhebungen der Sukzession und Verjüngungsentwicklung wurden standardisierte Aufnahmemanuale verwendet.

Abbildung 8

Monitoringfläche mit Gitterraster und Lage der verjüngten
Gehölze; weiße Symbole für vorhandene Verjüngung, graue
Symbole für ausgefallene Verjüngung



3.2 Luftbildinterpretation

Im Juli 1998, zwei Monate nach dem Brandereignis, flog das Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen den ersten Bildflug. Ein zweiter Flug erfolgte im Jahr 2000. Dabei wurden Farb-Infrarot-Luftbilder (FIR) im Maßstab 1:5000 angefertigt. Es erfolgten mehrere thematische Auswertungen durch die Abteilung „Forstliches Luftbild“ des Bundesamtes und Forschungszentrum für Wald (BFW).

Interpretation der Brandklassen

Für die flächige Interpretation und Kartierung der Brandklassen wurde vor Ort ein Luftbildinterpretationsschlüssel erstellt. Ausgehend vom Schaden an den Einzelbäumen wurden für eine flächige Abgrenzung 5 Schadklassen definiert (GÄRTNER et al. 2000). Bei der Luftbildinterpretation wurden jene

Bereiche zusammengefasst, in denen mindestens 80% der Einzelbäume derselben Schadklasse angehört. Es ist zu beachten, dass die einzelnen Klassen nicht immer scharf zu trennen sind und stellenweise fließende Übergänge auftreten. Auch innerhalb abgegrenzter Flächen können kleinsträumig – bedingt durch die extreme Topographie (Felsrippen, kleinsträumige Schluchten und Abbrüche) – Einzelbäume einer anderen Schadklasse auftreten. Aus Gründen der kartographischen Darstellbarkeit war eine gewisse Generalisierung notwendig. Die Mindestgröße der ausgeschiedenen Flächen beträgt 0,5 ha. Allerdings wurden kleinsträumig auftretende, bemerkenswerte Abweichungen innerhalb einer ausgeschiedenen Schadklasse durch Symbole dargestellt (Abbildung 10).

Schadklasse 1: Kein Brandeinfluss. Am FIR-Luftbild sind nur voll benadelte Kronen (rote Farbe) erkennbar. Sofern Bodensicht vorhanden, ist teils verbrannte/versengte Bodenvegetation durch Bodenfeuer erkennbar, doch ohne Schadeinwirkung auf die Kronen zum Zeitpunkt des Fluges. Diese Klasse entspricht dem „Feuerfreien Regime“ nach BROWN (2000).

Schadklasse 2: Bis zu 1/3 der Kronen sind geschädigt. Die Schäden konzentrieren sich auf die

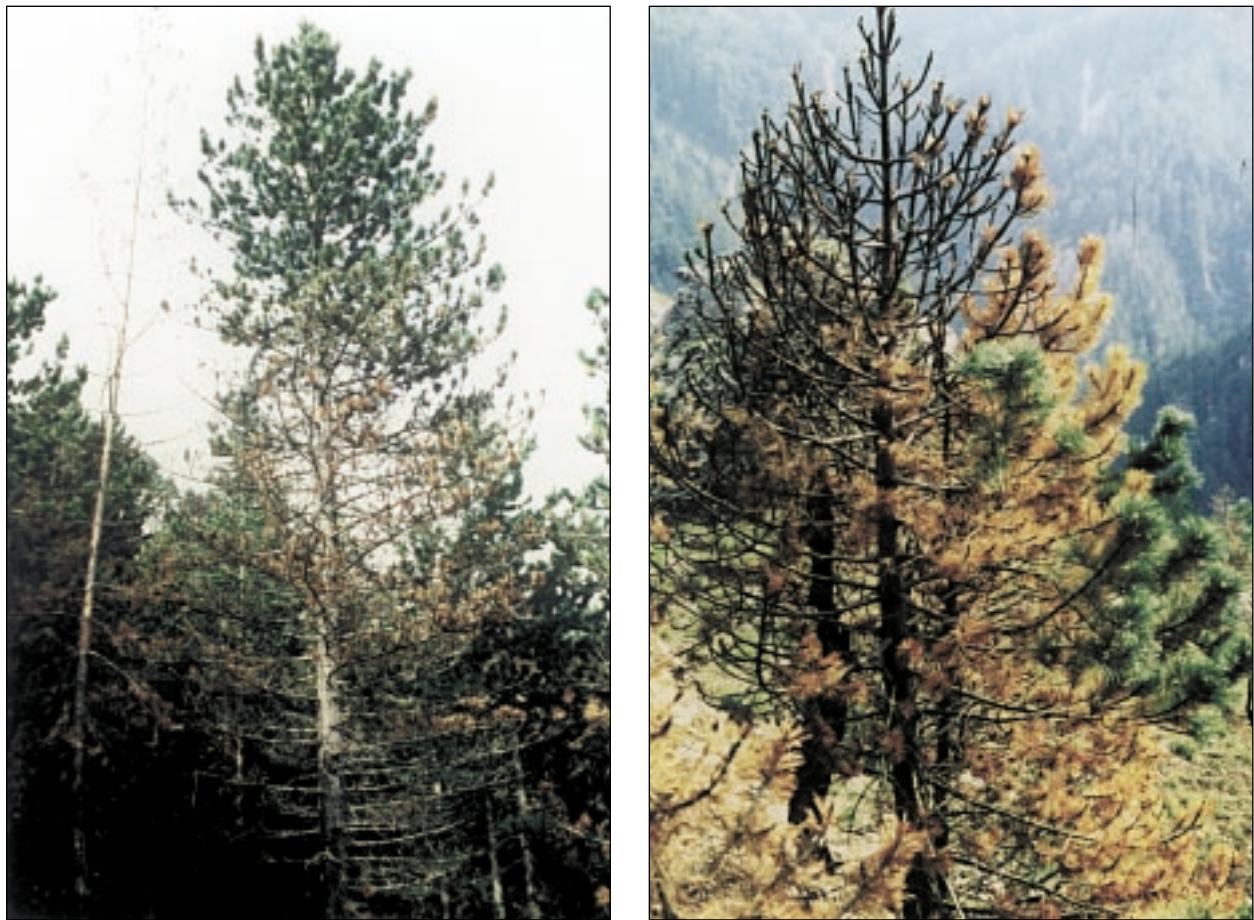


Abb. 9: Schwarzkiefern mit der Schadklasse 2 (links) und Schadklasse 4 (Fotos Gärtner)

Stamm- und unteren Kronenbereiche. Das Bodenfeuer verursachte deutliche Schäden an der Bodenvegetation. Diese Klasse kann dem „Oberflächenfeuerregime“ nach BROWN (2000) zugeordnet werden.

Schadklasse 3: 1/3 bis 2/3 der Kronen sind geschädigt. Die Wipfelpartien der Kronen sind noch benadelt, der untere Kronenbereich jedoch stark geschädigt. Bodenfeuer mit deutlich geschädigter Bodenvegetation. Diese Klasse kann dem „Gemischt Intensiven Feuerregime“ nach BROWN (2000) zugeordnet werden.

Schadklasse 4: 2/3 bis 9/10 der Kronen sind geschädigt. In den obersten Wipfelbereichen ist noch lebende Nadelmasse vorhanden. Bodenfeuer hat die Bodenvegetation bis auf Kleinstflächen gänzlich geschädigt. Diese Klasse kann dem „Bestandeszerstörenden Feuerregime“ nach BROWN (2000) zugeordnet werden.

Schadklasse 5: Die Kronen und die Bodenvegetation sind vollkommen verbrannt. Auch diese Schadklasse entspricht weitgehend dem „Bestandeszerstörenden Feuerregime“ nach BROWN (2000).

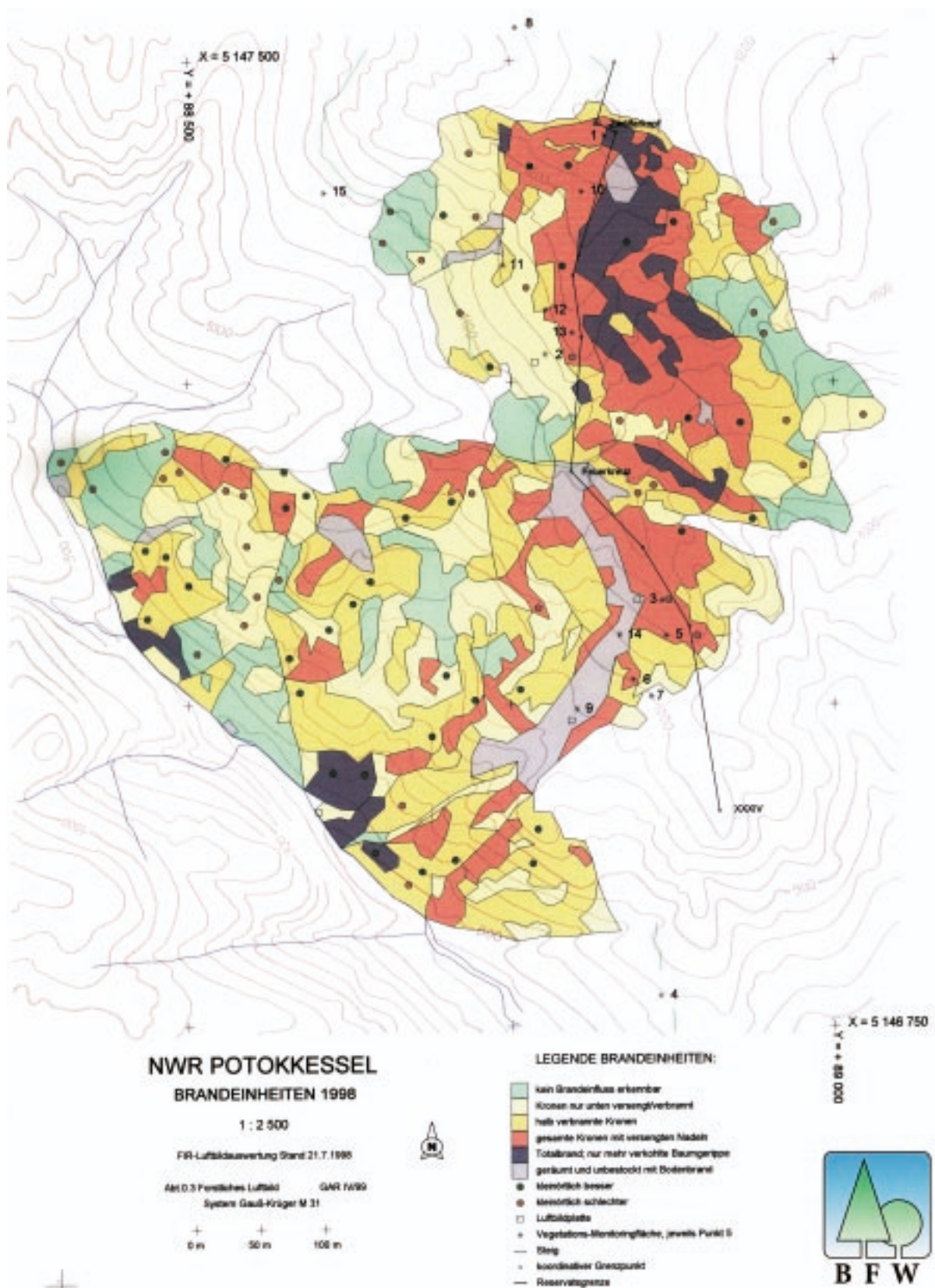
Interpretation der Vegetationseinheiten

Da eine flächige terrestrische Kartierung der Pflanzengesellschaften aufgrund der extremen topographischen Verhältnisse nicht möglich ist, wurde mittels Referenzaufnahmen und FIR-Luftbilder eine Überblickskartierung der Vegetationseinheiten vorgenommen. Diese ermöglicht eine Anschließungen der Flächenanteile pro Schadklasse und liefert Einblicke in Bereiche des Naturwaldreservates, die vor Ort nur mit großem Aufwand oder gar nicht zugänglich sind. Durch wiederholte Bildflüge und deren Interpretation konnten Veränderungen relativ einfach und rasch festgestellt werden. Die Luftbilder wurden im Gelände hinsichtlich der Vegetationseinheiten referenziert, und schließlich wurde die stereoskopische Bildauswertung vor Ort auf ihre Plausibilität geprüft.

In Zusammenarbeit mit der Abteilung „Forstliches Luftbild“ des BFW wurden 10 Vegetationseinheiten für die Ansprache der aktuellen Vegetation in einem Interpretationsschlüssel definiert. Die Einheiten (ohne Brandeinfluss) wurden primär auf Basis der Baumartenkombination und Struktureigenschaften gebildet (Tab.1, Abb. 11).

Abb. 10:

Kartierung der Brandeinheiten durch die Luftbildinterpretation (Gärtner et al. 2000); Auswertung des Bildfluges 1998



Tab. 1: Einheiten der aktuellen Vegetation für die Luftbildinterpretation

Vegetationstyp	Kriterien für die Interpretation
Fels, nackter Boden:	> 80 % Fels, Geröll, Steinschutt; baumfrei; Sträucher möglich; eingesprengte Bodenvegetation.
Rasen und Heiden	> 80 % Bodenvegetation; baumfrei; Sträucher möglich.
Fels - Rasen – Busch - Mosaik	Innerhalb der Kartierungseinheit ähnliche Anteile an vegetationsfreien und bestockten Bereichen; Muster von Fels- und Vegetationsflächen unterschiedlich groß; baumfrei.
Schwarzkiefern - Felssteppe	Überschirmung der Baumschicht < 50 %; Höhe der Oberschicht < 10 m; vegetationsfreie Flächen vorhanden (Fels, Schutt).
Schwarzkiefern - Heidewald	Überschirmung der Baumschicht > 30 %; Höhe der Oberschicht > 10 m (sofern nicht Jungwuchsphase); Laubholzanteil an der Strauchschicht > 20 %; vegetationsfreie Flächen < 10 %.
Schwarzkiefern – Brandfolgebestände	Überschirmung der Baumschicht > 70 %; Höhe der Baumschicht meist < 10 m; Bestandesalter zwischen 30 und 60 Jahre; schwach strukturiert; Strauchschicht +/- fehlend; Stangenholzstadien.
Schwarzkiefern - Weißkiefern-Mischbestände	Schwarzkiefer dominiert; bis 20 % Weißkiefer; vereinzelt sonstige Mischbaumarten.
Schwarzkiefern - Bestände mit Buche	Schwarzkiefer dominiert; bis 10 % Buche; sonstige Mischbaumarten möglich.
Fichten – Tannen – Buchen - Wald mit Schwarzkiefer	Buche dominiert; Fichte und Tanne beigemischt; Schwarzkiefer < 30 %; sonstige Baumarten möglich.
Latschenbestände	Latsche dominiert mit > 50 %; sonstige Baumarten jeweils < 10 %, oder Latschenanteil > 30 %, sonstige Baumarten jeweils > 10 %.
Lärchenbestände	Lärche dominiert mit > 75 %; sonstige Baum- und Straucharten möglich; Sekundärbestände.

Tabelle 1 gibt eine Übersicht der bestimmten/vorhandene Vegetationseinheiten.

3.3 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung des Datenmaterials soll den Einfluss der Variablen (Seehöhe, Höhenstufe, Exposition, Neigung, Anteil offener Boden, Brandklasse, Überschirmung) auf die Artenzahl, die Artenzahl der Verjüngung und auf die Deckungssumme nachweisen. Es wurden drei Untersuchungen durchgeführt:

- Prüfung des Einflusses der Variablen auf die Artenzahl der Krautschicht und Deckungssumme für die Jahre 1999 bis 2001.
- Prüfung des Einflusses der Variablen auf die Artenzahl der Verjüngung für die Jahre 1999 bis 2001.
- Analyse ob sich Artenzahl der Krautschicht, Artenzahl der Verjüngung und Deckungssumme im Jahr 2000 zwischen Brandflächen und

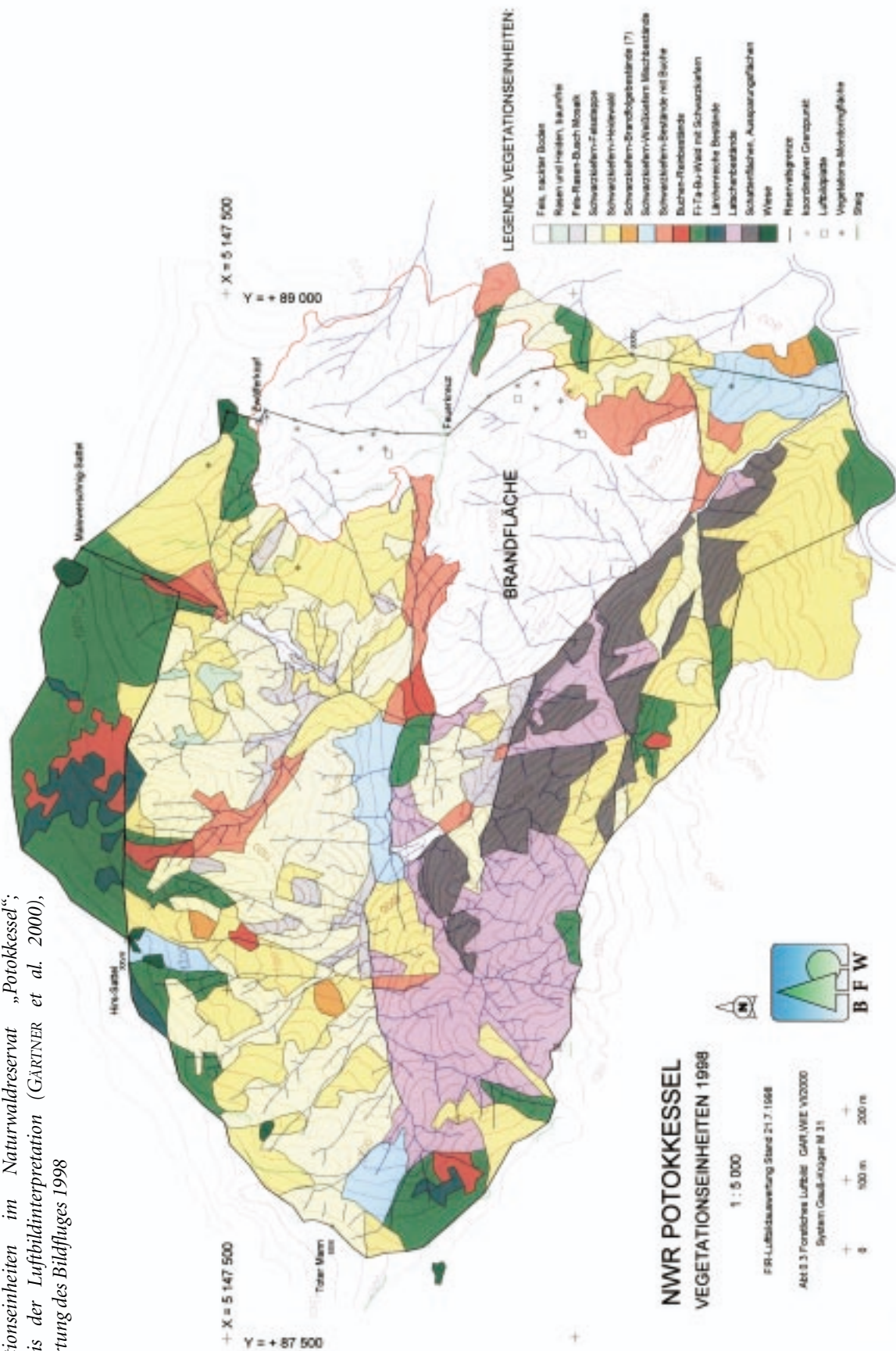
Kontrollflächen (vom Brand unbeeinflusst) signifikant unterscheiden.

Die beiden ersten Untersuchungen werden mit Hilfe der Regressionsanalyse bearbeitet. Für die dritte Frage wurde ein geeigneter Signifikanztest ausgewählt. Es wurde auch geprüft, ob sich die Regressionsgeraden in den einzelnen Jahren voneinander unterscheiden.

4. Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden werden erste Ergebnisse aus den Erhebungen der Jahre 1999 bis 2001 dargestellt. Es erfolgt einerseits eine Gegenüberstellung der Vegetationsentwicklung bei unterschiedlichem Brandeinfluss und andererseits ein Vergleich der Artendiversität von Flächen im Brandbereich und von Kontrollflächen auf vergleichbaren Standorten. Für die Entwicklung der Verjüngung sind bis dato nur einge-

Abb. 11:
Vegetationseinheiten im Naturwaldreservat „Potokessel“;
Ergebnis der Luftbildinterpretation (GÄRTNER et al. 2000),
Auswertung des Bildfluges 1998



schränkte Aussagen möglich. Dies deshalb, da die Kiefern Samen des Samenjahres 1998 erst im Jahr 2000 keimen. Die vor dem Brand vorhandene Verjüngung wurde durch das Bodenfeuer größtenteils vernichtet.

4.1 Vegetationsentwicklung

4.1.1 Wiederbesiedelung der Brandflächen

Es konnte festgestellt werden, dass auf allen Brandflächen eine äußerst rasche Etablierung von Pionierarten erfolgte. Ein Teil der Arten dürfte aus überdauernden Diasporenvorräten im Boden gekeimt haben. Eine andere Gruppe von Arten konnte sich aus unterirdisch erhalten gebliebenen Wurzelsystemen vegetativ verjüngen. Dazu kommt noch eine dritte Gruppe, die durch anemochore Samenverbreitung die Störflächen besiedeln konnte.

Im Jahr des Brandes waren es vor allem Zypressen-Wolfsmilch / *Euphorbia cyparissias* und Erd-Segge / *Carex humilis*, welche die humusfreien und aschereichen Brandflächen wiederbesiedelt haben. Durch die sehr dunklen, teils schwarzen Boden- und Humushorizonte und die steilen Südhänge sind besonders Probeflächen mit geringer Überschildung extremen Strahlungswerten und Temperaturen ausgesetzt. Diese kleinklimatische Situation erlaubt nur wenigen Spezialisten die Erstbesiedelung.

4.1.2 Artendiversität

Sehr überraschend ist, dass sich bereits ein Jahr nach dem Brand der Großteil der Artengarnitur, die in den Folgejahren die Flächen besiedelte, eingestellt hat. Ab dem dritten Jahr hat nur noch auf wenigen Monitoringflächen eine Zunahme der Artenzahl stattge-

funden. Im Durchschnitt für alle Probeflächen nahm die Artenzahl sogar wieder ab (Abbildung 12).

Die Deckung der Monitoringflächen weist zwischen den Jahren 1999 und 2001 große Unterschiede auf. Die durchschnittliche Deckungssumme einer Monitoringfläche nahm von 18 % auf 27 % zu. Die mittlere Artenzahl einer Monitoringfläche (0,25 m²) verhält sich mit 7 bis 8 Arten über die Jahre konstant.

Betrachtet man die Artendiversität für alle Monitoringflächen im Brandbereich und vergleicht diese mit den unbeeinflussten Kontrollflächen, so kann man feststellen, dass die Gesamtartenzahl bereits 1999 (ein Jahr nach dem Brand) mit 47 Gefäßpflanzen und Moosen über jener der Kontrollflächen lag (Abbildung 12). Im Jahr 2000 lag die Gesamtartenzahl auf den Störflächen mit 68 Arten bereits um 70 % über jener der ungestörten Waldflächen (40 Arten). Diese Entwicklung dürfte sich vor allem auf die ersten Jahre nach dem Brand beschränken. In der Folge werden sich wenige Arten durchsetzen (z.B. Erd-Segge / *Carex humilis*, Adlerfarn / *Pteridium aquilinum*), und es kommt wieder zu einer Artenabnahme. Durch die rasche Etablierung einiger dominanter Arten kam es bereits im Zeitraum zwischen 2000 und 2001 teilweise zu einem Artenrückgang.

Vergleicht man nicht die Gesamtartenzahl, sondern die Artenzahl auf den gestörten und ungestörten Monitoringeinzelflächen, so ergibt der statistische Vergleich keinen signifikanten Unter-

Abb. 12:

Gesamte Artendiversität je Erhebungsjahr; Vergleich von Brandflächen mit ungestörten Kontrollflächen

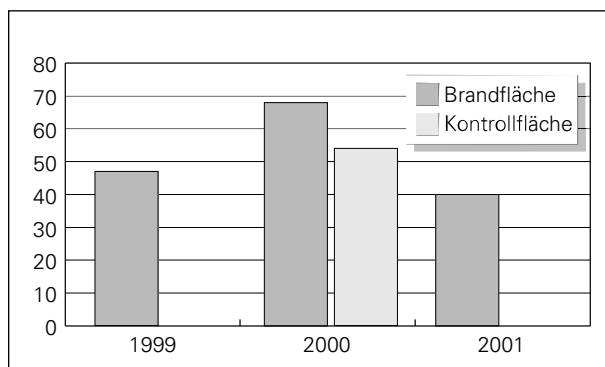
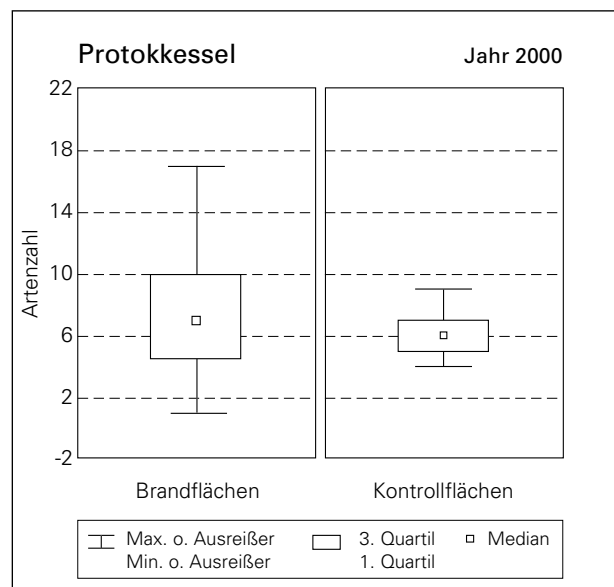


Abb. 13:

Box-Whisker-Plot-Diagramm als Ergebnis des Signifikanztests für die Artenzahl auf Probeflächen der Brandfläche und unbeeinflussten Kontrollflächen.



schied, jedoch ist die Variation der Artenzahlen auf der Brandflächen wesentlich größer (Abbildung 13).

Betrachtet man die Deckungssummen auf der Brandfläche, so fallen in den ersten Jahren zwei Arten auf: Zypressen-Wolfsmilch / *Euphorbia cyparissias* und Erdsegge / *Carex humilis*. Beide sind wärme- und trockenheitsliebende Arten und finden unter den gegebenen Standortverhältnissen optimale Wuchsbedingungen vor. Die Zypressen-Wolfsmilch ist eine anspruchslose Art und besitzt ein feinmaschiges Wurzelgeflecht. Durch ihren kräftigen Erdstock und der Anlage vieler Erneuerungsknospen treibt sie unzählige Sprosse, was das herdenartige Auftreten erklärt (FISCHER 1992).

Wenige deckungsstarke Pionierarten und Klimakarten, die sich aus dem verbliebenen Regenerationsorganen verjüngen konnten, besiedeln offene Flächen

und Mikrostandorte (z.B. anstehendes Grundgestein, lokal hohes Nährstoffangebot). Abbildung 15 zeigt eine Auswahl der häufigsten Arten. Dargestellt wurde die Deckungssumme jeder Art auf den 100 Monitoringflächen der Brandfläche. Die Zypressen-Wolfsmilch / *Euphorbia cyparissias* konnte in den ersten beiden Jahren am stärksten an Deckung zunehmen, während von 2000 auf 2001 ein deutlicher Rückgang der Ausbreitungstendenz erkennbar ist. Umgekehrt verhält es sich bei der zweiten dominierenden Art, der Erdsegge / *Carex humilis*. Diese konnte sich unmittelbar nach dem Brand nicht so rasch ausbreiten, erreichte aber im dritten Jahr die deutlich größten Deckungszuwächse. Ein ähnlicher Trend, wenn auch mit wesentlich geringeren Deckungswerten, ist beim Buntreitgras / *Calamagrostis varia*, dem Zwergbuchs / *Polygala chamaebuxus* und bei der Schneerose / *Helle-*

borus niger erkennbar. Die große Anzahl an schwach deckenden Arten zeigt vorerst eine Beibehaltung ihrer Deckungswerte. Bei knapper werdendem Flächenangebot und zunehmender Konkurrenz der „Hauptplayer“ wird es jedoch zu einem Verdrängungswettbewerb kommen.

