

Tim Eric Mann

**Vegetationsökologisches Monitoring
im Nationalpark Harz unter besonderer
Berücksichtigung des Schalenwild-
Einflusses und der Waldstruktur**



Cuvillier Verlag Göttingen
Internationaler wissenschaftlicher Fachverlag

**Vegetationsökologisches Monitoring im
Nationalpark Harz unter besonderer
Berücksichtigung des Schalenwild-Einflusses
und der Waldstruktur**

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie
der Georg-August-Universität Göttingen

vorgelegt von Tim Eric Mann
geboren in Gelsenkirchen

Göttingen 2009

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

1. Aufl. - Göttingen : Cuvillier, 2009
Zugl.: Göttingen, Univ., Diss., 2009
978-3-86955-101-2

Erstgutachter: Prof. Dr. W. Schmidt

Zweitgutachter: Prof. Dr. F. Gruber

Tag der mündlichen Prüfung: 28.08.2009

© CUVILLIER VERLAG, Göttingen 2009
Nonnenstieg 8, 37075 Göttingen
Telefon: 0551-54724-0
Telefax: 0551-54724-21
www.cuvillier.de

Alle Rechte vorbehalten. Ohne ausdrückliche Genehmigung des Verlages ist es nicht gestattet, das Buch oder Teile daraus auf fotomechanischem Weg (Fotokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen.

1. Auflage, 2009
Gedruckt auf säurefreiem Papier

978-3-86955-101-2

Danksagung

Zum Gelingen dieser Arbeit haben viele Personen im Kleinen wie im Großen beigetragen, bei denen ich mich an dieser Stelle recht herzlich bedanken möchte.

Für die Überlassung des Themas und die durchwegs sehr vertrauensvolle Unterstützung gilt mein Dank Prof. Dr. Wolfgang Schmidt. Indem er mir große Handlungsfreiräume gewährte, aber auch stets für Fragen offen war, wurde mir ein selbständiges wissenschaftliches Arbeiten ermöglicht. Für die Übernahme des Koreferates danke ich Prof. Dr. Franz Gruber.

Mein Dank geht auch an das gesamte Team des Nationalparks Harz für die Unterstützung während meiner drei Jahre im Harz. Insbesondere bedanke ich mich bei Frank Raimer, der mir bei den Geländeaufnahmen behilflich war und mit konstruktiver Kritik meine Arbeit begleitet hat.

Für die Hilfe bei der Kryptogamen-Bestimmung und der Datenauswertung danke ich Andreas Parth, Dr. Luise Ebrecht, Dr. Michaela Dölle und Dr. Markus Bernhardt-Römermann.

Zum Schluss möchte ich mich bei meinen Großmüttern Agnes Mann und Helga Ridder, bei meinen Eltern Elke und Claus Peter Mann sowie meiner Ehefrau Dr. Monika Mann bedanken, die mir in allen Lebenslagen und bei allen meinen Entscheidungen vertraut haben und mit deren Unterstützung ich immer rechnen konnte.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	1
1.1 Fragestellung und Zielsetzung	3
1.2 Bisherige Arbeiten zum Thema	5
2 Untersuchungsgebiet.....	9
2.1 Naturräumliche Abgrenzung und Gliederung.....	9
2.2 Geologie und Böden.....	10
2.3 Klima.....	11
2.4 Höhenstufen und potentiell natürliche Waldgesellschaften.....	14
2.5 Landschaftsgeschichte	17
2.6 Vorkommende Schalenwildarten	21
2.6.1 Rehwild (<i>Capreolus capreolus</i>)	21
2.6.2 Rotwild (<i>Cervus elaphus</i>).....	24
2.7 Nationalpark Harz	27
2.7.1 Waldumbaukonzept.....	29
2.7.2 Wildbestandsregulierung.....	31

3 Material und Methoden	33
3.1 Flächenfestlegung der Weisergatterflächen	33
3.2 Flächenfestlegung der Zusatzflächenflächen	36
3.3 Stratifizierung.....	37
3.4 Aufnahmeverfahren	40
3.5 Auswertung	43
3.5.1 Pflanzensoziologische Auswertung.....	43
3.5.2 Struktur- und Diversitätsindices.....	44
3.5.3 Artengruppenspektren	47
3.5.4 Biomassevorrat.....	47
3.5.5 Statistik.....	48
3.5.6 Multivariate Analysen	48

4 Ergebnisse	50
4.1 Waldgesellschaften	50
4.1.1 Differenzierung der Waldgesellschaften	51
4.1.2 Oligotrophe Buchenwälder.....	54
4.1.2.1 Luzulo-Fagetum typicum	57
4.1.2.2 Luzulo-Fagetum oxalietosum.....	57
4.1.2.3 Calamagrostio villosae-Fagetum.....	57
4.1.3 Mesotrophe und eutrophe Buchenwälder.....	61
4.1.3.1 Galio-Fagetum luzuletosum	62
4.1.3.2 Galio-Fagetum typicum.....	63
4.1.4 Nadelholzforste	66
4.1.4.1 Galio hircynici-Culto-Piceetum, typische Subassoziation	68
4.1.4.2 Galio hircynici-Culto-Piceetum, Subassoziation mit <i>Oxalis acetosella</i>	68
4.1.4.3 Galio hircynici-Culto-Piceetum nach Windwurf.....	69
4.1.4.4 Nadelholzforste mesotropher Standorte	70
4.1.5 Hochmontane Fichtenwälder.....	73
4.1.5.1 Piceetum hercynicum calamagrostietosum	75
4.1.5.2 Piceetum hercynicum nach Windwurf.....	77
4.1.5.3 Piceetum hercynicum sphagnetosum	78
4.1.5.4 Piceeto-Vaccinietum uliginosi hercynicum	78
4.1.6 Ufer- und Auenwälder.....	82
4.1.6.1 Luzulo sylvatici-Alnetum glutinosae	86
4.1.6.2 Luzulo sylvaticae-Piceetum	86
4.1.6.3 Stellario nemori-Alnetum glutinosae	87
4.1.6.4 Stellario nemori-Alnetum glutinosae, Subass. mit <i>Myosotis scorpioides</i>	88
4.1.7 Geröllhalden und Block-Fichtenwälder	92
4.1.7.1 Betulo carpaticae-Sorbetum aucupariae.....	94
4.1.7.2 Betulo-Piceetum	94
4.1.8 Zusammenfassung Waldgesellschaften.....	98

4.2 Struktur und Diversität in Abhängigkeit vom Zäunungszustand.....	100
4.2.1 Vertikalstruktur	100
4.2.2 Artenvielfalt.....	102
4.2.3 Dominanzstruktur.....	104
4.2.4 Ähnlichkeitsindizes	106
4.2.5 Funktionale Artengruppen.....	108
4.2.5.1 Lebensformen.....	109
4.2.5.2 Waldarten	111
4.2.5.3 Klonales Wachstum.....	113
4.2.5.4 Blatttypen	114
4.2.6 Zusammenfassung	115
4.3 Beliebtheit und Verbreitung von Äsungspflanzen	117
4.3.1 Beliebtheit einzelner Äsungspflanzen	117
4.3.2 Qualitative Verbreitung der Äsungspflanzen	121
4.3.3 Quantitative Verbreitung der Äsungspflanzen	122
4.3.4 Biomassevorräte in Abhängigkeit vom Lichtangebot.....	125
4.3.5 Biomassevorräte in Abhängigkeit vom Zäunungszustand	128
4.3.6 Zusammenfassung	131
4.4 Verbissbelastung einzelner Pflanzenarten	133
4.4.1 Verbissbelastung der krautigen Vegetation.....	133
4.4.2 Verbissbelastung der Gehölzverjüngung.....	137
4.4.3 Zusammenfassung	141
4.5 Vegetationsentwicklung in Abhängigkeit vom Zäunungszustand.....	143
4.5.1 Entwicklung der krautigen Vegetation.....	143
4.5.2 Entwicklung der Gehölzverjüngung.....	146
4.5.3 Zusammenfassung	149

5 Diskussion	150
5.1 Vorbemerkung	150
5.2 Aufnahmeverfahren	151
5.3 Pflanzensoziologische Zuordnung der Waldgesellschaften.....	153
5.4 Struktur und Diversität der Bodenvegetation.....	156
5.5 Beliebtheit und Verbissbelastung von Äsungspflanzen.....	160
5.6 Verbreitung von Äsungspflanzen in den Waldgesellschaften	163
5.7 Zukünftige Entwicklung der Wälder und Nahrungspotentiale	165
5.8 Schalenwildmanagement in Nationalparks.....	168
5.8.1 Beziehungsgefüge Wald-Wild	169
5.8.2 Wildbestandsregulierung in Nationalparks.....	172
5.9 Konsequenzen für das Schalenwildmanagement im NP Harz.....	174
6 Zusammenfassung.....	178
7 Literaturverzeichnis.....	182
8 Anhang	

1 Einleitung

Der länderübergreifende Nationalpark (NP) Harz repräsentiert mit seiner heutigen Größe von rund 225 Quadratkilometern einen charakteristischen Ausschnitt aus dem Naturraum Harz. Er umfasst weitgehend alle vorkommenden geologischen Formationen, Höhenstufen, Expositionen sowie die Lebensräume der harztypischen Flora und Fauna (NDS. UMWELTMINISTERIUM 2006). Neben Laub- und Nadelwäldern befinden sich in ihm auch zahlreiche Bäche, Moore und Felsregionen, die in einigen Bereichen noch ein hohes Maß an Ursprünglichkeit aufweisen (DIERSCHKE & KNOLL 2002). Weite Teile des Nationalparks werden jedoch heute durch naturferne Nadelholzforste eingenommen (HULLEN et al. 1992, NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 1996, 2000). Ziel des Nationalparks ist es, das Waldökosystem nach Jahrhunderten intensiver forstlicher Nutzung wieder in einen weitgehend naturnahen Zustand zu versetzen, das durch seine Eigendynamik wieder „Urwälder aus zweiter Hand“ entstehen können (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 1996, 2000).

Die Vegetation gilt als einer der wichtigsten Indikatoren für den Zustand, die Funktion und die Dynamik von Waldökosystemen (SCHMIDT 1991, 2004, SCHMIDT & WECKESSER 2002). Schalenwild hat dabei einen erheblichen Einfluss auf den Zustand und die Entwicklung der Waldvegetation, indem durch Selektion und Regenerationsvermögen die Pflanzen sehr unterschiedlich auf die Beäsung reagieren (KLÖTZLI 1965, SCHMIDT 1978, REIMOSER 1986, 1994, PETRAK 1991, GERBER & SCHMIDT 1996, PRIEN 1997, SCHULZE 1998, SORGES 1999, MÄRKI et al. 2000, KIRBY 2001). In den durch forstwirtschaftliches Handeln geprägten zentraleuropäischen Wäldern beeinflussen hohe Wildbestände die fundamentalen Prozesse des Ökosystems, wie z.B. die Baumverjüngung und damit die forstliche Sukzession in erheblichem Umfang (STANGAARD 1972, ELLENBERG 1978, FISCHER 1984, SCHMIDT 1991, KECH 1993, REIMOSER & GOSSOW 1996, MORELLET et al. 2007). Die selektive Nahrungsaufnahme pflanzenfressender Säugetiere ändert auch die Struktur, Produktivität, Artenzusammensetzung und Biodiversität der Wälder (u.a. GILL 1992a, 1992b, 2001, 2006, KRAUS 1987, SCHMITZ & SINCLAIR 1997, HESTER et al. 2000, 2004, 2006, OLFF et al. 2002, PARTL et al. 2002, DANELL et al. 2003, TREMBLAY et al. 2007, CORNEY et al. 2008).

Während aus Wirtschaftswäldern der ökologische und ökonomische Einfluss des Schalenwildes auf den Gehölzbestand und die Bodenvegetation vielfach dokumentiert wurde und häufig auch die Grundlage für die Bewirtschaftung der Schalenwildbestände darstellt (REIMOSER 1986, 1994, ROTH 1996, PRIEN 1997, SCHULZE 1998, SIMON 2003, FISCHER & WOTSCHIKOWSKY 2004), ist dies für Nationalparke in Mitteleuropa nur ungenügend bekannt. Dies gilt besonders für Deutschland, wo die meisten dieser Großschutzgebiete, in denen sich langfristig durch eine ungestörte Sukzession wieder Urwälder entwickeln sollen, erst in den letzten Jahrzehnten entstanden sind, nachdem sie über Jahrhunderte als Wirtschaftswald dienten (SCHERZINGER 1996). Hierzu zählt auch der 1994 ausgewiesene rund 15.800 ha große niedersächsische Teil des NP Harz, in dem sich neben sehr naturnahen Bereichen auch großflächig Waldumbaubereiche befinden, in denen die Waldentwicklung - je nach Naturnähegrad - erst in zehn bis fünfzig Jahren ihrer Eigendynamik überlassen werden soll (HULLEN et al. 1992, NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 1996, 2000). In Nationalparks, in denen die Eigendynamik der Natur das primäre Schutzziel ist, bilden die heimischen Schalenwildarten als Pflanzenfresser einen natürlichen Bestandteil des Waldökosystems. Anders als in vielen Wirtschaftswäldern stellt Wildverbiss in einem Nationalpark per se keinen Schaden dar, so dass oft ein höherer Verbiss toleriert werden kann. In den naturfernen Waldbereichen des Nationalparks ist das Schalenwild während der Renaturierungsphase jedoch entscheidend verantwortlich für die Entwicklung der Vegetation (BARTH 2004). In den Fichtenforsten der kollinen bis obermontanen Höhenstufe und den naturfernen Uferwäldern der Bäche - mit nur wenigen samenfähigen Laubgehölzen - kann schon ein relativ geringer Wildbestand durch seinen selektiven Verbiss das Aufkommen von Kräutern, Sträuchern, aber vor allem von Pionier- und sonstigen Laubgehölzen lange Zeit verhindern, obwohl er weniger als ein Promille der Primärproduktion verbraucht (REMMERT 1990). Für den niedersächsischen Teil des NPs Harz wurde daher ein vegetationsökologisches Monitoringprogramm entwickelt (HENNECKE 1998, RAIMER 1998), welches im Rahmen dieser Arbeit im Hinblick auf seine Ergebnisse und Qualität ausgewertet wird.

1.1 Fragestellung und Zielsetzung

Wildverbiss an der Waldverjüngung ist ein natürlicher Vorgang. Inwieweit solch eine Beäsung zu tolerieren ist, hängt von der jeweiligen Waldfunktion und der damit verbundenen Zielsetzung ab (DOBIÁŠ 1998). Nach den Vorgaben des Gesetzes über den Nationalpark „Harz Niedersachsen“ besteht der Schutzzweck in der Erhaltung und Wiederherstellung natürlicher Prozesse. Durch die Förderung einer naturnahen Entwicklung und den Schutz der Eigendynamik der Natur (Prozessschutz) sollen Lebensräume und Arten erhalten bleiben sowie eine Wiederansiedlung von weitgehend verdrängten Tier- und Pflanzenarten gewährleistet werden.

Wiederkäuendes Schalenwild gehört jedoch heute vielerorts zu den Antagonisten einer natürlichen Waldentwicklung, indem die Belastbarkeitsgrenzen der spontanen Naturverjüngung durch zu hohe Schalenwildbestände überschritten werden. Dadurch kann eine langfristige Waldsukzession unterbunden werden (PRIEN 1997).

Ziel der Arbeit sind eigene Untersuchungen zum Einfluss des Schalenwildes auf die Waldvegetation im niedersächsischen Teil des NP Harz, die dann unter Einbeziehung der bisher dort erhobenen Daten mit den vegetationsökologischen Monitoringprogrammen in anderen mitteleuropäischen Waldnationalparks verglichen und bewertet werden. Dabei werden folgende Hypothesen geprüft:

- a) Durch den Einfluss des Wildes ändert sich die Struktur- und Artendiversität der Vegetation.
- b) Die Veränderung in der Vegetation verläuft in Abhängigkeit von den standörtlichen und vegetationskundlichen Voraussetzungen unterschiedlich.
- c) In den Entwicklungs-Nationalparks Mitteleuropas sind waldbauliche Maßnahmen und jagdliche Eingriffe notwendig, um dem Leitbild „Urwald mit Eigendynamik“ zeitnah gerecht zu werden.

Zur Prüfung der Hypothesen wurden in der Vegetationsperiode 2004 eigene Geländeerhebungen nach dem „Systematischen Kontrollzaunverfahren“ (RAIMER 1998) im niedersächsischen Teil des NP Harz durchgeführt. Dazu wurden auf den Flächen Vegetationsaufnahmen erhoben. Weiterhin wurden 2005 durch eine Verdichtung des Rasters Vegetationsaufnahmen in seltenen oder sehr kleinflächigen, für die Raumnutzung des

Schalenwildes aber sehr wesentlichen Vegetationseinheiten durchgeführt (Bachläufe, reiche Laubwaldgesellschaften, Windwurf- und Borkenkäferflächen, Geröllhalden und Block-Fichtenwälder). Diese Aufnahmen ermöglichen durch einen Vergleich mit anderen Publikationen eine soziologische und pflanzenbiologische Einordnung der vorgefundenen Vegetation sowie eine Berechnung der oberirdischen pflanzlichen Biomasse innerhalb und außerhalb der Gatter mit dem Programm PhytoCalc (BOLTE 1999, BOLTE et al. 2002, WOLF et al. unveröffentlicht). Dadurch lassen sich großflächig die Biomassenvorräte und Nahrungskapazität in den verschiedenen Waldgesellschaften abschätzen. Weiterhin lässt sich die Nutzung einzelner Pflanzenarten durch das Schalenwild beurteilen.

Für den niedersächsischen Teil des Nationalparks existieren ältere, bisher nicht ausgewertete Vegetationsdaten sowie langjährige Wildbeobachtungs- und Abschussstatistiken, die von der Nationalparkverwaltung für eine vergleichende Langzeitauswertung zur Verfügung gestellt wurden. Auf Grundlage dieser Daten wird eine Gesamtbeurteilung des Zusammenhangs zwischen Vegetation, Wild und Schalenwildmanagement vorgenommen. Abschließend werden die Versuchsansätze und Ergebnisse des NPs Harz mit denen aus anderen mitteleuropäischen Waldnationalparks verglichen und diskutiert.

1.2 Bisherige Arbeiten zum Thema

Die leicht zu bewertenden Artengemeinschaften der Bodenvegetation spielen bei der Bewertung des Zustandes, der Funktion und der Dynamik von Wäldern eine herausragende Rolle. Ihre qualitative und quantitative Struktur spiegelt das Ergebnis des Zusammenspiels der Standortfaktoren, Konkurrenzverhältnisse und nicht zuletzt auch der Nutzungsform wider (ELLENBERG 1996, SCHMIDT 1991, 2004, SCHMIDT & WECKESSER 2002). Die Bodenvegetation ist maßgeblich am Stoffkreislauf beteiligt und mit der Verjüngung entscheidend für die Entwicklung und Dynamik der Wälder (BOLTE 1999, SCHMIDT 1991).

Große Pflanzenfresser (Herbivoren) üben dabei erheblichen Einfluss auf die Waldvegetation aus, indem durch Selektion und Regenerationsvermögen besonders die Gehölze, aber auch zahlreiche krautige und grasartige Pflanzen sehr unterschiedlich auf den Verbiss reagieren (KLÖTZLI 1965, SCHMIDT 1978, REIMOSER 1986, 1994, JAUCH 1987, PETRAK 1991, GERBER & SCHMIDT 1996, PRIEN 1997, SCHULZE 1998, SORGES 1999, MÄRKI et al. 2000, KIRBY 2001).

Überhöhte Wildbestände und der damit verbundene intensive Verbiss an jungen Bäumen gelten verbreitet als Ausschlusskriterium einer natürlichen Waldverjüngung (GILL 1992a, 1992b, PARTL et al. 2002, DANELL et al. 2003), wobei dies häufig auch die Artendiversität verändert (KRAUS 1987, GILL 2001, 2006, HESTER et al. 2000, 2006, OLFF et al. 2002). Die Veränderungen der Zusammensetzung von Pflanzengesellschaften in Abhängigkeit von der Beäsungsintensität hängt von drei wesentlichen Faktoren ab: von der Populationsdichte der Herbivoren, deren Nahrungsselektion und der Toleranz der Pflanzenarten gegenüber Verbiss (PASTOR & NAIMAN 1992, GERBER & SCHMIDT 1996, KUITERS et al. 1996, AUGUSTINE & MCNAUGHTON 1998, SCHMIDT 2004, DANELL et al. 2006).

In Zentraleuropa sind nahezu in allen Wäldern die Waldstrukturen und damit auch die dort vorkommenden Pflanzengesellschaften durch menschliche Eingriffe verändert. Durch Öffnung des Baumschirmes im Zuge der Holzernte, durch die forstliche Fragmentierung der Bestände bei ihrer Bewirtschaftung und durch für das Wild leicht erreichbare, an die Waldbestände angrenzende Felder und Wiesen hat sich das Äsungsangebot für das Schalenwild im Vergleich zu Naturwäldern in Qualität und Quantität deutlich erhöht (KLÖTZLI 1965, REIMOSER & GOSSOW 1996, SCHMIDT 2004). Diese Faktoren in Kombination mit einer übermäßigen Hege des Wildes haben vielerorts zu hohen Schalenwildichten

geführt (STANGAARD 1972, ELLENBERG 1978, FISCHER 1984, KECH 1993, MORELLET et al. 2007). In naturnahen Wäldern oder Nationalparks in Gegenwart von Prädatoren wie Luchs und Wolf, liegen die Populationsgrößen der Schalenwildarten deutlich niedriger, wie beispielsweise wildbiologische Untersuchungen aus dem Białowieża Nationalpark (Polen) zeigen (JĘDRZEJEWSKA & JĘDRZEJEWSKI 1998).

Die Ernährungsökologie und Nahrungsselektion von Rotwild (*Cervus elaphus*) und Rehwild (*Capreolus capreolus*) wurden in mehreren Studien durch direkte Beobachtungen (KLÖTZLI 1965, VOSER-HUBER & NIEVERGELT 1975, JAUCH 1987, SIMON 2003, MOSER 2005), Analysen von Panseninhalten (DRESCHER-KADEN & SEIFELNASR 1977, HOLMOLKA & HOMOLDOVA 1992, FIELITZ & ALBERS 1996, LANTHAM et al. 1999, CRANSAC et al. 2001) und Losungsproben (HOLISOVA et al. 1986, HOLMOLKA & HOMOLDOVA 1992, BARANČEKOVÁ 2004, MOSER 2005) untersucht. Die heimischen Schalenwildarten ernähren sich in unterschiedlichen Anteilen von Baumverjüngung, Gräsern und Wildkräutern, wobei die Selektion einzelner Pflanzenarten durch das Wild von der jahreszeitlichen Verfügbarkeit und dem Nährstoffgehalt im Vergleich zu anderen vorkommenden Arten abhängt (KLÖTZLI 1965, CRANSAC et al. 2001, MOSER 2005). Für Rehwild ist bekannt, dass es zwischen 60 % und 95 % aller in seinem Lebensraum verfügbaren Pflanzenarten befrisst (KLÖTZLI 1965, KOSSAK 1983, TIXIER et al. 1997). Dennoch ist es im Vergleich zum Rotwild deutlich selektiver in seiner Nahrungsaufnahme. Während sich die Hauptnahrung des Rotwildes im Sommer aus Kräutern und Gräsern zusammensetzt, besteht die natürliche Notzeitnahrung im Winter im Wesentlichen aus Knospen, Rinde und Zweigen der Bäume und Sträucher. Bevorzugt beäst werden von beiden Herbivorenarten vor allem Pionier- und Weichholzarten. Ihr Anteil macht im Winter bis zu 90 % der Nahrung aus (BOBEK et al. 1979, GEBZYNSKA 1980, JACKSON 1980, HOMOLKA 1993, LATHAM et al. 1999, BARANČEKOVÁ 2004, MOSER 2005, GILL 2006). Neben den Laubböhlzern werden vor allem *Rubus*-Arten (*Rubus fruticosus*, *R. ideaus*), Zwergsträucher (*Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus*), Farne (*Dryopteris spec.*, *Athyrium filix-femina*) und Kräuter (*Epilobium angustifolium*, *Impatiens spec.*, *Urtica dioica*), vom Rotwild auch Gräser (*Calamagrostis spec.*, *Carex sylvatica*, *Deschampsia flexuosa*) bevorzugt befrassen (JACKSON 1980, FIELITZ & ALBERS 1996, TIXIER et al. 1997, CORNELIS et al. 1999, LANTHAM et al. 1999, SORGES 1999, MÄRKI et al. 2000, CRANSAC et al. 2001, BARANČEKOVÁ 2004, MOSER 2005).

Der Einfluss von wiederkäuendem Schalenwild auf die Vegetation hängt nicht nur mit der Populationsgröße und der selektiven Nahrungsaufnahme zusammen, er ist ebenso eng an die Verbisstoleranz der Pflanzen geknüpft. Junge Baum- und Strauchgehölze besitzen nur wenige Erneuerungsknospen und zeigen langwierige Wuchshemmungen nach wiederholtem Verbiss (GARRISON 1953, HARLOW & HALLS 1972, EIBERLE 1975, KATSMA & RUSCH 1980, BERGSTRÖM & DANELL 1987, 1995, HONKANEN et al. 1999, MILLARD et al. 2001, CUNNINGHAM et al. 2006). Dementsprechend zeigen auch Verbiss-Simulationen an verschiedenen Äsungspflanzen, dass Kleinsträucher und Kräuter toleranter gegenüber Verbiss reagieren als Gehölze (MOSER 2005).

Einige Autoren untersuchten in ihren Arbeiten kritische Grenzwerte der Verbissintensität in Beziehung zu Auflauf- und Überlebensrate der Gehölzverjüngung (SCHMITZ & SINCLAIR 1997, HESTER et al. 2006, TREMBLAY et al. 2007). Wird ein gewisser Schwellenwert überschritten, so steigt der Einfluss des Wildverbisses exponentiell an, während ein leichter Verbiss das Wachstum einiger Pflanzen sogar anregt. Somit steht der Einfluss des Wildes auf die Vegetation in einem nicht linearen Zusammenhang mit der Populationsdichte. GILL (2006) fasste die Ergebnisse einer Vielzahl von Einzelstudien zum Vergleich von gezäunten und ungezäunten Flächen zusammen und fand, dass mit der Wilddichte als Variablen der Verbiss einen negativen Einfluss auf die Baumartenvielfalt hat und der Verlust an Arten mit steigender Wilddichte zunimmt.

Wie gezeigt ist der Einfluss des Schalenwildes auf den Gehölzbestand und die Bodenvegetation von Wäldern vielfach dokumentiert und stellt häufig auch die Grundlage für die Bewirtschaftung der Wald- und Schalenwildbestände dar (z.B. REIMOSER 1986, 1994, KECH 1993, PRIEN 1997, SCHULZE 1998, SIMON 2003, FISCHER & WOTSCHIKOWSKY 2004, HUSS & BUTLER-MANNING 2006). So existieren auch für den Schweizer Nationalpark (KRÜSI & MOSER 2000) oder den Urwald und Nationalpark Białowieża in Polen (FALINSKI 1986) langjährige Zeitreihen zur Vegetationsentwicklung unter dem Einfluss des Schalenwildes. Diese Ergebnisse lassen sich aufgrund ihrer standörtlichen und historischen Voraussetzungen in den Alpen bzw. in Osteuropa jedoch nur bedingt auf die mitteleuropäischen Waldnationalparke übertragen.

Der NP Harz reicht mit ca. 22.500 ha von der kollinen und submontanen Stufe des westlichen (bei Herzberg), nördlichen (bei Bad Harzburg) und östlichen Harzrandes (bei Ilsenburg) bis in die hochmontane und subalpine Stufe des Acker-Bruchberg-Zuges und des Brockens. Von

Natur aus dominieren bis in die montane Stufe Hainsimsen-Buchenwälder, in den höchsten Lagen Reitgras-Fichtenwälder. Bei besserer Basenversorgung kommen auch anspruchsvollere Waldgesellschaften vor. Besonders charakteristisch für die höheren Lagen sind die Moor- oder Bruchwälder, in den Tälern verschiedene Ausbildungen von Schlucht- und Bachauenwäldern (DIERSCHKE & KNOLL 2002). Weite Teile des Nationalparks werden allerdings durch naturferne Fichtenforste eingenommen (HULLEN et al. 1992, DIERSCHKE & KNOLL 2002, GARVE & HULLEN 2002). Diese sollen je nach Naturnähegrad in den nächsten zehn bis fünfzig Jahren durch Waldumbaumaßnahmen (im Wesentlichen Umwandlung in Laubholzbestände) in einen solchen Zustand versetzt werden, so dass dann die für Nationalparke geforderte hohe Naturnähe mit einer eigendynamischen Entwicklung möglich ist (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 1996, 2000, NDS. UMWELTMINISTERIUM 2006).

Bei diesen Waldumbaumaßnahmen, aber auch in dem sich zukünftigen entwickelnden „Urwald“, üben die großen wiederkäuenden Pflanzenfresser einen wichtigen Einfluss auf die Entwicklung der Vegetation aus (PUTMAN 1994, 1996, AMMER 1996, HOBBS 1996, REIMOSER & GOSSOW 1996, GILL & BEARDALL 2001).

Die natürlichen Prädatoren wie Bär (*Ursus arctos arctos*) und Wolf (*Canis lupus*), die einen entscheidenden Einfluss auf die Populationsgröße und das Verhalten der in einem Gebiet vorkommenden Schalenwildarten haben (JĘDRZEJEWSKA & JĘDRZEJEWSKI 1998), fehlen seit ihrer Ausrottung Ende des 17. bzw. 18. Jahrhunderts im Harz (BARTH 2004). Seit dem Sommer 2000 wurden im Harz wieder 24 Luchse (9 Kuder und 15 Katzen) aus Gehegezuchten ausgewildert. Der Luchs (*Lynx lynx*) dürfte sich im Wesentlichen auf das Reh als Beute konzentrieren und nur einen geringen Einfluss auf die Höhe der Rotwildpopulation haben (HUBER & KACZENSKY 1998, KACZENSKY 1998).

Die laufenden Waldumbaumaßnahmen, aber auch das Fehlen wichtiger Prädatoren machen somit eine vorübergehende Bestandesregulierung von Reh- und Rotwild notwendig (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 2002). Dadurch unterscheidet sich der NP Harz nicht von den meisten anderen Waldnationalparks in Mitteleuropa (FALINSKI 1986, KRÜSI & MOSER 2000, CARMIGNOLA 2001). Ob, in welcher Intensität und wo die jagdlichen Eingriffe vorgenommen werden sollen, soll neben wildbiologischen Daten (u.a. Beobachtungen, Abschusszahlen, Altersstruktur, Kondition der Wildtiere) am Zustand der Vegetation festgemacht werden.

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Naturräumliche Abgrenzung und Gliederung

Der Harz ist das nördlichste Mittelgebirge Zentraleuropas. Er erhebt sich im Norden und Westen steil aus dem Vorland und ist nach Osten hin flach abgedacht. Seine Ausdehnung umfasst eine Fläche von rund 250.000 ha und erstreckt sich über drei Bundesländer (DIERSCHKE & KNOLL 2002). Zum größten Teil liegt er in Sachsen-Anhalt, zu geringen Teilen in Thüringen. Der niedersächsische Anteil beträgt mit rund 94.100 ha knapp 38 % der Gesamtfläche.

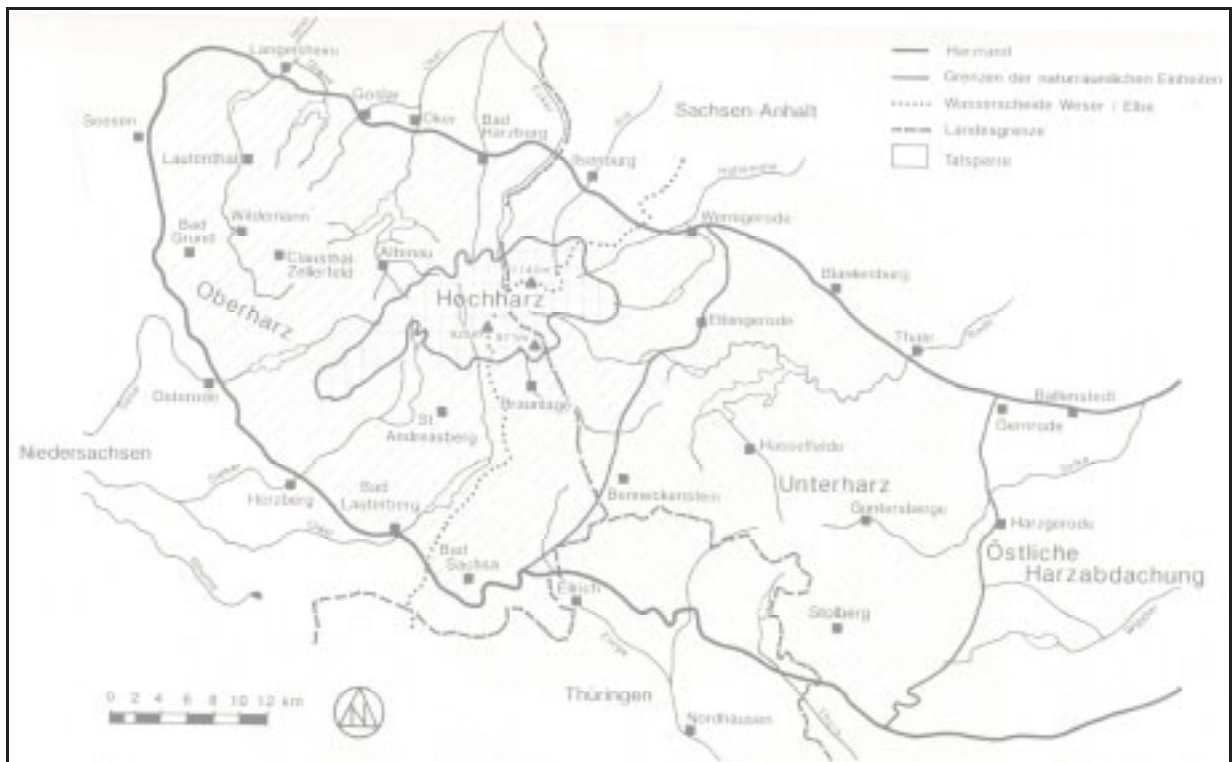


Abb. 1: Naturräumliche Gliederung des Harzes (Quelle: NDS. FORSTPLANUNGSAMT 1992c).