Vergleicht man statt der Deckungssumme die Häufigkeit, mit der eine Art auf den 100 Monitoringflächen vertreten ist, so zeigt sich ein etwas abweichendes Bild: Die über alle drei Jahre am häufigsten vertretene Art ist das Haarsrang-Laserkraut / *Laserpitium peucedanoides* gefolgt von der Buchs-Kreuzblume / *Polygala chamaebuxus*. Auf etwa 5 bis 10 Probeflächen weniger kommen die Erdsegge und die Zypressen-Wolfsmilch vor.

Der Vergleich der Deckungssummen der Brandfläche und der ungestörten Bestände zeigt einen signifikanten Unterschied (Abbildung). Da keine Normalverteilung gegeben ist, wird anstatt eines t-Tests der verteilungsunabhängige U-Test nach MANN & WHITNEY verwendet. Der statistische Test bestätigt die Schlussfolgerungen aus den Box-Plot-Diagrammen (Tabelle 2).

Abb. 14:

Entwicklung der Vegetation (Erd-Segge / *Carex humilis* dominiert) auf der Probefläche 10 zwischen 1998 und 2000 (Fotos Koch)



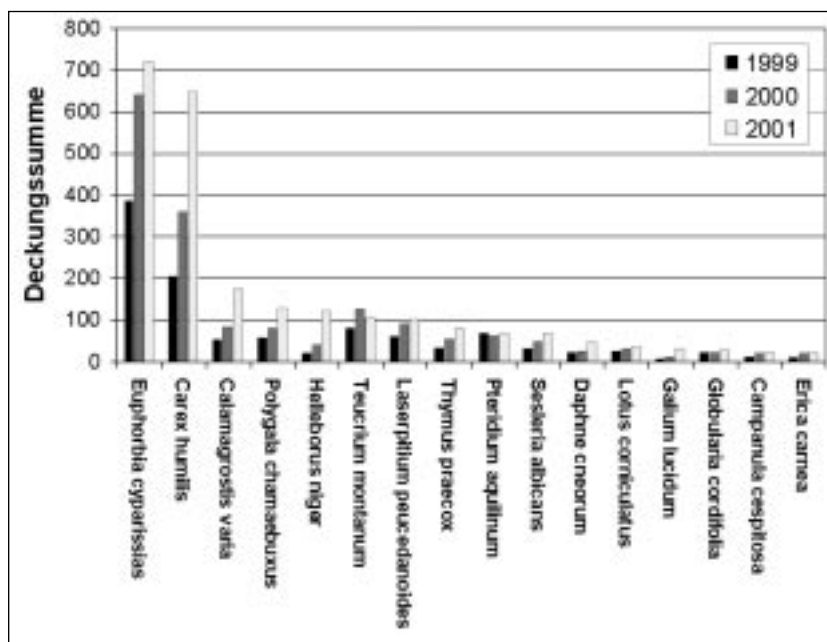


Abb. 15:

Deckungssumme der häufigsten Arten auf den Monitoringflächen innerhalb der Brandfläche seit 1999

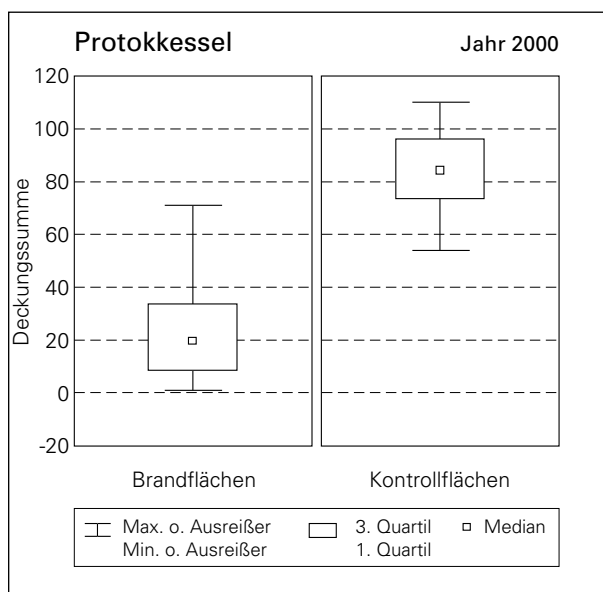


Abb. 16:

Box-Whisker-Plot-Diagramm als Ergebnis des Signifikanztests für den Vergleich der Deckungssumme auf Probestellen der Brandfläche und unbeeinflussten Kontrollflächen

4.1.3 Unterschiede je Brandklasse

Eine der zentralen Herausforderungen bisheriger und künftiger Untersuchungen ist, den Einfluss der unterschiedlichen Brandintensitäten auf die Vegetationsentwicklung, die Verjüngungsabläufe und die Regeneration der Einzelbäume darzustellen. Die statistische Auswertung des Datenmaterials hat gezeigt, dass eine signifikante Abhängigkeit zwischen den einzelnen Brandklassen und ihrer Artenzahl gegeben ist. Man erkennt auch, dass die Artenzahl mit zunehmender Brandintensität sinkt.

Die Deckungswerte zeigen eine je nach Brandklasse unterschiedliche Entwicklung. Die Brandklassen 2 (Oberflächenfeuerregime) und 5 (Totalbrand) zeigen ähnliche mittlere Deckungswerte, während die Klassen 3 und 4 deutlich darunter liegen. Interessant ist die Entwicklung der Deckungswerte auf der Brandschneise im Mittelhangbereich des Untersuchungsgebiets. Diese kann ebenfalls der Brandklasse 5 zugeordnet werden, jedoch finden sich hier durch das Fällen der Stämme während der Brandbekämpfung völlig andere Bestandesstrukturen und Lichtverhältnisse. Auffallend ist, dass im Laufe der Jahre auf der Schneise keine signifikante Zunahme der Deckungswerte erfolgte, was sonst auf allen Probestellen zutraf. Auf der Brandschneise traten bereits im ersten Jahr nach dem Brand sehr hohe Deckungswerte auf, wie sie bei den mittleren Brandklassen (3 und 4) bis 2001 nicht erreicht wurden (Abbildung 17). Es konnten sich also die krautigen Pflanzen bereits ein Jahr nach dem Brandereignis sämtliche rasch besiedelbaren Flächen erobern, eine weitere Ausbreitung hat in den Folgejahren jedoch nicht mehr stattgefunden.

Tab. 2: Ergebnisse des U-Tests für den Vergleich der Brandflächen mit den Kontrollflächen im Jahr 2000

Variable	Artenzahl	Artenzahl / Verjüngung	Deckungssumme
Rangsumme Brandflächen	6746,0	6699,5	5061,5
Rangsumme Kontrollflächen	1769,0	1815,5	3453,5
Testgröße U	1304,0	1350,5	11,5
Signifikanz	n.s.	n.s.	***

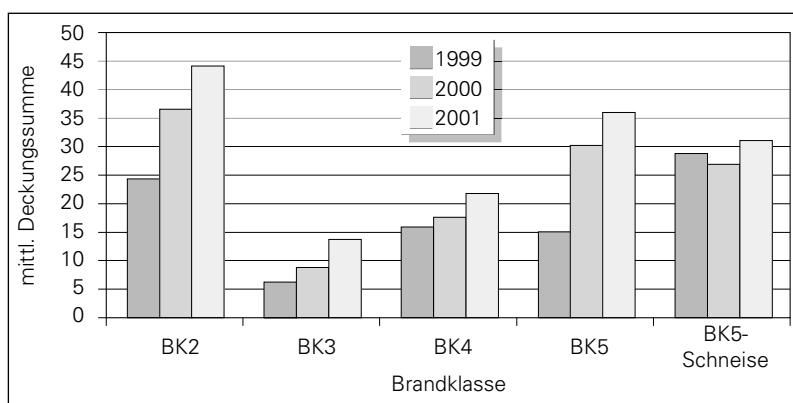


Abb. 17:
Mittlere Deckungssumme auf Monitoringflächen der unterschiedlichen Brandklassen getrennt nach Erhebungsjahr

Tab. 3:
Parameterschätzung für Überschirmung und Deckungssumme mit Jahreseinfluss (gemeinsame Flächen 1999 bis 2001)

Koeffizient für	Wert	SF	t	FG	sig
Konstante	23,05	1,92	12,00	236	***
Überschirmung	-0,774	0,120	-6,43	236	***
Jahr 2000	7,00	2,48	2,82	236	**
Jahr 2001	12,78	2,48	5,15	236	***

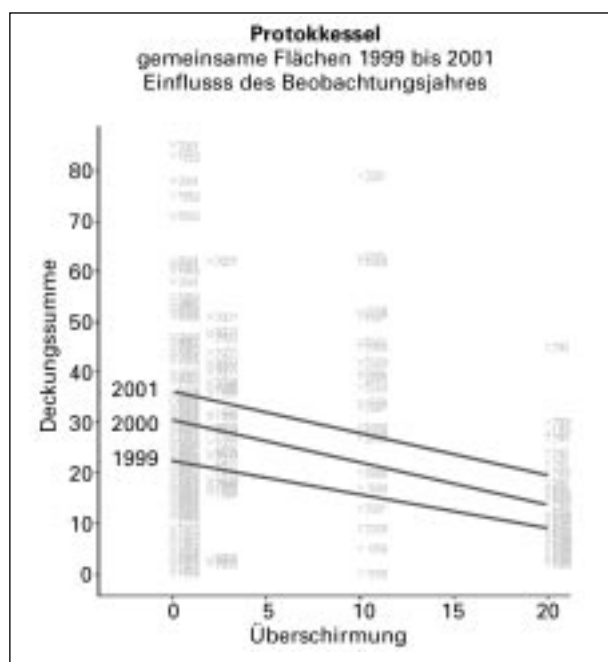
SF: Standardfehler

t: t-Wert

FG: Freiheitsgrade

sig: Signifikanzniveau (**=hoch, ***=höchst signifikant)

Abb. 18:
Regressionsgerade für Überschirmung und Deckungssumme mit Jahreseinfluss.



Geprüft wurde weiters der Zusammenhang zwischen der Überschirmung des verbliebenen Bestandes und der Deckungssumme der Bodenvegetation. Die Regressionsanalyse ergab einen hoch bzw. höchst signifikanten Zusammenhang zwischen diesen beiden Variablen.

Ein Vergleich der Deckungssumme der Bodenvegetation je Brandklasse in den drei Beobachtungsjahren zeigt eine signifikante Zunahme der Deckungswerte mit den Jahren (Abbildung 18).

4.2 Verjüngung

Auf den Monitoringflächen wurden auch verjüngungsökologische Analysen durchgeführt. Dabei wurden sämtliche Keimlinge und verholzte Strauch- und Baumarten qualitativ und quantitativ erfasst. Für jede Pflanze wurde die Lage im Gitterraster festgehalten, wodurch jede Veränderung dokumentiert wird.

Bei der ersten Verjüngungserhebung 1999 wurde auf keiner der 100 Monitoringflächen eine Verjüngung festgestellt. Das deutet darauf hin, dass die vorhandene Verjüngung durch den Brand völlig vernichtet wurde. Im Jahr 1998 gab es für die Schwarz- und Rotkiefer im Untersuchungsgebiet ein gutes Samenjahr. Aufgrund der artspezifischen Reifung der Kiefernnsamen, Blüte im Mai – Samenreife im Herbst des 2. Jahres – Samenfall im Frühjahr des 3. Jahres, konnten im Potokkessel erst im Jahr 2000 die ersten Samen keimen. Die Datengrundlage für eine Analyse der Verjüngungsentwicklung mit zwei Erhebungsjahren ist somit sehr gering. Daher können hier nur erste Trends dargestellt werden. Welchen Einfluss die Samenvorräte im Boden und im Humus auf die Verjüngung der Brandflächen haben, kann nicht beantwortet werden, da keine Analysen vorliegen. Aufgrund der fehlenden Keimlinge im ersten Jahr nach dem Brand ist jedoch davon auszugehen, dass vorhandene Samen durch das Feuer weitgehend zerstört wurden. Das Samenpotenzial, das nach dem Brand verfügbar war, stammte von den verbleibenden Bäumen auf der Brandfläche und vom

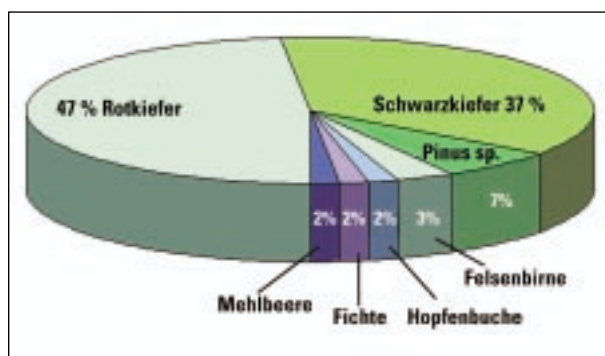
Sameneintrag der angrenzenden Bestände. Auch für die Standorte im Untersuchungsgebiet gilt, dass für eine erfolgreiche Keimung die Faktoren Hitzeeinwirkung, Frosteinwirkung, Wasserversorgung, Erosion, Austrag durch Starkregen und der Einfluss von Schalentieren, Vögel, Mäusen und Insekten entscheidend sind (MILLER 2000).

Die Untersuchungen auf den 100 Monitoringflächen der Brandfläche im Sommer 2000 haben ergeben, dass 77 Keimlinge und 3 verholzte Individuen vorhanden waren. Dies ist eine äußerst geringe Keimlingsdichte nach einem guten Samenjahr. Von 2000 auf 2001 sind 29 % der Keimlinge ausgefallen und 6 % hinzugekommen. Am Großteil der Verjüngung wurden Schadeinflüsse festgestellt (bei 80 % der verjüngten Individuen im Jahr 2000, bzw. 87 % im Jahr 2001), wobei Verbiss, Pilzbefall und Frostschäden die häufigsten Ursachen waren.

Die Verjüngung auf den Monitoringflächen der Brandfläche wird mit 47 % von der Rotkiefer und 37 % von der Schwarzkiefer dominiert. In sehr geringen Anteilen sind Fichte, Mehlbeere, Hopfenbuche und Felsenbirne vertreten (Abbildung 19). 7% der Kiefernkeimlinge konnten aufgrund des Schädlingsgrades nicht eindeutig bestimmt werden.

Abb. 19:

Baumartenanteile an der Verjüngung auf den Monitoringflächen der Brandfläche im Naturwaldreservat „Potokkessel“ 2001



4.2.1 Verteilung der Verjüngung auf die Brandklassen

Die Verjüngung hat sich primär auf Flächen mit mittlerem Brandeinfluss (Brandklassen 3 und 4) eingestellt. Auf Flächen mit Bodenfeuer (Brandklasse

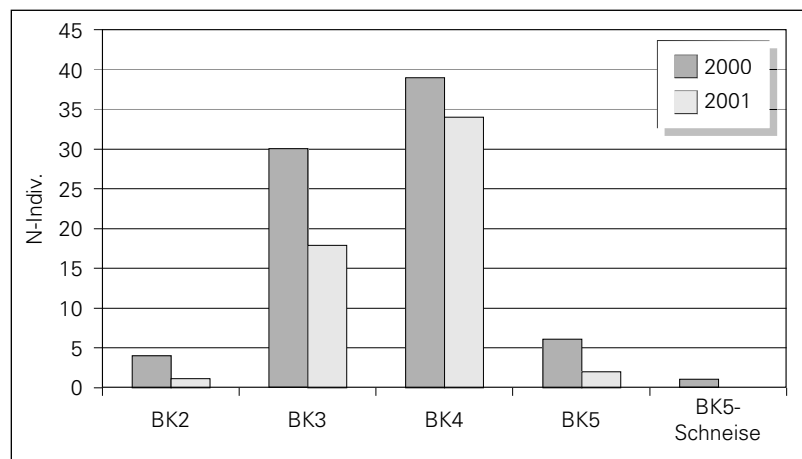


Abb. 20:

Verjüngung je Brandklasse auf den Monitoringflächen in den Jahren 2000 und 2001

2) und Totalbrand (Brandklasse 5) wurde nur eine sehr geringe Keimlingsanzahl festgestellt. Besonders interessant ist, dass auch bei der Verjüngung die Monitoringflächen auf der Brandschneise, deutlich von den übrigen Flächen abweichen (Abb. 20). Es wurde auf der Brandschneise praktisch keine Verjüngung festgestellt. Die Ursachen dafür können vielfältig sein und können daher zur Zeit nicht angesprochen werden. Einerseits könnte das Freiflächenklima auf der Schneise mit extremeren Temperaturen negativ wirken, andererseits spielt auch die rasche Ausbreitung der Bodenvegetation eine limitierende Rolle. Inwiefern sich eine konzentrierte Wildbelastung auf der Schneise auf die Etablierung der Verjüngung auswirkt, wäre noch zu prüfen.

5. Zusammenfassung

Ein Waldbrand in einem Naturwaldreservat, in dem das Ökosystem grundsätzlich den natürlichen Prozessen überlassen wird, ist in Mitteleuropa ein außergewöhnlich seltenes Ereignis. Ein solcher natürlicher Störungseinfluss und dessen Folgen für die Waldentwicklung wird derzeit in den Karawanken durch das BFW näher untersucht.

Auf der 15 Hektar großen Brandfläche wurden 100 Monitoringflächen eingerichtet, um die Entwicklung der Bodenvegetation und Verjüngung zu analysieren. Mit Hilfe von FIR-Luftbildinterpretation und terrestrischen Ansprachen konnten fünf unterschiedliche Brandintensitäten und Brandregimes festgestellt

werden. Durch die heterogene Topographie und Standortvielfalt des Untersuchungsgebietes, aber auch durch die aktive Brandbekämpfung, ist ein vielfältiges Muster von Flächen mit unterschiedlichen Brandeinflüssen entstanden. Dieses wiederum führte zu einem kleinräumigen Wechsel an Störungseinflüssen auf die Vegetation und die Bestandesstrukturen. Wie auch von OTTO (1994) beschrieben, erhöhen Brände, sofern sie nicht einen großflächigen Zusammenbruch verursachen, das Nischenangebot für Tier- und Pflanzenarten. Auch im vorliegenden Beispiel konnte nachgewiesen werden, dass die Gesamtartenvielfalt im Brandbereich gestiegen ist, auch wenn die durchschnittliche Artenzahl je Monitoringfläche sich nicht signifikant von jener auf den unbeeinflussten Kontrollflächen unterscheidet. Hervorzuheben ist die zeitliche Dimension, mit der die vom Brand beeinträchtigten Flächen wieder besiedelt wurden. Hier zeigte sich ein deutlicher Unterschied zwischen den vom Brand verschieden stark aufgelichteten Beständen und der durch die Brandbekämpfung entstandenen Schneise ohne Restbestand. Die Schneise wurde sehr rasch durch Pionierarten wiederbesiedelt, eine Verjüngung der Gehölze fehlt jedoch praktisch. In diesem Zusammenhang sollte künftig besonders die Frage des Einflusses von Schalenwild untersucht werden, welches in der Schneise besonders im Frühjahr optimale Einstandsbedingungen vorfindet. Erst durch die notwendige Errichtung von Kontrollzäunen, verteilt über die Brandfläche und in den angrenzenden Beständen, könnte der Einflussfaktor Wild erfasst und bewertet werden.

Ausblick

Um gesicherte Aussagen über die natürliche Sukzession auf der Brandfläche treffen zu können, wird eine Fortführung des Monitorings in der bisherigen Art und Weise bis 2004 empfohlen. Eine differenziertere Erfassung der kleinstandörtlichen Situation, besonders die Analyse der Humus- und Bodenhorizonte, wäre für weitere stratifizierte Auswertungen von Bedeutung. Nach der fünfjährigen Ergebnisperiode und vorliegenden Ergebnissen ist eine Neukonzeption des Folgemonitorings mit größeren Erhebungsintervallen vorzunehmen. Unter Berücksichtigung künftiger Naturwaldforschungsansätze (KOCH 2002) sind die von Beginn an angestrebten und bereits begonnenen interdisziplinären Forschungsaktivitäten zu intensivieren. Dies ist von

besonderer Bedeutung, will man die gewonnenen Erkenntnisse auch für künftige Bewirtschaftungsstrategien von Brandflächen in Wirtschaftswäldern nutzen und umsetzen.

Danksagung

Für die Unterstützung bei der Konzeption und Durchführung dieses Projektes wird Herrn DI Dr. Georg Frank, für die Mitarbeit im Gelände den Herrn Mag. Herfried Steiner, DI Thomas Exner, Ing. Andreas Boineburg und Fö. Alexander Starsich gedankt (alle Institut für Waldbau). Für die fachliche Unterstützung und Auswertung der Luftbilder ein herzlicher Dank an DI Manfred Gärtner (Institut für Waldinventur an). Schließlich ein herzliches Dankeschön an Herrn Dr. Robert Hacker (Rechenzentrum) für die statistische Prüfung des Datenmaterials und Frau Jasmine Bachmann für die kritische Durchsicht des Manuskripts.

Literatur

- AGEE, J. K. (1993): *Fire ecology of Pacific Northwest forests*. Washington, DC: Island Press.
- BAUER, F.K., CERNY, I., EXNER, CH., HOLZER, H.-L., VAN HUSEN, D., LOESCHKE, J., SUETTE, G. & TESSENHORN, F. (1983): *Erläuterungen zur Geologischen Karte der Karawanken 1: 25:000, Ostteil*. Geologische Bundesanstalt Wien.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): *Pflanzensoziologie*. 3. Aufl. J. Springer Verlag, Wien, New York.
- BROWN, J.K. (2000): *Introduction and fire regimes*. In: BROWN, J.K. & SMITH, J.K. (Hrsg.) (2000): *Wildland Fire in Ecosystems*. Effects of fire on flora. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2. 2000: S. 1-7
- BROWN, J.K. & SMITH, J.K. (Hrsg.) (2000): *Wildland fire in ecosystems*. Effects of fire on flora. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2.
- FISCHER, R. (1992): *Blütenwunder als Folge eines Brandes im Schwarzföhrenwald*. Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt, München, 131-174
- GÄRTNER, M., REGNER, B., SALBABA, TH. & WIESINGER, R. (2000): *NWR Potokkessel – bisherige Arbeiten der Abteilung Forstliches Luftbild*. Interner FBVA-Bericht. Erhältlich über BFW Wien.
- FRANK, G. & KOCH, G. (1999): *Country Reports for the COST Action E4: Forest Reserves Research Network*. In: PARVI-AINEN, J., LITTLE, D., DOYLE, M., O'SULLIVAN, A., KETTUNEN, M. & KORHONEN, M. (1999): *Research in Forest Reserves and Natural Forests in European Countries*. EFI Proceedings No. 16, 1999: S. 35-54.
- KILGORE, B. M. (1987): *The role of fire in wilderness: a state-of-knowledge review*. In: Lucas, Robert, C., comp.(1985): *Proceedings—national wilderness research conference: issues, state-of-knowledge, future directions*; 1985 July 23-26; Fort Collins, CO. Gen. Tech. Rep. INT-220. Ogden, UT: U.S. Department Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station, 70-103.

- KILIAN, W., MÜLLER, F. & STARLINGER, F. (1994): *Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs*. FBVA Berichte 82
- KIRCHMEIR, H. & JUNGMEIER, J. (2000): *Naturschutzgebiet Trögerner Klamme – Vegetationskarte*. Studie im Auftrag von: Amt der Kärntner Landesregierung Abt. 20, Bearbeitung: E. C. O. Institut für Ökologie, Klagenfurt: 85 S
- KOCH, G. (2002): *Naturwald Forschungskonzept*. Grundlage für die künftige Naturwaldforschung in Österreich. BFW, Wien, Inst. f. Waldbau, unveröffentlicht
- MARTIN-BOSSE, H. (1967): *Schwarzföhren in Kärnten*. Angewandte Pflanzensoziologie. –Springer, Wien.
- MILLER, M. (2000): *Fire autecology*. In: BROWN, J.K. & SMITH, J.K. (Hrsg.) (2000): *Wildland Fire in Ecosystems. Effects of Fire on Flora*. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2. 2000, 9-34
- MORETTI, M., CONDEREA, M. & DUELLI, P. (2001): *Grosse Dynamik nach Waldbränden auf der Alpensüdseite*. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Inf.bl. Forsch.bereich Wald 7, 1-3
- MUCINA, L., GRABHERR, G. & WALLNÖFER, S. (1993): *Die Pflanzengesellschaften Österreichs*, Bd. III, Wälder und Gebüsche. Fischer. Jena.
- OTTO, H.-J. (1994): *Waldökologie*. - Ulmer
- SCHERZINGER, W. (1996): *Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. Stuttgart: Ulmer 1996.
- TROSCHL, H. (1980): *Klimatographischer Abriss von Kärnten. Klimadaten gemeindeweise*. – Schriftenreihe für Raumforschung und Raumplanung, Bd. 21, Klagenfurt.
- ZUKRIGL, K. (1989): *Die montanen Buchenwälder der Nordabdachung der Karawanken und Karnischen Alpen. Eine vegetationskundliche Studie zur Landeskunde Südkärntens*. Naturschutz in Kärnten, Bd. 9, Klagenfurt.
- Verfasser: DI. Dr. Gerfried Koch
Amt der NÖ Landesregierung
Abteilung Forstwirtschaft
Landhausplatz 1, Haus 12
3109 St. Pölten
Tel.: +43/2742/9005-12966
Email: gerfried.koch@noel.gv.at

CONES - Computergestützte Entscheidungshilfe für Verjüngungseingriffe im Seilgelände

H. VACIK*, M.J. LEXER, K. STAMPFER, E. HOCHBICHLER, H. DÜRRSTEIN, J. SPÖRK

*corresponding author

Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur, Wien

1. Einleitung

1.1. Problemstellung

In den letzten Jahren entwickelten sich allgemeine Vorstellungen in der Waldbewirtschaftung, die neben der nachhaltigen Sicherung der Funktionalität vermehrt Aspekte der Risikominimierung und der Erhaltung von Biodiversität berücksichtigen (KOHN und FRANKLIN 1997). Generell werden dabei standortsangepasste Mischbestände und kleinflächige Waldbaumethoden als eine Möglichkeit angesehen, diese Ziele integrativ zu verfolgen. So leiten u.a. GRABHERR et al. (1998) aus den Ergebnissen der Hemerobie-Studie in österreichischen Wäldern ab, dass mittels solcher „naturnaher“ Bewirtschaftungsmethoden Naturnähe und Diversität von Waldökosystemen erhalten werden kann. Naturnahe Bewirtschaftungsmethoden sind durch einen freien Waldbau stil gekennzeichnet, der unter Erhaltung einer möglichst dauernden Überschildung kleinflächige bis einzelstammweise Eingriffe zur Steuerung der Produktion vorsieht (MÜLLER 1994, MAYER und OTT 1991).