Aufgrund seiner geologischen, klimatischen, biologischen und kulturellen Eigenarten unterscheidet sich der Harz deutlich von seinem Umland. Er wird daher als eigene naturräumliche Region getrennt vom Weser- und Leinebergland betrachtet (DRACHENFELS 1990). Abbildung 1 zeigt die naturräumliche Gliederung des Harzgebirges. Insgesamt wird der Harz in vier naturräumliche Haupteinheiten gegliedert: den Hochharz, den Oberharz, den Unterharz und die östliche Harzabdachung. Die vorliegende Arbeit geht hauptsächlich auf die

Haupteinheiten des Westharzes ein, in dem sich der niedersächsische Teil des NPs Harz befindet. Der Westharz besteht im Wesentlichen aus zwei naturräumlichen Haupteinheiten (HÖVERMANN 1963, SPÖNEMANN 1970): Zum Oberharz zählen die großen Hochflächen um Clausthal-Zellerfeld sowie zahlreich Bergrücken und kleinere Plateaus, die Höhen zwischen 500 m und 700 m ü. NN erreichen (maximal 800 m ü. NN) und durch tiefe Täler voneinander getrennt werden. Die wesentlich kleinere Fläche des Hochharzes liegt im Zentrum des Oberharzes und umfasst mit dem von Südwest nach Nordost verlaufenden Acker-Bruchberg-Zug die höchsten Erhebungen Niedersachsens: den Wurmberg (971 m), den Bruchberg (927 m), die Achtermannshöhe (926 m) sowie das Torfhausplateau. Das östlich in Sachsen-Anhalt gelegene Brockenmassiv gehört ebenfalls zum Gebiet des Hochharz.

2.2 Geologie und Böden

Unter den deutschen Mittelgebirgen gehört der Harz zu den abwechslungsreichsten geologischen Formationen. Er besteht aus einer gekippten Pultscholle, die bei einer Ausdehnung von 90 x 30 km in einer von West-Nordwest nach Ost-Südost geneigten Längsachse verläuft (DIERSCHKE & KNOLL 2002). Der Nord- und Nordwestrand des Gebirges steigt besonders steil aus dem etwa 200 m bis 300 m hohen Harzvorland auf. Nach Osten werden die Erhebungen zunehmend flacher und gehen allmählich in das Deckgebirge über. Die höchste Erhebung ist der in Sachsen-Anhalt gelegene Brocken mit 1.142 m ü. NN (DRACHENFELS 1990).

Die den Harz aufbauenden Gesteine entstanden im Paläozoikum als das Gebiet unterhalb des Meeresspiegels lag. Die maritimen Ablagerungen bildeten zahlreiche Sedimentgesteine. An der Wende vom Unter- zum Oberkarbon faltete sich quer durch Europa ein riesiges variskisches Gebirge auf, von dem der Harz ein Teilstück darstellt (MOHR 1984, JENSEN 1987, ECKHARDT et al. 1992). Durch die Auffaltungen drang im Oberkarbon Magma in die Ablagerungen ein. Nach komplexen Gesteinsbildungen, Abtragungen und erneuten Ablagerungen kam es im Tertiär und Pleistozän zur Herausformung des gegenwärtigen Reliefs (DIERSCHKE & KNOLL 2002).

Die heutigen Grundgesteine des Harzes stammen hauptsächlich aus dem Devon bis Unterkarbon. Die geologisch jüngeren mesozoischen und tertiären Ablagerungen von Kalken und Tonschiefern beschränken sich auf die Harzränder. Den geologischen Aufbau des

Oberharzes prägen vorwiegend Schiefer, Grauwacken und stellenweise magmatische Gesteine. Im Hochharz wird der Bereich des Acker-Bruchberg-Rückens von harten Quarziten und das Brockenmassiv von Graniten gebildet (DRACHENFELS 1990).

Maßgeblichen Anteil an der Bodengenese im Harz hat das durch periglaziale Verwitterung und Umlagerung des Ausgangsgesteins gebildete Material, das in mächtigen Schuttdecken abgelagert wurde, wodurch steinreiche Substrate vorherrschen (DIERSCHKE & KNOLL 2002). Die Bodenbildung im Hochharz führt im Torfhäuser Hügelland zu nährstoffarmen, mehr oder weniger versauerten Braunerden und podsoligen Braunerden. Auf dem Acker-Bruchberg-Zug mit seinen flachgründigen Böden des schwer verwitterbaren Quarzits entstanden Podsole und Podsol-Ranker.

In den an den Hochharz anschließenden Gebieten des Oberharzes wechselt die Ausbildung der Böden stark mit dem Ausgangsgestein. Podsolige Braunerden und Podsole haben sich auf den Granit-Verwitterungsböden entwickelt, basenarme Braunerden über Tonschiefer und Braunerde-Ranker über Kieselschiefer. Basenreiche tiefgründige Braunerden sind an Diabas gebunden. Bei Staunässe findet man Pseudogleye, auf frischen Verwitterungsböden Pseudogley-Braunerden, in höheren, staunassen Lagen Stagnogleye. Zum Teil haben sich dort auch Moorböden mit Torfmächtigkeiten bis über 4 m gebildet (JENSEN 1987). Im Übergang vom Oberharz zum umgebenden Harzvorland finden sich auch Kalk-, Dolomit- und Gipsgesteine, auf denen sich oft nur flachgründige Böden vom Rendzina-Typ entwickelt haben.

Eine gehäufte Lößablagerung hat fast nur in den Harzrandlagen stattgefunden. Spuren von Löß sind aber in den meisten Bodenprofilen bis zu einer Höhe von 600 m bis 700 m ü. NN erkennbar (SPÖNEMANN 1970, DAMM 1994).

2.3 Klima

Der Harz befindet sich im Übergangsbereich vom subatlantischen zum subkontinentalen Klima. Der Westharz weist jedoch aufgrund seiner nordwestlichen Exposition eher ein atlantisch geprägtes Gebirgsklima auf. Kennzeichnend sind sehr hohe Niederschläge, hohe Luftfeuchtigkeit, viele Nebel- und nur wenige Sonnentage (OTTO 1991). Außerdem treten, verglichen mit anderen deutschen Mittelgebirgen, lange schneereiche Winter mit geringen Temperaturen auf (SCHWIETERT 1989).

Es ergeben sich über die verschiedenen Höhenlagen deutliche Unterschiede. Während die Jahresmitteltemperatur von Bad Harzburg am Harzrand auf 265 m ü. NN noch bei 8,4 °C liegt, sinkt sie auf dem Brocken auf 2,8 °C. Die durchschnittlichen Monatsmitteltemperaturen für Januar betragen –2 °C bis 0 °C, für Juli 15 °C bis 17 °C. An mehr als 50 Tagen herrscht in den höheren Lagen Dauerfrost. Das Gelände oberhalb von 600 m ist durch eine langandauernde Schneedecke gekennzeichnet. Der Brocken weist über 140 Schneetage auf.

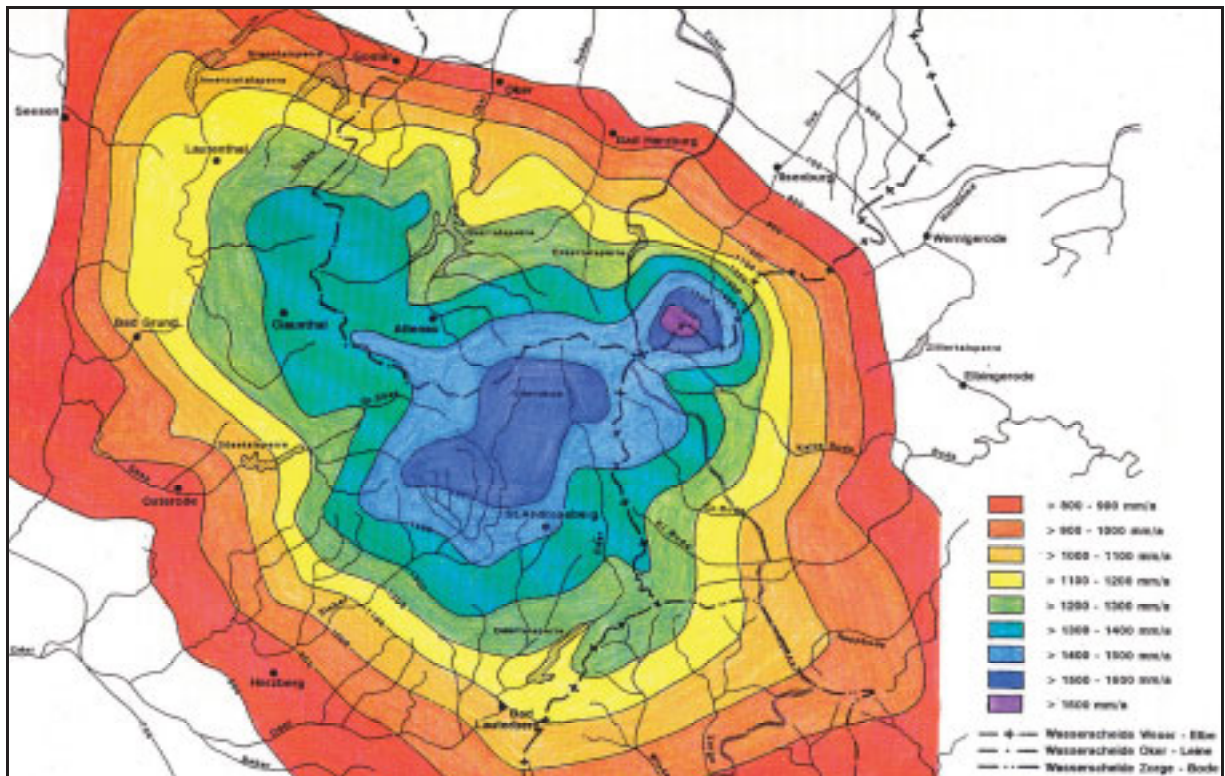


Abb. 2: Niederschlagsverteilung im Harz (1941–1965) (Quelle: NDS. FORSTPLANUNGSAMT 1992c).

Abbildung 2 gibt einen Überblick über Niederschlagsverhältnisse im Harz. Die Niederschläge steigen vom Harzrand mit ca. 800 mm bis 1000 mm auf über 1600 mm in den Hochlagen an. Durch die vorherrschenden Windrichtungen von Süd-West über West bis Nord-West (NDS. FORSTPLANUNGSAMT 1992c) kommt es zu einer deutlichen Wasserscheide, die die niederschlagsreicheren kühleren Gebiete des Westharzes vom wärmeren Regenschattengebiet des Ostharzes trennt (DIERSCHKE & KNOLL 2002). Während z.B. Clausthal über 1300 mm erhält, sind es in Stiege nur noch 766 mm. Insgesamt ist der Harz ein bedeutendes Wasserüberschussgebiet, wodurch die Entstehung von weiträumigen Moorlandschaften - insbesondere westlich des Brockens - begünstigt wird (JENSEN 1961).

Durch die sinkenden Durchschnittstemperaturen und die lang anhaltenden Schneelagen verkürzt sich die Vegetationszeit (Tagesmitteltemperatur über 5 °C) vom Harzrand bis zum Oberharz um 30 bis 40 Tage. Am Harzrand beträgt sie ungefähr 230 Tage, in Clausthal 196 Tage und am Brocken nur noch 140 Tage.

Relief und Exposition führen zu teilweise erheblichen Unterschieden im Lokalklima. Die Südhänge sind allgemein trockener und wärmer als die Nordhänge, Luvlagen der Berge niederschlagsreicher als Leelagen (DIERSCHKE & KNOLL 2002).

Eine Besonderheit für das Klima im Harz stellen die sogenannten Inversionswetterlagen dar. Insbesondere im Spätherbst und Winter bleiben bei ruhigem Hochdruckwetter die Täler und das Vorland mit Dunst und Nebel gefüllt, während auf den Hochlagen die Sonne zu Erwärmungen führt (STÖCKER 1962, ECKARDT et al. 1992). Durch die abfließende Kaltluft kommt es zur Bildung von Kaltluftseen in den tieferen Taleinschnitten, wodurch sich die klimatischen Höhenstufen insbesondere in den montanen Lagen deutlich nach unten verschieben können.

2.4 Höhenstufen und potentiell natürliche Waldgesellschaften

Nach SCHWIETERT (1989) und DIERSCHKE & KNOLL (2002) lassen sich die Höhenlagen des Harzes anhand ihren klimatischen Unterschieden in vier klimabedingte Höhenstufen einteilen (s. Abb. 3.):

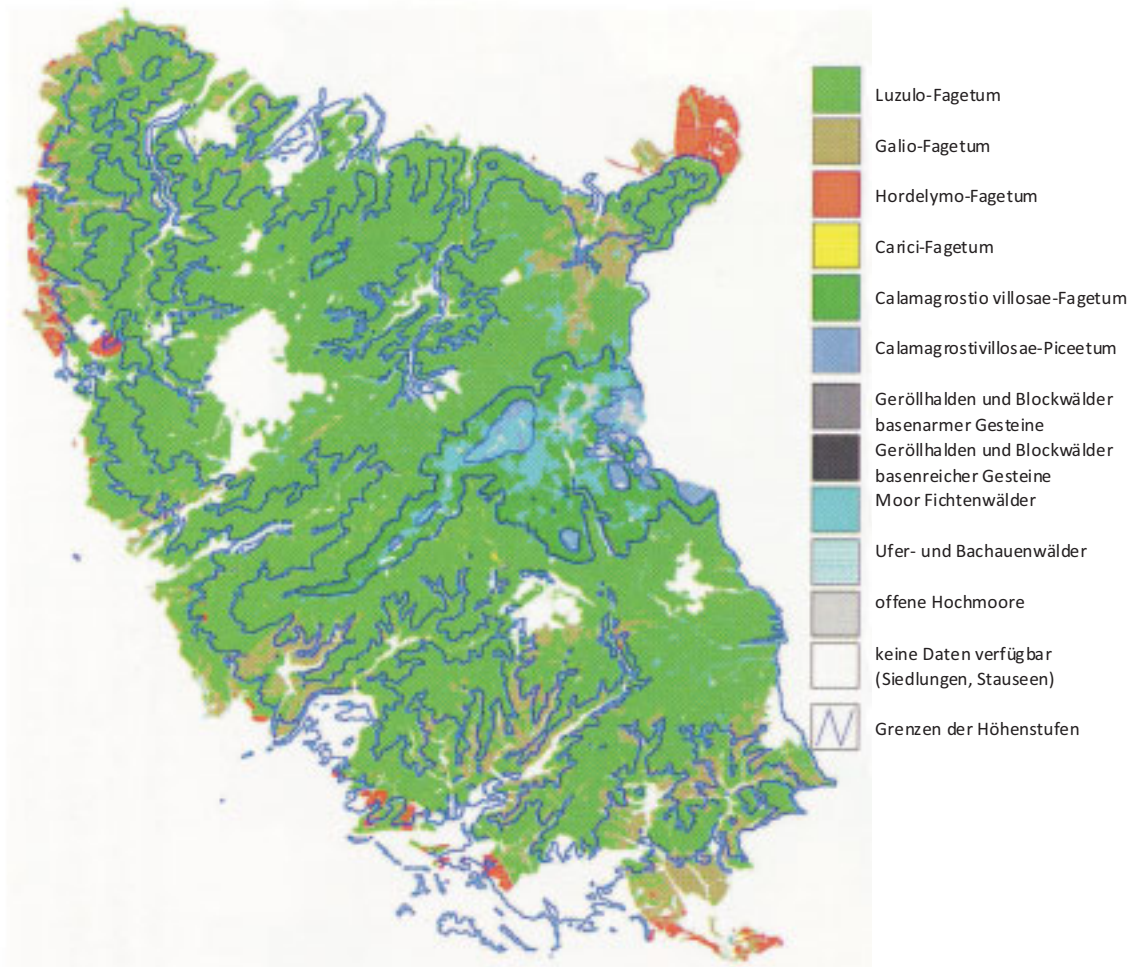


Abb. 3: Höhenstufen und natürliche Waldgesellschaften des nds. Harzes (Quelle: JANSEN et al. 2002).

Die kolline Stufe wird meist vom Harzrand bis in Höhen von 250 m bis 350 m ü. NN angegeben. Dieser Bereich, der die Randgebiete des Harzes ausmacht, ist von jeher durch Siedlungen und Ackerbau am intensivsten genutzt worden. Die naturnahe Vegetation dieser Höhenstufe, vor allem Laubmischwälder aus Rot- und Hainbuche sowie Stiel- und Traubeneiche, ist nur noch in einigen Teilbereichen erhalten.

Die submontane Stufe umfasst die unteren Lagen des Oberharzes mit Höhen zwischen 250 m bis 350 m und 400 m bis 500 m ü. NN. Sie bildet eine Übergangsstufe zwischen der kollinen und montanen Stufe, in der sich botanische Landschaftselemente beider Nachbarstufen in Abhängigkeit von Hangexposition und Kaltlufteinfluss kleinräumig mischen. Von Natur aus sind die Wälder in dieser Stufe von der Rotbuche geprägt, heute dominieren hier jedoch in vielen Bereichen Fichtenforste.

In der im Höhenrelief folgenden montanen Stufe mit Lagen zwischen 400 m bis 500 m und 700 m bis 850 m ü. NN wird das Klima allmählich rauer. Die Durchschnittstemperaturen sinken, die Niederschläge nehmen zu und die Spätfrostgefahr steigt. Durch eine länger anhaltende Schneedecke wird die Vegetationszeit zusätzlich verkürzt. Ursprünglich bestimmten Rotbuchenwälder das Bild in dieser Höhenstufe. In der obermontanen Stufe zwischen 650 m bis 750 m und 750 m bis 850 m ü. NN waren den Buchen wahrscheinlich größere Anteile von Bergahorn und Fichte beigemischt. Jedoch wurden auch hier im Laufe der Waldgeschichte große Teile der natürlichen Waldgesellschaften durch Fichtenforste ersetzt.

Den Abschluss der Höhenstufen im niedersächsischen Harz bildet die hochmontane Stufe mit den höchsten Lagen oberhalb von 750 m bis 850 m ü. NN. Wenige Sonnentage, niedrige Temperaturen, hohe Niederschläge, langanhaltende Schneedecken und kurze Vegetationsperioden prägen das Klima. Die Wälder dieser Höhenstufe werden von Natur aus durch verschiedene Fichten-Waldgesellschaften gebildet. Obwohl die Fichte auch heute die führende Baumart darstellt, gibt es aufgrund des anthropogenen Einflusses kaum noch autochthone Bäume und naturnahe Waldstrukturen. DIERSCHKE & Knoll (2002) scheiden für die offene Brockenkuppe noch eine subalpine Höhenstufe aus, deren Entstehung nicht ganz klar ist. Sie führt das Fehlen eines Baumbewuchses auf die starken Winde sowie Eisbehänge, Schnee- und Raureifdruck zurück, da die Temperaturen für ein Baumwachstum ausreichen müssten.

Neben den zonalen Waldgesellschaften finden sich im NP Harz auch verbreitet azonale Waldgesellschaften wie Bachuferwälder, Geröllhalden, Block-Fichtenwälder, Bruchwälder sowie Schluchtwälder. Tabelle 1 zeigt die Anteile der potentiell natürlichen Waldgesellschaften an der Holzbodenfläche des NPs Harz.

Tab. 1: Flächenanteile der potentiell natürlichen Waldgesellschaften an der Holzbodenflächen im NP Harz (NDS. FORSTPLANUNGSAMT 2003).

Waldgesellschaft	Fläche (ha)	Anteil
Kalk-Buchenwald	89,8	0,6 %
Perlgras-Buchenwald	176,0	1,2 %
Hainsimsen-Buchenwald	6539,5	42,8 %
Buchen-Traubeneichenwald	100,3	0,7 %
Zahnwurz-Buchenwald	236,5	1,5 %
Buchen-Fichtenwald	3271,0	21,4 %
Wolliges Reitgras-Fichtenwald	2385,5	15,6 %
Ahorn-Eschen-Schluchtwald	8,7	0,1 %
Bergahorn-Buchenwald	1,5	0,0 %
Block-Fichtenwald	64,7	0,4 %
Bach-/Quell-Erlen-Eschenwald	217,9	1,4 %
Bachbegleitende Fichten-Erlenwälder	170,1	1,1 %
Birken-Bruchwald	46,8	0,3 %
Erlen-Bruchwald	79,0	0,5 %
Rauschebeeren-Fichten-Bruchwald	1874,3	12,3 %
Holzboden	15261,6	100 %
Nichtholzboden	576,1	

2.5 Landschaftsgeschichte

Der Wandel des Landschaftsbildes im Harz seit der Zeitenwende ist eng an die Entwicklung des Bergbaus gekoppelt. Vorzeitliche menschliche Aktivitäten sind aus dem Harz nur in sehr geringem Umfang bekannt. Der erste wesentliche anthropogene Einfluss auf die Wälder erfolgte im Vormittelalter mit der ersten Bergbauphase. Untersuchungen von Erzschlacken sprechen für eine Verhüttung ab den 3. Jh. n. Chr. (HILLEBRECHT 1982, KLAPPAUF 1995). Dabei wurden damals schon beträchtliche Mengen an Holz benötigt. Für die Zeit ab dem 8. Jh. konnten im Westharz zahlreiche Verhüttungsplätze nachgewiesen werden, an denen u.a. Erze aus dem Rammelsberg bei Goslar verarbeitet wurden. Der Bergbau im Ost- und Mittelharz dürfte aber erst deutlich später eingesetzt haben. Noch für das frühe Mittelalter galt das Gebiet als weitgehend unbewohnt. Nur wenige Verkehrswege querten den Harz. Die Wälder wurden nur in begrenztem Umfang für die Gewinnung von Bauholz, Brennholz, Streu oder Rohstoffen wie Baumharz und Pottasche genutzt.

Bis ins 12. Jh. hinein wurde Bergbau im Harz ausschließlich als Tagebau betrieben. Später stellte man den Bergbau nach und nach von Pingen auf Stollen um. Zur Befestigung der Stollen und für das sogenannte „Feuersetzen“ wurden große Holzmengen benötigt. Diese insgesamt noch bis ins 19. Jh. übliche Methode führte zu einem enormen Holzverbrauch und einer immer schneller fortschreitenden Dezimierung der Waldbestände.

Nachdem im 12. Jh. die Wälder am Harzrand in der Umgebung des Rammelsberges erschöpft waren, wurde das Erz in die Harzwälder geschafft und dort in Rennfeueröfen verhüttet. Ein ausgedehntes Wegesystem war dazu erforderlich. Eine geregelte Forstwirtschaft gab es zu dieser Zeit im Oberharz und im Hochharz nicht. Die Nutzung der Wälder musste sich dem Bedarf des Bergbaus nach Holz unterordnen und allein durch Naturverjüngung nachwachsen, denn Pflanzkulturen waren noch nicht vorhanden (GREGER 1991). Der Holzbedarf der Bergwerke und Schmelzhütten führte zu Eingriffen, die eine nachhaltige Veränderung der Naturlandschaft und besonders der Wälder bewirkten.

Im 13. Jh. bis 14. Jh. kam es durch den Raubbau an den Wäldern zu einer Bergbaukrise im Harz. Die Holznot ging so weit, das auch minderwertiges Holz (Birke, Weide, Hasel) zum Grubenbau verwendet wurden (BORNHARDT 1943). Als 1347 und 1349 viele Bergleute der Pest zum Opfer fielen, wurden zahlreiche Siedlungen aufgegeben, die im 9. Jh. bis 10. Jh.

gegründet worden waren. Bergbausiedlungen wie Claustal, Zellerfeld, St. Andreasberg und Braunlage wurden während der Krise wieder verlassen (DENECKE 1978). Es folgte ein längerer Zeitraum ohne nennenswerten Bergbau, in dem sich die Wälder wieder erholten.

Erst ab der Mitte des 15. Jhs. kommt es zu einem erneuten Aufleben des Bergbaus. Durch den Erlass, der sog. Bergfreiheit, durch die Landesfürsten, sollte die Besiedlung der Bergbauregion wieder gefördert werden. Er gestattete u.a. den freien Handel und das freie Schlagen von Bauholz für Gruben und Wohnhäuser sowie das Recht auf Rodungen zugunsten von Ackerbau und Viehzucht. Dadurch konnten zahlreiche Städte wiederbegründet werden.

Ein weiterer Grund für den Wiederaufschwung des Bergbaus ist die Nutzung der Wasserkraft. So wurde im 16. Jh. damit begonnen, im Harz ein umfangreiches und ausgeklügeltes System von Teichen und Gräben anzulegen, das dem Antrieb verschiedener Maschinen im Bergbau und in den Verhüttungsbetrieben diente (BRÜNING 1928). Diese Maßnahmen führten zu intensiven Eingriffen in den Wasserhaushalt der Wälder und Bachläufe des Harzes.

In den Jahren 1528 bis 1531 kam es zu einer politischen Zweiteilung des Oberharzes. Der Nordteil stand seit Beginn der zweiten Bergbauperiode stärker unter dem Einfluss des Holz- und Holzkohlebedarfs der Bergwerke. Hier bestanden zur nachhaltigen Nutzung deswegen schon seit der Mitte des 16. Jhs. Forsteinrichtungswerke. Der Südteil des Oberharzes wurde dagegen stärker landwirtschaftlich durch Waldweide genutzt. Das Vieh wurde dazu im Sommer in den Wald getrieben und wurde im Winter mit Heu gefüttert. Zur Heugewinnung wurden die z.T. noch heute erhaltenen Bergwiesen auf Rodungsflächen angelegt. Die unregelmäßige Waldweide hatte jedoch erhebliche Schäden am Baumbestand und der Verjüngung zur Folge, was zu deutlichen Ertragseinbußen bei der Holzgewinnung führte. Diese zweite Bergbauphase endete erst mit dem Beginn des Dreißigjährigen Krieges.

Nach dem Dreißigjährigen Krieg kam der Bergbau nur schleppend wieder in Gang und es dauerte bis zu Ende des 18. Jhs., ehe ein neuer Aufschwung begann. Der erneute Boom der Bergbauindustrie hatte wiederum eine Holznot zur Folge. Erst im 19. Jh. nahm die Bedeutung von Holz als Brennstoff bei der Verhüttung immer weiter ab, da Holzkohle durch Steinkohle ersetzt wurde. In der Folge wurden die meisten Bestände mit Fichte aufgeforstet und in Hochwald überführt, der im Wesentlichen im Kahlschlagsbetrieb bewirtschaftet wurde.

Neben dem hohen Holzbedarf reduzierte auch der starke Befall durch Borkenkäfer die Wälder. Ziemlich genau ein Jahrhundert nach dem ersten Borkenkäferbefall kam es zwischen 1773 und 1786 zu einer Massenkalamität durch Borkenkäfer, der „Großen Wurmtröcknis“, der ca. 30.000 ha Fichtenwald zum Opfer fielen. Zwischen 1740 und 1790 begann sich dann eine geordnete Forstwirtschaft mit planmäßigen Kulturen durchzusetzen. Die durch die Waldschäden entstandenen großflächigen Freiflächen wurden durch Fichtensaaten wieder aufgeforstet.

In dieser Zeit wurden die vorhandenen Buchenbestände in den tieferen Lagen des Harzes mit einer Umtriebszeit von 12 bis 30 Jahren als Brennholz genutzt. Wegen der geringen Fähigkeit der Rotbuche zur Bildung von Stockausschlägen wurde sie jedoch zunehmend verdrängt. So entstanden die ersten Fichtenkulturen auch im Bereich der ursprünglichen Laubwälder.

Nach den beiden Weltkriegen kam es im Rahmen der Reparationshiebe zu starken Einschlägen, die riesige Freiflächen zur Neuaufforstung zurückließen. Der hohe Bedarf an Fichtenholz, der Mangel an geeignetem Pflanzenmaterial und die Unterschätzung der Risiken von Fichtenreinbeständen förderten wiederum den Nadelholzanbau. Ende des letzten Jahrhunderts gab es im Harz 67 % reine Fichtenforste, dagegen nur 9 % reine Buchenwälder (DRACHENFELS 1990). Erst ab 1987 mit dem Walderneuerungsprogramm und 1991 mit dem Regierungsprogramm zur „Langfristigen ökologischen Waldentwicklung in Niedersachsen“ (LÖWE) begann ein Waldumbau in Richtung stabilerer Mischbestände mit standortgemäßen Baumarten.

Neben der intensiven Nutzung der Wälder kam es aufgrund von Brennstoffmangel auch zu einer Nutzung der Harzmoore (SCHMIDT 1958, JENSEN 1987, ELLWANGER 1996). Der Torfabbau war mit tiefgreifenden Veränderungen der Naturlandschaft verbunden. Entwässerungsgräben mussten gezogen werden, Dämme zum Transport wurden aufgeschüttet, begangen und befahren, Trockenschuppen wurden errichtet. Beeinträchtigt wurde durch solche Maßnahmen nicht nur der Wasserhaushalt der Moore, sondern auch der der angrenzenden Wälder. In dieser Zeit kam es zu nachhaltigen Eingriffen in die Moore auf dem Brockenfeld, am Brockenbecken, auf der Heinrichshöhe und an vielen anderen Stellen. 1745 bis 1776 waren die Hauptjahre der Torfköhlerei im Harz. Der ständige Holzbedarf des Bergbaus konnte aber durch Torf nicht ausgeglichen werden.

Nachdem sich die Torfgewinnung als Brennstoff im Harz als unrentabel erwiesen hatte, versuchte man im 19. Jh. größere Moorflächen, z.B. im Acker-Bruchberg-Bereich, zu entwässern und mit Fichten aufzuforsten. Im niedersächsischen Harz gibt es heute etwa 450 ha offene und 1500 ha bewaldete Moore. Im Rahmen des Renaturierungsprogramms des NPs Harz werden in jüngster Zeit künstliche Entwässerungsgräben wieder verschlossen, um so eine Wiedervernässung der Moore zu erreichen. Abbildung 4 zeigt die aktuelle Naturnähe der Wälder im niedersächsischen Teil des Harzes (Biotoptypen im NP Harz zum Zeitpunkt der Aufnahmen s. Anhang 7).

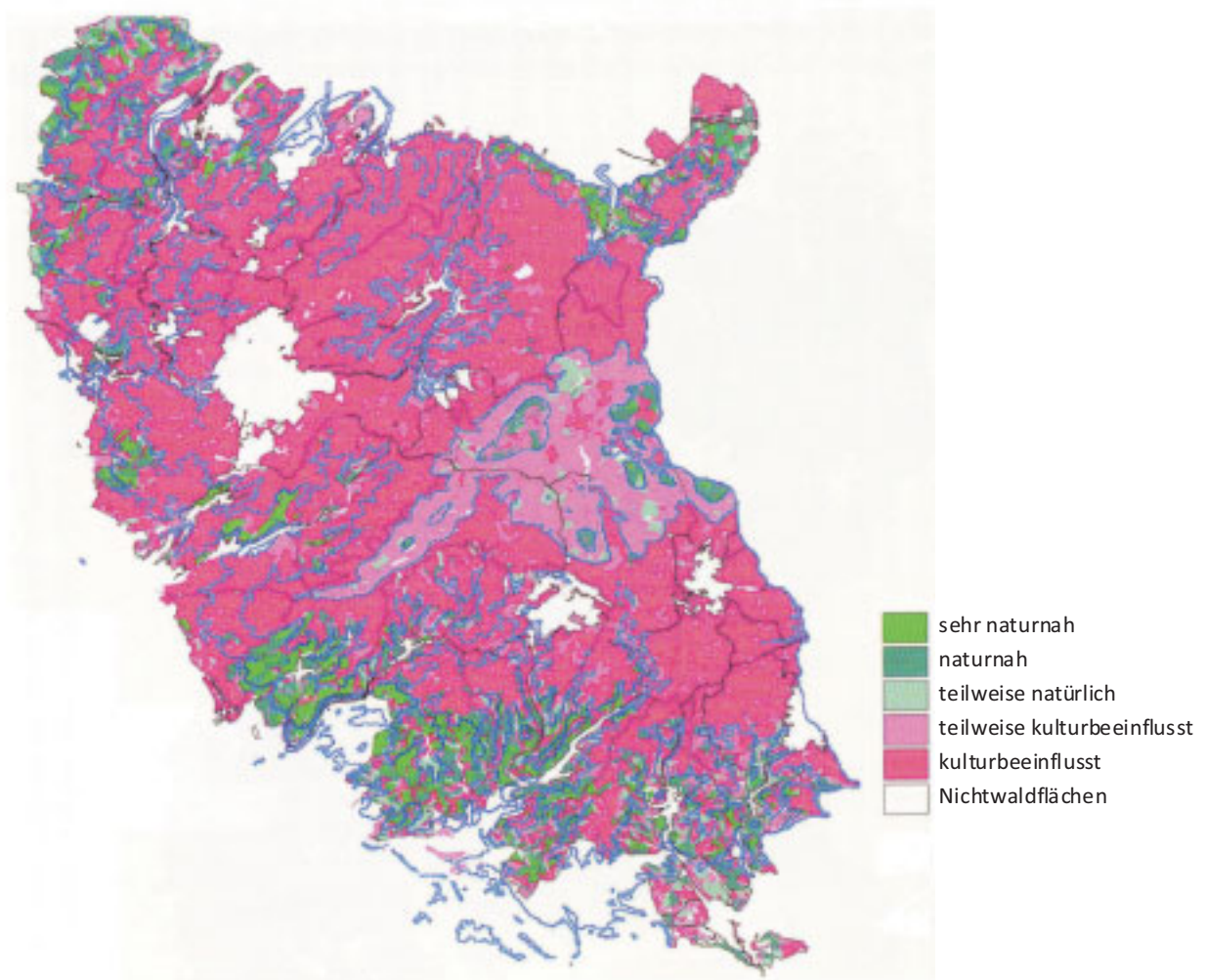


Abb. 4: Naturnähe der Waldgesellschaften des nds. Harzes (Quelle: JANSEN et al. 2002).

2.6 Vorkommende Schalenwildarten

Im Gebiet des NPs Harz und angrenzenden Lebensräumen kommen die Schalenwildarten Muffelwild (*Ovis ammon musimon*), Schwarzwild (*Sus scrofa*), Rehwild (*Capreolus capreolus*) und Rotwild (*Cervus elaphus*) vor. Das Vorkommen der Muffelwildpopulation im nordöstlichen Bereich des Nationalparks (Nationalparkrevier Wolfstein) gilt als weitgehend erloschen. Die Schwarzwildpopulation im Gebiet ist verhältnismäßig stabil, wobei sich die Verbreitungsschwerpunkte - insbesondere in den schneereichen Wintermonaten - auf die tiefer gelegenen Reviere des Nationalparks konzentrieren. Als Allesfresser besteht die Nahrung des Schwarzwildes nur zum Teil aus pflanzlicher Nahrung, so dass sein Einfluss auf die Vegetationsentwicklung weitestgehend vernachlässigt werden kann. Als reine Herbivoren kommen lediglich Rehwild und Rotwild im Gebiet des NPs Harz vor. In einer Kurzdarstellung werden die wesentlichen Grundzüge aus der Verhaltensbiologie und das Äsungsverhalten dieser beiden Schalenwildarten dargestellt, um Zusammenhänge und Konsequenzen zwischen Wildbestand und Waldentwicklung zu erläutern.