Die Tatsache, dass dies zu geringerem und zu räumlich weniger konzentriertem Holzanfall je Eingriff führen kann, stellt die Forsttechnik vor die Herausforderung, wirtschaftlich einsetzbare Holzertesysteme für diese veränderten Rahmenbedingungen zu entwickeln. Besonders dringlich stellt sich dieses Problem in Gebirgslagen (25 % der Waldfläche weisen eine Hangneigung von mehr als 60 % auf), wo aufgrund topographischer Einschränkungen der zwingende Einsatz von seilgestützten Rückesystemen erforderlich ist. In diesen Lagen erfordern befriedigende Lösungen eine besonders sorgfältige Einsatzplanung (HEINIMANN

1986, TRZESNIEWSKI 1989, TRZESNIEWSKI 1993). Dabei können insbesondere zwei Problembereiche identifiziert werden:

- (a) Die getrennte, oftmals auch konkurrierende Betrachtung der waldbaulichen Planung der Nutzungseingriffe einerseits, andererseits der anschließenden Versuch, diese auch technisch und wirtschaftlich vertretbar umzusetzen, führte oftmals zu keinen optimalen Lösungen. Im Rahmen eines systemanalytischen Ansatzes empfiehlt es sich daher, bei der Planung von Verjüngungseingriffen im Seilgelände die waldbaulichen und forsttechnischen Lösungsansätze statt in Wechselwirkung stehend im Sinne eines concurrent engineering (CHRYSSOLOURIS 1992, HEINIMANN 1998) zu betrachten.
- (b) Aus der Einsicht, dass Technologieinsatz nicht nur die Lösung von Problemen ermöglicht, sondern auch Gefahren in sich birgt, entstand die Forderung, neben Nutzenüberlegungen auch mögliche negative Auswirkungen und Risiken in die Entscheidungsfindung miteinzubeziehen (HEINIMANN 1996). Formale Ansätze einer Technikfolgenabschätzung, wie sie in anderen Fachgebieten schon seit längerem eingesetzt werden (u.a. BULLINGER 1994, DIERKES 1993), fehlen in Bezug auf Maßnahmen in der Waldbewirtschaftung allerdings weitgehend. Um die Gesamteignung einer mehrdimensionalen Handlungsalternative (i.e. waldbauliche Eingriffsart und -stärke, Holzertesystem, konkrete Lage der Seillinien vor Ort) zu beurteilen, sollten neben der Wirtschaftlichkeit des eigentlichen Nutzungseingriffes (z.B. Deckungsbeitrag I [DB I]) die Auswirkungen einer Alternative in Bezug auf zu erwartende Schäden an Bestand, Boden und bestehender Verjüngung sowie in Bezug auf wirtschaftlich relevante waldbauliche Parameter (z.B. Qualitäts-

niveau des verbleibenden Bestandes, Stabilität) ex ante beurteilt werden.

Angesichts der Komplexität dieser Entscheidungsprobleme (Raumbezug, Zeithorizont, Mehrfachzielsetzungen, Vielzahl involvierter Bestandes- und Standortsmerkmale, Wechselwirkungen zwischen Forsttechnik und Waldbau) stellen schematische oder intuitive (und somit nicht reproduzierbare) Lösungsansätze keine erstrebenswerten Ansätze dar. Vielmehr empfehlen KEENEY und RAIFFA (1993) sowie MINTZBERG et al. (1976) eine formale Entscheidungsanalyse, die folgende Schritte umfassen sollte:

- (a) Strukturierung des Problems,
- (b) Evaluierung der Auswirkungen jeder Handlungsalternative,
- (c) Ermittlung der Präferenzen des Entscheidungsträgers,
- (d) Vergleich der Alternativen in Hinblick auf die Präferenzen des Entscheidungsträgers.

Für diesen Entscheidungsprozess bieten sich entscheidungsunterstützenden Systeme (decision support systems - DSS) an, um die Transparenz, Zweckrationalität sowie die Nachvollziehbarkeit von getroffenen Entscheidungen zu wahren. Entscheidungsunterstützende Systeme stellen computerbasierte Systeme dar, die Planung und Entscheidungsfindung bei teil- und unstrukturierten Problemstellungen unterstützen. Dabei werden Datenbanksysteme mit analytischen Modellen und Expertenwissen verknüpft und eine Vielzahl an graphischen und tabellarischen Ausgabemöglichkeiten zur Verfügung gestellt (FISCHER et al. 1996).

In Verbindung mit geographischen Informationssystemen (GIS) werden solche Instrumente zur Entscheidungsunterstützung als SDSS (spatial decision support system) bezeichnet (DENSHAM 1991). Der Einsatz derartiger SDSS ist vor allem in Nordamerika und Kanada sowie auch in Skandinavien verbreitet. (z.B. ELMES und TWERY, 1991; GUSTAFSON 1997; MOWRER 1997; TWERY et al. 1999; RAUSCHER 1999). Für mitteleuropäische Verhältnisse geeignete DSS-Applikationen fehlen derzeit weitgehend.

1.2 Zielsetzung

Verjüngungseingriffe in Gebirgswaldbeständen erfordern eine optimierte Abstimmung von waldbaulicher Planung und forsttechnischer Umsetzung. Neben wirtschaftlichen Überlegungen müssen auch

negative Auswirkungen von Handlungsalternativen berücksichtigt werden. Im Rahmen des Projektes CONES (computergestützte Entscheidungshilfe für Nutzungseingriffe in Gebirgswaldbeständen) ein applikationsfähiger Prototyp zur Planung von Verjüngungseingriffen in Gebirgswaldbeständen entwickelt werden. Im einzelnen werden folgende Teilziele verfolgt:

- Bereitstellung von Produktivitätsmodellen für seilgestützte Holzerntesysteme.
- Bereitstellung von Modellen zur Abschätzung des Schadensrisikos für bestehende Verjüngung und verbleibenden Bestand mit räumlichen Bezug.
- Entwicklung eines multikriteriellen Bewertungsansatzes zur Ermittlung der Gesamteignung einer Handlungsalternative (Holzerntesystem, waldbauliche Auszeige, Abfolge von Seillinien) in Bezug auf mehrere Zielkriterien.
- Implementierung und Evaluierung eines Prototypen.

2. Modellentwicklung

2.1 Entscheidungsmodell

Um die bestmögliche Lösung bei der waldbaulichen und nutzungstechnischen Planung von Verjüngungseingriffen in Gebirgswaldbeständen für die jeweilige Planungseinheit (Unterabteilung) zu identifizieren, ist eine Vielzahl von Entscheidungskriterien zu beachten. Generelles Ziel ist es, den Nutzen jedes Eingriffes in Bezug auf die Teilziele (a) Wirtschaftlichkeit (DBI) (b) Schadensminimierung und (c) resultierende waldbauliche Freiheit („Zukunftsoptionen“) zu maximieren.

Ausgehend von einer Planungseinheit (Bestandesdaten) können verschiedene Handlungsalternativen bestimmt werden. Die Art, Stärke und zeitliche Abfolge eines waldbaulichen Eingriffes, das gewählte Holzerntesystem (Seilrückung bergauf, bergab, Sortiment-, Halbstamm-, Baumverfahren) sowie die Lage der Seillinien definieren eine Nutzungsvariante (vgl. Abbildung 1). In weiterer Folge soll eine Auswahl zwischen unterschiedlichen Nutzungsvarianten getroffen werden.

Dieses multikriterielle Bewertungsproblem wird über den Ansatz eines auf der Nutzentheorie basierenden Präferenzmodelles gelöst. In einem ersten

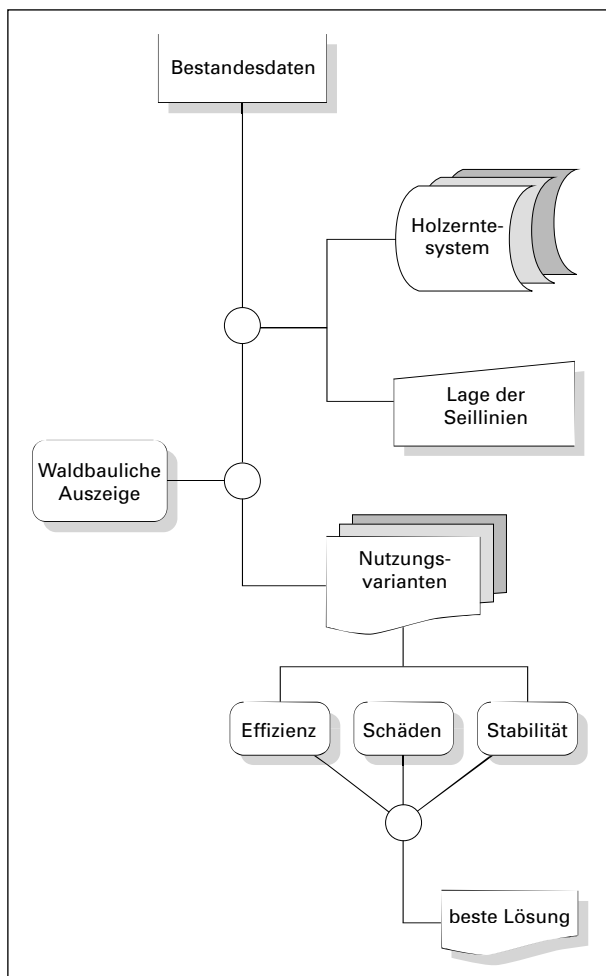
Ansatz des zu entwickelnden entscheidungsunterstützenden Instruments (DSS) werden als Entscheidungskriterien folgende Attribute verwendet:

- Wirtschaftlichkeit/Effizienz
 - Deckungsbeitrag I (DB I)
 - Qualität des verbleibenden Bestandes (Qualitätsklassen)
- Schäden
 - an bestehender Verjüngung
 - am verbleibenden Bestand
- die Stabilität des verbleibenden Bestandes (Baum- und Flächenmerkmale)

Die Nutzenoptimierung kann wahlweise sowohl auf der Ebene der einzelnen Seiltrasse als auch auf Ebene der Planungseinheit (Bestand) erfolgen.

Abb. 1:

Entscheidungsmodell für die waldbauliche und nutzungs-technische Planung von Verjüngungseingriffen in Gebirgswaldbeständen



2.2 Datenerhebung und Datenanalyse

Zur Modellentwicklung wurden Nutzungseingriffe in Gebirgsbeständen (Steillagen, karbonatische Fichten/Tannen/Buchenwald-Standorte) für unterschiedliche Holzerntesysteme (Fällung mit Motorsäge; Entastung und Ausformung mit Motorsäge oder Prozessor; Rückung mit Seilgeräten im Sortiments-, Halbstamm- und Baumverfahren) durchgeführt. Dabei wurden, ausgehend von den Primärdaten, die Auswirkungen auf den DBI, entstehende Schäden an Verjüngung, verbleibendem Bestand, der Beeinflussung des Qualitätsniveaus des verbleibenden Bestandes sowie dessen Stabilität anhand von 21 Seillinien analysiert. Das gewonnene Datenmaterial dient einerseits zur Dokumentation der Einsätze im Sinne von detaillierten wissenschaftlich fundierten Fallstudien, andererseits zur Entwicklung von quantitativen Modellen zur Abschätzung von Systemproduktivität sowie Verjüngungs- und Bestandesschäden.

2.3 Produktivitätsmodelle für seilgestützte Holzerntesysteme

Produktivitätsmodelle für die Holzernte am Steilhang gibt es in Ansätzen (u.a. HOWARD 1993). Die meisten publizierten Modelle beruhen jedoch auf unterschiedlichen Zeitkonzepten und sind daher in Bezug auf ihre Output-Größen kaum direkt vergleichbar. Es zeigten sich für eine praxisreife Applikation auch Probleme, da der verwendete Merkmalssatz zur Schätzung der Produktivität aus wenigen, relativ problemlos erhebbaren Variablen bestehen sollte.

Produktivitätsmodelle für einzelne Teilprozesse bei der Holzernte (Fällung, Aufarbeitung und Rückung) am Steilhang sind bereits entwickelt worden (STAMPFER und DAXNER 1998, STAMPFER 1999). Als Minimalanforderung wird ein einheitliches Zeitkonzept und die Berücksichtigung von Bestandes- und Geländeparametern festgelegt. Über Arbeitssystemkosten und Produktivitätsmodelle können die Kosten eines Nutzungseingriffes kalkuliert werden. Über das Volumen und die Qualitätsklassen der Entnahmen werden die Erlöse errechnet. Somit ist eine nachvollziehbare ex-ante Bestimmung des DBI möglich.

Der modulartige Aufbau dieser Modelle soll es möglich machen, für unterschiedliche Arbeitssysteme Produktivitäts- und Kostenaussagen machen zu können.

2.4 Modelle zur Abschätzung des Schadensrisikos

In der Literatur werden zur Abschätzung des Schadensrisikos häufig qualitative Responsemodelle wie zum Beispiel Logit-Modelle eingesetzt, welche die Wahrscheinlichkeit für das Eintreten eines Ereignisses (mathematisch an die Randbedingungen 0 und 1 gebunden) zu beschreiben vermögen. Für die Bereitstellung von waldbaulichen Entscheidungsgrundlagen wurde die Anwendung solcher Methoden u.a. von LEXER (1995) und VACIK und LEXER (1998) demonstriert.

Als maßgebliche Merkmalsgruppen mit Einfluss auf den Schaden können in diesem Zusammenhang Standorts- und Bestandesfaktoren sowie Erntezeitpunkt und Wahl des Arbeitsverfahrens angeführt werden. Für eine räumliche Bezugseinheit (z.B. Pixel) in einem Bestand, die (a) durch ihre Distanz zur Seillinie und (b) durch ihre Rückedistanz definiert ist, kann die Wahrscheinlichkeit eines Schadens bezüglich des verbleibenden Bestandes oder der vorhandenen Verjüngung durch ein logistisches Regressionsmodell geschätzt werden (1).

(1)

$$P = \frac{1}{1 + \exp(-b_0 \cdot \sum a_i X_{\text{Bestand}(i)} + \sum b_i \cdot X_{\text{Standort}(i)})}$$

- P = Wahrscheinlichkeit eines Schadens am verbleibenden Bestand/vorhandene Verjüngung pro Flächeneinheit (pixel)
 a_i, b_i = Empirische Koeffizienten
 $X_{\text{Bestand}(i)}$ = Bestandesvariablen
 $X_{\text{Standort}(i)}$ = Standortvariablen

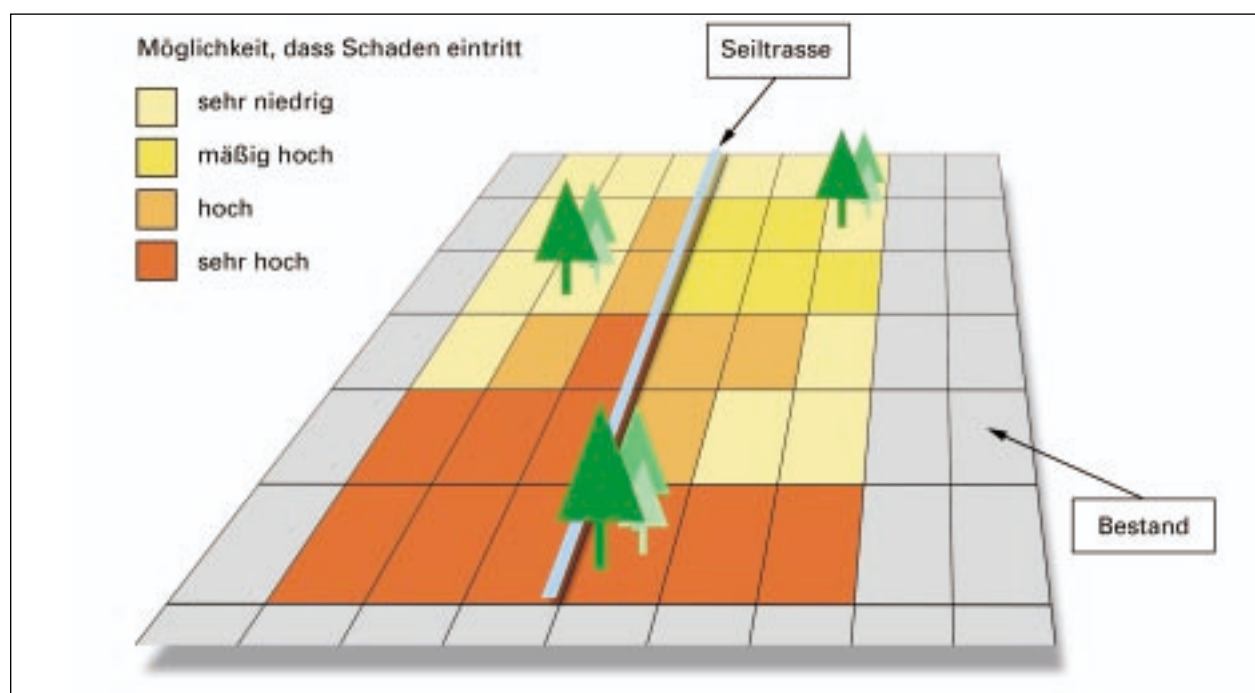
Die Beurteilung der eigentlichen Intensität des Schadens am verbleibenden Bestand und/oder an der vorhandenen Verjüngung hängt dabei von Art, Menge und Verteilung der Individuen auf der Fläche ab (Abbildung 2). Die Möglichkeit eines Schadens wird durch das logistische Regressionsmodell beschrieben, die Intensität des Schadens ergibt sich durch die jeweilige Situation vor Ort.

2.4.1 Schäden am verbleibenden Bestand

Das Problem von Bestandeschäden besteht hauptsächlich im Risiko der Wundinfektion durch fäuleverursachende Pilze mit nachfolgender Holzentwertung und/oder mechanischen Stabilitätsverlusten. Entscheidend für das Infektionsrisiko nach einer erfolgten Verletzung ist der Verletzungszeitpunkt sowie Form und Größe der Wunde.

Ein wichtiges Entscheidungskriterium für die Wahl des Arbeitssystems ist die Hangneigung. KHALISY et al. (1971) und KUDJELKA (1977) haben die Zunahme der Schadhäufigkeit mit zunehmender Hangneigung nachgewiesen. Auch mit höherem Bestandesalter

Abb. 2: Möglichkeit und Intensität des Schadens bei Verjüngungseingriffen in Gebirgswaldbeständen



und steigender Holzentnahme nimmt die Schadhäufigkeit zu (KUDJELKA 1977, RASHIDI 1981, BUTORA und SCHWAGER 1986; TOPLITSCH 1988, GILL 1991). Entscheidend für die Wahrscheinlichkeit eines Schaden ist nach KHALISY et al. (1971) auch die soziale Stellung eines Baumes und die räumliche Verteilung im Bestand. HÖFLE (1971), LANG (1975) und MENG (1978) beschreiben ein vermehrtes Auftreten von Stammschäden in unmittelbarer Nähe der Rückegassen. Unabhängig von der Art der Rückung treten die häufigsten Schäden bei langen Sortimentenlängen auf (HÖFLE 1971, BACKHAUS 1971, MENG 1978, TOPLITSCH 1988, PIGLMANN 1990, LIMBECK-LILIENAU 2002). Obwohl es im Bereich Bestandesschäden zahlreiche Einzeluntersuchungen gibt, sind nur wenige quantitative Modelle für eine einsatzspezifische Schadensprognose verfügbar (OSTROFSKY et al. 1986; NICHOLS et al. 1993; GÖTSCHMANN und STREBEL 1996).

2.4.2 Schäden an bestehender Verjüngung

Arbeiten über Schäden am verbleibenden Bestand beschäftigten sich bisher lediglich mit Beständen ab dem Durchforstungsalter, nicht aber mit der möglichen Schädigung oder gar Zerstörung von bestehender Verjüngung. Gerade die Schädigung vorhandener Verjüngung erweist sich aber im Gebirgswald oftmals als Risiko, welches bisher kaum in die Beurteilung von Nutzungseingriffen Eingang fand. Die Verjüngung von Gebirgswaldbeständen gestaltet sich aufgrund der ungünstigeren Umweltbedingungen generell schwieriger als in tieferen Lagen. Lange Verjüngungszeiträume, nur kleinstandörtlich bestehende günstige Verjüngungsmöglichkeiten sowie teilweise die Notwendigkeit von Moderholzverjüngung machen die Verjüngung von Gebirgswaldbeständen zu einem komplexen Vorhaben. Umso ungünstiger wirken sich in solchen Lagen im Zuge von Nutzungseingriffen verursachte Schäden an bereits bestehender Verjüngung aus (MAYER und OTT 1991). Relativ breiten Raum nimmt in der Literatur das Problem der Bewertung von Verbissschäden an Verjüngung ein (REIMOSER et al. 1997, NÄSCHER 1979, CANHAM et al. 1994). Zum Effekt von Schäden durch Nutzungseingriffe gibt es bisher wenig quantitative Hinweise. In jedem Fall muss aber die inhärente Dynamik der Vegetationsentwicklung bei der Beurteilung von Schäden an Verjüngung mitberücksichtigt werden. Zusätzlich zur Feststellung von vorhandener Verjüngung muss daher implizit auch die zeitliche Komponente des Verjüngungsprozesses berücksichtigt werden. Letz-

tendlich bildet die gutachtliche Abschätzung des Zeitfensters, innerhalb dessen mit einer erfolgreichen Verjüngung zu rechnen ist, den Rahmen für die Beurteilung des durch einen Schaden an der Verjüngung verursachten Nachteils. Innerbetrieblich ist die Festsetzung von zu erreichenden Mindestpflanzenzahlen zur Einschätzung eines Schadens jedenfalls unproblematischer als im Falle von landesweiten Vorgaben zu sehen (u.a. REIMOSER et al. 1997).

2.5 Ansatz zur Bewertung der Handlungsalternativen

Um durch eine Vielzahl von Kriterien charakterisierte Alternativen (i.e. Nutzungsvarianten) bei Mehrfachzielsetzung (u.a. Wirtschaftlichkeit, Minimierung der Schäden am verbleibenden Bestand und der Verjüngung, Stabilität des verbleibenden Bestandes, waldbauliche Zielerreichung) vergleichen zu können, haben sich multi-kriterielle Entscheidungsmethoden als hervorragend geeignet erwiesen (CANHAM 1990, KASTRUP 1996). Der Analytic Hierarchy Process (AHP) nach SAATY (1977) sowie Techniken der multi-attributiven Nutzentheorie (MAUT) wurden allerdings in der forstlichen Planung bisher nur spärlich angewandt. Aktuelle Beiträge zur Anwendung von multi-kriteriellen Entscheidungsmethoden für komplexe Entscheidungsprobleme in der waldbaulichen Planung liegen von LEXER (2000), LEXER et al. (2000) und VACIK und LEXER (2001) vor.

Zur Bestimmung des Gesamtnutzens einer Handlungsalternative werden Präferenzmodelle entwickelt (KANGAS 1993, KEENEY und RAIFFA 1993). Der Gesamtnutzen (U) einer Handlungsalternative setzt sich dabei additiv aus den Teilnutzen in Bezug auf Wirtschaftlichkeit des Nutzungseingriffes (TN_1), der Schadensminimierung (TN_2) sowie der Handlungsfreiheit (TN_3) in Bezug auf den verbleibenden Bestand (Stabilität, Qualität).

$$U_{\text{gesamt}} = a_1 \cdot TN_1 + a_2 \cdot TN_2 + a_3 \cdot TN_3 \quad (2)$$

Zur operationalen Beurteilung der erwarteten Teilnutzen zweiter Ordnung aus den zur Verfügung stehende Handlungsalternativen müssen jeweils geeignete Kriterien definiert werden. Der Teilnutzen TN_2 („Schadensminimierung“) beispielsweise wird hierarchisch untergliedert in Nutzen aus Schadensminimierung am verbleibenden Bestand (TN_{21}) und an bestehender Verjüngung (TN_{22}).

$$TN_2 = a_{21} \cdot TN_{21} + a_{22} \cdot TN_{22}$$

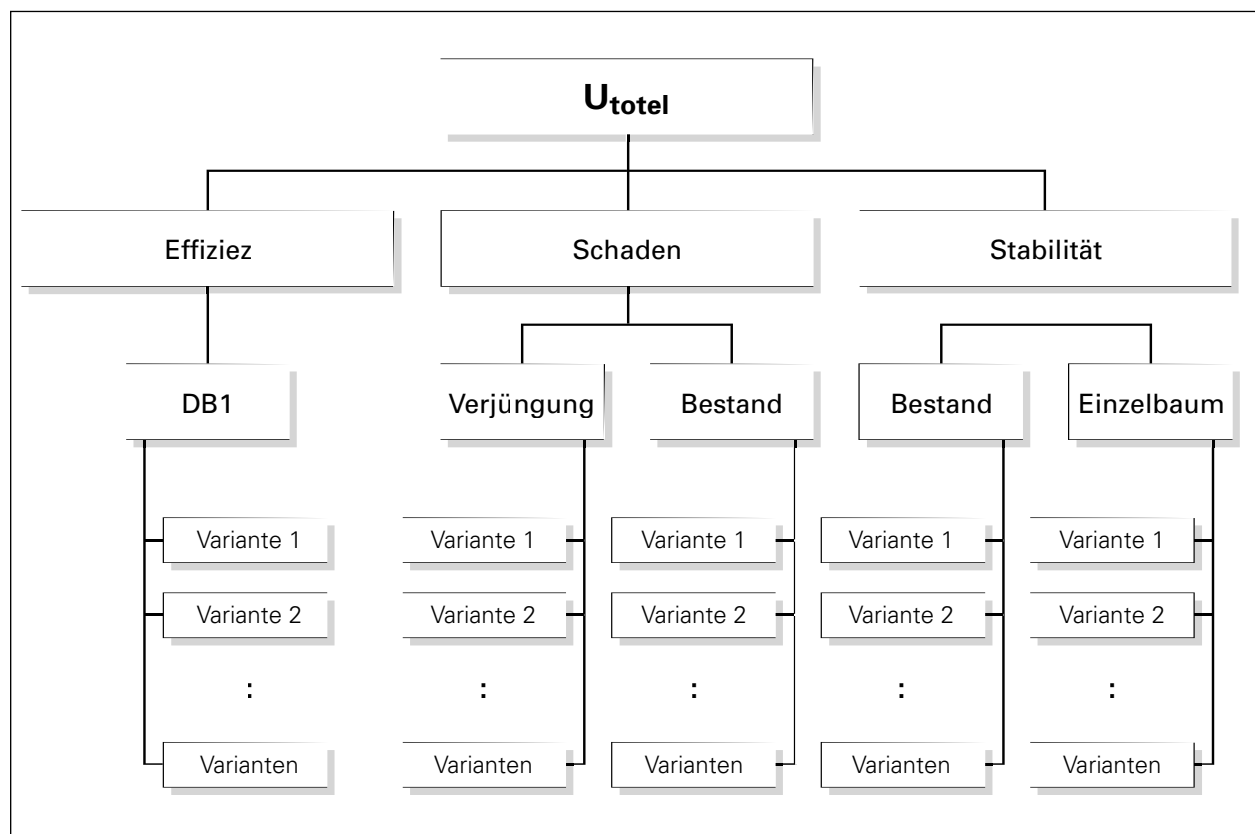
(3) (1977) verwendet, der auf der Lösung des Eigenwertproblems von symmetrischen aus paarweisen Vergleichen der Alternativen bestehenden Matrizen basiert. Ein ähnlicher Ansatz wird auch zur Ableitung der Präferenzen des Entscheidungsträgers für Handlungsalternativen in Bezug auf die festgelegten Bewertungskriterien auf der untersten Ebene der Bewertungshierarchie benutzt, wobei besondere Aufmerksamkeit auf die Einhaltung des Axioms der gegenseitigen Substituierbarkeit von Teilnutzen (KEENEY und RAIFFA, 1993) verwendet wird.

Zur Beurteilung der Wirtschaftlichkeit wird der Leistungswert (DBI) aus Kosten und Erlösen je Kubikmeter geerntetes Holz (Euro/m³) frei Straße herangezogen. Ein einfache hierarchische Struktur der Teilnutzen (TN) zur Ermittlung der Gesamtnutzens (U) einer Nutzungsvariante (1-n) zeigt Abbildung 3.

Zur axiomatisch definierten Bestimmung der Gewichtungparameter a_{ij} wird der Ansatz von SAATY

Abb. 3:

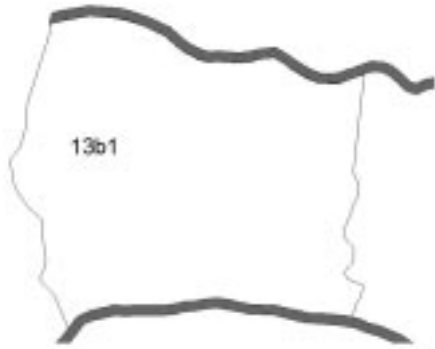
Hierarchische Struktur der Teilnutzen (TN) zur Ermittlung der Gesamtnutzens (U) einer Nutzungsvariante (1-n)



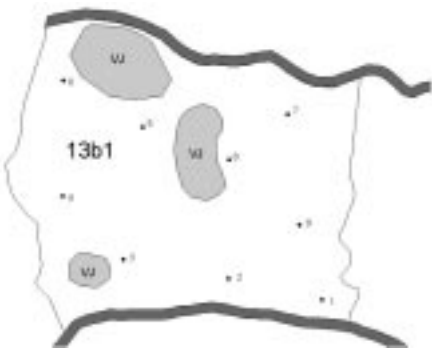
3. Entwicklung eines Prototypen

3.1 Ein Applikationsbeispiel

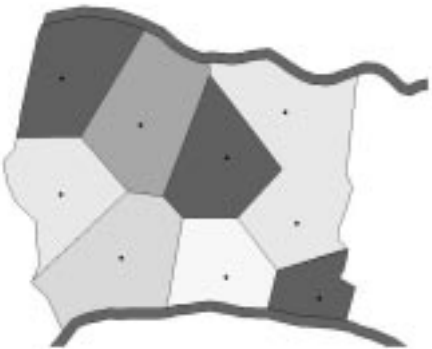
1



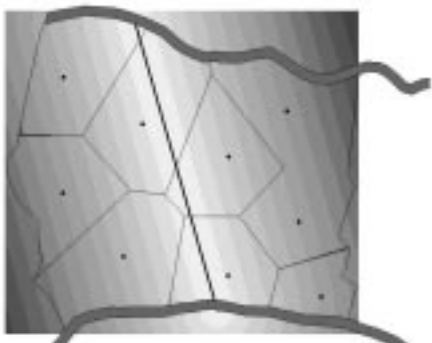
2



3

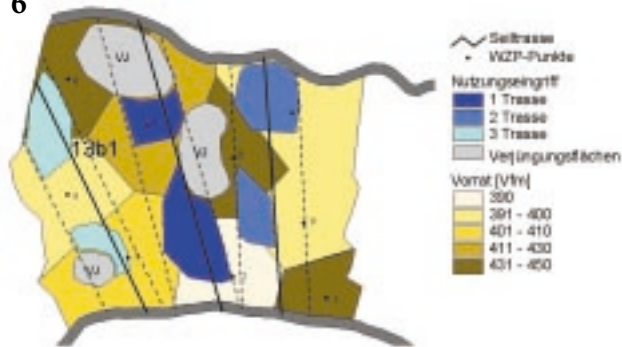


4



1. Der Benutzer befindet sich mit einem geländetauglichen Notebook vor Ort und führt eine Taxation des Bestandes (Winkelzählproben, Beurteilung der Verjüngung) durch. Am Bildschirm wird das Unterabteilungspolygon angezeigt, wobei zur leichteren Orientierung des Benutzers digitale Orthophotos im Hintergrund geladen werden können.
2. Jeder Probepunkt der Taxation wird lagemäßig räumlich explizit „on screen“ definiert und der notwendige Attributevektor (Primär- und Sekundärdaten) wird durch das SDSS (spatial decision support system) vorgehalten (u.a. Brusthöhen-durchmesser-Verteilung nach Baumarten und Qualitätsklassen). Zusätzlich werden die Lage und Charakteristik (z.B. Höhe, Dichte, Baumarten) von vorhandenen Verjüngungskernen sowie weiteren positiven und negativen Kardinalpunkten qualitativ erfasst.
3. Durch eine räumliche Analyse wird die Planungseinheit polygoniert und sämtliche Punktinformationen damit automatisch auf die gesamte Fläche extrapoliert. Alle aufgenommen Bestandesdaten werden damit im SDSS in Form von Rasterzellen (grids mit einer räumlicher Auflösung von etwa $10 \times 10\text{m}^2$) für die weitere räumliche Analyse vorgehalten.
4. Darauf aufbauend kann mit dem Variantenstudium begonnen werden. Durch den fachkundigen Benutzer erfolgt die Festlegung einer Seillinie (über 2 Punkte definiert). Die Markierung der potenziellen Eingriffszone sowie die Berechnung des Trassenholzanfalles erfolgt automatisiert. Ausgehend von den definierten Rückelinien/Seiltrassen werden für jede Rasterzelle des Bestandes aufgrund von Distanzoperationen Richtung und kürzeste Entfernung zur Seiltrasse ermittelt.
5. „On screen“ können nun für die vorgeschlagene Trassen Eingriffsvarianten studiert werden. Definiert werden müssen (menügeführt) Entnahmeart (z.B. „Vorratspflege mit Entnahmeprozent von 10 % im Abschnitt a“, „Räumen im Abschnitt b“). Über eine Regelbasis wird, ausgehend vom Vorrat am Ort, nun die entsprechende Entnahme

6



kalkuliert und als Input in das Produktivitätsmodell sowie die Schadensmodelle bereitgestellt (vgl. Abbildung 4). Als Output werden die zu erwartenden Kosten, Schäden und Merkmale des verbleibenden Bestandesteiles für die Trassenzone bestimmt und jeder Rasterzelle zugeordnet.

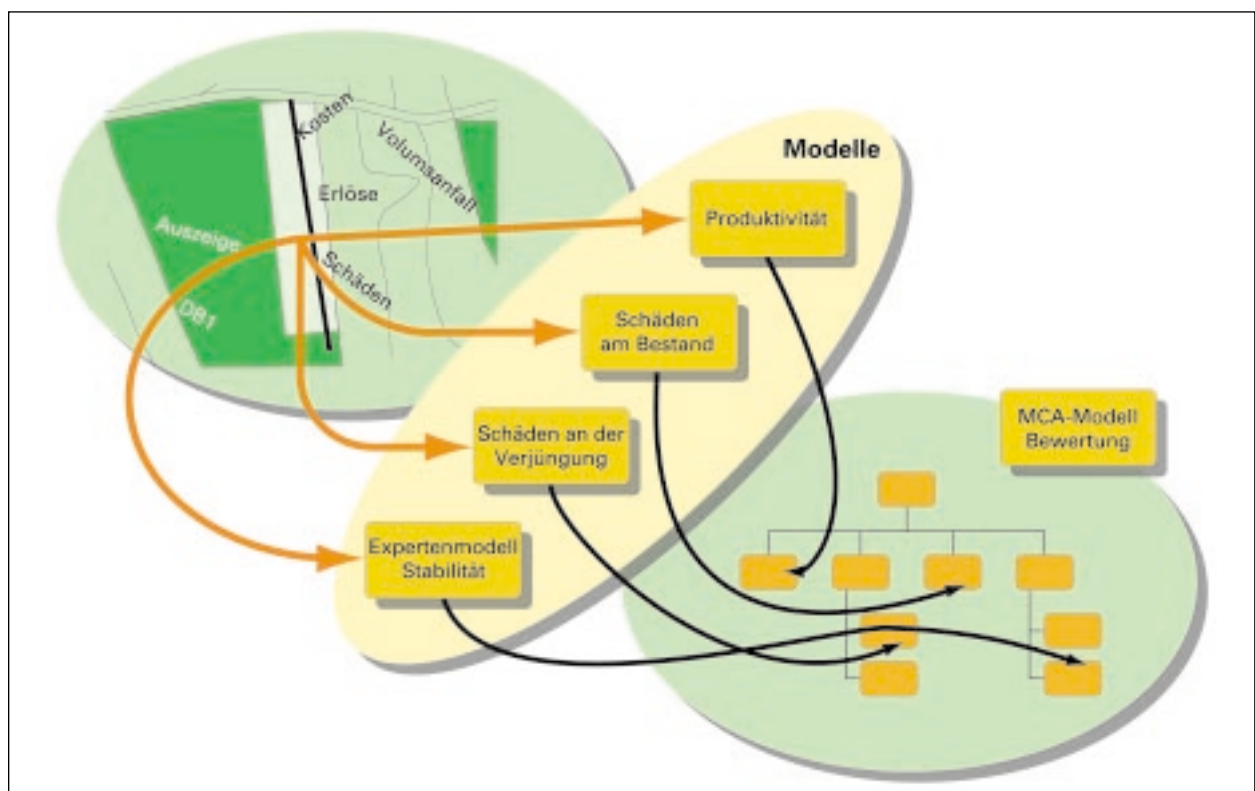
6. Für jede potenzielle Seillinie können somit unterschiedliche Nutzungsvarianten ermittelt und die Ergebnisse der Schadenmodelle, des Produktivitätsmodells sowie die qualitative Beurteilung des Qualitäts- und Stabilitätsniveaus in Tabellenform oder graphisch als Karte im SDSS visualisiert werden.

7. Diese Attribute stellen den Input für das multikriterielle Bewertungsmodell dar. Als Entscheidungsgrundlage stehen damit die Information über mögliche Auswirkungen von Nutzungsvarianten in graphischer und numerischer Form zur Verfügung. Dieser Vorgang kann beliebig oft wiederholt werden um Varianten zur weiteren Auswahl und Bewertung zu generieren. Soll das Vorgehen für eine komplette Planungseinheit (Unterabteilung) analysiert und optimiert werden, wird jeweils eine Serie von Trassen (mit fallweise wiederum mehreren Eingriffsvarianten) summarisch betrachtet.

8. Der zu erwartende Effekt eines Szenarios (Trassenserie mit Eingriffsvarianten) auf einen allfälligen weiteren Nutzungseingriff in n Jahren, wird grob über Quantität und Verteilung des verbleibenden Volumens auf der Fläche beurteilt. Ist zu erwarten, dass ein Folgeeingriff nicht mehr annähernd kostendeckend erfolgen kann, wird der Nutzer darauf hingewiesen und aufgefordert, diese Variante zu überdenken.

Da im Rahmen der Gesamtplanung Limits für das forsttechnische Teilsystem besser definierbar sind (z.B. maximale Tragseillängen oder seitlicher Zuzug

Abb. 4: Prozess der Datenerhebung, Modellanwendung und Bewertung für eine Nutzungsvariante



zur Seiltrasse) als für das waldbauliche (z.B. ab wann ist eine Eingriffsvariante waldbaulich als nicht mehr geeignet zu betrachten?), werden die hauptsächlich auf gutachtlicher Expertise beruhenden Einschätzungen des örtlichen Entscheidungsträgers als weiche „constraints“ bei der Beurteilung von Handlungsalternativen eingesetzt. Als Beispiel sei hier etwa der Überschirmungsgrad genannt, der in Abhängigkeit des jeweiligen Standorttyps (u.a. Neigung, Exposition, Boden-, Humustyp) als Limitfaktor für die Eingriffsstärke definiert wird.

3.2 Technische Umsetzung

Das geographische Informationssystem ArcView 3.2™ ergänzt um die Extensions Spatial Analyst 2.0 (ESRI) und MapModels (RIEDL und KALLASEK 1998; RIEDL et al. 1999) sollen eingesetzt werden, um die räumliche Komponente in der waldbaulich/forsttechnischen Entscheidungsfindung zu berücksichtigen. Die thematischen Sachdaten (Bestandes- und Verjüngungsmerkmale, biometrische Daten) sind extern in einer relationalen Datenbank organisiert, die georeferenzierten räumlichen Daten in der INFO-Datenbank von ArcView. Die Verknüpfung von Sachdaten und räumlichen Objekten erfolgt auf Basis von ODBC-Standards über den SQL-Connect in ArcView. Die Benutzeroberfläche von ArcView 3.2 wird für die zu erstellende Applikation adaptiert werden, um die einfache Interaktion des Benutzers mit dem System zu ermöglichen. Über ein graphisches Interface kann der Benutzer eine explorative Analyse und dynamische Modellierung räumlicher Fragestellungen durchführen.

3.3 Erwartungen

Die Aktivitäten im Rahmen des Forschungsprojektes CONES sollen aufzeigen, ob und wie durch den Einsatz von entscheidungsunterstützenden Methoden eine Verbesserung der Qualität der waldbaulichen und forsttechnischen Planung erfolgen kann. Bei den im Rahmen von Verjüngungseingriffen im Gebirgswäldern typischen schlecht strukturierten, multi-objektiven und multi-attributiven räumlichen Entscheidungsproblemen und dem oftmals vorhandenen nicht formalisierten Wissen sind Entscheidungsträger aufgrund der Vielzahl zu treffender Einzelentscheidungen überfordert. Komplexe Entscheidungsprobleme werden dem

menschlichen Entscheidungsverhalten deshalb oftmals mit Reglementierung und Schematisierung begegnet. Dies kann zu mangelnder Berücksichtigung des Handlungskontextes und übertriebener Abstraktion führen. Die Begründung für den Einsatz von SDSS liegt somit in den hohen Anforderungen, die räumliche Entscheidungsfindung an das menschliche Strukturierungs- und Kognitionsvermögen stellt. Durch das formale Modell ist es dem Entscheidungsträger u.a. im Zuge der Entscheidungsvorbereitung möglich, eine Analyse seiner Entscheidungsfindung auf Sensitivität in Bezug auf einzelne Einflussfaktoren durchzuführen. Im einzelnen werden die folgenden Erwartungen an den zu entwickelnden Prototypen gestellt:

- verbesserte Planbarkeit von Nutzungseingriffen im Seilgelände (Bestandesverjüngung)
- flexible modulartige Kombination von forsttechnischem (Produktivitätsziffern, Einsatzkalkulationen) waldbaulichem (Eingriffsart, -stärke, Stabilität, Qualität) und betriebswirtschaftlichem Wissen
- Möglichkeit eines computergestützten rationalen und nachvollziehbaren Variantenstudiums vor Ort
- optimale Ergänzung des empirischen Expertenwissens durch den Einsatz modernster EDV
- graphische und tabellarische Bereitstellung zahlreicher entscheidungsrelevanter Merkmale
- datenbankgestützte Hinweise im Falle von drohenden Fehlentscheidungen
- Entwicklung eines Instrumentariums zur multi-kriteriellen Bewertung von Handlungsalternativen zur Verjüngung von Gebirgswaldbeständen
- Aufzeigen von Wissensdefiziten und Forschungsbedarf

4. Danksagung

Das vorliegende Forschungsprojekt wurde finanziell und logistisch von der Österreichischen Bundesforste AG unterstützt, wofür recht herzlich gedankt sei.

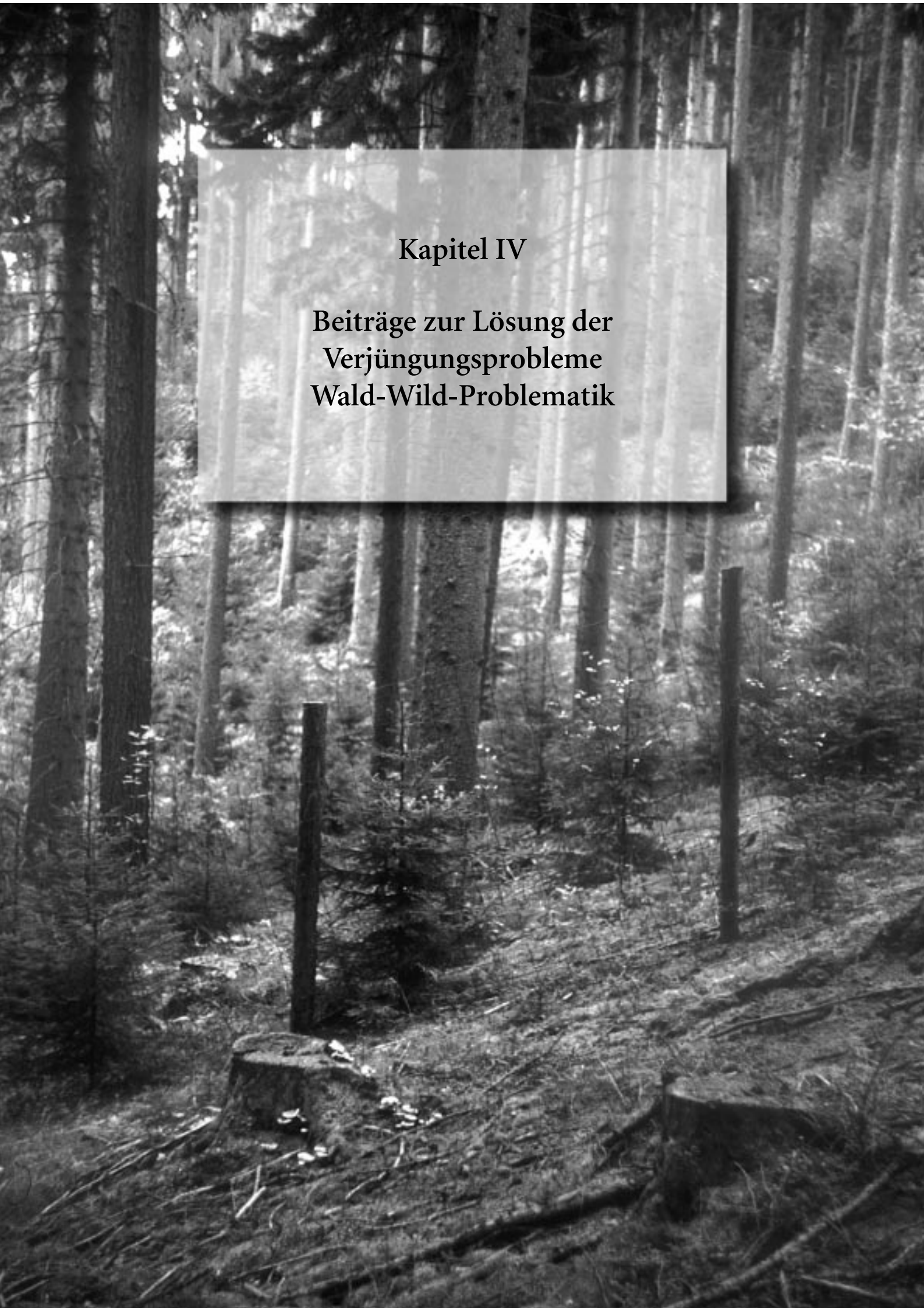
5. Literatur

- BACKHAUS, G. 1971. *Analyse der Baumverletzungen beim Rücken von Buchenindustrieholz in langer Form*. Allgemeine Forstzeitung, S. 414-420.
- BULLINGER, H.-J. 1994. *Einführung in das Technologiemanagement – Modelle, Methoden, Praxisbeispiele*. B.G. Teubner Stuttgart. 329 S.

- BUTORA, A., SCHWAGER, G. 1986. *Holzernteschäden in der Durchforstung*. Bericht der Eidgen. Anstalt f.d.forstl. Versuchswesen, Birmensdorf, S. 12 ff.
- CANHAM, C.D., MCANINCH, J-B., WOOD, D.W. 1994. *Effects of the frequency, timing and intensity of simulated browsing on growth and mortality of tree seedlings*. Can. J. For. Res., 24(4): 817-825.
- CANHAM, H.O. 1990. Decision matrices and weighting summation valuation in forest planning. North. J. Appl. For. 7(2): 77-79.
- CHRYSSOLOURIS, G. 1992. *Manufacturing Systems – Theory and Practice*. Springer. New York. 419 S.
- DENSHAM, P.J. 1991. *Spatial decision support systems*. In: Maguire, D., GOODCHILD, M., RHIND, D. (Eds.): *Geographical information systems: principles and applications*. John Wiley & Sons, Vol. 1., p. 403-412.
- DIERKES, M. 1993. *Was ist und wozu betreibt man Technologiefolgen. Abschätzung*. In: DIERKES, M. (Hrsg.): *Die Technisierung und ihre Folgen. Zur Biographie eines Forschungsfeldes*. Ed. Sigma. Berlin. 318 S.
- ELMES, G.A., TWERY, M.J. 1991. *GypsES: A knowledge based decision support system for the management of the gypsy moth*. Technical Report, USDA Forest Service, Morgantown, WV.
- FISCHER, M.M., SCHOLTEN H.J., UNWIN, D. 1996. *Geographic information systems, spatial data analysis and spatial modeling: An introduction*. In: FISCHER M.M., SCHOLTEN H.J., UNWIN D. (Eds.): *Spatial analytical perspectives on GIS*. Taylor and Francis.
- GILL, E. 1991. *Vergleich der Rückeverfahren – Sortimentschlepper und Forsttraktor im Bodenzug – in Bezug auf Wirtschaftlichkeit und Pfleglichkeit*. Diplomarbeit Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- GÖTSCHMANN, H., STREBEL, R. 1996. *Holzernteschäden in Durchforstungsbeständen – eine Untersuchung zum modifizierten Goldberger-Verfahren*. Interner Bericht Nr. 7, Forstliches Ingenieurwesen, ETH Zürich. 21 S.
- GRABHERR G., KOCH G., KIRCHMEIER H., REITER K. 1998. *Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Österreichische Akademie der Wissenschaften. Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms*, Band 17, S. 493.
- Gustafson, E. 1997. *HARVEST - Timber Harvest Allocation Model*. USDA Forest Service, North Central Forest Experiment Station, Documentation Version 4.1.
- HEINIMANN, H. R. 1986. *Seilkranseinsatz in den Schweizer Alpen. Eine Untersuchung über die Geländebeziehungen, die Erschliessung und den Einsatz verschiedener Seilanlagen*. Dissertation, ETH Zürich Nr. 7929.
- HEINIMANN, H. R. 1996. *Umweltverträgliche Forsttechnik als Voraussetzung für naturnahe Waldwirtschaft*. Forst und Holz (51) 9: S. 299-310.
- HEINIMANN, H. R. 1998. *Waldbau und Forsttechnik - von einer linearen zu einer integrierten Denkweise*. In: Beiträge zur Walderschließung und forstlichen Arbeitswissenschaft. Festschrift zur Emeritierung von Professor Trzesniowski. Stampfer (Hrsg.). Schriftenreihe des Instituts für Forsttechnik der Universität für Bodenkultur Wien 8: 27-35.
- HÖFLE, H.H. 1971. *Zur Zahl, Art und Ursache von Rückeschäden in Durchforstungen schwacher Nadelholzbestände*. Mitteilungen der Baden-Württembergischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, Heft 38. 33 S.
- HOWARD, A.F. 1993. *Production equations for tower yarding in coastal british columbia*. Journal of Forest Engineering (4) 2: 19-25.
- KANGAS, J. 1993. *A multi-attribute preference model for evaluating the reforestation chain alternatives of a forest stand*. For. Ecol. Manage., 59: 271-288.
- KASTRUP, M. J. 1996. *Zur Rationalität forstbetrieblicher Entscheidungsmodelle*. Schriften aus dem Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg, Band 5, Dissertation an der Forstwiss. Fak. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 268 pp.
- KEENEY, R.L., RAIFFA, H. 1993. *Decisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Tradeoffs*. Cambridge Univ. Press.
- KHALISY, M., OESTEN, G., WÖLFLE, G. 1971. *Fäll- und Rückeschäden in Buchen-Schwachholz in Abhängigkeit von Gelände, Jahreszeit, Sortenlänge und Rückeverfahren*. Mitteilungen der Baden-Württembergischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, Heft 38. 54 S.
- KOHN, K.A., FRANKLIN, J.F. 1997. *Creating a forestry for the 21st century: the science of ecosystem management*. Island Press, Washington, D.C.
- KUDJELKA, W. 1977. *Versuch einer Erfassung und Bewertung von Rückeschäden bei der Durchforstung in Fichten- und fichtenreichen Jungbeständen (Stangenorten)*. Dissertationsarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien. 116 S.
- LANG, H.P. 1975. *Die Durchforstung fichtenreicher Bestände als komplexes Betriebsproblem*. Habilitation Universität für Bodenkultur, Wien, 1975.
- LEXER, M.J. 1995. *Beziehungen zwischen Standorts- und Bestandesmerkmalen von Fichtenbeständen (Picea abies (L.) Karst.) und der Anfälligkeit für Borkenkäferschäden unter besonderer Berücksichtigung der Wasserversorgung*. Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien.
- LEXER, M.J. 2000. *Ein multi-attributives Nutzenmodell zur Unterstützung der waldbaulichen Planung dargestellt am Beispiel sekundärer Fichtenwälder*. Forstw. Cbl., 119, 377-394.
- LEXER, M.J., VACIK, H., HÖNNINGER, K., UNEGG, F. 2000. *Implementing a decision support system for silvicultural decision making in low-elevation Norway spruce forests*. EFI-Proceedings 33: 119-134.
- LIMBECK-LILIENAU, B. 2002. *Hochmechanisierte Holzernte mit schräger Seiltrasse*. Diplomarbeit, Institut für Alpine Naturgefahren und Forstliches Ingenieurwesen, Universität für Bodenkultur Wien. 56 S.
- MAYER, H., OTT, E. 1991. *Gebirgswaldbau – Schutzwaldpflege: Ein waldbaulicher Beitrag zur Landschaftsökologie und zum Umweltschutz*. 2. Auflage, Gustav Fischer Verlag, 587 S.
- MENG, W. 1978. *Baumverletzungen durch Transportvorgänge bei der Holzernte Ausmaß und Verteilung. Folgeschäden am Holz und Versuch ihrer Bewertung*. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Band 53. 159 S.

- MINTZBERG, H., RAISINGHANI, D., THEORET A. 1976. *The structure of unstructures decision processes*. Administrative Science Quarterly 21, 246-275.
- MOWRER, H.T. [technical compiler] 1997. *Decision support systems for ecosystem management. An evaluation of existing systems*. General Technical Report RM-GTR-296. Fort Collins, CO: U.S Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, p. 154.
- MÜLLER, F. 1994. *Müssen wir waldbauliche Konzepte ändern?* In: Müller (ed.). *Klimaänderung in Österreich*. Herausforderung an Forstgenetik und Waldbau. FBVA-Berichte 81, S. 67-75.
- NÄSCHER, F.A. 1979. *Zur waldbaulichen Bedeutung des Rothirschverbisses in der Waldgesellschaft des subalpinen Fichtenwaldes in der Umgebung des Schweizerischen Nationalparks*. Diss. ETH Zürich Nr. 6373.
- NICHOLS, M.T., LEMIN, JR., R.C., OSTROFSKY, W.D. 1993. *The impact of two harvesting systems on residual stems in a partially cut stand of northern hardwoods*. Canadian Journal of Forest Research, 24: 350-357.
- OSTROFSKY, W.D., SEYMOUR, R.S., LEMIN, JR., R.C. 1986. *Damage to northern hardwoods from thinning using whole-tree harvesting technology*. Canadian Journal of Forest Research, 16: 1238-1244.
- PIGLMANN, K.H. 1990. *Innovation in der Forstwirtschaft der 80er Jahre zur Hebung der Umweltverträglichkeit der Holzernte und deren Umsetzung in der Praxis*. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- RASHIDI, H.A.R. 1981. *Fäulnissschäden an Buche nach mechanischen Verletzungen*. Dissertation, Universität für Bodenkultur, Wien.
- RAUSCHER, M.H. 1999. *Ecosystem management decision support for federal forests in the United States: A review*. For. Ecol. Manage. 114, 173-197.
- REIMOSER, F., ODERMATT, O., ROTH, R., SUCHANT, R. 1997. *Die Beurteilung von Wildverbiss durch SOLL-IST-Vergleich*. AFJZ, (11-12): 214-226.
- RIEDL, L., KALASEK, R. 1998. *MapModels – Programmieren mit Datenflußgraphen*. In: STROBL/DOLLINGER (Hrsg.): *Angewandte geographische Informationsverarbeitung*, Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg '98, Wichmann, Heidelberg, S.279-S.288.
- RIEDL, L., VACIK, H., KALASEK, R. 2000. *MapModels - A new approach for spatial decision support in silvicultural decision making*. Computers and Electronics in Agriculture 27 (2000) : 497-412.
- SAATY, T.L. 1977. *A scaling method for priorities in Hierarchical Structures*. J. Math.Psychology., 15: 234-281.
- STAMPFER, K. 1999. *Influence of terrain conditions and thinning regimes on productivity of a track-based steep slope harvester*. In: Proceedings of the International Mountain Logging and 10th Pacific Northwest Skyline Symposium. Sessions and Chung (editors). March 28- April 1, 1999, Corvallis, Oregon: 78-87.
- STAMPFER, K., DAXNER, P. 1998. *Ein Produktivitätsmodell für ein selbstfahrendes Seilgerät Typ „Woodliner“*. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 115, 4: 249-260.
- TOPLITSCH, M. 1988. *Rückeschäden – Entstehung, Vermeidung und Behandlung*, Österreichische Forstzeitung 6: 59-60.
- TRZESNIEWSKI, A. 1989. *Mobile Seilgeräte für die Holzrückung*. Forstarchiv (60) 3: S 132-134.
- TRZESNIEWSKI, A. 1993. *Umweltgerechter Technikeinsatz im Groß- und Kleinbetrieb*. Österreichische Forstzeitung 104, 11: 28-30.
- TWERY, M.J.; THOMASMA, S.A.; BENNETT, D.J.; RAUSCHER, H.M.; NUTE, D.E.; KIM, G.; KOLLASCH, R.P. 1999. *NED-1. Version 1.0 User's Manual*. USDA-Forest Service, Northeastern Research Station & Southern Research Station, p. 41.
- VACIK, H., LEXER, M.J. 1998. *Identifizierung von Standorts- und Bestandesmerkmalen mit Einfluß auf die Kronenverlichtung von Piceas abies (L.) Karst. als Grundlage waldbaulicher Planung*. Forstarchiv 69: 27-34.
- VACIK, H., LEXER, M.J. 2001. *Application of a spatial decision support system in managing the protection forests of Vienna for sustained yield of water resources*. For. Ecol. Manage, 143(1-3): 65-76.