2.6.1 Rehwild (*Capreolus capreolus*)

Das Europäische Reh kommt in fast ganz Europa und Kleinasien vor. Innerhalb dieses Verbreitungsraumes besiedelt es den gesamten Höhenbereich vom Meeresspiegel bis an die alpine Baumgrenze. Rehe bevorzugen Bereiche mit ausreichender Deckung und Äsungsvielfalt wie strauchreiche Feldgehölze und abwechslungsreiche Waldrandzonen. Diesem Lebensraum entspricht auch der Körperbau. Er ist für das leichte Einschlüpfen und das lautlose Bewegen im Buschwerk sehr gut geeignet. Es fehlt dagegen die Ausdauer für lange Fluchten, wie sie Steppenbewohner benötigen (RAESFELD et al. 1985, STUBBE 1997).

Weibliches Rehwild lebt überwiegend in Familienverbänden von Muttertier, Kitzen und Jungtieren des Vorjahres. Territorialität ist nur bei Böcken bekannt, und dies auch nur ab Mitte Mai, wenn die Einstände als Reviere neu bezogen und verteidigt werden und während der Brunft. Außerhalb dieser Zeiten leben insbesondere ältere Böcke einzelgängerisch und verteidigen ihr Revier nicht, sind jedoch relativ standorttreu (RAESFELD et al. 1985, MÜLLER & MÜLLER 2004).

Die Paarungszeit findet in gemäßigten Breiten Ende Juli bis Anfang August statt, die Geburt der Jungtiere erfolgt im Mai des folgenden Jahres. Rehe werden im Alter von eineinhalb Jahren geschlechtsreif. Ihre Lebensspanne umfasst in der Wildnis zehn bis zwölf, in Gefangenschaft bis zu siebzehn Jahre (STUBBE 1997, MÜLLER & MÜLLER 2004).

Nach HOFMANN (1978) ist das Reh ein ausgesprochener „Konzentrat-Selektierer“, der zur Aufrechterhaltung seiner Lebensfunktionen und stoffwechselintensiver Leistungen wie Brunft und Milchproduktion auf energiereiche und leichtverdauliche – also rohfaserarmer – Äsung angewiesen ist. Das Reh bevorzugt proteinreiche und leichtverdauliche Nahrung. So haben die meisten Äsungspflanzen nur über kurze Zeitabschnitte eine Bedeutung für das Reh, was KLÖTZLI (1965) bewog, das Jahr in fünf Äsungsperioden einzuteilen, in denen sich die Äsung durch unterschiedliche Anteile an Gräsern, Farnen, Monokotylen und Dikotylen, Knospen, Trieben und *Rubus*-Arten bzw. Früchten im Herbst zusammensetzt. (FIELITZ & ALBERS 1996, CRANCAC et al. 2001, BARANČEKOVÁ 2004, MOSER 2005).

Der Pansen des Rehwildes hat nur ein verhältnismäßig geringes Fassungsvermögen und weist im Gegensatz zu anderen Wiederkäuern keine Kompartimentierung auf, wie sie für den Ausschluss faserreicher Nahrung notwendig ist. Auch die Bakterienfauna im Pansen ist im Wesentlichen auf die Zersetzung von Stärke ausgerichtet, so dass Zellulose nur in geringem Umfang im Darm aufgeschlossen werden kann (DRESCHER-KADEN & SEIFELNASR 1977, HOFMANN 1978). Rehe können daher Gras faktisch kaum aufschließen (SIUDA et al. 1969, DRESCHER-KADEN & SEIFELNASR 1977, GEBZYNSKA 1980, KUEN & BUBENIK 1980, LANTHAM et al. 1999). Auch die anatomisch-physiologische Ausstattung des Rehwildes weist auf die Anpassung an eine rohfaserarmer, energie- und eiweißreiche Ernährung hin. Die Kieferform und die Kaumuskulatur zeigen eine eindeutige Spezialisierung auf Blatt- und Kräuteräsung (HOFMANN 1978). Das geringe Pansenvolumen bedingt einen raschen Umsatz der Nahrung und macht eine häufige Äsungsaufnahme im Laufe des Tages notwendig (BUBENIK & LOCHMANN 1956, BUBENIK 1959, ELLENBERG 1974, 1978).

An die sich ändernden Äsungsbedingungen im Verlaufe des Jahres adaptiert sich das Rehwild durch unterschiedliche Reaktionen, die zum Teil genetisch fixiert sind (HOFMANN 1981). Durch Einschränkung der motorischen Aktivität geht der Stoffwechselumsatz in der äsungsarmen Zeit zurück. Dadurch kann die Nahrungsaufnahme in den Wintermonaten deutlich reduziert werden. Zur Überbrückung der nahrungsarmen Zeit werden während der Sommer- und Herbstmonate Fettreserven angelegt. Voraussetzung dafür ist die Aufnahme

einer fett- und energiereichen Äsung, wie sie z.B. die Samen von Buchen, Eichen oder Kastanien darstellt (HOFMANN 1978).

Die Nahrungsauswahl des Rehwildes erfolgt im Wesentlichen olfaktorisch, der Gesichtssinn spielt eher eine untergeordnete Rolle (MÜRI 1978). Dabei sind Nährstoff- und Mineralstoffgehalt sowie sekundäre Inhaltsstoffe für die Pflanzenwahl von entscheidender Bedeutung. KLÖTZLI (1965) stellt insbesondere ein Präferenz gerbstoffhaltiger Pflanzenarten fest. Auch morphologische Eigenschaften der Pflanzen haben für die Auswahl eine entscheidende Bedeutung. Arten mit mechanischen Schutzeinrichtungen wie Brennhaaren und Kieselsäureinkrustierungen in der Zellwand (Brennnessel), Stacheln (Distelarten), schneidende Blattränder oder Calciumoxalatkristallen in der Zellvakuole (viele *Carex*-Arten) werden dabei gemieden. An mit Stacheln oder Dornen bewehrten Arten wie Himbeere, Brombeere, Rosen und Ginster u.a. werden lediglich Blüten, Blätter oder junge Triebe bestäubt (ENTZERTH 1978).

Das Äsungsverhalten des Rehes beruht auf erlernten Erfahrungen, die durch „Versuch und Irrtum“ erprobt werden (KOSSAK 1981). Die Auswahl der richtigen Äsungspflanzen wird dabei auch durch die Beobachtung der Muttertiere tradiert. Dadurch können Nahrungsvorlieben über Generationen weitergegeben werden (ELLENBERG 1974).

Rehwild ist als typischer Besiedler von Randlinien auf ein enges Nebeneinander von Äsungs- und Deckungspflanzen angewiesen (GOSSOW 1976, REIMOSER 1986). Die Bewirtschaftung der Wälder in Altersklassen, wie sie auch für die Wirtschaftswälder im Harz typisch war, sowie eine Verkürzung der Umtriebszeit, erhöhen den Anteil von Verjüngungsstadien im Wald und tragen zur Vermehrung der Randlinien bei (ELLENBERG 1977). Die früher in großem Umfang betriebene Kahlschlagswirtschaft begünstigte hohe Rehwildbestände durch das üppige Angebot einer eiweißreichen Flora. Andererseits hat die Reinbestandswirtschaft aus Nadelhölzern und oftmals rückständige Durchforstungen und Läuterungen zu einer Verarmung des Äsungsangebotes im Wald geführt (GOSSOW 1977). Gleichzeitig wurde der Äsungsdruck auf verbleibende Flächen durch die großflächige Zäunung von Kulturen verschärft. Erst nach den Waldschäden der 1970er- und 1980er-Jahre führten die stärkeren Durchforstungen und die Umstellung auf eine Zielstärken-Bewirtschaftung zu einer deutlich besseren Entwicklung und Strukturierung des Waldunterwuchses, wodurch sich die Äsungspotentiale deutlich verbessert haben.

2.6.2 Rotwild (*Cervus elaphus*)

Das Verbreitungsgebiet des Rothirsches umfasst Europa, Westasien, Zentralasien und Nordafrika. In Osteuropa ist das Verbreitungsgebiet des Rothirsches noch weitgehend zusammenhängend. Für Westeuropa ist eine stark fragmentierte Verbreitung mit zum Teil sehr kleinen Vorkommen charakteristisch (RAESFELD & REULECKE 1988, BÜTZLER 2001).

Rothirsche bevorzugen Lebensräume mit einer engen Verzahnung aus strukturreichen Wäldern, Dickungen und großen offenen Lichtungen. Sie können aber auch in geschlossenen Waldgebieten oder nahezu baumfreier Landschaft gut überleben (RAESFELD & REULECKE 1988). Da der Rothirsch den Menschen meidet, sind in den eng besiedelten Gebieten Zentraleuropas größere Vorkommen überwiegend in geschlossenen Waldgebieten zu finden. Stark frequentierte Verkehrswege sowie dicht besiedelte Gebiete verhindern heute oft die Wanderungen zwischen Winter- und Sommereinständen, die ursprünglich für das Rotwild charakteristisch waren und für seinen Nahrungserwerb von zentraler Bedeutung sind. Dies kann in einzelnen Gebieten zu zeitweise sehr hohen Wilddichten mit starken Schädigungen am Wald führen. Gleichzeitig wird durch die anthropogene Zerschneidung der Landschaft ein genetischer Austausch zwischen den einzelnen Verbreitungsgebieten vielerorts unterbunden (WAGENKNECHT 2000, BÜTZLER 2001).

Rothirsche sind sozial im Rudel lebende Tiere. Die Populationsgröße, Bestandesdichte, Lebensraumstruktur, das Nahrungsangebot und die Jagdintensität sind dabei die wesentlichen Parameter, die die Rudelgröße des Rotwildes beeinflussen (DZIĘCIOŁOWSKI 1979, RAESFELD & REULECKE 1988, SIMON 2003). Mitte Mai beginnen sich die hochtragenden Weibchen aus diesen Verbänden abzusondern. Nach der Geburt kehrt das Muttertier mit seinem neugeborenen Kalb zum Verband zurück, so dass die Mutterfamilienverbände im Juli wieder komplett sind (CLUTTON-BROCK et al. 1982, BÜTZLER 2001). Der Rudelbildung kommt eine entscheidende Funktion bei der Weitergabe individueller Erfahrungen an die nachfolgende Generation zu. Durch das Meiden oder Bevorzugen von Lebensräumen, Wanderrouen oder auch Äsungspflanzen werden positive wie negative Erfahrungen tradiert (GEORGII 1995, SIMON 2003).

Das Rotwild gilt aufgrund der Physionomie des Verdauungsapparates als Intermediärtyp zwischen Rauhfutterfressern wie z.B. Rindern und „Konzentrat-Selektierern“ wie dem Rehwild. Der im Verhältnis zur Körpergröße relativ großvolumige Pansen mit einem

Fassungsvermögen von bis zu 25 Liter (BÜTZLER 2001) ermöglicht dem Rothirsch auch zellulosereiche und nährstoffarme Nahrung wie Baumrinde und Gras zu verdauen (DRESCHER-KADEN & SEIFELNASR 1977). Um für die verdauungsnotwendigen Symbionten im Pansen ein günstiges pH-Milieu zu erhalten, ist eine regelmäßige Nahrungsaufnahme nötig (BUBENIK & LOCHMANN 1956, HOFMANN 1995).

Zum Nahrungsspektrum des Rotwildes im Wald zählen Gras, Kräuter, Moos, Flechten, Zwergsträucher, Eicheln, Bucheckern, Kastanien, Früchte, verschiedene Pilze, Baumrinde, Knospen und junge Zweige von Bäumen und Sträuchern (HOMOLKA & HOMOLDOVA 1992, LANTHAM et al. 1999). Dabei wechselt die Zusammensetzung der Nahrung unter natürlichen Bedingungen im Jahresverlauf erheblich. Während sich die Hauptnahrung des Rotwildes im Sommer aus Kräutern und Gräsern zusammensetzt, besteht die natürliche Notzeitnahrung im Winter im Wesentlichen aus Knospen, Rinde und Zweigen der Bäume und Sträucher. Bevorzugt beäst werden vor allem Pionier- und Weichholzarten. Ihr Anteil macht im Winter bis zu 90 % der Nahrung aus (HOMOLKA & HOMOLDOVA 1992, LANTHAM et al. 1999, BARTH 2004).

Das Äsungsverhalten des Rotwildes ist abhängig vom Nahrungsangebot und von der jahreszeitlichen Aktivität. Außerhalb der Brunftzeit dominiert das Fressverhalten den Tagesrhythmus. In dieser Zeit verbringt das Rotwild etwa sieben bis zehn Stunden am Tag mit der Nahrungsaufnahme und etwa fünf bis sechs Stunden mit Wiederkäuen (BÜTZLER 2001). Die Dauer und Häufigkeit der Aktivitätsphasen sind im Sommer besonders stark ausgeprägt, im Winter dagegen ist die Nahrungsaufnahme deutlich eingeschränkt. Der Nahrungsbedarf steigt nach dem Winter in der Phase des Vorfrühlings steil an. Diese beginnt in den tieferen Lagen des Harzes zwischen Anfang und Mitte März. Die Dauer der täglichen Nahrungsaufnahme erreicht schließlich in der Phase der besten Nahrungssituation im Mai und Juni ihr Maximum (WAGENKNECHT 2000, BÜTZLER 2001). Rothirsche nehmen in Abhängigkeit von Qualität der gefressenen Nahrungspflanzen und jahreszeitlich schwankenden Nahrungsbedarf täglich zwischen acht und zwanzig Kilogramm Grünäsung zu sich. Tragendes oder säugendes Kahlwild sowie Hirsche, deren Geweih heranwächst, haben einen besonders hohen Nahrungsbedarf (RAESFELD & REULECKE 1988).

Der individuelle tageszeitliche Rhythmus kann jedoch von Tier zu Tier und von Rudel zu Rudelverband recht unterschiedlich sein und ist vor allem von Störungen im Einstandsgebiet beeinflusst und überlagert. Die Feindvermeidung kann das gesamte Raum-Zeit-System eines

Rotwildrudels maßgeblich beeinflussen (GEORGII 1995, PETRAK 1996, BÜTZLER 2001). Rotwild ist natürlicherweise tagaktiv. Als Folge von Störungen werden die Äsungsperioden am Tag unterdrückt und in der Nacht ausgedehnt. Dadurch verringert sich die Gesamtzahl der Äsungsperioden und es wird deutlich mehr Äsung in den Einstandsgebieten und weniger auf Waldblößen und im Offenland aufgenommen, was zu einer Erhöhung der Schäden am Baumbestand führt (RAESFELD & REULECKE 1988, PRIEN 1997).

2.7 Nationalpark Harz

Die Nationalparkidee hat im Harz eine lange Vorgeschichte. Schon im Jahr 1912 forderte der Heimatdichter Hermann Löns die Einrichtung eines großflächigen Schutzgebietes im Harz. Seine Vorstellungen waren bereits damals sehr konkret und entsprachen weitgehend den heutigen Nationalparkplänen. LÖNS (1912) hielt es für wünschenswert, „einen Bergwald zurückzuerschaffen, wie er ehemals war, mit bunten durcheinander gemischten Holzarten, Mooren, Wildwiesen, Quellsümpfen, Erlenbrüchen und Blößen“. Es sollte also nicht das erhalten werden, was vorhanden ist, sondern das zurückgerufen werden, was unter dem rein forstwirtschaftlichen Betrieb verschwand. „Von dem, was der Mensch hier der Natur aufgedrungen hat, befreit er sie wieder und überlässt sie dann sich selbst und ihren Neigungen mit dem Ziel, der Harzer Berglandschaft wieder das Gesicht zu geben, das sie einst vorwies...“.

Bis zur Gründung eines Nationalparks im Harz dauerte es jedoch noch einige Jahrzehnte. Nach der politischen Wende in der DDR beschloss die Übergangsregierung zum 1. Oktober 1990 die Ausweisung des sachsen-anhaltinischen „NP Hochharz“ mit einer ursprünglichen Fläche von 5.900 ha. Im Jahre 2001 wurde der NP Hochharz auf 8.900 ha erweitert. Zusätzlich wurde der gesamte restliche Ostteil des Harzes zum „Naturpark Harz“ erklärt.

Auf niedersächsischer Seite wurde zum 1. Januar 1994 der niedersächsische „NP Harz“ gegründet. Er umfasste eine Größe von ca. 15.800 ha und grenzte im Osten an den NP Hochharz an. Für beide Gebiete galten weitgehend die gleichen Schutzziele. So wurde Anfang 2006 durch einen Staatsvertrag der länderübergreifende NP Harz ins Leben gerufen (NDS. UMWELTMINISTERIUM 2006).

Der NP Harz erstreckt sich mit seiner heutigen Fläche von ca. 225 km² vom Südwestrand des Harzes bei Herzberg (250 m ü. NN) bzw. bei Bad Lauterberg (400 m ü. NN) über die Hochlagen des Acker-Bruchberg-Zuges (bis etwa 930 m ü. NN) und des Brockens (1.142 m ü. NN) bis zum Nordabfall des Harzes bei Bad Harzburg (260 m ü. NN) und den Ostrand bei Ilsenburg (270 m ü. NN) (s. Abb. 5). Er umfasst mit seiner Form und Lage alle im Harz vorkommenden Höhenstufen, Expositionen und die wichtigsten Lebensräume mit ihren charakteristischen Tier- und Pflanzenarten.

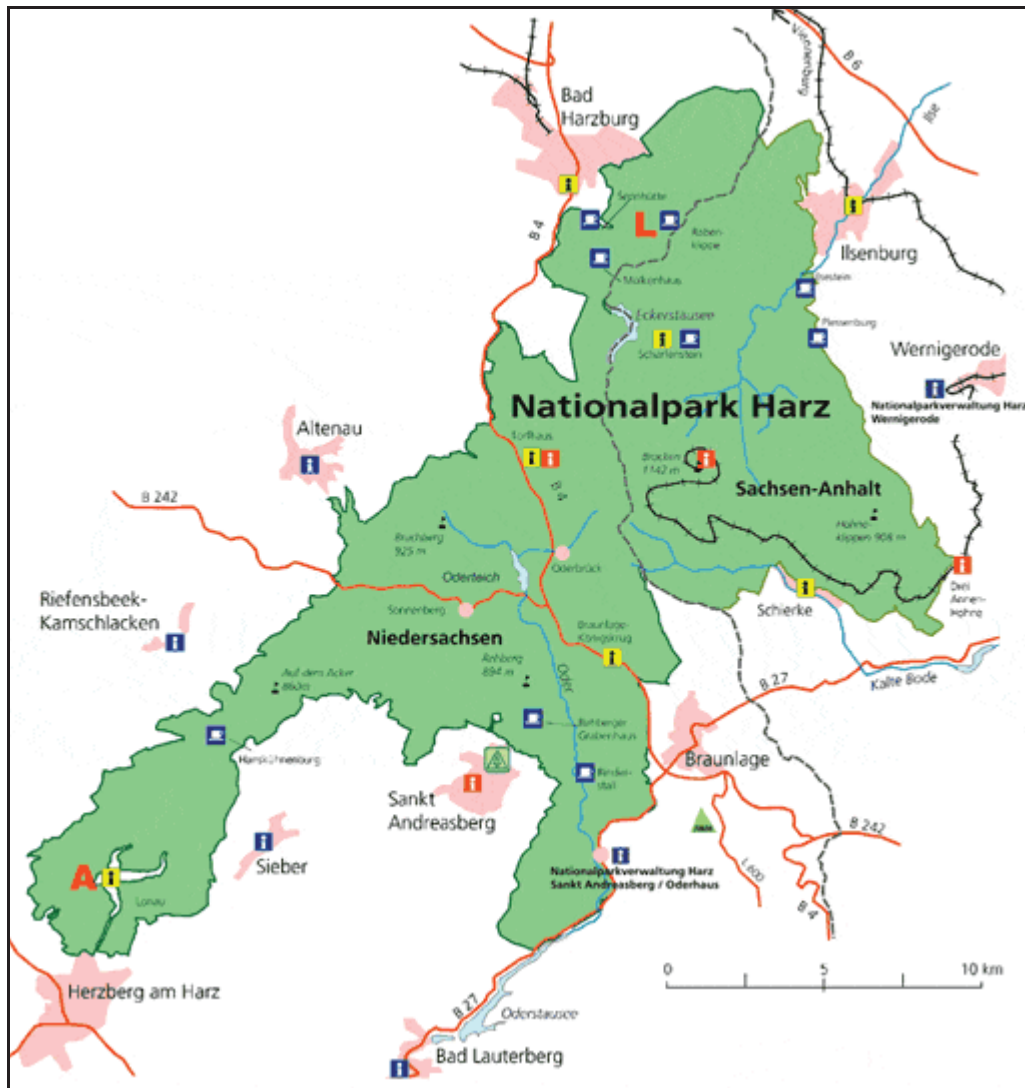


Abb. 5: Übersichtskarte des NPs Harz (Quelle: www.nationalpark-harz.de)

Die geschützte Fläche ist für deutsche Verhältnisse relativ gering besiedelt. Auf niedersächsischer Seite ist der Nationalpark bis auf wenige Siedlungslagen von Wäldern umgeben, die zum Naturpark Harz gehören und als Landschaftsschutzgebiet eingestuft sind. Auf östlicher Seite grenzen ebenfalls größtenteils Waldgebiete und ausgedehnte Wiesenflächen an. Trotz des hohen Waldanteils und der geringen Besiedlungsdichte des Gebietes können weite Teile des NPs Harz heute nicht als naturnah eingestuft werden, da sie durch naturferne Fichtenforste eingenommen werden (HULLEN et al. 1992, DIERSCHKE & KNOLL 2002, GARVE & HULLEN 2002).

2.7.1 Waldumbaukonzept

Die Vorgaben der IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) legen fest, dass Entwicklungs-Nationalparke gewährleisten müssen, spätestens nach 30 Jahren mindestens 75 % der Fläche pflege- und nutzungsfrei zu halten. Wichtigste Grundlage für die fachliche internationale Reputation des NPs Harz ist deshalb sein Waldumbaukonzept und die entsprechende Zonierung. Zum 1.10.2003 wurde daher für den niedersächsischen Teil des NP Harz bestandesweise festgelegt, bis zu welchem Zeitraum die Waldumbaumaßnahmen beendet worden sein müssen. Es ist das Ziel der Nationalparkverwaltung, innerhalb des von der IUCN verbindlich vorgegebenen Zeitraums diese Vorgaben umzusetzen und darüber hinaus langfristig anzustreben, sogar nahezu 100 % der Fläche nutzungsfrei zu halten. Es ist davon auszugehen, dass die 75 %-Grenze etwa 2023 erreicht wird. An diesen Vorgaben orientiert sich das Zonierungskonzept (NDS. FORSTPLANUNGSAMT 2003).

Für den niedersächsischen Teil wurden die Wälder des Nationalparks bestandesweise nach Naturnähe und beabsichtigter, unterschiedlich intensiver Waldbehandlung in die Naturbereiche Zone Ia und Zone Ib sowie in den Waldumbaubereich Zone II eingeteilt.

Die Zone Ia ist die höchste Schutzkategorie, der sogenannte Naturbereich. Hierbei handelt es sich hauptsächlich um die naturnahen Buchenwälder der kollinen bis montanen Höhenlagen, die wenigen obermontanen Buchen-Fichtenwälder sowie die hochmontanen Reitgras-Fichtenwälder und Moore. In diesen Bereichen findet keine Nutzung mehr statt. Managementmaßnahmen erfolgen nur noch in zeitlich und räumlich begrenzten Einzelfällen zur Erstinstandsetzung.

Die hierfür durchgeführten Maßnahmen sind im Wesentlichen:

- Begünstigung von Laubbäumen,
- Strukturverbesserung in der Berg-Fichtenwaldstufe, Pflanzung autochthoner Fichten,
- Zurückdrängung von Fichten an Fließgewässern,
- Bekämpfung von Borkenkäfern,
- Wegerückbau.

Generell werden alle Bestände als Zone Ia ausgewiesen, die eine naturnahe Eigenentwicklung erwarten lassen und sich mit großer Wahrscheinlichkeit nicht wieder in Richtung einer standortfremden Fichtenbestockung entwickeln. Diese Bestände müssen sicher gewährleisten, dass nach 30 Jahren jede Borkenkäfer-Bekämpfung ausgeschlossen werden kann.

In der Zone Ib₁₋₃ sind die Bereiche eingegliedert, die nach einer Renaturierung spätestens in 30 Jahren in die Zone Ia überführt werden können. Das sind vor allem ältere Fichtenforste der kollinen bis obermontanen Höhenstufe sowie naturfern bestockte Bachufer. Das im Zuge des Waldumbaus anfallende Holz kann hier grundsätzlich genutzt und verwertet werden. Eine Nutzung erfolgt jedoch nur, wenn sie ökonomisch sinnvoll und aus ökologischen Gründen vertretbar ist. Maßnahmen zur Erhöhung der Naturnähe sind:

- Konkurrenzregulierung zur Förderung von Laubbäumen,
- Walderneuerung, insbesondere Pflanzung von Laubbäumen,
- Zurückdrängung von Fichten-Naturverjüngung in der Bergmischwald- und Buchenwaldstufe,
- Strukturverbesserung, insbesondere in strukturarmen Fichten-Reinbeständen,
- Fließgewässer-Entwicklung, insbesondere Zurückdrängen der Fichte in den Uferzonen,
- Waldrandbelebung.

Folgender Zeitrahmen ist für jeden Bestand je nach Einstufung verbindlich:

- Ib₁ -Maßnahmen spätestens in 10 Jahren,
- Ib₂ -Maßnahmen spätestens in 20 Jahren,
- Ib₃ -Maßnahmen spätestens in 30 Jahren abgeschlossen.

Die Zone II umfasst die langfristigen Waldumbaubereiche, in denen noch über einen längeren, derzeit noch nicht definierbaren Zeitraum Waldumbaumaßnahmen erforderlich sind. Dies sind im Wesentlichen die jungen und mittelalten Fichtenforste der kollinen bis obermontanen Höhenstufe. Ziel ist es, auch diese Flächen langfristig sich selbst zu überlassen. Die aufgeführten Managementmaßnahmen finden bei Bedarf zunächst noch unbefristet statt. Die Naturnähe soll auch hier in den standortfremden Fichtenbestockungen schnellstmöglich mit angemessenen Maßnahmen gefördert werden.

2.7.2 Wildbestandsregulierung

Das Schalenwild hat im NP Harz äußerst weitreichende Wechselwirkungen mit der örtlichen Flora und Fauna. Über die Steuerung der Zusammensetzung der Pflanzenarten und deren Insektenfauna reichen diese Einflüsse sogar bis zu Mikroorganismen im Boden, dessen Humuszustand und Pufferkapazität gegenüber Immissionen und damit bis zur Resistenz der Bäume gegenüber biotischen und abiotischen Schadfaktoren (PRIETZEL & AMMER 2008, AMMER 2009). Ein Schalenwildmanagement ist deshalb zur Sicherung naturnaher Entwicklungen auf absehbare Zeit erforderlich und nach dem Nationalparkgesetz auch vorgesehen, dient jedoch ausschließlich der möglichst naturnahen Regulation der Schalenwildarten als Ersatz für die fehlenden Beutegreifer. Richtschnur für die Wildbestandsregulierung ist der Zustand, wie er sich nach menschlichem Ermessen von Natur aus mit natürlichen Prädatoren, insbesondere Wolf, Bär und Luchs, einstellen würde. Die Wildbestandsregulierung verfolgt keine Nutzungsziele und schließt Gesichtspunkte der sog. Trophäenjagd konsequent aus (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 1996, 2002).

Der Schutz natürlicher Lebensprozesse, der in einem Entwicklungs-Nationalpark nur schrittweise zu verwirklichen ist, ist allen anderen Zielen übergeordnet. Die Regulierung der Schalenwildbestände erfolgt deshalb auf einem Niveau das:

- naturnahe Wechselwirkungen zwischen Pflanzen- und Tiergesellschaften, d.h. naturnahe Bioenergieflüsse zwischen Produzenten, Konsumenten und Destruenten ermöglicht,
- den Erhalt der heimischen Großtierfauna, insbesondere Rotwild, Rehwild und Schwarzwild, in deren natürlichem Sozialgefüge sicherstellt,
- die Umsetzung der Waldumbauziele und die angestrebte sukzessionale Entwicklung gewährleistet.

Ein weiteres Ziel des Wildtiermanagements im NP Harz ist die Duldung und ggf. aktive Förderung und Begleitung der natürlichen Rückbesiedlung potentieller natürlicher Prädatoren (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 1996).

Die Schalenwildregulation erfolgt nach ökologisch orientierter und örtlich differenzierter Anweisung in zurzeit 80 Streifgebieten von durchschnittlich 200 ha Größe. Die Grundlage für die Abschusshöhe in den einzelnen Streifgebieten bilden der aktuelle Zustand und die

voraussichtliche Entwicklung der Vegetation, die anhand der verschiedenen Monitoringverfahren in regelmäßigen Zeitabständen ermittelt werden. Entscheidend für die Abschusshöhe ist vor allem der prozentuale Verbiss der Gehölzverjüngung. Für das Weisergattermonitoring sind folgende Schwellenwerte für den Verbiss an Haupt- und Nebenbaumarten vorgegeben (RAIMER 2004):

Verbissprozent der Hauptbaumarten:

0 % bis 3 %	sehr geringer Schwellenwert	= keine bis geringe Bejagung
4 % bis 8 %	geringer Schwellenwert	= geringe bis gleichbleibende Bejagung
8 % bis 12 %	normaler Schwellenwert	= gleichbleibende bis verstärkte Bejagung
13 % bis 20 %	erhöhter Schwellenwert	= verstärkte Bejagung
über 20 %	erheblicher Schwellenwert	= Schwerpunktbejagung

Verbissprozent der Nebenbaumarten:

0 % bis 5 %	sehr geringer Schwellenwert	= keine bis geringe Bejagung
5 % bis 10 %	geringer Schwellenwert	= geringe bis gleichbleibende Bejagung
10 % bis 15 %	normaler Schwellenwert	= gleichbleibende bis verstärkte Bejagung
15 % bis 25 %	erhöhter Schwellenwert	= verstärkte Bejagung
über 25 %	erheblicher Schwellenwert	= Schwerpunktbejagung

3 Material und Methoden

Untersuchungsgebiet dieser Arbeit ist der niedersächsische Teil des NPs Harz. In diesem weitgehend geschlossenen Waldgebiet wird der Einfluss des Schalenwildes auf die aktuelle Vegetationsentwicklung durch unterschiedliche Verfahren bestimmt. Neben einer Erhebung der aktuellen Schälereignisse in gefährdeten Beständen, wie sie einheitlich für den gesamten niedersächsischen Harz erfolgt (vgl. TRISL 1998), werden im Nationalpark Vegetationsaufnahmen nach dem systematischen Kontrollzaunverfahren (RAIMER 1998) und dem Traktverfahren (HENNICKE 1998) erhoben.

Datengrundlage dieser Arbeit sind nach Schichten getrennte Vegetationsaufnahmen auf den Flächen des Kontrollzaunverfahrens aus der Vegetationsperiode 2004 und Aufnahmen auf zusätzlichen Flächen in seltenen Waldgesellschaften aus dem Jahre 2005. Für die Betrachtung der Vegetationsentwicklung auf den Weisergatterflächen werden die eigenen Erhebungen nach dem „Systematischen Kontrollzaunverfahren“ (RAIMER 1998) aus dem Jahre 2004 mit älteren Vegetationserhebungen aus den Kontrollgattern verglichen, die von der Nationalparkverwaltung für diesen Zweck zur Verfügung gestellt wurden.

3.1 Flächenfestlegung der Weisergatterflächen

Die Feldaufnahmen nach dem Systematische Kontrollzaunverfahren erfolgen anhand eines planmäßig über den gesamten niedersächsischen Teil des NP Harz verteilten Weisergattersystems. Die Stichprobenpunkte wurden nach dem Gauß-Krüger-Netz (Landeskoordinatensystem) auf Basis der Grundkarten der einzelnen Nationalparkreviere terrestrisch eingemessen und dauerhaft im Gelände markiert. Die Rasterweite der einzelnen Aufnahmeflächen beträgt 1 x 1 km. Das entspricht einem Flächenpaar pro 100 ha (s. Abb. 8). Auf das 15.800 ha große Untersuchungsgebiet fallen somit 160 Rasterpunkte.

Von den 160 Rasterpunkten entfallen 14 Aufnahmepunkte aufgrund von nicht begehbaren Moorflächen (3 Flächen), Forstwegen (5 Flächen), Bundesstraßen (3 Flächen), forstlichen Dienstgebäuden (1 Fläche), Sendeanlagen (1 Fläche) und des Luchsgeheges bei Bad Harzburg (1 Fläche).

Zwischen 1995 und 1997 wurden für das systematische Kontrollzaunverfahren im Untersuchungsgebiet zunächst 41 Gatter errichtet, so dass ein erster Transekt von den Randlagen bis zu den Hochlagen des Naturraums entstand. Von 1998 bis 1999 erfolgte der weitere Aufbau von insgesamt 144 Gatterflächen und Gegenpunkten, ab 2001 waren es dann 146 Flächenpaare, so dass das Weisergattersystem heute aus insgesamt 292 Aufnahmeflächen besteht (s. Abb. 6).