Verfasser: Dipl.-Ing. Dr. MAS (GIS) Harald Vacik
 Universität für Bodenkultur
 Institut für Waldbau
 Peter-Jordan-Straße 70
 A-1190 Wien
 Tel.: 0043/1/47654-4052
 Fax.: 0043/1/47654-4092
 Email: harald.vacik@boku.ac.at



Kapitel IV

Beiträge zur Lösung der Verjüngungsprobleme Wald-Wild-Problematik

Das Forschungsprogramm „Wald-Wild-Kulturlandschaft“ der Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL

J. SENN, K. BOLLMANN, K. HINDENLANG & W. SUTER

Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf

Was ist ein WSL-Forschungsprogramm?

Die Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) ist der Umwelt- und Nachhaltigkeitsforschung verpflichtet und befasst sich in einem Leistungsschwerpunkt mit der Nutzung, der Gestaltung und dem Schutz terrestrischer Lebensräume. Forschungsprogramme der WSL sind auf ein wichtiges, aktuelles Thema ausgerichtet und dienen der Koordination von Forschungsaktivitäten. Den Programmen sind Projekte zugeordnet, deren Fragestellungen an die übergeordneten Fragen des Programmes anknüpfen. Forschungsprogramme werden auf vier Jahre und die einzelnen Projekte in der Regel auf drei Jahre ausgelegt. Programme werden von einer Programmleiterin oder einem Programmleiter geführt, und diese werden von weiteren Forschenden der WSL unterstützt. Jedes Programm wird von einer Expertenkommission aus überwiegend externen Vertretern und Vertreterinnen von Forschung und Lehre, Geldgebern, Verwaltung und Praxis begleitet.

Die Programme fördern die Zusammenarbeit zwischen Forschergruppen innerhalb und ausserhalb der WSL, die sich mit dem Programmenthema beschäftigen oder in Zukunft beschäftigen wollen und sich von der Zusammenarbeit mit der WSL Synergien versprechen.

Was will das Programm „Wald-Wild-Kulturlandschaft“?

Das WSL-Forschungsprogramm „Wald-Wild-Kulturlandschaft“ befasst sich mit den Wechselbeziehungen zwischen frei lebenden Wirbeltieren, Wald und dem nutzenden Menschen. Im Zentrum steht die Frage, welchen Einfluss die wild lebenden Huftiere auf die großflächige Dynamik der Walderneuerung ausüben, und ob damit Ansprüche des

Menschen an den Wald kompromittiert sind. Daneben werden im Programm aber auch die Auswirkungen der menschlichen Nutzung auf empfindliche Tierarten untersucht; als Modellarten dienen die Rauhfußhühner.

Im Sommer 1999 wurden potentielle Partner eingeladen, Projekte zum Forschungsprogramm „Wald-Wild-Kulturlandschaft“ einzureichen. Die eingegangenen Projektskizzen wurden durch die Expertengruppe evaluiert, in Themengruppen zusammengefasst und gruppenweise mit den Projektautoren diskutiert. Dieser Prozess diente dazu, die Skizzen aufeinander abzustimmen und thematisch zu fokussieren und, wo möglich, Projektpartnerschaften zu gründen. Auch wurden Finanzierungsmöglichkeiten besprochen, sowie bei der Suche nach Drittmitteln geholfen. Die Projektideen wurden schließlich zu Projekten ausgearbeitet, so dass im Frühling 2000 mit den Projekt-Arbeiten begonnen werden konnte.

Vier Personen der Forschungseinheit „Wildtierökologie“, welche zu Programmbeginn geschaffen wurde, teilen sich die im Programm anfallenden Organisations- und Koordinationsarbeiten. Daneben arbeiten sie auch selber in Projekten mit. Neben weiteren Mitarbeitern aus anderen Abteilungen der WSL, welche sich ebenfalls an Projekten beteiligt haben, kommt im Programm der Arbeit von Diplomanden, Doktoranden und Post-Doktoranden eine große Bedeutung zu. Die Arbeiten der Studierenden aus verschiedenen Fachrichtungen werden zum größten Teil aus Drittmitteln finanziert, welche im Rahmen des Programmes akquiriert werden konnten.

Aufbau des Programmes

Das Forschungsprogramm „Wald-Wild-Kulturlandschaft“ basiert auf den folgenden vier übergeordneten Fragen:

- Welche Faktoren bestimmen die Wahrnehmung und die Handlungsmaximen der verschiedenen Nutzergruppen im Hinblick auf die Wald-Wild-Problematik und Artenschutzfragen im Wald?
- Welche Faktoren bestimmen Verteilung, Häufigkeit und Raumnutzung der Huftiere?
- Wie beeinflussen unterschiedliche Huftierdichten die langfristige Wald- respektive Vegetationsdynamik und damit die Nutzungsziele in verschiedenen räumlichen Maßstäben?
- Wie wirken sich Landnutzung und Fragmentierung der Lebensräume auf die populationsdynamischen Prozesse von sensiblen und viel Raum beanspruchenden Arten aus?

Diesen Fragen entsprechen vier Module (Abbildung 1), welche insgesamt 27 Projekte enthalten. Einzelne Projekte können auch zu zwei Modulen gehören. Besonders bei den Modulen 2 und 3 überschneiden sich die Einzelthemen.

Modul 1 „Problemwahrnehmung durch Nutzergruppen“

Ziel von Modul 1 ist es, die Einstellung und Ansprüche der verschiedenen Nutzergruppen gegenüber der Wald-Wild-Problematik und Artenschutzfragen im Wald zu verstehen und mit diesem Wissen eine gemeinsame begriffliche Basis aller Beteiligten zu schaffen. Während der gemeinsamen Aufarbeitung und Lösung eines aktuellen Nutzungskonfliktes werden geeignete Verfahren und Instrumente für ein angepasstes Management entwickelt. Fragen wie „Was wollen die einzelnen Nutzergruppen?“, „Was sind ihre Probleme?“, „Wie unterscheiden sich die Probleme zwischen Nutzergruppen?“ werden untersucht. Inwiefern wissenschaftliche Erkenntnisse den Verständigungsprozess beeinflussen und reziprok die Bedürfnisse der Praktiker in Forschungsfragen einfließen können, ist eine weitere wichtige Frage.

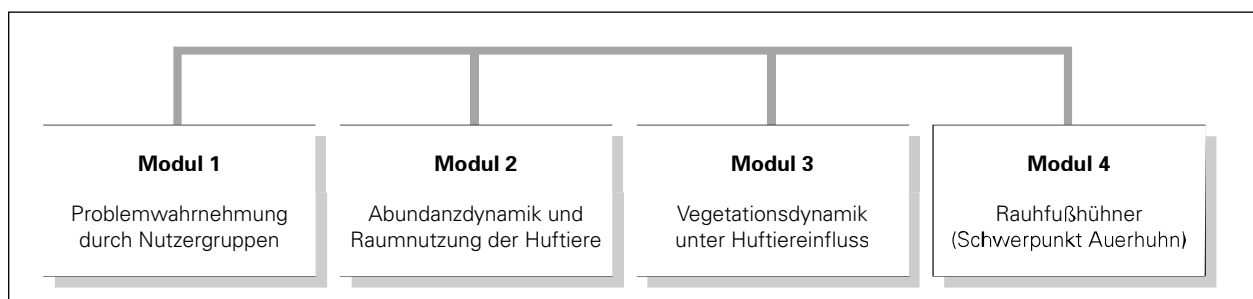
Ein Beispiel für ein Projekt im Modul 1 ist die Problemlösungs-Plattform „Wildmanagement im Kanton Uri“. Die Plattform beschäftigt sich mit der Verbissproblematik in einem Schutzwald entlang der Gotthard-Route und wird aus lokalen Akteuren aus Forst, Jagd, Landwirtschaft, Naturschutz, Verkehr und Tourismus sowie Behörden gebildet. Diese Akteure nutzen die Gebirgslandschaft, können den Wildbestand in diesem Gebiet beeinflussen, und sind auf den Schutz des Waldes angewiesen. Mehrere Wissenschaftler aus dem Programm nehmen ebenfalls in der Plattform als eine Interessengruppe teil. Ziel der Plattform ist es, gemeinsam ein nachhaltiges Wald-Wild-Management zu entwickeln und die dazugehörenden Maßnahmen einzuleiten. Die Plattform wird von einem professionellen Moderator geleitet. Nach der Bildung der Plattform wurden Ziele und Vorgehen vereinbart. Im Verlauf der Arbeit wird ein gemeinsames Verständnis für Interessen und Aufgaben entwickelt. Die bestehende Wildmanagement-Praxis wird evaluiert, Probleme werden erkannt, Handlungsoptionen und Restriktionen ermittelt und bewertet. Schliesslich soll ein verbessertes Wildmanagement in der Region eingeführt und dessen Auswirkungen nach einer festgelegten Dauer kontrolliert und kommuniziert werden.

Modul 2 „Abundanzdynamik und Raumnutzung der Huftiere“

Im Modul 2 wird untersucht, wann, wo, wie viele Tiere welcher Arten vorkommen, und was sie tun. Die einzelnen Projekte befassen sich mit Rothirsch, Gämse und Reh, sowie mit domestizierten Huftieren (Schaf und Rind).

Ein Projekt untersuchte die Einsatzmöglichkeiten von luftgestützten Infrarot-Geräten der Schweizer Armee zur Überwachung von Schalenwildbeständen. Der Einsatz solche Geräte erscheint vor allem im winterlichen Bergwald sinnvoll. In der

Abb. 1: Struktur des Programmes „Wald-Wild-Kulturlandschaft“



Westschweiz werden bei Rehen mittels biometrischer Merkmale Zusammenhänge zwischen der hauptsächlich genetisch bestimmten Konstitution und der vor allem durch die Umweltbedingungen bestimmten Kondition untersucht. Dabei dient die Unterkieferlänge als Maß für die Konstitution, und das Gewicht als Maß für die Kondition. Kurzfristige Änderungen der Populationsdichte und der Habitatqualität müssten sich somit vor allem auf die Kondition, also auf das Gewicht der Tiere auswirken. Weiter werden beim Reh Einflüsse von Habitatfragmentierung und Isolation auf die Populationsgenetik untersucht. Hier interessiert vor allem die Frage, ob sich nach einigen Jahrzehnten Trennung durch Autobahnen schon Auswirkungen auf die genetische Struktur von Rehpopulationen erkennen lassen. Dazu wird untersucht, wie sich natürliche (z.B. Seen) und künstliche Barrieren (z.B. Autobahnen) in Unterschieden in gewissen DNA-Abschnitten (Mikrosatelliten) ausdrücken. Eine genetische Differenzierung zwischen Populationen würde sich in den Allelfrequenzen ausdrücken, aber auch in den Heterozygotiegraden sowie in den vorkommenden Allelen. Die Resultate können als Argumentationshilfe beim Bau von Grünbrücken gebraucht werden. Erste Ergebnisse zeigen, dass mit zunehmender räumlicher Distanz genetische Unterschiede zwischen den Reh-Populationen nachweisbar werden. Diese Unterschiede werden durch natürliche Hindernisse wie große Seen verstärkt. Allerdings lassen sich noch keine Einflüsse von Straßen erkennen. Beide Reh-Projekte arbeiten mit Proben von Tieren, welche im Rahmen der regulären Jagd erlegt wurden.

Die Erfahrungen aus dem Genetik-Projekt sollen in Zukunft zur Ermittlung von lokalen Populationsgrößen mittels DNA aus Kotproben genutzt werden. Später soll auch versucht werden, die molekularbiologischen Methoden so weit zu verfeinern, dass über Speichelreste von Verbissstellen die verursachende Huftierart bestimmt werden kann. Damit könnte elegant das Problem gelöst werden, dass es heute praktisch unmöglich ist, bei der Anwesenheit von mehreren Huftierarten den Anteil der einzelnen Arten am Verbiss zu bestimmen.

Die Auswirkungen von Konkurrenz zwischen den wild lebenden Huftierarten Gämse, Hirsch und Reh auf Habitat- und Nahrungswahl in Gebirgsregionen werden in einem Projekt an der Eidgenössischen Technischen Hochschule (ETH) in Zürich untersucht. Kenntnisse der Einflüsse dieser Huftiere auf die Populationsdynamik der Naturverjüngung in

Gebirgswäldern soll es später erlauben, die langfristigen Effekte von Herbivorie auf die forstlichen Ressourcen abzuschätzen. Ebenfalls um Konkurrenz, aber zwischen wild lebenden und domestizierten Huftieren geht es in einem in der Ostschweiz durchgeführten Projekt: Verjüngungsprobleme in Wäldern in der Umgebung einer traditionellen Schafalp wurden darauf zurückgeführt, dass Gämsen durch die Schafe von den Weiden in die umliegenden Wälder verdrängt werden, wo sie den Jungwuchs verstärkt verbeißen und damit die Regeneration gefährden. Ende 1999 wurde der Pachtvertrag für die Schafalp gekündigt, in der Hoffnung, dass nach dem Wegbleiben der Schafe die Gämsen wieder auf die Weiden zurückkehren und damit der Druck auf die Waldbäume abnehmen würde. So ergab sich die Gelegenheit, die Vegetation im Wald und auf den Weiden sowie die Verteilung der Gämsen mit und ohne Schafe zu untersuchen. Erste Resultate zeigen, dass die Gämsen auf das Wegbleiben der Schafe nicht mit sofortiger Rückkehr auf die Weiden reagieren. Im Jahr nach Aufgabe der Schafalp hielten sich die Gämsen noch kaum auf den früher durch die Schafe am stärksten genutzten Bereiche auf. Deshalb wurde untersucht, ob Schafkot dazu geführt hat, dass Gämsen die verschmutzten Weidestellen meiden. Ein solches Verhalten könnte sich im Laufe der Evolution entwickelt haben, da die Gämsen mit den Schafen eine größerer Zahl Parasitenarten teilen, und diese Parasiten über Kot verbreitet werden. Mit je einem Experiment im Freiland und im Gehege wurde die Reaktion von Gämsen auf Schafkot getestet. Während im Experiment im Freiland kein Einfluss des Kotes auf die Nutzung der Weiden gefunden werden konnte, mieden die Gämsen im Gehege durch Schafkot verschmutztes Futter.

Modul 3 „Vegetationsdynamik“

Die Projekte im Modul 3 beschäftigen sich hauptsächlich mit der Frage, wie unterschiedliche Huftierdichten die langfristige Vegetationsdynamik und damit die Nutzungsziele in verschiedenen räumlichen Maßstäben beeinflussen.

In einem Projekt geht es um die verschiedenen in der Schweiz verwendeten Methoden zur Aufnahme des Wildverbisses. Die Vielfalt der Methoden ist nicht nur auf die politische Struktur, sondern auch auf die topographische Diversität der Schweiz zurückzuführen. Die Verfahren werden vergleichend evaluiert und auf Aufwand und Ertrag geprüft.

Resultate und Daten aus verschiedenen Vegetationserhebungen und Experimenten werden zur Modellierung langfristiger Entwicklungen genutzt. So wird zum Beispiel die Populationsdynamik der Segge *Carex sempervirens*, bei unterschiedlichen Beweidungsintensitäten untersucht. Diese Art spielt in der Sukzession auf subalpine Weiden eine Schlüsselrolle. Huftiere meiden diese Segge so lange, wie sie genügend alternatives Futter finden. Dadurch kann sich diese Pflanzenart in der Weide ausbreiten. Durch das Absterben einzelner, Horst bildender Individuen entstehen immer wieder Stellen, in denen sich Bäume etablieren können. Ein weiteres Projekt testet die Reaktionen von jungen Bäumen auf unterschiedliche Verbissregime in einem Gartenexperiment. Die beobachteten Wachstumsänderungen und allenfalls die Mortalität als Reaktionen auf simulierten Verbiss werden später genutzt, um im Wald vorgefundene Verbisssituationen besser beurteilen zu können.

Die Verjüngungssituation der Weißtanne unter dem Einfluss der wilden Huftiere wird in einem größeren Projekt untersucht. Wegen ihres im Vergleich zur Fichte tieferen Wurzelwerkes leistet die Weißtanne einen wichtigen Beitrag zur Stabilität von Gebirgswäldern. Tannen werden aber im Vergleich zu anderen Baumarten von Huftieren als Nahrung stark bevorzugt. Das heute weiträumige Fehlen der Tanne in der Verjüngung der Gebirgswälder wird deshalb hauptsächlich auf selektiven Verbiss durch wilde Huftiere zurückgeführt. Allerdings existieren kaum Daten, welche solche Zusammenhänge belegen. Das Projekt will einerseits historische Einflüsse auf das heutige Vorkommen der Tanne untersuchen. Weiters werden an verschiedenen Standorten mit unterschiedlichen Verjüngungssituationen Daten sowohl zur Weißtanne als auch zum Vorkommen und zur Habitatnutzung aller vorkommenden Huftierarten (Reh, Hirsch, Gämse) gesammelt. Demographische Untersuchungen sollen einerseits die Frage klären, ob Verjüngung bei der Tanne ein regelmäßiger Prozess ist, oder ob diese schubweise geschieht; andererseits aber auch, wie sich Verbiss von Sämlingen langfristig auf die Struktur von Beständen auswirkt. Dieses Projekt wird in enger Zusammenarbeit mit der Plattform „Wildmanagement im Kanton Uri“ (siehe Modul 1) durchgeführt. Die Finanzierung der beiden Teile (Weißtanne und Plattform) konnte im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms 48 „Landschaften und Lebensräume der Alpen“ des Schweizerischen Nationalfonds gesichert werden.

Daten und Resultate aus den obigen Projekten werden bei der Entwicklung des Modelles „HUNGER“ an der ETH in Zürich genutzt. Ziel von HUNGER (**H**erbivory by **U**NGulates and its **E**ffects on forest **R**egeneration) ist es, in einem Gap-Modell das Element „Huftiere“ einzuführen. Gap-Modelle wurden und werden häufig gebraucht, um langfristige Entwicklungen von Beständen zu simulieren. Allerdings können bis heute mit keinem dieser Modelle Huftierverbiss und dessen langfristige Auswirkungen auch nur annähernd realistisch simuliert werden.

Den Bezug zwischen der Weißtanne und der Schutzwaldproblematik stellt ein Projekt her, welches ebenfalls mit Mitteln aus dem Nationalen Forschungsprogramms 48 finanziert wird. Hier wird untersucht, wieviel Baumverjüngung minimal notwendig ist, um ein nachhaltiges Funktionieren von Schutzwäldern sicherzustellen und welche Rolle dabei die Huftiere im Vergleich zu anderen Standortfaktoren spielen.

Neben wilden beschäftigt sich das Programm auch mit domestizierten Huftieren. So untersucht ein Projekt die Einflüsse von Waldweide auf die Regeneration von Gebirgswäldern. Waldweide war in früheren Zeiten in den Alpen weit verbreitet. Sie wurde allerdings als auf jeden Fall schädlich für die Waldentwicklung angesehen und deshalb in der Schweiz schon im 19. Jahrhundert verboten. Mit dem Eidgenössischen Forstgesetz wurde im Laufe von mehr als hundert Jahren eine weitgehende Trennung zwischen Wald und Weide angestrebt und beinahe erreicht. Fast überall, wo heute noch Reste von Waldweide vorkommen, wird weiterhin eine Trennung verlangt. In einem Projekt wird jetzt experimentell der Einfluss von Rindern auf den Wald (Bodenvegetation und Verjüngung) untersucht und der Verbiss durch Rinder mit dem Verbiss durch wilde Huftiere verglichen. Erste Resultate deuten darauf hin, dass bei relativ geringer Beweidungsintensität (etwa eine Großvieheinheit pro ha) und genügend großen Weiden die Rinder im Wald ihr Futter so wählen können, dass sie genügend Nährstoffe erhalten und dabei kaum schädliche Einflüsse auf die Baumverjüngung ausüben. Junge Fichten wurden durch die Rinder kaum beeinträchtigt. Indem die Tiere Hochstauden kurz hielten, kann Waldweide die Baumverjüngung sogar fördern. Ein weiterer positiver Effekt der Waldweide könnte auch sein, dass sie eine vielfältige Bestandesstruktur erhält oder sogar schafft und damit einem Entstehen von gleichförmigen, labilen Beständen entgegenwirkt.

Solche Entwicklungen überschreiten allerdings den Zeitrahmen dieses Projektes. Welche Faktoren die Baumverjüngung auf extensiv genutzten Weiden fördern oder erschweren, wird in Beweidungsexperimenten im WSL-Forschungsprogramm „Walddynamik“ untersucht. Die daraus gewonnenen Erkenntnisse werden dann genutzt, um die traditionellen und touristisch attraktiven Waldweiden im Schweizer Jura zu erhalten.

Modul 4 „Rauhfußhühner“

Im Gegensatz zu den Modulen 1 bis 3, in denen es hauptsächlich um Tierarten geht, welche mit Waldnutzungszielen in Konflikt kommen, befasst sich das Modul 4 mit Tierarten, welche ihrerseits Probleme mit dem nutzenden Menschen haben. Das zunehmend dichtere Wege-, Straßen- und Schienennetz erhöht die Präsenz von Menschen in der Landschaft und resultiert in vermehrten Störungen der Wildtiere. Es fragmentiert darüber hinaus Lebensräume und unterbricht Austauschmöglichkeiten der Individuen, worunter vor allem spezialisierte Arten und solche mit großen Raumbedürfnissen leiden.

Exemplarisch für Arten, für welche mit dem Strukturwandel und der Erschließung der Wälder Probleme entstehen können, sind die Rauhfußhühner. Innerhalb dieser Artengruppe konzentrieren sich die Projekte auf das Auerhuhn. Das Auerhuhn hat in der Schweiz in den letzten 30 Jahren einen Bestandeseinbruch von mindestens 50 % erfahren. Ziel dieses Moduls ist es daher, die Bedeutung von landschaftsökologischen, demographischen und genetischen Faktoren für diese Entwicklung zu analysieren und anschließend ein Populations-Habitatmodell für das Auerhuhn in den Schweizer Alpen zu erarbeiten. Dazu wird der Einfluss von geographischer Distanz, Habitatfragmentierung und Walzzusammensetzung auf Dynamik und genetische Differenzierung der Auerhuhnpopulationen untersucht. Mit der Luftbild- und GIS-gestützten Analyse von ehemaligen und aktuellen Verbreitungsgebieten werden die wichtigsten Landschafts- und Waldparameter für die Persistenz von Populationen identifiziert und damit ein Auerhuhn-Habitatmodell für den Alpenraum erarbeitet. Zusätzlich wird eine Methode für die Bonitierung von Auerhuhn-Lebensräumen mittels Infrarot-Luftbildern entwickelt und diese mit einer direkten Klassierung der Wälder vor Ort validiert. Weiter werden Methoden zur standardisierten Bestandesdichteerfassung getestet. Für die

populationsgenetischen Untersuchungen wird im Lebensraum der verschiedenen Auerhuhn-Populationen Kot gesammelt, was den Vorteil hat, dass so von einem Großteil der Individuen einer Population DNA erhalten werden kann, ohne dass dazu auch nur ein einziges Tier gefangen und damit unnötigem Stress ausgesetzt werden muss. Diese Probensammlung wird ergänzt durch Federproben von früher legal geschossenen und jetzt ausgestopft erhaltenen Vögeln. Diese Methode erlaubt es, DNA aus Populationen zu erhalten und zu untersuchen, welche im Lauf der letzten Jahrzehnte verschwunden sind und diese mit den heutigen Population zu vergleichen.

Ausblick

Wie in den einzelnen Kapiteln über die Module detailliert beschrieben, werden im Programm „Wald-Wild-Kulturlandschaft“ Lösungen für Nutzungskonflikte gesucht, Verteilung und Verhalten mehrerer Huftierarten untersucht, Daten zur Vegetationsdynamik unter Huftiereinfluss gesammelt und in Modellen eingearbeitet und die Populationsdynamik empfindlicher Arten im Hinblick auf ihren Schutz erforscht. Dieses weite Themenfeld erlaubt es, einerseits Antworten auf viele Einzelfragen zu erarbeiten, andererseits aber auch ökosystemare Ansätze zum besseren Verständnis ganzer Systeme zu verfolgen. Zum Abschluss des Programmes wird zuhanden der Praxis und der interessierten Öffentlichkeit eine Synthese der in den Projekten erarbeiteten Erkenntnisse erstellt werden.

Das Programm erlaubt es, an der WSL einen fachlichen Schwerpunkt in der Wildtierökologie und damit in einem Bereich zu setzen, der vorher in der Forschungslandschaft Schweiz trotz seiner großen Bedeutung für die Landschaftsentwicklung vernachlässigt wurde. Das Programm führte zu neuer Zusammenarbeit mit verschiedenen Universitäten, mit staatlichen Institutionen, mit den Kantonen sowie mit privaten Büros aus den Bereichen Forst und Naturschutz. Durch die Themen und die Probleme bedingt, entwickelte sich bei der Zusammenarbeit ein Schwerpunkt auf die Kantone mit hohem Gebirgsanteil. Natürlich kann die Thematik nicht abschließend behandelt werden, schon auch deshalb weil WSL-Forschungsprogramme eine begrenzte Zeitdauer haben. Vom ursprünglichen Zeitplan für das Programm musste allerdings etwas abgerückt werden. Es zeigte sich,

dass die Sicherung der Finanzierung bei einigen Projekten deutlich mehr Zeit in Anspruch nahm als ursprünglich geplant. Das letzte Projekt mit drei Jahren Laufzeit konnte aus diesem Grund erst im Februar 2002 begonnen werden. Deshalb wird heute eine Programm-Dauer von sechs anstelle der vier Jahre als realistisch erachtet.

Weiterführende Informationen

Weitere Informationen sowohl zum Programm „Wald-Wild-Kulturlandschaft“ als auch zu den einzelnen Projekten finden sich unter „<http://www.wsl.ch/programme/waldwild/>“ und zum Programm „Walddynamik“ unter „<http://www.wsl.ch/programme/walddynamik/>“.