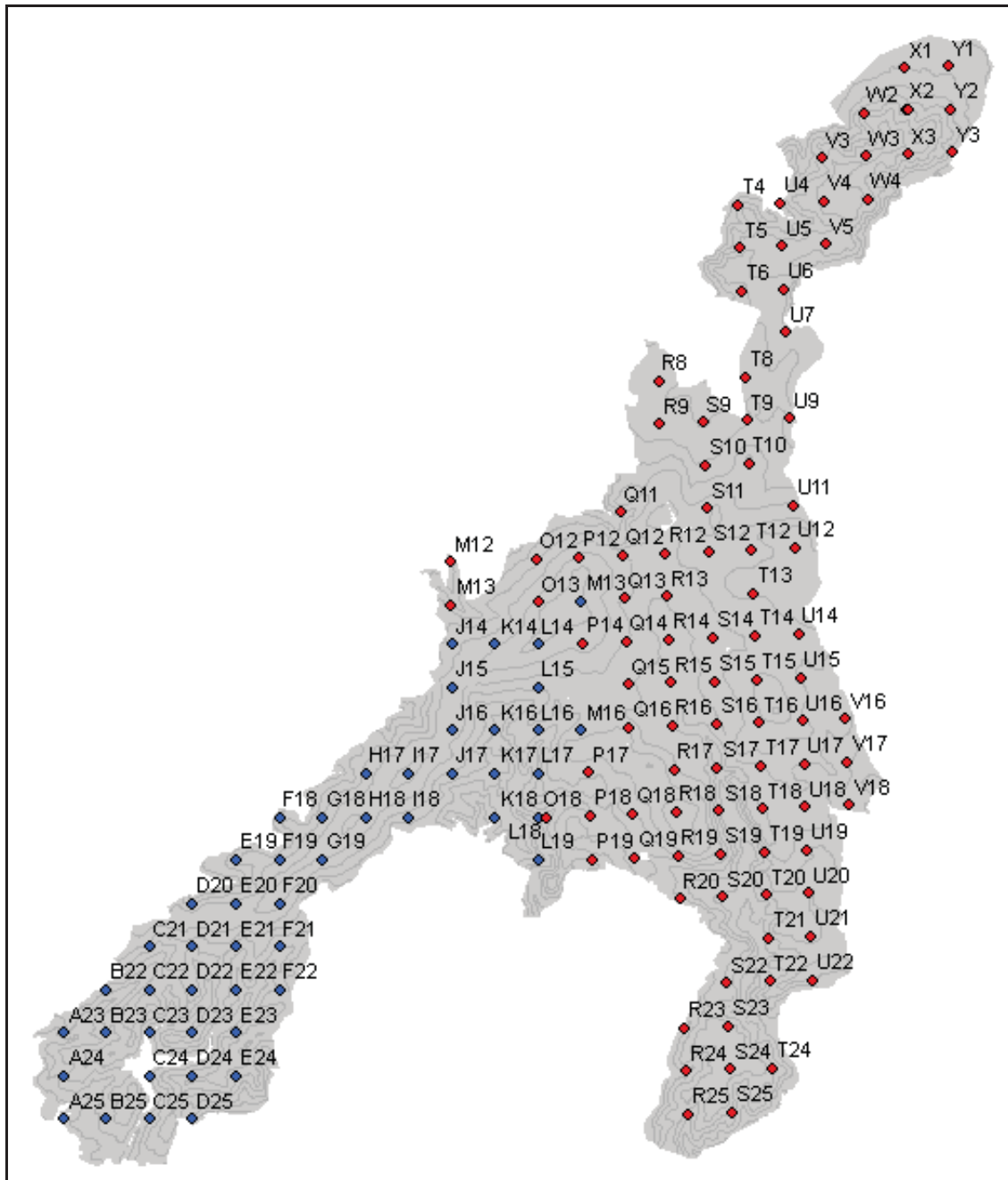


Abb. 6: Verteilung der Flächenpaare des systematischen Kontrollzaunverfahrens im nds. Teil des NP Harz. Blaue Rasterpunkte gehören zum westlichen Minutenfeld, rote zum östlichen Minutenfeld.

Die Aufnahmepunkte des systematischen Kontrollzaunverfahrens wurden anhand der Gauß-Krüger-Koordinaten der Randmarkierungen auf den einzelnen Grundkarten der 10 Nationalparkreviere festgelegt. Durch den Wechsel zweier Minutenfelder des Gauß-Krüger-Koordinatensystems, der direkt durch den Nationalpark verläuft, gibt es einen Versatz der Gatterflächen zwischen einigen aneinander angrenzenden Revieren (s. Abb. 6). Insbesondere zwischen den Nationalpark-Revieren Acker, Bruchberg, Rehberg und Schluff kommt es zu einer Verschiebung des Rasters.

Um trotz des Versatzes im Rastersystem eine eindeutige Zuordnung der Koordinaten sicherzustellen und die Orientierung anhand der Revierkarten zu erleichtern, wurden die Rasterkoordinaten zusätzlich mit folgenden Kürzeln für die einzelnen Nationalpark-Reviere versehen:

Revier-Nr.	Reviername	Kürzel
I	Wolfstein	WS
II	Marienbruch	MB
III	Torfhaus	TH
IV	Bruchberg	BB
V	Rehberg	RB
VI	Königskrug	KK
VII	Oderhaus	OH
VIII	Schluff	SL
IX	Acker	AC
X	Jaghaus	JH

Die Einteilung der Flächenkoordinaten erfolgt von Westen nach Osten mit Großbuchstaben von A bis Y und von Norden nach Süden mit Zahlen von 1 bis 25. Der südwestlichste Rasterpunkt im Nationalpark-Revier Jagdhaus bei Herzberg hat die Koordinate A 25, der nordöstlichste im Revier Wolfstein bei Bad Harzburg Y 1.

An allen Rasterpunkten wurde eine Fläche von 12 x 12 m eingezäunt und mit einem Pfahl und einer im Boden versenkten magnetischen Eisenstange gekennzeichnet. Der Pfahl bildet den Mittelpunkt der Gatterfläche, die mit einem Drahtgeflechtzaun von 1,8 m Höhe wilddicht umschlossen wurde. Im Abstand von 25 m in westlicher Richtung wurde systematisch eine ungezäunte Vergleichsfläche mit annähernd gleichen Standort- und Vegetationsverhältnissen eingemessen und ebenfalls durch einen Mittelpfahl und eine Eisenstange festgelegt. Falls dieser westliche Punkt auf einen ungeeigneten Standort fällt, wurde nach dem „Uhrzeigersinn“ eine Ausweichfläche bestimmt. Die Größe jeder Aufnahmefläche beträgt 100 m^2 und wird auf einer Kreisfläche mit einem Radius von 5,64 m um den Mittelpfahl aufgenommen (s. Abb. 7).

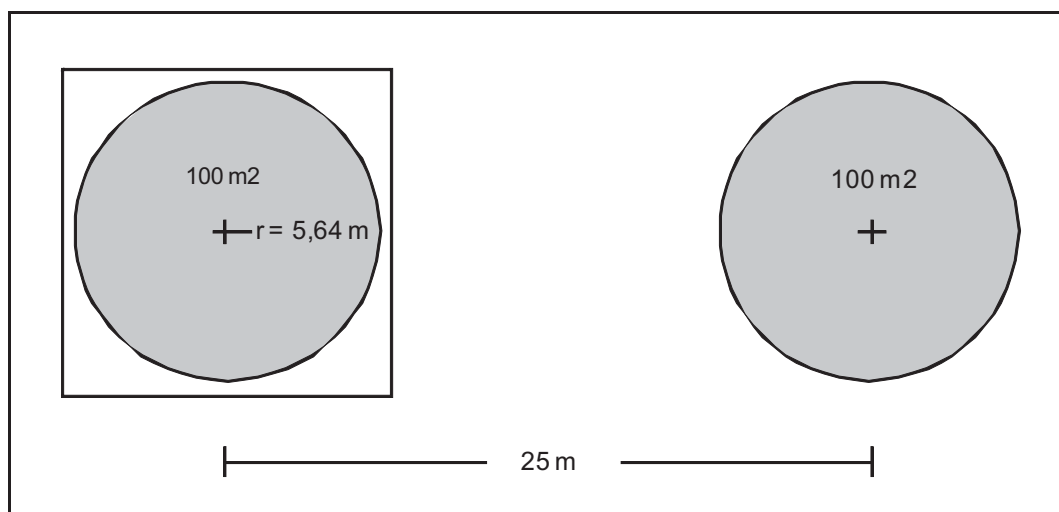


Abb. 7: Aufbau der Weisergatter- und Vergleichsflächen im NP Harz nach RAIMER (1998).

3.2 Flächenfestlegung der Zusatzflächenflächen

Um alle durch die Stratifizierung (s. Kap. 3.3) festgelegten Vegetationseinheiten mit einer repräsentativen Anzahl an Aufnahmen objektiv beschreiben zu können, sollten durch das Aufnahmeraster für jedes Stratum mindestens 5 Aufnahmeflächen erfasst werden. Für die flächenmäßig relativ seltenen Lebensräume, wie die Buchenwälder bzw. Nadelholzforste nährstoffreicher Standorte, bachbegleitende Wälder, Windwurfflächen sowie Geröllhalden und Block-Fichtenwälder, wurde das Raster daher auf $500 \times 500\text{ m}$ bzw. $250 \times 250\text{ m}$ verdichtet. Diese Flächen wurden mit Hilfe der Standort- und Biotoptypenkarte festgelegt und im Gelände unter Zuhilfenahme eines Kompasses und eines Maßbandes eingemessen. Sie dienen lediglich einer einmaligen bzw. bei eutrophen Standorten zweimaligen Aufnahme

(Frühjahrs- und Sommeraspekt) einer ungezäunten Fläche und wurden nicht dauerhaft im Gelände verpflockt. Jede Aufnahmefläche repräsentiert je nach benötigter Rasterweite eine Fläche von 25 ha (500 m Raster) bzw. 6,25 ha (250 m Raster).

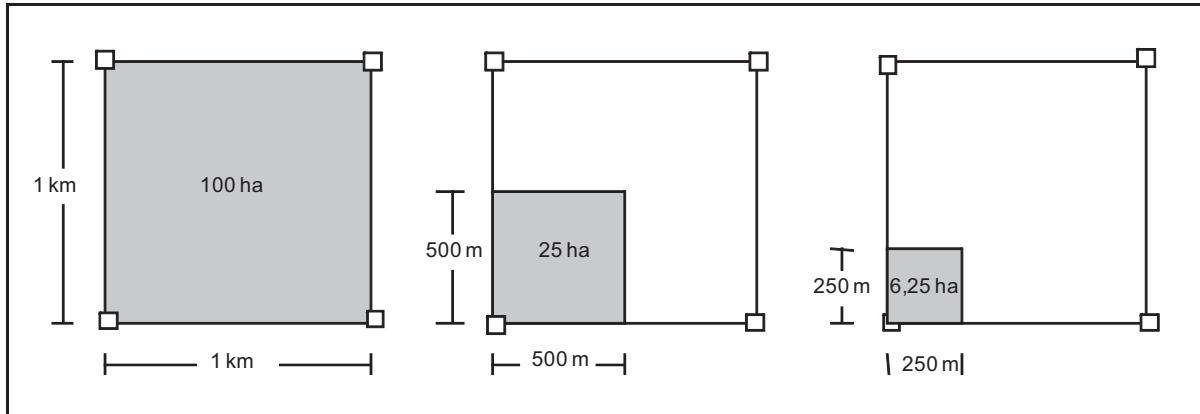


Abb. 8: Bezugsflächen für die Weisergatter- und Zusatzflächen. Rasterweite 1 km, 500 m und 250 m.

Die Nummerierung der Zusatzflächen wurde in Anlehnung an die Koordinaten des Kontrollzaunverfahrens gewählt. Dazu wurde das 1 x 1 km Rasterfeld in 16 gleichgroße Unterfelder von 250 x 250 m Kantenlänge eingeteilt und von Nord-Osten nach Süd-Westen durchnummeriert. Diese Rasterkoordinaten wurden sowohl für die Verdichtung auf das 500 x 500 m als auch für das 250 x 250 m Raster verwendet. Die verdichteten Rasterpunkte erhielten die Bezeichnung des nord-westlichen Kontrollgatters und der entsprechenden Rasterzahl von 1 bis 16. Zusatzflächen, die sich westlich der Koordinaten mit A befinden, wurden mit den Koordinaten A' versehen.

3.3 Stratifizierung

Für einen Vergleich der Lebensraumbedingungen der im NP Harz großflächig vertretenen Waldgesellschaften und Vegetationsformen werden die Aufnahmen in 26 verschiedene Straten eingeteilt (s. Tab. 2, Zuordnung der Aufnahmeflächen zu den einzelnen Staten s. Anhang 2).

Die Stratifizierung der Aufnahmeflächen der zonalen Vegetation erfolgt nach der Höhenstufe (kollin-montan, obermontan, hochmontan), der Nährstoffversorgung (oligotroph, meso- bis eutroph), der Naturnähe (naturnah, naturfern) und dem Bestandesalter (1 bis 40 Jahre, 41 bis 80 Jahre, älter als 80 Jahre). Die Zuordnung zu den Höhenstufen wurde anhand der Höhenlage und Exposition vorgenommen. Zur Stratifizierung nach der Nährstoffversorgung

wurde die Standortkartierung des Niedersächsischen Forstplanungsamtes verwendet. Dabei wurden alle Flächen mit einer Nährstoffziffer von 5- und besser den meso- bis eutrophen Wäldern, alle mit 4+ und darunter den oligotrophen Wäldern zugeordnet. Die Naturnähe der Bestände wurde unter Zuhilfenahme der aktuellen Forsteinrichtung vor Ort angesprochen, das Alter der Bestände zum Zeitpunkt der Aufnahme wurde ebenfalls der Forsteinrichtung entnommen.

Die Vegetationsaufnahmen der Moorstandorte, der Windwurfflächen - unterschieden in kollin bis obermontan und hochmontan - und die Aufnahmeflächen in Waldumbaubereichen wurden ebenfalls eigenen Straten zugewiesen.

Neben den in unterschiedlichem Ausmaß im Untersuchungsgebiet vertretenen Waldgesellschaften der zonalen Vegetation, bilden die azonalen Waldgesellschaften recht kleinräumige, aber sehr wesentliche Lebensräume für das Schalenwild. Daher wurden die bachbegleitenden Waldgesellschaften, abhängig von ihrer Höhenlage (kollin bis montan bzw. ober- bis hochmontan) und ihrer Naturnähe (naturnah, naturfern) in 4 weiteren Straten erfasst. Die wegen ihrer unzugänglichen Lagen und unrentablen Holzproduktion weitgehend naturnahen Geröllhalden und Block-Fichtenwälder bilden ein separates Stratum.

Neben 14 Rasterpunkten, die aus oben genannten Gründen entfallen, befindet sich eine Aufnahmefläche an einer zweischurig gemähten Talwiese (Rasterpunkt D 25), die keinem anderen Stratum zugeordnet werden kann und daher bei allen weiteren Auswertungen unberücksichtigt bleibt.

Tab. 2: Stratifizierung der Vegetationsaufnahmen im NP Harz und Anzahl der Flächenpaare (I), Einzelflächen (II) und Zusatzflächen nach dem 500 x 500 m (III) bzw. 250 x 250 m Raster (IV) in den einzelnen Straten.

Stratifizierung der Vegetationsaufnahmen im NP Harz						I	II	III	IV
Str.	Höhenstufe	Nährstoffvers.	Naturnähe	Alter	Waldgesellschaft				
zonale Veg.									
1	kollin bis montan	meso- bis eutroph	naturnah		Waldm-Bu-Wald	2		8	
2	kollin bis montan	meso- bis eutroph	naturfern		Nadelholzforst	1		5	
3	kollin bis montan	oligotroph	naturnah	0 bis 40 J.	Hains-Bu-Wald	5			
4	kollin bis montan	oligotroph	naturnah	41 bis 80 J.	Hains-Bu-Wald	5			
5	kollin bis montan	oligotroph	naturnah	>80 J.	Hains-Bu-Wald	14	2		
6	kollin bis montan	oligotroph	naturfern	0 bis 40 J.	Fichtenforst	5			
7	kollin bis montan	oligotroph	naturfern	41 bis 80 J.	Fichtenforst	15			
8	kollin bis montan	oligotroph	naturfern	>80 J.	Fichtenforst	11	3		
9	obermontan	oligotroph	naturnah		Bu-Fi-Wald	1			12
10	obermontan	oligotroph	naturfern	0 bis 40 J.	Fichtenforst	2	3		
11	obermontan	oligotroph	naturfern	41 bis 80 J.	Fichtenforst	12	2		
12	obermontan	oligotroph	naturfern	>80 J.	Fichtenforst	4	1		
13	hochmontan	oligotroph	naturnah	0 bis 40 J.	WRG-Fi-Wald	6			
14	hochmontan	oligotroph	naturnah	41 bis 80 J.	WRG-Fi-Wald	6			
15	hochmontan	oligotroph	naturnah	>80 J.	WRG-Fi-Wald	13			
16	hochmontan	oligotroph	naturnah		Moor-Fi-Wald	16			
17	kollin bis obermontan	oligotroph			Windwurfflächen	2	3		6
18	hochmontan	oligotroph			Windwurfflächen	7	1		
19	kollin bis montan	oligotroph	naturfern		Waldumbauflächen	6			
azonale Veg.									
20	kollin bis montan		naturnah		Ufer- und Auenwald		2	4	
21	kollin bis montan		naturfern		Ufer- und Auenwald	2	1	3	
22	ober- bis hochmontan		naturnah		Ufer- und Auenwald			10	
23	ober- bis hochmontan		naturfern		Ufer- und Auenwald			10	
24			naturnah		Blockhalden		2		11
sonstige Gitternetzpunkte									
25					Wildwiese	1			
26					entfallen	14			

Waldm-Bu-Wald = Waldmeister-Buchenwald

Hains-Bu-Wald = Hainsimsen-Buchenwald

Bu-Fi-Wald = Buchen-Fichtenwald

WRG-Fi-Wald = Wolliges Reitgras-Fichtenwald

Moor-Fi-Wald = Moor-Fichtenwald

3.4 Aufnahmeverfahren

Bei den Aufnahmen des systematischen Kontrollzaunverfahrens werden als Grunddaten erfasst: Försterei, Abteilung, Streifgebiet und Zäunungszustand. Als weitere Parameter werden für die Vergleichbarkeit der Aufnahmen die potentielle natürliche Waldgesellschaft, die Naturnähe des Bestandes, Bestandesalter, Schlussgrad der Baumschicht und die Höhenlage über NN erfasst.

Als zusätzliche Information für die Beurteilung der Vegetationsaufnahmen wird festgehalten, ob z.B. Voranbauten angelegt wurden, Mutterbäume in der Umgebung stehen (Laubholz), sich Wildfütterungen oder Störungen wie Wanderwege und Freizeiteinrichtungen in der näheren Umgebung der Aufnahmefläche befinden. Aus der Summe dieser Zusatzinformationen können gegebenenfalls Trendaussagen für die entsprechenden Waldbiotope abgeleitet werden.