Verfasser: Dr. Josef Senn
Eidgenössische Forschungsanstalt WSL
Zürcherstrasse 111
CH-8903 Birmensdorf
Tel.: +41/1/739-2381
Fax.: +41/1/739-2215
Email: josef.senn@wsl.ch

Dr. Kurt Bollmann
Eidgenössische Forschungsanstalt WSL
Zürcherstrasse 111
CH-8903 Birmensdorf
Tel.: +41/1/739-2411
Fax.: +41/1/739-2215
Email: kurt.bollmann@wsl.ch

Karin Hindenlang
Eidgenössische Forschungsanstalt WSL
Zürcherstrasse 111
CH-8903 Birmensdorf
Tel.: +41/1/739-2418
Fax.: +41/1/739-2215
Email: karin.hindenlang@wsl.ch

Dr. Werner Suter
Eidgenössische Forschungsanstalt WSL
Zürcherstrasse 111
CH-8903 Birmensdorf
Tel.: +41/1/739-2567
Fax.: +41/1/739-2215
Email: werner.suter@wsl.ch

Ergebnisse aus dem Vergleichsflächenverfahren („Wildschaden-Kontrollzäune“) – ein Beitrag zur Objektivierung der Wildschadensbeurteilung

F. REIMOSER & S. REIMOSER

Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität Wien

Zusammenfassung. Am Beispiel des Höllengebirges (Oberösterreich) wird anhand von 64 Vergleichsflächenpaaren der Einfluss des Schalenwildes auf die Waldentwicklung untersucht (Vergleich des Huftiereinflusses auf eingezäunte und nicht eingezäunte Waldflächen). Dem Wildschaden wird erstmals ein Wildnutzen mit gleichem Maßstab gegenüber gestellt. Ein Wildnutzen konnte nachgewiesen werden, allerdings ist der Anteil der Schadensflächen nach 12-jährigem Untersuchungszeitraum etwa 8 mal höher als jener der Nutzenflächen. Im Vergleich zu anderen Gebieten aus verschiedenen Bundesländern Österreichs (insgesamt 1421 Vergleichsflächenpaare, 6-jähriger Untersuchungszeitraum) weist der Wald im Höllengebirge stark überdurchschnittliche Wildeinwirkungen auf. Bei gleichbleibendem Verjüngungsziel hängt das Ergebnis der Schadensbeurteilung davon ab, ob die Bilanz von Wildschaden und Wildnutzen gesehen wird oder ob lediglich nach dem Wildschaden gesucht wird (Schadflächenanteil größer). Wenn ohne Angabe konkreter Ziele der Einfluss der Huftiere auf die Baumartenzusammensetzung ermittelt wird, so sind Aussagen über Schaden und Nutzen nicht möglich. Komplexität und Schwierigkeit einer objektiven Wildschadensbeurteilung werden durch verschiedene Auswertungsvarianten veranschaulicht und methodische Konsequenzen gezogen. Der klaren Unterscheidung zwischen den Begriffen Verjüngungsmangel, Wildeinfluss und Wildschaden bzw. Wildnutzen kommt zentrale Bedeutung zur Vermeidung von Missverständnissen und Konflikten zu.

1. Einleitung und Problemstellung

Pflanzenfresser ernähren sich von Pflanzen, ohne dass dies gleich als Schaden zu werten ist. „Schaden“ ergibt sich grundsätzlich erst aus der Sicht eines Geschädigten, in der Regel aus dem Blickwinkel eines oder mehrerer Menschen (anthropozentrischer Standpunkt). Entsprechendes gilt für den „Nutzen“. Deshalb spielt Subjektivität auch bei der Beurteilung des Einflusses von Schalenwild eine große Rolle (SCHWARZENBACH 1982). Häufig ist unklar, ob und wie die Schadensbeurteilung objektiv durchgeführt werden soll (DONAUBAUER et al. 1990). Dies trifft vor allem auf die Verbißschäden am Wald zu. Nicht jeder vom Schalenwild verbissene Zweig bedeutet Schaden für den Baum und nicht jeder geschädigte Baum bedeutet Schaden für den Waldbestand (REIMOSER 1986). Aus falschen, voreiligen Schlüssen ergeben sich in der forstlichen und jagdlichen Praxis häufig unnötige Konflikte. Die folgenden Aspekte und Auswertungsbeispiele sollen zur Objektivierung beitragen. Da durch die Methode des Vergleichsflächenverfahrens (gezäunte und ungezäunte Vergleichsfläche) zusätzlich zum Schaden erstmals auch der „Wildnutzen“ für

die Waldentwicklung mit vergleichbarem Maßstab überprüft wird, entsteht ein neutraler, beidseitig offener Ansatz, der eine Bilanz von Nutzen und Schaden ermöglicht. Durch die objektivere Beurteilung sollen einerseits die Entstehung von Nutzen gefördert und andererseits Schaden gezielter und konsequenter vermieden werden können.

2. Grundsätzliches zur Beurteilung des Verbißschadens

Falls lediglich IST-Zustände miteinander verglichen werden, beispielsweise Verbißprozente aus mehreren aufeinanderfolgenden Jahren, so kann dadurch zwar ein Wildeinfluss und dessen Entwicklungstendenz, nicht jedoch ein Schaden am Waldbestand (SOLL-IST-Vergleich) festgestellt werden. SOLL-Werte für die Waldverjüngung (z.B. Mindeststammzahl, Baumartenanteile, Verjüngungssicherungszeitraum) lassen sich z.B. in Abhängigkeit von Waldgesellschaft und Waldfunktion für jeden Waldbestand herleiten (vgl. z.B. REIMOSER und SUCHANT 1992, ERHART 1994,

Autonome Provinz Bozen/Südtirol 1997, SCHULZE 1997, REIMOSER et al. 1997, SCHODTERER 2001). Für die Festlegung von SOLL-Grenzwerten bzw. Verbiss-Toleranzgrenzen ist es von wesentlicher Bedeutung, ob das Verjüngungsziel aus betrieblicher Sicht (z.B. als waldbauliches Optimalziel) oder aus landeskultureller Sicht (als „landeskulturelle Mindestzielsetzung“) definiert wird. Aufgrund von unterschiedlichen Zielen und Grenzwerten können sich für den festgestellten Wildschaden oder -nutzen auch bei identem Einfluss des Wildes sehr unterschiedlich hohe Werte ergeben.

Der Wildeinfluss (positiv, negativ oder kein Einfluss) kann am besten durch den Vergleich der Jungwaldentwicklung ohne und mit Wildeinwirkung sichtbar gemacht werden (Kontrollzaun und ungezäunte Vergleichsfläche). Dieser Vergleich liefert zwei IST-Zustände: Waldentwicklung bei aktuellem Wildeinfluss und Waldentwicklung bei vollständigem Ausschluss des Schalenwildes. Um einen Wildschaden feststellen zu können, müssen diese beiden IST-Werte mit einem vorgegebenen SOLL-Wert verglichen werden. Der Verjüngungszustand innerhalb des Zaunes, der nicht natürlich ist (völliger Wildausschluss) und der auch nicht der erwünschte Waldzustand sein muss, ersetzt nicht die Vorgabe von bestandesbezogenen SOLL-Werten (vgl. REIMOSER und SUCHANT 1992, REIMOSER und REIMOSER 1997).

Stimmt die Prognose?

Die Feststellung von Verbissschäden am Jungwuchs des Waldes stellt immer eine Schadensprognose dar, weil der eigentliche Schaden erst später eintritt, zum Beispiel zum Zeitpunkt der Holzernte oder wenn sich eine wildbedingte Verschlechterung von erwünschten Waldfunktionen ergibt. Je früher diese Prognose gestellt wird, desto unsicherer ist sie, weil sich die Reaktionen des betreffenden Waldbestandes und sein Ausgleichs- und Regenerationsvermögen nur beschränkt vorhersagen lassen. Ursache und Wirkung - Wildverbiss und Wildschaden - können im Wald viele Jahrzehnte auseinanderliegen. Dadurch ist es oft sehr schwierig, den am Wald tatsächlich entstehenden Wildschaden bereits im Jahr des Verbisses einigermaßen sicher einzuschätzen. Dies steht im starken Gegensatz zu den Wildschäden in der Landwirtschaft, wo der Schaden meist innerhalb eines Jahres eintritt und dadurch wesentlich leichter erfasst werden kann. Entsprechendes gilt auch für den Wildnutzen, wenn am Jungwuchs spätere Auswirkungen prognostiziert werden.

„Nutzen“ durch das Wild?

Über positive Funktionen des Schalenwildes im Ökosystem Wald (z.B. Samenverbreitung und Eintreten von Pflanzensamen in den Boden, Veränderung der Konkurrenzsituation der Pflanzen durch selektiven Verbiss bzw. Verbeißen der Konkurrenzvegetation von „Zielbaumarten“, Veränderung der Keimungsbedingungen durch Kotproduktion und Nährstoffumverteilung) liegen bisher nur wenige konkrete Untersuchungsergebnisse vor (z.B. PUTMAN 1986; REIMOSER 1986, 1996; WOLF 1988). Es wurde jedoch - im Gegensatz zu den „negativen“ Auswirkungen - auch nur selten konkret danach gesucht. Ein schalenwildbedingter Nutzen am Wald wurde in der forstlichen Forschung und Praxis bisher kaum in Betracht gezogen oder sogar für unmöglich gehalten.

Es ist auch von wesentlichem praktischen Wert zu wissen, unter welchen Bedingungen für den Menschen positive Auswirkungen des Wildes eintreten und wie sie optimal genutzt werden können (REIMOSER 1995).

3. Auswertungsbeispiele aus dem Vergleichsflächenverfahren

Die Bilanz von Nutzen und Schaden des Schalenwildeinflusses auf die natürliche Waldverjüngung wird anhand von Ergebnissen aus der Fallstudie „Höllengebirge“ (Oberösterreich) dargestellt; es dominieren Kalk- und Dolomitstandorte mit montanen Bergmischwaldgesellschaften (v.a. Fichte, Tanne, Rotbuche, Esche, Bergahorn), hohem Schutzwaldanteil und Vorkommen von Gams, Hirsch und Reh (keine Waldweide). Zusätzlich wird ein Vergleich mit den Ergebnissen von 1421 Vergleichsflächenpaaren aus sechs verschiedenen Bundesländern Österreichs durchgeführt. Eine Auswertung ausschließlich im Hinblick auf Schaden (bei unterschiedlicher Zielvorgabe) sowie eine bewertungsfreie Darstellung des Wildeinflusses sind angeschlossen.

3.1 Methode

Die Vergleichsflächenpaare (gezäunte und ungezäunte Fläche, je 6x6m) werden auf verjüngungsnotwendigen Waldflächen mit beginnender Waldverjüngung angelegt. Extreme Steillagen, an denen Kontrollzäune nicht instand gehalten werden können, sind nicht repräsentiert. Wildbedingte

Veränderungen der Holzqualität (Astigkeit der Bäume, Jahresringaufbau im Stamm, etc.) werden nicht erfasst. Die Erhebungsmethode (REIMOSER 1991) und das Auswertungsverfahren (SOLL-IST-Vergleich, REIMOSER et al. 1997) sind für alle Gebiete gleich (WIKOSYS 4.0). Der Vergleich der gezäunten mit der ungezäunten Fläche ermöglicht die objektive Erfassung des Einflusses von Schalenwild auf die Vegetationsentwicklung, nicht jedoch die Feststellung eines Schadens. Zur Klärung dieser Frage dient der Vergleich mit dem für die einzelnen Waldgesellschaften vorgegebenen SOLL-Zustand („landes-kulturelle Mindestzielsetzung“).

Die Prüfkriterien (Indikatoren) mit den entsprechenden SOLL-Werten bzw. Intoleranzgrenzen für die Feststellung von Nutzen bzw. Schaden sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Die SOLL-Werte für die Prüfkriterien Jungwuchsdichte, Mischungstyp, Schlüsselbaumarten und Baumartenanzahl (vgl. Tabelle 1) wurden in Abhängigkeit von der potenziellen natürlichen Waldgesellschaft und der Waldfunktion festgelegt. Substitutionsmöglichkeit unter verschiedenen Baumarten ist teilweise gegeben (methodische Details siehe REIMOSER et al. 1997). Die Intoleranzgrenze für den Höhenzuwachsverlust (H) ist erreicht, wenn das Höhenwachstum bei langsamwüchsiger Waldverjüngung (maximaler Jahreshöhenzuwachs < 10 cm) mindestens zwei und bei raschwüchsiger Verjüngung drei (von elf) Höhenklassen schalenwildbedingt zurückbleibt. Als Hilfskriterium für den Höhenzuwachsverlust (als „Frühwarnsystem“) wurde ein Verbissindex (Mehrfachverbiss – Leittrieb mehr als ein mal in drei Jahren verbissen – plus Einfachverbiss mal 0,5) verwendet, wobei die Intoleranzgrenze je nach Baumart zwischen 30 und 70 % liegt (Tabelle 1). In Waldgesellschaften, in denen den Sträuchern eine wesentliche Funktion im Hinblick auf die Erhaltung der Produktionskraft des Bodens zukommt, werden auch diese berücksichtigt; es gelten die Grenzwerte für Strauchartenanzahl und Strauchvolumenindex (40 % bzw. 600 m³/ha äquiv.). Als Schaden gilt, wenn bei mindestens einem Prüfkriterium der SOLL-Wert

Tab. 1:

In den Untersuchungsgebieten verwendete Prüfkriterien (Indikatoren) mit SOLL-Werten und Intoleranzgrenzen

	Indikator	SOLL-Wert ¹
N	Jungwuchsdichte	mindestens 2000-5000 Bäume/ha
M	Mischungstyp (LH; NH; LH/NH)	mindestens 10-50 % der Jungwuchsdichte (N) Laubholz (LH) und/oder Nadelholz (NH)
S	Schlüsselbaumarten	mindestens 10-20 % der Jungwuchsdichte
A	Baumartenanzahl	mindestens 1 - 4 Arten
I	Strauchvolumenind x ²	mindestens 600 m ³ /ha äquiv.
Intoleranzgrenze		
H	Höhenzuwachs ³	Differenz 2 bzw. 3 Höhenklassen ⁴
Z	Strauchartenanzahl ²	40 % Differenz (bezogen auf Zaunfläche)
V	Verbissindex ⁵	30-70 % (abhängig von Baumart)

¹ abhängig von Potenzieller Natürlicher Waldgesellschaft (PNW) und Waldfunktion
² fakultativ für bestimmte Waldgesellschaften
³ Oberhöhenbäume des Jungwuchses
⁴ abhängig von maximaler Terminaltrieblänge
⁵ Leittrieb-Verbissindex für Oberhöhenbäumchen

schalenwildbedingt (Vergleich der Waldentwicklung auf der ungezäunten Fläche mit jener auf der schalenwildsicher eingezäunten Fläche) nicht erreicht oder eine Intoleranzgrenze (Tabelle 1) wildbedingt erreicht wird. Entsprechend gilt als Nutzen, wenn bei mindestens einem Prüfkriterium der SOLL-Wert, bedingt durch den Schalenwildeinfluss, erreicht wird oder an einer Schlüsselbaumart ein schalenwildbedingter Höhenmehrzuwachs von mindestens 2 bzw. 3 Höhenklassen (z.B. durch Verbiss der Konkurrenzvegetation) eintritt.

3.2 Ergebnisse Hölleengebirge

Die Ergebnisse resultieren aus den 64 von 100 Vergleichsflächenpaaren, die von 1989 bis 2001 erhalten geblieben sind. Der Untersuchungszeitraum beträgt 12 Jahre (Erhebung alle drei Jahre). Es konnten sowohl Flächen mit ausschließlich Wildschaden als auch solche mit ausschließlich Wildnutzen nachgewiesen werden. Der Anteil der Schadensflächen ist allerdings etwa 8 mal so hoch (66 %) wie der Anteil der Nutzflächen (8 %),

wodurch sich eine stark negative Bilanz ergibt (Abbildung 1). Der Anteil der Flächen mit sowohl Schaden als auch Nutzen (je nach Prüfkriterium) beträgt 17 %, der Anteil der Flächen, auf denen nach 12 Jahren weder Schaden noch Nutzen festgestellt werden konnten 9 %. Der sukzessive Anstieg des Anteiles der Flächen mit Schaden oder/und Nutzen vom ersten Beobachtungsintervall nach 3 Jahren über 6 und 9 Jahre bis zur letzten Auswertung nach 12 Jahren ist in Abbildung 1 ersichtlich. Abbildung 2 zeigt den jeweils nur für eine 3-Jahres-Periode geltenden (laufenden) Schaden und Nutzen. Dabei fällt auf, dass der Wildeinfluss auf die Entstehung

von Wildschaden in der zweiten und dritten Periode abgenommen, zuletzt aber wieder zugenommen hat.

Die Analyse der Schadenshäufigkeit in Abhängigkeit vom Prüfkriterium zeigt nach 12 Jahren Wild-einwirkung den Indikator „Höhenzuwachsverlust“ (Erreichen der Intoleranzgrenze) als den mit großem Abstand häufigsten Fall für das Eintreten des Schadens. Schalenwildbedingter Stammzahl- oder Baumartenmangel sind wesentlich seltener für die Schadenszuordnung maßgeblich. Entsprechendes gilt für die Zuordnung des Wildeinflusses zu Wild-nutzen (Abbildung 3). Inwieweit diese jetzt als „schädlich“ oder „nützlich“ prognostizierten Wild-

Abb. 1: Wildschaden und Wildnutzen (% Flächenpaare) in Abhängigkeit von der Dauer der Wildeinwirkung (3 bis 12 Jahre)

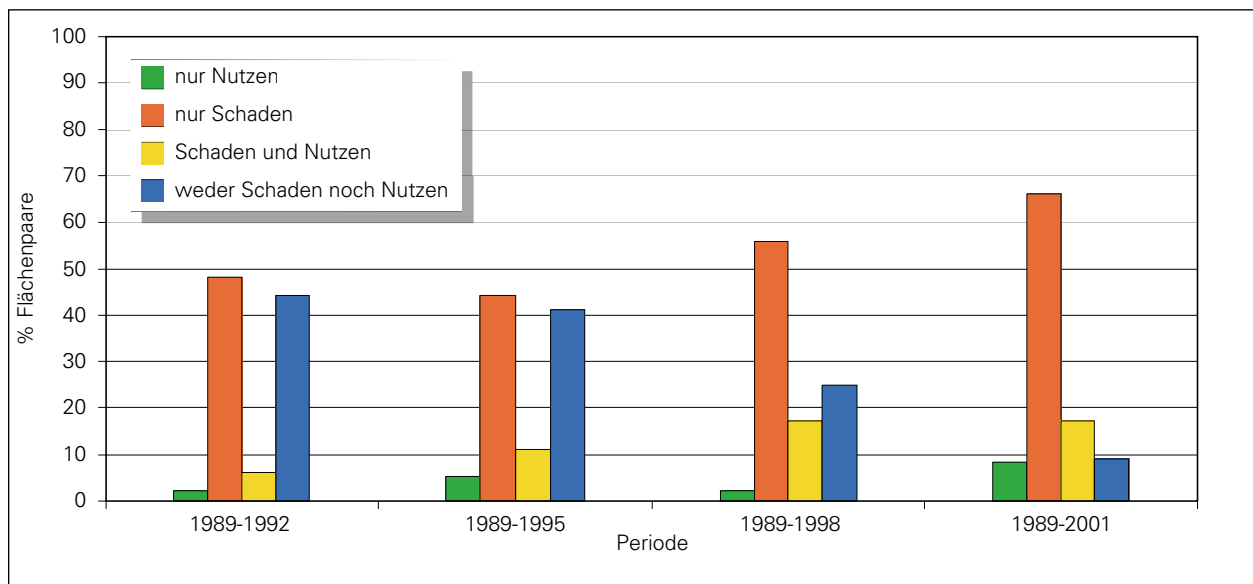
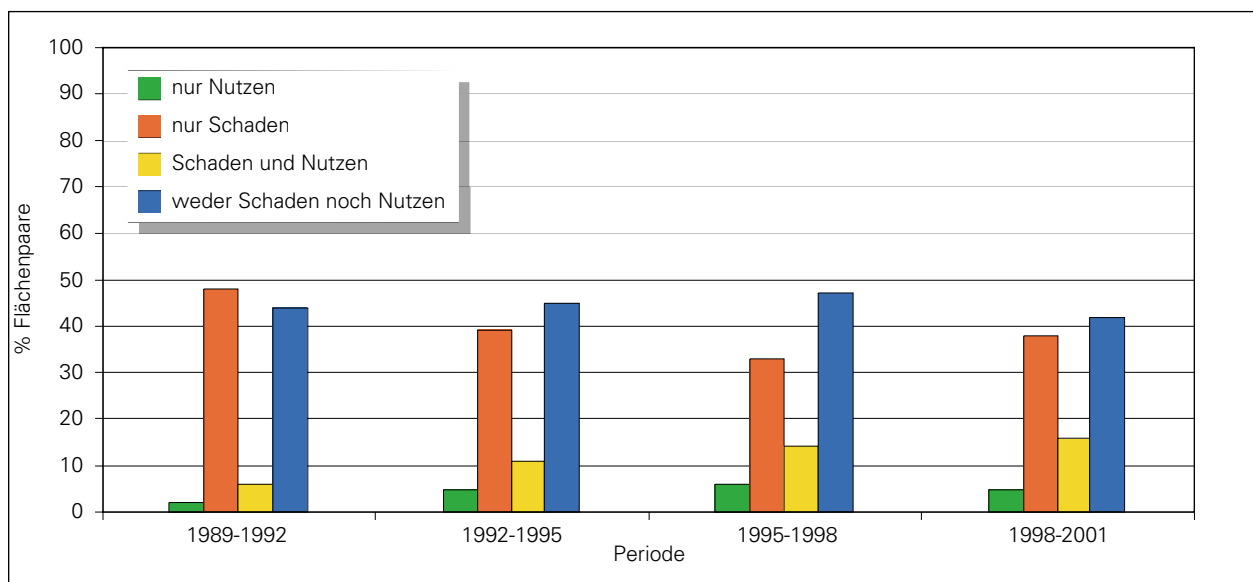


Abb. 2: Laufender Wildschaden und Wildnutzen (% Flächenpaare) für 3-Jahres-Perioden



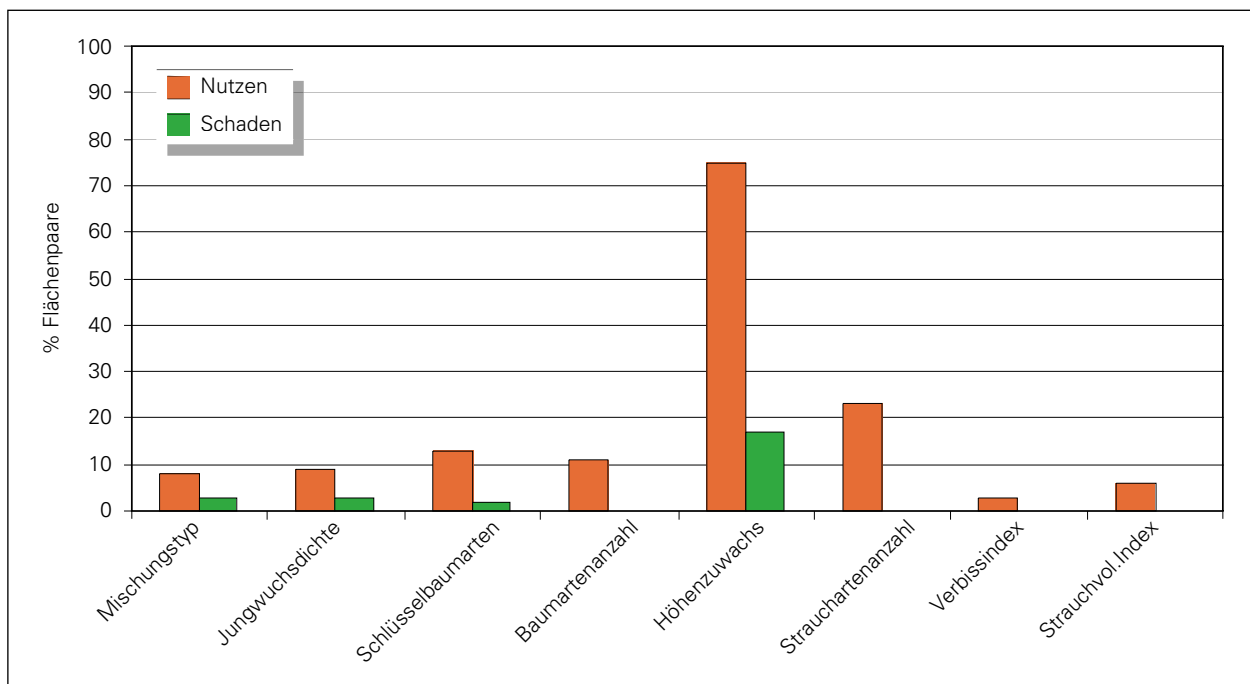


Abb. 3: Schaden und Nutzen für die einzelnen Prüfkriterien nach 12 Jahren (% Flächenpaare)

Einfluss am Höhenzuwachs in späteren Waldentwicklungsphasen noch feststellbar sind, sich abschwächen oder verstärken, ist noch nicht bekannt. Durch die weitere Untersuchung der Vergleichsflächen soll eine Verifizierung und Optimierung der nach bisher bestehenden Kenntnissen festgelegten Toleranzgrenzen möglich werden. Die Toleranzgrenze für den Hilfsindikator „Verbiss“ („Frühwarnindikator“) konnte rückblickend nach 12 Jahren bereits so weit nachjustiert werden, dass das Eintreten des als nicht tolerierbar angenommenen Höhenzuwachsverlustes (Hauptindikator) gut prognostiziert werden kann. Im Hinblick auf den Verbisseinfluss des Schalenwildes auf den Höhenzuwachs der Zielbaumarten kann also der erste Teil der Schadens- bzw. Nutzensprognose (Auswirkungen des Verbisgrades auf den Höhenzuwachs im Jungwuchsstadium unter verschiedenen Standortbedingungen) bereits überprüft werden, während die Überprüfung des zweiten Prognosesteiles (Auswirkungen der Höhenzuwachsdifferenz im Jungwuchs auf die weitere Waldentwicklung bis zum ersten waldbaulichen Eingriff) erst später möglich ist. Das Vergleichsflächenverfahren lernt also „an sich selbst“ und wird mit zunehmender Anwendungsdauer und Differenzierung der Toleranzgrenzen treffsicherer.

3.3 Vergleich mit anderen österreichischen Untersuchungsgebieten

Ein Vergleich mit anderen österreichischen Untersuchungsgebieten (7 Gebiete aus verschiedenen Bundesländern, insgesamt 1.421 Vergleichsflächenpaare) zeigt nach 6-jähriger Beobachtungsdauer folgende Bandbreite der Ergebnisse: Die Flächenanteile mit „ausschließlich Schaden“ liegen zwischen minimal 31 % und maximal 51 % (Höllengebirge 49 %), jene mit ausschließlich Nutzen zwischen 5 % und 15 % (Höllengebirge 5 %). Das Verhältnis von Nutzen zu Schaden in den Gebieten liegt zwischen 1:3 und 1:10 (Höllengebirge 1:10). Über alle Gebiete weisen die Laub/Nadel-Mischwaldzieltypen mit Tanne die höchsten Schadensflächenanteile auf, gefolgt von Nadelholztypen (sowohl mit als auch ohne Tanne). Bei letzteren tritt auch der höchste Anteil an Nutzenflächen auf. Bei reinen Laubholztypen (mit und ohne Eiche) und bei Laub/Nadel-Mischwald ohne Tanne sind sowohl die Schadensflächenanteile als auch die Nutzenflächenanteile geringer. Auf Freiflächen treten höhere Schadensflächenanteile auf als bei Verjüngung unter Bestandesschirm.

Zwischen den Gebieten konnte keine signifikante Korrelation von Schadensflächenanteil und mittlerem Leittrieb-Verbissprozent festgestellt werden.

Dass der Einfluss des Schalenwildes auf die Vegetation stark von der Höhe des Wildbestandes, der saisonalen Wildverteilung und vom Verhalten der Tiere abhängt, ist klar. Ob ein bestimmter Einfluss aber zu Nutzen oder zu Schaden führt, hängt maßgeblich von den SOLL-Werten und Toleranzgrenzen und insbesondere von der jeweiligen Prädisposition der Waldverjüngung für Nutzen und Schaden ab; diese Prädisposition kann durch waldbauliche Maßnahmen entscheidend verändert werden (REIMOSER 1986, REIMOSER und GOSSOW 1996). Sowohl das Schalenwildmanagement als auch die waldbaulichen Maßnahmen sollten bewusster und gezielter darauf ausgerichtet werden, durch eine entsprechende Gestaltung der ökologischen Ausgangslage die möglichen positiven Wirkungen des Wildes stärker wirksam werden zu lassen und die negativen möglichst einzuschränken. Dies ist im Allgemeinen bei naturnäheren Waldverjüngungsformen leichter möglich als bei Kahlschlag mit Aufforstung. Eine vertiefende Forschung über diese Zusammenhänge zwischen Pflanze und Pflanzenfresser in verschiedenen Waldökosystemen ist dringend erforderlich. Dennoch dürfen Maßnahmen zur Wildschadensvermeidung, insbesondere im Schutzwald, deswegen nicht verzögert werden.

3.4 Schadensfeststellung ohne Berücksichtigung des Nutzens

Nun folgt ein Auswertungsbeispiel für das Höllengebirge, bei dem ausschließlich nach dem Schaden, nicht aber nach dem Nutzen gefragt wird – es ergibt sich dadurch ein höherer Schadensflächenanteil. Eine Analyse von SOLL-IST-Vergleich (auf ungezäunten Flächen 2001) und Wildschaden ergibt bei landeskultureller Mindestzielsetzung folgende Aufschlüsselung der Vergleichsflächen (Tabelle 2): Nur 8 % der Flächen haben weder einen Stammzahl- oder Baumartenmangel noch einen Wildschaden („problemlose Flächen“). 9 % der Flächen weisen einen Stammzahl- oder Baumartenmangel ohne Wildschaden auf. In Summe ergeben sich 17 % der Flächen ohne Wildschaden. Auf 55 % der Flächen wurde sowohl Stammzahl- oder Baumartenmangel als auch Wildschaden festgestellt. Davon entfallen 25 % auf

Tab. 2:

Verteilung der Vergleichsflächen (%) nach SOLL-IST-Vergleich (hinsichtlich Stammzahl, Artenanzahl) und Wildschaden (hinsichtlich Stammzahl, Artenanzahl, Baumhöhe) für landeskulturelles und betriebliches Verjüngungsziel.

SOLL-IST-Vergleich (Verjüngungsmangel an Stammzahl oder Baumartenanzahl)	Wildschaden (Stammzahl, Artenanzahl, Baumhöhe)		Summe (SOLL-IST)
	kein Wildschaden	Wildschaden	
Kein Stammzahl- oder Artenmangel	8 (3)	H: 28 (9)	36 (13)
Stammzahl- oder Artenmangel	9 (36)	H: 30 (27) 25 (25)	64 (88)
Summe (Wildschaden)	17 (39)	83 (61)	100
()....Zahlen in Klammern: Werte bei betrieblicher Zielvorgabe H = Baumhöhe			

Flächen, auf denen der Wildeinfluss den Stammzahl- oder Artenmangel zumindest mitverursacht, und 30 % auf Flächen, auf denen der Wildschaden aus Baumhöhen-Zuwachsverlust resultiert, aber nicht die Ursache des Stammzahl- oder Artenmangels ist. Auf 28 % der Flächen entstand Wildschaden durch Baumhöhen-Zuwachsverlust (Überschreiten der Toleranzgrenzen), ohne dass diese Flächen Stammzahl- oder Baumartenmangel aufweisen. In Summe ergeben sich 83 % der Flächen mit Wildschaden (Wildnutzen bleibt hier unberücksichtigt, deshalb zählen auch die „Schaden-Und-Nutzen-Flächen“ zum Schaden; vgl. Abbildung 1).

Bei forstbetrieblicher statt landeskultureller Zielsetzung ergeben sich weniger Fälle mit Wildschaden (61 %), aber wesentlich mehr mit Verjüngungsmangel (88 %, Werte in Klammer, Tabelle 2). Dies liegt daran, dass vom Betrieb weniger oft Tanne, aber häufiger Lärche und Kiefer im Ziel gefordert werden, letztere aber in der Verjüngung (auch innerhalb des Zaunes) selten vorkommen. Diese Baumarten müssten also künstlich eingebracht werden, wenn das Verjüngungsziel erreicht werden soll. Aufgeforstete Lärchen und Kiefern wären dann aber wahrscheinlich gegen Fegen zu schützen.

3.5 Wildeinfluss ohne SOLL-IST-Vergleich

Wird kein SOLL-IST-Vergleich zur Ermittlung von Schaden oder Nutzen durchgeführt, sondern lediglich bewertungsfrei der Wildeinfluss auf die Baumartenzusammensetzung in der Oberschicht der Verjüngung festgestellt, so ergibt sich für das Höllengebirge folgendes Bild (Abbildung 4): Nach

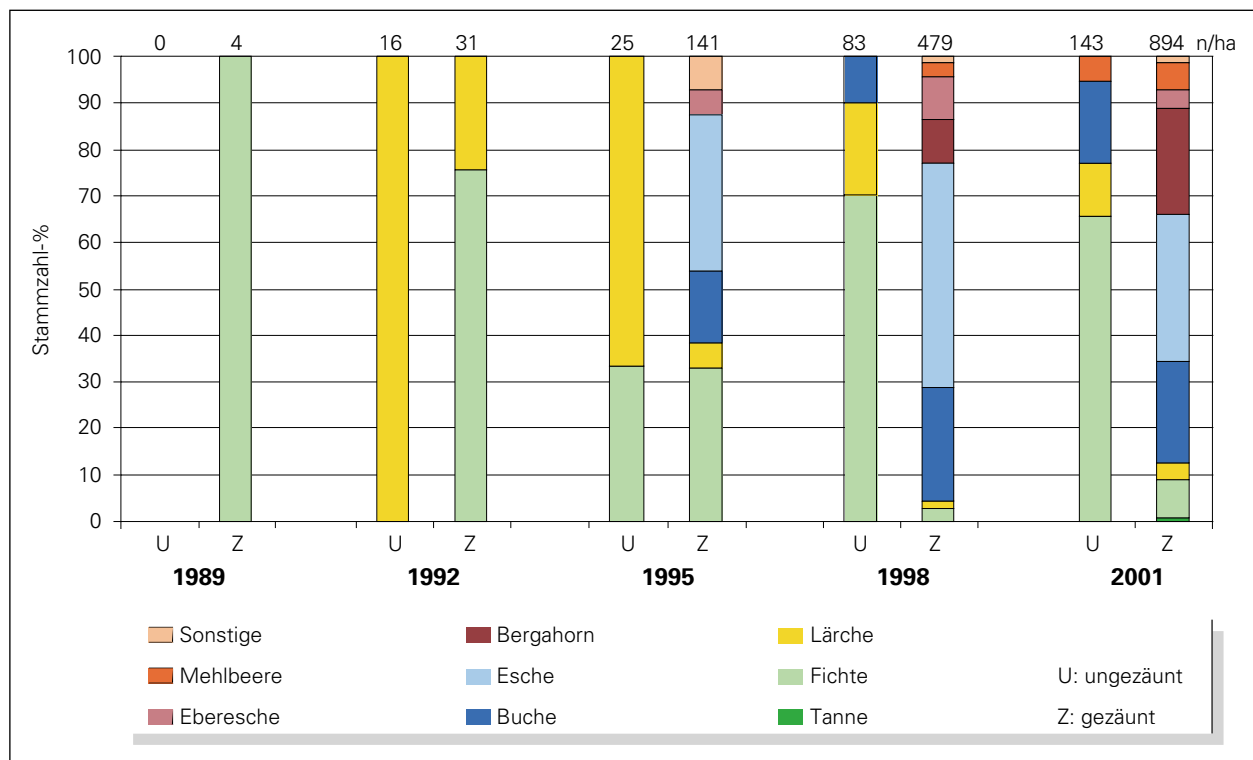
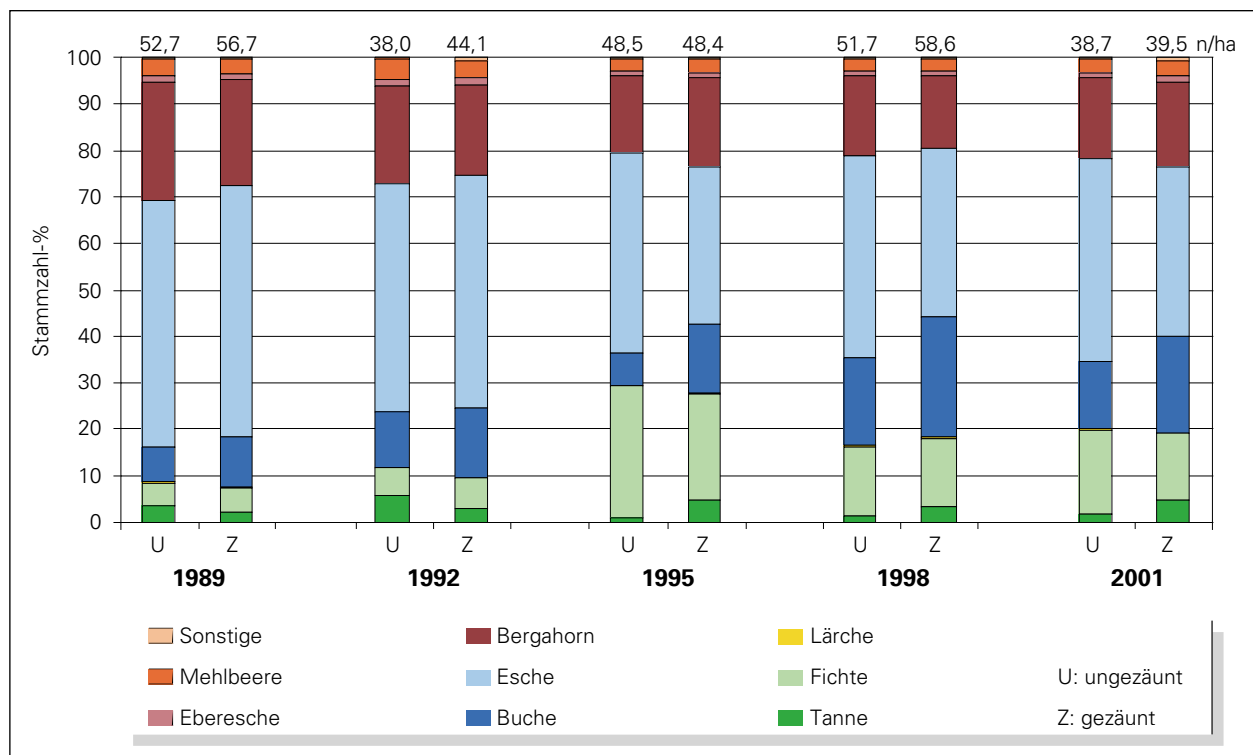


Abb. 4:
Einfluß des Schalenwildes auf die Baumartenzusammensetzung in der Verjüngungs-Oberschicht (über 2 m Höhe) nach 12 Jahren (natürliche Waldverjüngung).

Abb. 5:
Einfluß des Schalenwildes auf die Baumartenzusammensetzung der gesamten Verjüngung (alle Baumhöhen) nach 12 Jahren (natürliche Waldverjüngung). Die Stammzahlen (n/ha) sind in Tausend angegeben.



12 Jahren sind im Mittel aller Probestflächen außerhalb des Zaunes 143 Bäume je Hektar über zwei Meter hoch, im Zaun sind dies rund 6 mal so viel (894/ha; die Einzelflächenwerte können von diesen Durchschnittswerten stark abweichen). Diese „Oberhöhenbäumchen“ bestehen außerhalb des Zaunes aus 77 % Nadelholz (vorwiegend Fichte, keine Tanne) und innerhalb des schalenwildfreien Zaunes aus 12 % Nadelholz, wobei die Tanne mit knapp 1 % vertreten ist. Ob eine oder keine dieser durchschnittlichen Verjüngungsmischungen dem Ziel des Forstbetriebes entspricht, kann wie erwähnt bei dieser wertfreien Betrachtungsform (ohne SOLL-IST-Vergleich) nicht beurteilt werden. Inwieweit sich die Baumartenzusammensetzung in der Oberschicht innerhalb und außerhalb des Zaunes noch ändert (z.B. außerhalb des Zaunes durch Einwachsen von Mischbaumarten in die Oberschicht nach Überwindung der verbissbedingten Zeitverzögerung oder durch weiteres Absinken in die Unterschicht; innerhalb des Zaunes durch Abnahme oder Zunahme des Nadelholzanteiles, etc.) wird sich in den nächsten Jahren zeigen.

Beim Vergleich der Jungbäume aller Höhenklassen zeigt sich wesentlich weniger Unterschied in der Entwicklung der Baumartenanteile zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen als dies in der Oberschicht der Fall ist (vgl. Abbildung 5). Stammzahlchwankungen in Abhängigkeit vom Erhebungsjahr resultieren aus unterschiedlich intensiver Samenproduktion der Altbestände in den Vorjahren und unterschiedlichen Absterbequoten von Sämlingen und Kleinstpflanzen. Die Lärche nimmt bei Berücksichtigung aller Baumhöhenklassen einen sehr geringen Anteil ein und ist dadurch in Abbildung 5 nicht mehr erkennbar.

4. Schlussfolgerungen

Der bisher festgestellte Schalenwild Einfluss auf die Waldentwicklung im Höllengebirge ergibt sich aus dem Vergleich der Waldverjüngung unter Einwirkung der während des Beobachtungszeitraumes dort lebenden Huftiere mit der Waldverjüngung völlig ohne Huftiereinfluss unter den dort gegebenen ökologischen Rahmenbedingungen. Wie sich der Wald bei anderen Wilddichten, anderer Wildverteilung, anderen waldbaulichen Maßnahmen, etc. entwickelt hätte, kann nur vermutet werden. Die

sensibelste, forstlich interessante Baumart im Zusammenhang mit Wildeinfluss ist im Höllengebirge derzeit die Tanne. Die jagdliche Ausrichtung hängt wohl primär davon ab, wieviel Tanne forstlich gefordert wird und ob sie mit oder ohne Schutzmaßnahmen aufkommen soll.

Auf folgende methodische Konsequenzen im Zusammenhang mit der Wildschadensbeurteilung ist besonders hinzuweisen:

- Eine strikte Unterscheidung zwischen Verjüngungsmangel, Wildeinfluss und Wildschaden ist erforderlich.
- Der Wildschaden muss primär am „verbleibenden“ und nicht am „ausscheidenden“ Bestand gemessen werden (operationale Verjüngungsziele wichtig).
- Es gibt auch „Wildnutzen“, der in eine Bilanz Wildschaden – Wildnutzen eingehen sollte.
- Die Wildschadenanfälligkeit (Verbissdisposition) des Waldes sollte stärker beachtet werden (starke waldbauliche Einflussmöglichkeit).
- Die Interpretation des Verbissprozente hinsichtlich „Schaden“ ist problematisch.
- Forschungsbedarf (Langzeituntersuchungen): Erhebung der weiteren Entwicklung der Vergleichsflächenpaare im Dickungs- bzw. Stangenholzstadium zumindest bis zum ersten waldbaulichen Eingriff (Wuchsdynamik mit und ohne Wildeinfluss; eventuelle Verzögerungs- und Kompensationseffekte) – wichtig für die Verifizierung und Feinabstimmung von SOLL-Werten und Toleranzgrenzen.

5. Literatur

- Autonome Provinz Bozen/Südtirol, 1997: *Einfluß des Schalenwildes auf den Wald in Südtirol*. Abt. f. Forstwirtschaft, Amt f. Jagd u. Fischerei, Bozen, 1-74.
- DONAUBAUER, E., GOSSOW, H., REIMOSER, F., 1990: „Natürliche“ Wilddichten oder forstliche Unverträglichkeitsprüfung für Wildschäden. *Österr. Forstzeitung* 101(6), 69.
- ERHART, H., 1994: *Wildschaden-Kontrollsystem Vorarlberg*. Amt d. Vorarlberger Landesregierung (ed.), Bregenz.
- PUTMAN, R.J., 1986: *Grazing in Temperate Ecosystems. Large Herbivores and the Ecology of the New Forest*. London & Sydney (Croom Helm) and Portland, Oregon (Timber Press), 1-210.

- REIMOSER, F., 1986: *Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform*. Diss. Univ.f.Bodenkultur Wien (VWGÖVerlag) 28, 1-318.
- REIMOSER, F., 1986: *Funktionen des Rehwildes im Waldökosystem*. Allgem. Forstzeitschrift (19), 458459.
- REIMOSER, F., 1991: *Verbiß-Kontrollgatter - Eine Methode zur objektiven Erfassung des Einflusses von Schalenwild und Weidevieh auf die Waldverjüngung (System Vorarlberg)*. Österreichs Weidwerk (6), 1922.
- REIMOSER, F., 1995: *Veränderungen am System „Wald-Reh“ als Ursache für Verbißschäden*. In: Schriftenreihe für Ökologie, Jagd und Naturschutz, Stuttgart, Bd.3, 5-33.
- REIMOSER, F., 1996: *Integrales Schalenwild- und Habitatmanagement am Beispiel des FUST-Projektes - Tirol*. In: Das Bergwald-Protokoll; Forderungen an den Wald - Forderungen an die Gesellschaft (Europ. Akademie Bozen, Schriftlgt. SCHEIRING, H.), Blackwell Wiss.-Vlg., Berlin - Wien - Oxford; 137-174.
- REIMOSER, F., SUCHANT, R., 1992: *Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation*. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 163 (2), 27-31.
- REIMOSER, F., GOSSOW, H., 1996: *Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system*. Forest Ecology and Management 88, 107-119.
- REIMOSER, F., ODERMATT, O., ROTH, R., SUCHANT, R., 1997: *Die Beurteilung von Wildverbiß durch SOLL-IST-Vergleich*. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 168 (11/12): 214-227.
- REIMOSER, F., REIMOSER, S., 1997: *Wildschaden und Wildnutzen - Objektive Beurteilung des Einflusses von Schalenwild auf die Waldvegetation*. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 43: 186-196.
- SCHODTERER, H., 2001: *Grundlagen für die Beurteilung der Wildschäden an der Verjüngung im österreichischen Wald im Rahmen der Österreichischen Waldinventur*. Beiträge zur Umweltgestaltung A145, Teil 38, E. Schmidt Verlag, Berlin, 187 S.
- SCHULZE, K., 1997: *Wechselwirkungen zwischen Waldbauform, Bejagungsstrategie und der Dynamik von Rehwildbeständen*. Diss. Univ. Göttingen, 1-229.
- SCHWARZENBACH, F.H., 1982: *Ansätze zur Lösung des Wildschadenproblems*. Schweiz. Zeitschr. f. Forstw. 133 (11), 979-984.
- WOLF, G., 1988: *Dauerflächen-Beobachtungen in Naturwaldzellen der Niederrheinischen Bucht - Veränderungen in der Feldschicht*. Natur und Landschaft 63 (4), 167-172.
- Verfasser: Univ.Prof. DI. Dr. Friedrich Reimoser
Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie
Veterinärmedizinische Universität Wien
Savoyenstraße 1
A-1160 Wien
Tel.: +43/1/4890915-210
Fax.: +43/1/4890915-333
Email: friedrich.reimoser@vu-wien.ac.at
- Dr. Susanne Reimoser
Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie
Veterinärmedizinische Universität Wien
Savoyenstraße 1
A-1160 Wien
Tel.: +43/1/4890915-211
Fax.: +43/1/4890915-333
Email: susanne.reimoser@vu-wien.ac.at

Die Überalterung der Zerfallsphase. Die Sprache der Schutzwaldsanierung und deren Fallen für eine Lösung des Verjüngungsproblems

G. WEISS

Institut für Sozioökonomik der Forst- und Holzwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien

Einleitung

Mir gefällt der Titel der heurigen Mariabrunner Waldbautage: Er spricht von der Verjüngung des Bergwaldes. Nicht so mein eigener Titel, der dessen Überalterung anspricht. Warum habe ich diesen Titel gewählt? Der Titel meines Vortrages steht bewusst gegen den Titel der Tagung, da der forstfachliche Diskurs zur Schutzwaldbewirtschaftung in Österreich meiner Beobachtung nach immer noch stärker von einem Überalterungs-Diskurs geprägt ist als von einem Verjüngungsdiskurs. Ich unterstelle – vielleicht etwas übertrieben –, dass die forstliche Praxis in Österreich lieber gefragt hätte: „Ist der Bergwald überaltert?“ oder: „Ist die Nutzung des Bergwaldes gesichert?“

Ich habe gestern und heute allerdings nicht so viel von Überalterung und Zerfallsphasen sprechen gehört, wie bei meinen Erhebungen zur österreichischen Schutzwaldpolitik vor einigen Jahren. In der Praxis ist das Reden von den Phasen – zumindest noch vor kurzem – sehr beliebt gewesen. Ich bezweifle, dass das Phasenkonzept dabei immer richtig zitiert wurde. Es diente mehr der Aufrüttelung der Beteiligten und der Öffentlichkeit, der Begründung forstlicher Eingriffe und der Werbung von Förderungsmitteln für die Schutzwaldsanierung. Vielleicht ist eine Änderung des Diskurses schon im Gange: Bei der Präsentation der neuen Schutzwaldstrategie am 16. 1. 2002 in Salzburg wurde viel mehr von Verjüngung gesprochen.

Vielleicht trägt auch die heutige Tagung dazu bei, anders über den Bergwald und Schutzwald zu sprechen. Vielleicht ist – angesichts des Titels der Tagung – das Sprechen von Überalterung bald vom Sprechen über Verjüngung abgelöst. Und vielleicht ist das Sprechen von Zerfallsphasen bald überaltert. Der Titel meines Vortrags kann auch so gelesen werden.

Die Analyse von Sprache in der politikwissenschaftlichen Forschung

Ich verliere nicht zufällig so viele Worte über das Thema der Tagung und den Titel meines Vortrags. Der Gegenstand meiner heutigen Analyse ist „Sprache“: Die Sprache der Schutzwaldsanierung oder Schutzwaldbewirtschaftung oder, wie Landesforstdirektor Kammerlander einmal vorgeschlagen hat, Schutzwaldbehandlung in Österreich. Meine Analysefrage ist: „Wie wird über forstfachliche Erfordernisse im Bergwald gesprochen?“

Die Analyse von Sprache und Diskurs ist eine Methode der politikwissenschaftlichen Forschung und wird insbesondere unter verschiedenen Ansätzen der post-positivistischen Policy-Analyse angewendet (vgl. FISCHER and FORESTER 1993). Ich werde diese Methoden hier nicht erklären, aber ich möchte aufmerksam machen, dass Sprache auch zur Falle werden kann. Einer meiner Studenten hat gemeint, es verhalte sich bei Überalterung oder Verjüngungsmangel doch so wie bei einem halbvollen oder halb-leeren Glas und es mache keinen Unterschied, wie es bezeichnet wird. Ich möchte aber bewusst machen, dass es im Diskurs nicht einerlei ist, ob von Überalterung oder von Verjüngungsmangel gesprochen wird. Je nach Wortwahl werden unterschiedliche Assoziationen ausgelöst und unterschiedliche Lösungsstrategien drängen sich auf. Es ist auch nicht zufällig, ob der eine oder der andere Begriff gewählt wird. Im wissenschaftlichen Diskurs etwa sind Begriffe mit unterschiedlichen theoretischen Konzepten und Modellen verbunden, im politischen Diskurs wird auf unterschiedliche Ursachenverhältnisse, Konfliktsituationen, Kosten-Nutzen-Verteilungen zwischen den Akteuren und schließlich auch auf unterschiedliche Lösungsstrategien verwiesen.

Als Beispiel für den waldbau-wissenschaftlichen Diskurs möchte ich die Konzepte von Resistenz (Widerstandsfähigkeit, *resistance*) und Resilienz (Rückkehrfähigkeit, *resilience or elasticity*) ansprechen, die etwa von BRANG (2000) gegen den Begriff der Stabilität des Gebirgswaldes angeboten werden. Mit diesen Begriffen ist eine andere Vorstellung von der Struktur und Dynamik des Gebirgswaldes verbunden als mit „Stabilität“.

Im forstpolitikwissenschaftlichen Diskurs kann ich als Beispiel die Kritik der Waldfunktionen nennen, die in der Vergangenheit von verschiedenen Autoren auf unserem Institut entwickelt wurde (HEEG 1973; GLÜCK und PLESCHBERGER 1982; KROTT 1985; GLÜCK 1987). Hinter dem Sprechen von Funktionen verbirgt sich ein technokratisches Bild des *policy-making*, bei dem alle Kompetenz der politischen Planung den Experten zugewiesen wird. Dabei werden Wald und Waldeigentümer „beplant“. Waldeigentümern und anderen Betroffenen kommt keine offizielle Rolle in der Planung zu, da die Funktionen vorgeblich interessenunabhängig vom Experten festgelegt werden. Tatsächlich aber sind mit jeder Planung Interessen und Werte von gesellschaftlichen Gruppen berührt, weshalb von Interessen und Nutzungen gesprochen werden sollte.

In der Realität sind wissenschaftlicher und politischer Diskurs nicht streng getrennt, da sich die Politik auch wissenschaftlicher Erkenntnisse bedient, und da die Wissenschaft in einem praktischen und politischen Umfeld arbeitet. Es gibt einen öffentlichen forstfachlichen Diskurs, in den alle Akteure eingebunden sind, Praxis, Wissenschaft und Politik.

Vielfach kann man die aktuelle Politik beurteilen, wenn man nur die Sprache ansieht. Ich möchte nun einige Beispiele bringen, die die Bedeutung der Sprache aufzeigen. Zu Beginn werde ich „Überalterung“ und „Verjüngungsmangel“ gegenüberstellen und dann die „Zerfallsphase“ diskutieren. Anschließend greife ich die Begriffe „Schutzwald“ und „schutzfunktionaler Wald“ auf und stelle Überlegungen zum sogenannten „Wald-Wild-Problem“ an. Am Schluss formuliere ich einige Folgerungen für die forstfachliche Praxis in Bezug auf die Behandlungsstrategie im Gebirgswald und auf die Wald- und Wildbewirtschaftung.

Die Implikationen der verwendeten Begriffe für die praktische Schutzwaldsanierung werde ich anhand der folgenden fünf Analysefragen untersuchen:

1. Was vermittelt der Begriff inhaltlich?
2. Was für Konzepte und Modelle stehen dahinter?

3. Welche Handlungsstrategien werden nahegelegt?
4. Wem nützt dies?
5. Was sind die Folgen und Wirkungen der Begriffsverwendung?

- ad 1. Diese Frage zielt auf die alltagssprachliche Bedeutung des Begriffes. Er mag eine differenzierte wissenschaftliche Definition besitzen, doch fragt die diskursanalytische Methode nach den inhaltlichen Assoziationen in der umgangssprachlichen Verwendung, da der Begriff von den wissenschaftlichen Autoren aus der Alltagssprache entnommen wurde.
- ad 2. Es interessieren die mit den Begriffen üblicherweise verbundenen wissenschaftlichen und nicht-wissenschaftlichen Konzepte und Modelle. Die angewendeten Konzepte und Modelle definieren auch die betroffenen Akteure und deren Rollen in einer Problemlösung.
- ad 3. Die verwendeten Begriffe und explizit oder implizit verbundenen Konzepte und Modelle legen bestimmte Problemdefinitionen und entsprechende Handlungsstrategien nahe. Gefragt wird nach den assoziativ nächsten Maßnahmen oder Lösungen.
- ad 4. Die jeweiligen Problemdefinitionen und Lösungsstrategien haben Auswirkungen auf die Akteurslandschaft. Während unter (2) danach gefragt wird, welche Rollen der Akteure definiert werden, interessiert hier, wer tatsächlich profitiert. Bestimmte Akteure mögen erwähnt sein oder unerwähnt bleiben, sie mögen als Verursacher oder als potentielle Problemlöser bezeichnet werden. Mit bestimmten Problemlösungen sind für die betroffenen Akteure Kosten und Nutzen verbunden.
- ad 5. Was für weitergehende Folgen und Wirkungen sind mit den verwendeten Begriffen, Modellen und Handlungsstrategien verbunden? Wie wirken sich die Handlungen und Unterlassungen auf die Akteure und auf die Problemsituation (einschließlich Ökosystem) aus?

Überalterung

Das eigentliche Problem hinter der Notwendigkeit, die Schutzwälder zu sanieren, wird im öffentlichen Diskurs und in Schutzwaldsanierungsprojekten viel-

fach auf die Überalterung reduziert. Was hat das auf die praktische Arbeit der Schutzwaldsanierung für Auswirkungen?

Was vermittelt der Begriff?

Die mit dem Begriff Überalterung verbundene (alltagssprachliche) Aussage ist, kurz gefasst, dass die Bäume zu alt werden. (Im wissenschaftlichen Konzept ist gemeint, dass die Altersstruktur des Waldes nach oben verschoben ist; der Begriff selbst bezeichnet aber selektiv nur das „Zu-alt-werden“.) Zu alt impliziert, daß der Wald die erwarteten Leistungen (insbesondere die sogenannte Schutzfunktion) nicht mehr ausüben kann. Alter bedeutet Schwäche, kündigt den baldigen Tod an.

Welche Konzepte stehen dahinter?

Hinter dem Überalterungskonzept steht einerseits ein Wirtschaftswaldmodell, das eine Umtriebszeit kennt, weshalb von Überalterung überhaupt gesprochen werden kann. Andererseits wird aber auch auf das Phasenmodell der Naturwaldentwicklung Bezug genommen, das eine drohende instabile Entwicklungsspanne (Zerfalls- und Verjüngungsphase) voraussagt. Diese beiden Modelle sind unklar miteinander vermengt. Die Modelle sind eigentlich nicht kompatibel, da das Wirtschaftswaldmodell ein Behandlungsmodell, das Phasenmodell aber ein analytisches wissenschaftliches Modell ist, und da ersteres im menschlich beeinflussten Wald und letzteres im unbeeinflussten Wald anzuwenden ist. In Texten der Schutzwaldsanierung (z.B. Projektbeschreibungen) werden Begriffe der Waldbewirtschaftung (Pflegeeingriffe, Nutzungen, etc.) und der Naturwaldentwicklung (Phasen) gemischt verwendet. Der Begriff Überalterung selbst spricht nur von einer stattfindenden Entwicklung, nicht von der Bewirtschaftung oder anderen menschlichen Aktivitäten.

Welche Handlungen werden nahegelegt?

Gegen eine Überalterung ist logisch nur ein Nutzungseingriff oder Behandlungseingriff möglich: Die überalternden Bäume dürfen nicht so alt werden, also müssen sie vorher entfernt werden. Generell sollte also die Waldbewirtschaftung verstärkt und gefördert werden. Aktivität ist gefragt. Die klassische Vorstellung einer intensiven Waldbewirtschaftung bietet sich als Lösung an.

Wem nützt es?

Die traditionelle, wirtschaftlich orientierte Forstwirtschaft wird als Problemlöserin dargestellt. Dies nützt allen forstlichen Institutionen. Von einer verstärkten Nutzungstätigkeit profitieren alle forstlichen Akteure, die Waldeigentümer, die Forst- und Holzwirtschaft, die Behörden und die Beratungsstellen sowie die Jagd. Die Wirtschaft profitiert durch die Nutzungstätigkeit (die im Kontext der Schutzwaldsanierung von der öffentlichen Hand gefördert wird). Öffentliche Stellen profitieren, wenn sie Förderprojekte betreuen, die Jagd, da deren Rolle nicht angesprochen wird. Sie kommt weder im klassischen Waldbewirtschaftungsmodell noch im Naturwaldmodell vor. Konflikten wird damit aus dem Weg gegangen.

Was bewirkt der Begriff?

Die traditionelle Waldbewirtschaftung wird nicht in Frage gestellt – es gibt keinen Anreiz für Innovationen, z.B. neue Waldbau-Methoden oder Wildbewirtschaftungsstrategien zu entwickeln. Solange das erforderliche Geld für die Intensivierung der Bewirtschaftung ausreicht, wird Konflikten, aber auch neuen Lösungen aus dem Weg gegangen. Mit öffentlichen Förderungen werden aufwändige Erschließungen erstellt und mehr Holz auf den Markt gebracht. Sollten andere Ursachen für den bedenklichen Schutzwaldzustand bestehen, bleiben diese ungelöst. Jagd und Wildbewirtschaftung werden nicht in Frage gestellt und bleiben unverändert. Der Blick wird auf die fehlende Nutzung gerichtet, er wird von den vielfältigen Ursachen für Verjüngungsprobleme abgelenkt.

Zusammengefasst ruft der Begriff Überalterung nach mehr konventioneller Waldbewirtschaftung.

Verjüngungsmangel

Was würde sich ändern, wenn von Verjüngungsmangel gesprochen würde?

Was vermittelt der Begriff?

Verjüngungsmangel sagt, dass zuwenig junge Bäume im Wald nachwachsen.

Welche Konzepte stehen dahinter?

Das Augenmerk wird auf die fehlende (Natur-)Verjüngung und damit auf deren Ursachen gelenkt: Diese mögen u.a. in fehlenden Nutzungseingriffen oder in historischen Nutzungen liegen, doch fällt der Blick auch auf Weide und Wildeinfluss. Bei Verjüngung ist (im Gegensatz zu Aufforstung) primär an die Naturverjüngung zu denken.

Welche Handlungen werden nahegelegt?

Das Problem wird nicht wie beim Begriff der Überalterung auf die Frage der Nutzungen reduziert. Die erforderliche menschliche Aktivität ist eher ein Beschützen, als ein aktives Eingreifen. Es ist eher an geeignete Rahmenbedingungen für eine natürliche Verjüngung zu denken. Der Gedanke an die bekannten verjüngungshemmenden Einflüsse wie etwa durch Wildtiere ist viel näher. Auch die Suche nach neuen und lokal angepassten Lösungen wird mit dem Sprechen von Verjüngungsmangel eher angeregt als mit Überalterung.

Wem nützt es?

Während mit dem Begriff der Überalterung nur die Forstwirtschaft zur Aktivität aufgefordert wird, sind es bei Verjüngungsmangel viele potentielle Akteure. Mit dem Gedanken an die vielen Einflussfaktoren auf die Waldverjüngung werden alle Akteure angesprochen, die mit den Ursachen in Verbindung gebracht werden könnten, nicht nur die Forstwirtschaft.

Was bewirkt der Begriff?

Bei einer Überalterung ist die Ursache klar – es wird zuwenig genutzt. Bei Verjüngungsmangel denkt man eher an ökologische und waldbauliche Ursachen und würde die Forschung stärker einbinden müssen. Von Verjüngungsmangel zu sprechen, ist für die forstlichen Akteure un bequem. Die Schuld kann nicht einfach einer immer unrentabler werdenden Waldbewirtschaftung zugeschoben werden, also außerhalb der Forstwirtschaft liegenden Entwicklungen. Es müssen vielmehr auch Nutzungskonflikte angesprochen werden. Die Folgerung und Forderung, dass die bisherige Wald- und Wildbewirtschaftung geändert werden müsse, liegt viel näher. Die Wahrscheinlichkeit, dass man sich aktiv mit den vielfältigen Ursachen der Verjüngungsproblematik auseinandersetzt, ist höher.

Insgesamt ist ein höheres Innovationspotential gegeben, da mehr Fragen aufgeworfen werden.

Die Zerfallsphase

Abhandlungen in der forstlichen Fachpresse und Schutzwaldsanierungsprojekte begründen die Notwendigkeit eines aktiven Eingreifens vielfach damit, dass die Wälder in eine Zerfallsphase eintreten (beispielsweise MAYER 1967).

Was vermittelt der Begriff?

Ähnlich wie das Wort von der Überalterung macht der Begriff „Zerfallsphase“ Angst. Er droht, dass der Wald zerfallen und verschwinden könnte. Wenn der Wald zerfällt, kann er auch die von ihm gewünschten Wirkungen nicht erfüllen. Es ist oder folgt eine Risikophase: Tatsächlich wird in den waldbaulichen Schriften die folgende Verjüngungsphase vielfach als eine kritische und labile Phase beschrieben.

Welche Konzepte stehen dahinter?

Was mit dem Wort der Zerfallsphase noch verbunden ist, ist der Gedanke an eine natürliche Entwicklung. Der Begriff und das dazugehörige Phasenmodell stammen aus der Naturwaldforschung. So wird impliziert, dass es sich um eine naturgegebene Entwicklung handelt.

Welche Handlungen werden nahegelegt?

Deshalb ist es auch – dem Begriff folgend – gut, dass der Mensch eingreift. Die Frage nach einer menschlichen Verursachung wird in dieser Logik nicht zugelassen. Die Zerfallsphase ist natürlich vorgegeben, aber wir müssen durch aktives Eingreifen diese Entwicklung vermeiden.

Wem nützt es?

Da so, wie beim Begriff der Überalterung festgestellt, ein aktives Eingreifen gefordert ist, nützt es dem auf wirtschaftlich orientierte Waldbewirtschaftung ausgerichteten System und allen beteiligten Akteuren. Es nützt den Forstleuten (z.B. in der staatlichen Verwaltung), die als Experten für die Eingriffe erforderlich sind, und der traditionellen Forstwirtschaft insgesamt, da die Schuld auf die natürliche Entwicklung abgeschoben wird. Es gibt keine Schuldigen an der kritischen

Situation. Dies nützt allen, die evtl. an einer kritischen Entwicklung durch eine nicht adäquate Wald- und Wildbewirtschaftung beteiligt waren, auf Seiten der Waldeigentümer, der Jäger, der Weideberechtigten und der Verwaltungsbehörden.

Was bewirkt der Begriff?

Die aktive (konventionelle) Waldbewirtschaftung wird unterstützt, von Ursachen wird abgelenkt. Die Praxis der Waldbewirtschaftung wird nicht geändert.

Tatsächlich handelt es sich in den Problemfällen durchwegs um jahrhundertlang intensiv bewirtschaftete Wälder und nicht um Urwälder. Die Risikoanfälligkeit dieser Wälder geht – wie auch in den waldbaulichen Analysen in den Schutzwaldprojekten durchwegs dokumentiert ist – überwiegend auf die historische Bewirtschaftung zurück (WEISS 1999a). Das Reden von Zerfallsphasen hat die politische Funktion, von den menschlichen Ursachen, also vom Versagen der realen Wald- und Wildbewirtschaftung abzulenken, und die Schuld sozusagen den natürlichen Eigenschaften des Ökosystems in die Schuhe zu schieben. Folge ist, dass nur unzureichend über die gängige Praxis der Waldbewirtschaftung nachgedacht wird und Lösungen nicht ernsthaft bei der Art der Wald- und Wildbewirtschaftung gesucht werden.

Diese Interpretation der Zerfallsphase wird zugleich auch den Urwäldern nicht gerecht, da diese kaum so viel Risiko bedeuten würden. Argumentiert wird, dass fehlende menschliche Eingriffe zu Risikosituationen führen würde. Tatsächlich würde, wie das Beispiel der Windwürfe von 1990 in Westösterreich (und Nachbarländern) zeigt, die natürliche Entwicklung oft eine günstigere Richtung einschlagen, als die übliche forstliche Praxis (WEISS 1999a; WEISS, in Druck). Eine Konsequenz der Bewirtschaftungsforderung durch die Forstleute ist die, dass Windwürfe mit teuren Subventionen aufgeräumt werden. Diese Windwurfaufarbeitung schafft vielfach erst risikoreiche Situationen: In der natürlichen Entwicklung würde der Windwurf (der zuallererst durch großflächige einschichtige Fichtenreinbestände provoziert worden war), wenn er liegen bliebe, ein recht gutes Saatbett für eine gut gemischte und standortsangepasste Naturverjüngung bieten, wohingegen auf der durch die Räumung entstehenden Kahlfläche nur mit unvergleichlich höherem Aufwand eine Fichtenverjüngung begründet werden kann. Sogar bei den in

Vorarlberg praktizierten Schwerpunktbejagungen in Schutzwaldsanierungsprojekten haben die Kahlflächen, den dortigen Erfahrungen nach, viel ungünstigere Anwuchsbedingungen für die Mischbaumarten als die Flächen, wo das geworfene Holz liegen blieb. Die Risiken im Wald werden von Naturschützern typischerweise geringer eingeschätzt als von den Forstleuten (WEISS 2000). Die Erfahrungen in Vorarlberg und die Forschungsergebnisse aus der Schweiz geben Hinweise, dass aus der natürlichen Entwicklung der Gebirgswälder viel weniger Risiken drohen, als von den Forstleuten vermutet wird. Ob die natürlichen Gebirgswälder den von den Forstleuten beschriebenen risikoanfälligen Wäldern entsprechen oder eher den beispielsweise von MEISTER (1985) beschriebenen mosaikartig verzahnten und dynamisch-stabilen Wäldern, ist mit heutigem Wissen kaum zu entscheiden.¹

Schutzwald und schutzfunktionaler Wald

Im Diskurs über die Schutzwaldverbesserung wird bewusst und unbewusst eine bestimmte Sprache gewählt, die in Hinblick auf die Erarbeitung innovativer Problemlösungsstrategien hilfreich oder hemmend wirken kann. Im forstfachlichen Diskurs werden bewusst Ausdrücke gebraucht, die auf Konsens stoßen oder provozieren sollen (politische Sprache). Wenn damit allerdings Konflikte verdrängt werden, werden auch Problemlösungen verhindert.

Bei dem Phänomen der politischen Sprache werden Begriffe aus bestimmten Gründen bewusst gewählt. Zur Untersuchung politischer Sprache eignet sich der vorgestellte diskursanalytisch orientierte Analyse-rahmen nicht, da dieser nicht auf die Analyse rationalen Handelns von Akteuren abzielt sondern das Wirken sozialer Prozesse einfangen will. Hier wird deshalb nicht den fünf Analysefragen gefolgt, sondern es werden die Motivationen der Akteure betrachtet.

Ein Beispiel für eine bewusste Wahl von Begriffen sind die Bezeichnungen „Schutzwald“ durch die Forstbehörde und „schutzfunktionaler Wald“ durch den Forsttechnischen Dienst der Wildbach- und Lawinenverbauung (WLIV).

Die Forstbehörde verwendet den Begriff Schutzwald, der im Forstgesetz definiert ist, und über dessen Verwendung die Forstbehörde zugleich die eigene

¹ Anm.: Mit sozialwissenschaftlichem Blick vermute ich, dass das Phasenmodell der Naturwaldentwicklung selbst schon von einem forstlich-praktischen Blick geprägt ist, der in erster Linie Alterklassenwälder kennt. Denn woher kommen Bezeichnungen wie Optimalphase, Reifephase, Terminalphase, Zerfallsphase, wenn nicht von einem stark auf den Bestand fokussierten Blick? Woher die Angst der Labilität des Waldes in der natürlichen Entwicklung?

Zuständigkeit behauptet. Als es um die Frage der Zuteilung von Finanzmitteln für die Schutzwaldsanierung im Rahmen der flächenwirtschaftlichen Gemeinschaftsprojekte ging, die von der Forstbehörde gemeinsam mit der WLW durchgeführt werden sollten, betonte die Forstbehörde bewusst, dass das Ziel der Maßnahmen der Schutzwald lt. Forstgesetz (also im Sinne eines Standortschutzwaldes) sein müsse (WEISS 1999a). Diese Flächen können sehr umfangreich definiert und ausgeschieden werden. Zugleich hat sie in der Öffentlichkeitsarbeit in Zusammenhang mit Schutzwald regelmäßig auch vom Schutz gegen Naturgefahren gesprochen, was definitionsgemäß nicht korrekt ist. In der Öffentlichkeitsarbeit war diese Strategie erfolgreich: Mithilfe des Verweises auf drohende Naturgefahren konnte die Verwaltung zusätzliche Geldmittel für die Schutzwaldsanierung gewinnen. Einer zielgerichteten Verteilung der Mittel stand die breite Definition des Schutzwaldes aber entgegen. Die Forstbehörde verfügte für eine Dringlichkeitsreihung nur über das Konzept der waldbaulichen Dringlichkeit, die für sich alleine für eine effektive Prioritätensetzung zuwenig war. In der Auseinandersetzung zwischen Forstbehörde und WLW um die Mittelzuteilung aus dem Katastrophenfonds hat die WLW darauf bestanden, dass es um „schutzfunktionale Wälder“ gehen muss (z.B. HEUMADER 1992). Gemeint sind damit Wälder, die direkt vor Naturgefahren schützen, was nur ein kleiner Anteil an den Schutzwäldern ist. Die WLW hat damit ihren Kompetenzanspruch angemeldet. Die Entscheidung ist schließlich, nicht zuletzt mit dem Einfluss des Rechnungshofes, für letztere Definition gefallen. Die Aufnahme des von der WLW definierten Kriteriums der direkten Schutzwirkung in die Länderschutzwaldkonzepte hat zu einer zweckmäßigeren Prioritätenreihung für die Vergabe von Förderungsmitteln geführt (WEISS 2001).

Das Wald-Wild-Problem

Vielfach geschieht die Wahl der Worte unbewusst; Begriffe setzen sich durch, wenn im Diskurs andere Akteure die Begriffe aufnehmen. „Attraktive“ Begriffe dominieren den Diskurs. Dies dürfte der Fall beim Sprechen über das Wald-Wild-Problem sein.

Was vermittelt der Begriff?

Worum geht es beim „Wald-Wild-Problem“? Da gibt es anscheinend ein Problem – aber wer hat

oder verursacht das Problem? Es ist von Wald und von Wild die Rede: Wald und Wild haben entweder ein Problem miteinander – das würde auf einen Konflikt verweisen – oder sie bereiten uns ein Problem. Wir haben ein Problem zu lösen.

Welche Konzepte stehen dahinter?

Es bleibt offen, ob Wald-und-Wild gemeint ist, oder Wald-oder-Wild.

Welche Handlungen werden nahegelegt?

Mit dem Reden von Wald und Wild wird das Problem auf einer ökologischen Ebene angesiedelt. Es wird als ein Problem des Ökosystems gerahmt, womit es entpolitisiert wird.

Wem nützt es?

Es wird nicht von Jägern und Förstern, und nicht von Waldeigentümern gesprochen. Es könnte ja auch von einem Forstwirtschaft-Jagd-Problem oder Konflikt gesprochen werden oder von einem Förster-Jäger-Konflikt. Aber wer möchte schon sich selbst so klar in einem Konflikt sehen, oder gar als Teil eines Problems?

Was bewirkt der Begriff?

Die Betroffenheit der Akteure ist mit „Wald-Wild-Problem“ viel geringer, damit aber auch der Handlungsdruck.

Die Bezeichnung Wald-Wild-Problem lässt auch stärker offen, wie das Problem, der Konflikt und die Verursachung zu interpretieren sind: Von einem Forstwirtschaft-Jagd-Konflikt zu sprechen, würde a-priori beide Seiten gleich viel Gewicht zuweisen – doch aus Sicht der Forstleute muss es Wald-vor-Wild heißen und der Problemverursacher ist aus forstlicher Sicht das Wild (oder die Jagd).

Schlußfolgerungen für die forstfachliche Praxis

Die Zerfallsphase ist überaltert:

Zur Behandlungsstrategie im Bergwald

Zwischen Objekt-Schutzwald und Standorts-Schutzwald unterscheiden:

Für die jeweils unterschiedlichen Problemsituationen sind unterschiedliche Instrumente und Bewirtschaftungsstrategien adäquat (WEISS 1999b).

Diese Unterscheidung geht in das neue Forstgesetz begrifflich schon ein.

Von Verjüngungsmangel statt von Überalterung sprechen:

Wie wir auf dieser Tagung gehört haben, spricht Verjüngungsmangel das Problem im Schutzwald direkter an. Bevor an Nutzungseingriffe gedacht wird, sind meist andere Ursachen für die mangelnde Verjüngung zu problematisieren. Diese Ursachen sind zugegebenermaßen konfliktträchtig, doch ohne wirksame Lösungen dieser Fragen können Nutzungseingriffe die kritische Situation sogar noch verschärfen. Der Weg wird auch freigemacht für innovative Behandlungsmaßnahmen – wie wir am Schweizer Beispiel der Sturmschäden gesehen haben. In Vorarlberg wurde es schon erfolgreich umgesetzt, dass Windwurfholz am Schlag liegen bleibt.

Kein Problem mit Wald und Wild: Zur Wald- und Wildbewirtschaftung

Statt von einem vagen Problem zu sprechen, sollte dieses konkreter benannt werden. Es bieten sich dafür zwei Möglichkeiten an – den Zielkonflikt direkt, oder die fachliche Herausforderung anzusprechen.

Konfliktstrategie: Es könnte erstens der Konflikt zwischen den Interessenparteien oder zwischen den Bewirtschaftungszielen angesprochen werden: Der Konflikt könnte dann „Förster-Jäger-Konflikt“ oder „Forstwirtschaft-Jagd-Konflikt“ heißen. Soll das Augenmerk speziell auf den Schutzwald gelenkt oder soll der Konflikt ein wenig eingeschränkt werden, könnte man auch „Schutzwald-Jagd-Konflikt“ sagen. Diese Konfliktstrategie würde die beteiligten Parteien zur Auseinandersetzung zwingen und würde möglicherweise Politiker mobilisieren und öffentliche Aufmerksamkeit erregen. Dadurch könnte eine neue Dynamik entstehen. Das Ziel einer Konfliktstrategie ist es, durch die Benennung des Konfliktes das Thema auf die politische Tagesordnung zu bringen. Dieser Weg erscheint dort sinnvoll, wo die Auseinandersetzung eingeschlafen ist, in einer Frontstellung steckengeblieben ist oder von einer Seite verweigert wird. Während das Wort Problem tendenziell impliziert, dass es noch keine Lösungsvorschläge gibt, beschreibt das Wort Konflikt recht klar, wie die Situation ist: Es gibt unterschiedliche Ziele, die aufeinander abgestimmt werden müssen. Ziele und Maßnahmen müssen verhandelt werden. Eine politische Lösung wird gefordert. Im weiteren Verlauf

einer solchen politischen Aushandlung werden typischerweise Arbeitsgruppen eingesetzt, wo auch Fachexperten vertreten sind, welche konstruktive Lösungsvorschläge einbringen können.

Sachlösungsstrategie:

Die zweite Möglichkeit ist auf den ersten Blick weniger provokant: Das Problem wird nicht als ein politisches sondern als ein fachliches gerahmt, indem von einer adäquaten „Wald- und Wildbewirtschaftung“ bzw. „Wald-Wild-Bewirtschaftung“ gesprochen wird oder von einer „Schutzwald-adäquaten Wildbewirtschaftung“. Vordergründig erscheint dieser Weg entpolitisierend. Das kann ein gespanntes Gesprächsklima lockern. Wird das Problem als fachlicher Diskurs präsentiert, kann sich kaum eine Partei dagegen verwehren. Eine Aushandlung neuer Lösungen würde die politische Dimension weiterhin beinhalten, diese käme aber erst zu einem späteren Zeitpunkt in die Diskussion. Die fachliche Bezeichnung der Wald- und Wildbewirtschaftung holt weiters die Ressource Fachwissen herein. Es bietet sich zur Klärung der Frage der richtigen Bewirtschaftung an, externe Experten einzuladen. Diese können erstens die Auseinandersetzung auf eine Sachebene holen, und zweitens tatsächlich neue innovative Lösungen anbieten. Die Benennung „Wald-Wild-Bewirtschaftung“ in einem Begriff macht deutlich, dass beides zusammenhängt und gemeinsam gelöst werden muss. Bisher ist Waldbewirtschaftung und Wildbewirtschaftung nebeneinander und unkoordiniert gelaufen. Es kann beispielsweise als Anschluss an die heurige Gründung der Schutzwaldplattform durch Bundesminister Molterer an eine Reihe von gemeinsam organisierten Fachsymposien gedacht werden.

Verhandlung:

Beide Möglichkeiten, die Konfliktstrategie und die Sachlösungsstrategie implizieren, dass beide Konfliktparteien einander als gleichwertig akzeptieren: Ein Konflikt wird nicht durch eine der Parteien verursacht, sondern er besteht grundsätzlich zwischen zweien. Ein Konflikt wird nicht durch gegenseitige Schuldzuweisungen gelöst, sondern durch beidseitige Verhandlungsbereitschaft. Der Empfehlung einer Konfliktstrategie widerspricht nicht, dass eine Verhandlungslösung angestrebt wird: Ohne Konflikt gibt es nichts, worüber zu verhandeln wäre. Auch im Kontext der Sachlösungsstrategie sind beide Parteien gleichberechtigt: Für eine Sachlösung in der Wald- und Wildbewirtschaftung ist sowohl

waldbaulich-forstliches als auch wildökologisch-jagdtechnisches Fachwissen erforderlich. Beide Seiten sollten dafür offen sein, dass über eine Verhandlung und/oder interdisziplinäre Sachlösung Schritte von beiden Seiten nötig sein werden, aber insgesamt eine bessere Lösung erzielt werden kann.

Schlussbemerkung

Ich hoffe, ich konnte zeigen, dass es sinnvoll sein kann, die eigene Sprache kritisch zu reflektieren. Es ist nicht nur Spielerei, sich mit der eigenen Sprache auseinanderzusetzen. Sprache hat Wirkung, weil mit bestimmten Begriffen ganz bestimmte Denk- und Handlungsmodelle assoziiert werden. Politiker, Journalisten, aber auch Wissenschaftler wissen das, wenn sie ganz bestimmte Begriffe verwenden oder versuchen, neue zu prägen. Es ist nicht nur Spielerei, obwohl es auch spielerischen Sinn erfordert, kreativ mit Sprache zu arbeiten.

Danksagung

Dieser Beitrag entstand auf Basis der Forschungsprojekte „Bewertung der Maßnahmen zur Schutzwaldverbesserung“, dankenswerterweise vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft finanziert, und „Evaluierung forstlicher Nachhaltigkeitspolitik in Österreich“ mit Mitteln des Fonds zur Förderung wissenschaftlicher Forschung (FWF).

Literatur

- BRANG, P. (2000). *Resistance and Elasticity: Useful Concepts in the Sustainable Management of Mountain Forest Ecosystems*. Paper presented at the IUFRO World Conference in Kuala Lumpur. Proceedings p. 811- 820.
- FISCHER, F. AND J. FORESTER (eds., 1993). *The Argumentative Turn in Policy Analysis and Planning*. UCL Press.
- GLÜCK, P. (1987). *Das Wertsystem der Forstleute*. In: Cbl.ges.Forstwesen 104, (1), 44-51.
- GLÜCK, P. UND W. PLESCHBERGER (1982). *Das Harmoniedenken in der Forstpolitik*. In: Allg. Forst- und Jagdztg. 22, 650-655.
- HEEG, B. (1973). *Theorie und Praxis in der Forstwirtschaft*. In: Allg. Forst- und Jagdztg. 12, (2), 242-251.
- HEUMADER, J. (1992). *Gedanken über die Schutzwirkung des Gebirgswaldes*. In: ÖFZ 11/1992, 14-16.
- KROTT, M. (1985). *Zu den Waldfunktionen als Instrument der forstpolitischen Wissenschaft und Praxis*. In: Cbl.ges. Forstwesen 102, (1), 1-28.
- MAYER, H. (1967). *Das Fichten-Naturwaldreservat Rauterriegel am Eisenhut bei Turrach*. In: Cbl.ges.Forstwesen 84, 2.6, 279-307.
- MEISTER, G. (1985). *Übergangsstrategie zur Sicherung der Schutzfunktionen des Gebirgswaldes*. Mitteilungen des Deutschen Alpenvereins 3, 149-155.
- WEISS, G. (1999a). *Die Schutzwaldpolitik in Österreich – Einsatz forstpolitischer Instrumente zum Schutz vor Naturgefahren*. Dissertation an der Universität für Bodenkultur Wien sowie Schriftenreihe des Instituts für Sozioökonomik der Forst- und Holzwirtschaft, BOKU Wien.
- WEISS, G. (1999b). *Evaluierung der Instrumente zur Schutzwaldverbesserung*. Vortrag gehalten auf der BOKU-Tagung „Wald schützen und Holz verwerten“, (Hrsg.) 4. – 5. 11. 1999, Gmunden, Österreich. Tagungsband, Fachsenat für Wald- und Holzwissenschaften, Universität für Bodenkultur, Wien, S. 34-41.
- WEISS, G. (2000). *Perceptions of Risks in Mountain Forests*. In: Price, Martin and Nathalie Butt (eds.): *Forests in sustainable mountain development. A state-of-knowledge report for 2000*. Oxon: CABI (pp. 359-366)
- WEISS, G. (2001). *Administrating Risk – A Social Science Perspective on Natural Hazards Prevention Based on an Austrian Case Study*. In: Gadow, K. v. (ed.): *Risk Analysis in Forest Management*. Dordrecht, Boston, London: Kluwer: 171-200.
- WEISS, G. (in Druck). *The Political Practice of Mountain Forest Restoration – Comparing Restoration Concepts in Four European Countries*. In: *Forest Ecology and Management*.

Verfasser: Dipl.-Ing. Dr. Gerhard Weiss
 Universität für Bodenkultur
 Institut für Sozioökonomik
 der Forst- und Holzwirtschaft
 Gregor-Mendel-Straße 33
 A-1180 Wien
 Tel.: +43/1/47654-4405
 Fax.: +43/1/47654-4407
 Email: gerhard.weiss@boku.ac.at