Die Ansprache der Bodenvegetation erfolgt zu Beginn auf der gesamten Probefläche. Zur Abschätzung der Artmächtigkeit diente bei den Erstaufnahmen (zwischen 1995 und 1999) und den Wiederholungsaufnahmen (zwischen 2000 und 2002) die siebenstufigen Skala nach BRAUN-BLANQUET (1964). Diese Skala dient einer kombinierten Schätzung von Häufigkeit (Abundanz) und Deckungsgrad (Dominanz).

- r = sehr vereinzelt und nur sehr wenig Fläche deckend (meist auch von geringer Vitalität)
- + = Individuenzahl und Deckungsgrad sehr gering
- 1 = Individuenzahl +/- hoch, aber Deckungsgrad gering, weniger als 5 % der Aufnahmefläche decken
- 2 = Individuen sehr zahlreich oder, wenn weniger zahlreich, doch mindestens 5 % der Aufnahmefläche deckend
- 3 = Individuenzahl beliebig, etwa 25 % bis 50 % der Aufnahmefläche deckend
- 4 = Individuen 50 % bis 75 % der Aufnahmefläche deckend
- 5 = zahlenmäßig herrschende Art, wenigsten 75 % der Aufnahmefläche deckend

Bei den Gehölzen werden für jede Aufnahme die Gehölzarten und ihre Artenzahlen nach Wuchshöhen getrennt festgehalten. Die Höhenaufnahme der einzelnen Baum- und Strauchpflanzen gliedert sich wie folgt:

- 1 bis 20 cm
- 21 bis 60 cm
- 61 bis 100 cm,
- 101 bis 200 cm
- 200 cm bis 500 cm

Die Nahrungsaufnahme an Gräsern, Kräutern, Farnen und Kleinsträuchern erfolgt anhand einer Schätzskala:

- bis 25 % der Pflanzen verbissen
- bis 50 % der Pflanzen verbissen
- bis 75 % der Pflanzen verbissen
- bis 100 % der Pflanzen verbissen.

Die Feldaufnahmen erfolgen mit Hilfe zweier Schnüre von 5,64 m Länge, die am Mittelpfahl der Aufnahmefläche befestigt werden. Durch die Verwendung der Schnüre lässt sich die Aufnahmefläche in verschiedene Segmente abgrenzen, in denen die einzelnen Gehölzpflanzen aufgenommen werden. Ist die Individuenzahl der Gehölzpflanzen auf einer Aufnahmefläche extrem hoch, so kann nur die Hälfte oder ein Viertel der Fläche aufgenommen werden. Die Anzahl der Gehölze auf dieser Teilfläche und deren Zusammensetzung ist entsprechend auf die Gesamtfläche hochzurechnen. Aus den gewonnenen Daten werden später die entsprechenden Artenzahlen pro Hektar berechnet (Pflanzenzahl der Probefläche x 100).

In der Vegetationsperiode 2004 wurden auf den Dauerbeobachtungsflächen des systematischen Kontrollzaunverfahrens nach Schichten getrennte Vegetationsaufnahmen inklusive Moosschicht durchgeführt. 2005 wurden auf Zusatzflächen in seltenen Waldgesellschaften weitere Vegetationsdaten erhoben. Wegen des meist höheren Artenreichtums und größeren Minimumareals dieser Pflanzengesellschaften im Vergleich zu den recht artenarmen, bodensauren Buchenwäldern, Fichtenforsten und Reitgras-Fichtenwäldern (vgl. DIERSCHKE 1994) wurden diese auf einer quadratischen Fläche von 400 m² (20 x 20 m) erfasst.

Für die Vegetationsaufnahmen in den Jahren 2004 und 2005 wurde für die einzelnen Arten der Deckungsgrad und die mittlere Sprosslänge aufgenommen. Die Deckungsgrade der Arten wurden nach Vegetationsschichten getrennt direkt in Prozent geschätzt:

r, +, 1 %, 3 %, 5 %, 8 %, 10 %, und weiter in 5 %-Stufen bis 100 %.

r = 1-5 Exemplare, Deckungsgrad < 1 %

+ = mehr als fünf Exemplare, Deckungsgrad < 1 %

Für den Langzeitvergleich der Vegetationsentwicklung (Kap. 4.5) wurden auch die Deckungsgrade aus den Aufnahmen im Jahre 2004 in Braun-Blanquet-Werte umgerechnet. Anschließend wurden, dem Vorschlag von DIERSCHKE (1994) folgend, alle Braun-Blanquet-Werte wie folgt in Deckungsgrad umgerechnet:

r = 0,01 %

+ = 0,1 %

1 = 2,5 %

2 = 15 %

3 = 37,5 %

4 = 62,5 %

5 = 87,5 %

Die Vegetationsschichten wurden folgendermaßen definiert:

- Baumschicht (BS): Gehölze mit einer Wuchshöhe über 5 m
- Strauchschicht (SS): Gehölze mit einer Wuchshöhe von 0,5–5 m
- Krautschicht (KS): alle nicht verholzenden Gefäßpflanzen, Zwergsträucher (z.B. *Rubus* oder *Vaccinium*) sowie Gehölze mit einer Wuchshöhe unter 0,5 m
- Moosschicht (MS): alle bodenbewohnenden Moose

Flechten, epiphytische Gewächse, sowie Arten, die nur auf Totholz vorkamen, wurden nicht berücksichtigt. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen folgt WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), die der Moose KOPERSKI et al. (2000).

3.5 Auswertung

3.5.1 Pflanzensoziologische Auswertung

Für die pflanzensoziologische Auswertung wurden die Vegetationsaufnahmen aus dem Jahre 2004 und 2005 verwendet (s. Kap. 3.1, 3.2 u. 3.3). Die Daten wurden nach den Vorgaben der klassischen pflanzensoziologischen Tabellenarbeit geordnet (ELLENBERG 1956). Zur Übersicht (Zusammenfassung) dienen Stetigkeitstabellen, die die prozentuale Stetigkeit der Arten im Aufnahmekollektiv durch römische Zahlen wiedergeben:

V > 80 - 100 %

IV > 60 - 80 %

III > 40 - 60 %

II > 20 - 40 %

I > 10 - 20 %

+ > 5 - 10 %

r bis 5 %

Für Nadelholzforste der eutrophen Standorte wurden Bestände aus Douglasie, Europäischer Lärche und Fichte zusammengefasst (s. Kap. 4.1.4). Da hier die einzelnen Baumarten durch weniger als fünf Aufnahmen belegt sind, ist die Baumschicht direkt in arabischen Ziffern angegeben.

Charakteristische Arten für die einzelnen Pflanzengesellschaften werden ggf. mit KC, OC, VC und AC für Klassen-, Ordnungs-, Verbands- und Assoziations-Charakterarten gekennzeichnet. Als Literaturquellen dienten hierzu u.a. BRAUN-BLANQUET et al. (1939), JENSEN (1961), GERLACH (1970), DIERSCHKE (1989), OBERDORFER (1992), ZERBE (1993), HEINKEN (1995), ELLENBERG (1996), STÖCKER (1997), FISCHER (2003), WECKESSER (2003) und WECKESSER et al. (2006).

3.5.2 Struktur- und Diversitätsindices

Der Begriff der „Diversität“ findet in den letzten Jahrzehnten eine vielseitige und häufige Verwendung, wobei er jedoch sehr unterschiedliche Definitionen umfasst (u.a. HURLBERT 1971, HAEUPLER 1982, DIERSCHKE 1994, DIERBEN & KIEHL 2000, HOBOHM 2000, GASTON & SPICER 2002). Die Diversität in Pflanzenbeständen kennzeichnet nicht nur die Vielfalt von Arten, sondern auch von Strukturelementen und Artengruppen innerhalb eines Pflanzenbestandes (DIERSCHKE 1994, MAGURRAN 2004). Nach DIERBEN & KIEHL (2000) lässt sich die Diversität eines Systems in zwei Hauptkomponenten untergliedern: Zum einen in die Anzahl von Arten in einem definierten Bezugsraum, zum anderen in die Rangstufe (relative Häufigkeit oder Gleichverteilung) dieser Arten im entsprechenden Bezugsraum.

Ein in der Vegetationsökologie weit verbreitetes Diversitätsmaß, das gleichermaßen Anzahl und Rangfolge der vorkommenden Arten erfasst, ist der **Shannon-Index** (H').

$$H' = \sum_{i=1}^{n_i} \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}$$

n_i = Deckungsgrad der Art i

N = Deckungsgradsumme aller Arten

Da dieses Diversitätsmaß jedoch nicht erkennen lässt, welchen Anteil die Artenzahl und welche die Verteilung der Arten an seiner Entstehung haben, ist es sinnvoll die Betrachtung der Diversität in **α -Diversität** und **Evenness** aufzuspalten (HAEUPLER 1982). Die Evenness (E) normiert den Shannon Index, indem sie ihn auf die Gesamtartenzahl bezieht und arbeitet so die Dominanzverhältnisse einer Pflanzengesellschaft unabhängig von der Anzahl der Arten heraus.

$$E = \frac{H'}{H_{\max}} 100$$

$H_{\max} = \ln z$

z = Gesamtartenzahl

Die Evenness gibt in Prozent an, bis zu welchem Maß eine maximal mögliche Gleichverteilung der Arten erreicht wird. Dem Vorschlag von HAEUPLER (1982) folgend, werden in dieser Arbeit die α -Diversität und die Evenness zur Beschreibung der Diversität verwendet.

Die **α -Diversität** oder “Vielfalt eines Pflanzenbestandes” ist definiert als die Artenzahl (R) pro konstanter Flächeneinheit (WHITTAKER 1972, HAEUPLER 1982, GASTON & SPICER 2002).

$$R = \frac{n}{F}$$

n = Anzahl der Arten

F = Flächengröße

Ein Vergleich der Artenzahlen von Vegetationsaufnahmen mit unterschiedlicher Flächengröße anhand der α -Diversität ist nicht unproblematisch, da die Artenzahl nicht linear mit der Größe der Aufnahmefläche korreliert. Vielmehr entspricht der typische Verlauf einer Artenzahl-Arealkurve einer Exponentialfunktion, bei der die Artenzahl mit zunehmender Flächengröße einem Sättigungspunkt zustrebt (DIERSCHKE 1994). Für den Vergleich der verschiedenen Waldgesellschaften anhand der α -Diversität werden daher nur die 100 m² großen Vegetationsaufnahmen des Kontrollzaunverfahrens verwendet. In den übrigen Tabellen werden die Artenzahlen unabhängig von der Flächengröße angegeben.

Ergänzend zu α -Diversität und Evenness wird zur Beschreibung von Dominanzstrukturen in den Pflanzenbeständen der **Berger-Parker-Index** (P) verwendet. Dies ist ein recht einfacher Index zur Beschreibung der Dominanz einzelner Arten in Pflanzenbeständen, der den Anteil der dominantesten Art im Pflanzenbestand zur Gesamtdeckungsgradsumme ausdrückt (BERGER & PARKER 1970).

$$P = \frac{d \max}{D}$$

d max = Art mit dem höchsten Deckungsgrad

D = Gesamtdeckungsgrad aller Arten einer Aufnahme

Die **β -Diversität** beschreibt den Artenwechsel entlang eines ökologischen Gradienten, der sich anhand unterschiedlicher Ähnlichkeitsmaße bestimmen lässt (WHITTAKER 1972, DIERSCHKE 1994). Damit lassen sich Veränderung der Artenzusammensetzung zwischen den Waldgesellschaften, den einzelnen Bestandestypen und den Zäunungsvarianten verdeutlichen. In dieser Arbeit werden die folgenden zwei Gemeinschaftskoeffizienten verwendet:

Sørensen-Index (S)

Der Sørensen-Index berechnet die floristische Ähnlichkeit zwischen Pflanzenbeständen, wobei nur die Präsenz oder Absenz einzelner Arten berücksichtigt wird (DIERSCHKE 1994). Er beruht also auf rein qualitativen Daten und vergleicht die aktuelle Anzahl gemeinsamer Arten mit der theoretisch möglichen (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974).

$$S = \frac{2c}{A + B}$$

c = Anzahl der Arten, die in beiden Aufnahmekollektiven vorkommen

A = Anzahl der Arten, die in Aufnahmekollektiv A vorkommen

B = Anzahl der Arten, die in Aufnahmekollektiv B vorkommen

Prozentualer Ähnlichkeitskoeffizient (PS)

Der prozentuale Ähnlichkeitskoeffizient (percentage similarity coefficient) nach Motyka (1950, zit. nach MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974) ist dem Sørensen-Index recht ähnlich. Er berücksichtigt aber auch die Mengenverhältnisse (Deckungsgrade) der Arten.

$$PS = 200 \frac{\sum_{i=1}^{n_i} c_{i \min}}{\sum_{i=1}^{n_i} a_i + \sum_{i=1}^{n_i} b_i}$$

a_i = mittlerer Deckungsgrad der Art i im Aufnahmekollektiv A

b_i = mittlerer Deckungsgrad der Art i im Aufnahmekollektiv B

$c_{i \min}$ = geringerer mittlerer Deckungsgrad der Art i in den beiden Aufnahmekollektiven

3.5.3 Artengruppenspektren

Die Charakterisierung der Waldbodenvegetation nach Lebensformen (ELLENBERG et al. 2001), klonalem Wachstum (KLIMEŠ et al. 1997), Blatttypen (KLOTZ et al. 2002) und Waldarten (SCHMIDT et al. 2003) wurden anhand von Artengruppenspektren vorgenommen. Um die Unterschiede zwischen den Waldgesellschaften und die Veränderungen durch den Wildeinfluss darzustellen, wurde für jede Vegetationsaufnahme quantitativ, mit Berücksichtigung der Deckungsgrade einzelner Arten, ein Zeigerwertspektrum ermittelt und anschließend der Median für die einzelnen Bereiche bestimmt. Die quantitative Auswertung von Vegetationsdaten hat den Vorteil, dass bei gleichbleibender qualitativer Artenzusammensetzung mengenmäßige Veränderungen der Deckungsgrade erkennbar werden. Ein wesentlicher Nachteil dieser Auswertungsmethode ist jedoch, dass Arten mit geringen Deckungsgraden, aber hohen Stetigkeiten unterrepräsentiert werden (DIERSCHKE 1994, ELLENBERG et al. 2001). Die Auswertung der Gruppenspektren erfolgte mit dem Programm Fridolino 2.1 (entwickelt an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Abt. Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, Universität Göttingen).

3.5.4 Biomassevorrat

Die oberirdische Biomasse der Kraut- und Moosschicht wurde anhand eines von BOLTE (1999) entwickelten und von WOLF et al. (unveröffentlicht) ergänzten Rechenmodells abgeschätzt. Eingangparameter für das Modell sind der prozentuale Deckungsgrad und die mittlere Sprosslänge der einzelnen Arten. Der Aufnahmezeitpunkt sollte im Bereich des Entfaltungsmaximums der Vegetation liegen (Spätsommer bzw. Frühling bei den Frühjahrsgeophyten).

Eine Validierung der Biomasseergebnisse aus diesem Modell war für die Aufnahmen im NP Harz anhand von geernteten oberirdischen Biomassen nicht möglich, da das Entfernen der Pflanzendecke eine Dauerbeobachtung der Versuchsf lächen unterbinden würde und die destruktive Beerntung mit den Zielen einer weitgehend ungestörten Vegetationsentwicklung in einem Nationalpark nicht vereinbar wäre. Weil die Ergebnisse des Modells durch die subjektive Schätzung der Deckungsgrade einer deutlichen Variation unterliegen können, sollten die berechneten Biomassevorräte nicht als Absolutwerte gesehen werden, sondern

vielmehr Biomasse-Trends zwischen den einzelnen Lebensräumen bzw. den Flächen innerhalb der Zäune im Vergleich zu den ungezäunten Flächen aufzeigen.

3.5.5 Statistik

Die Statistik dient in dieser Arbeit der Absicherung bzw. Objektivierung der Aussagen. Soweit es sinnvoll erschien, wurden die Individuenzahlen, Biomassevorräte sowie die Struktur- und Diversitätsparameter einer statistischen Prüfung unterzogen. Alle Daten wurden mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test auf Normalverteilung getestet. Da bei der Vielfalt und Heterogenität der untersuchten Pflanzenbestände nur selten eine normalverteilte Grundgesamtheit gegeben ist und die Stichprobenumfänge durchweg sehr gering sind, kamen nur nichtparametrische Testverfahren zur Anwendung. Diese sind für den Test ökologischer Daten besonders gut geeignet, da sie unabhängig von der Verteilung sind (PRECHT & KRAFT 1993). Beim Vergleich der Waldgesellschaften und Zäunungsvarianten wurde der U-Test nach Mann & Whitney verwendet. Dieser eignet sich zum Vergleich von unabhängigen Stichproben ohne Normalverteilung (SACHS 2002). Zur statistischen Auswertung der Ergebnisse diente das Programm STATISTICA 8 (ANONYMOUS 1998). Als Signifikanzniveau wurde für alle Signifikanztests $p < 5 \%$ akzeptiert.

Die statischen Tests sind als Hilfe bei der Interpretation der ausgewerteten Daten zu verstehen. Teilweise reicht die Trennschärfe der Testverfahren jedoch nicht aus, um eventuell in der Realität bestehende Unterschiede aufzuzeigen, bzw. statistisch abzusichern.

3.5.6 Multivariate Analysen

Für die Untersuchung der Veränderung der Artenzusammensetzung innerhalb des Aufnahmekollektives wurde eine indirekte Gradientenanalyse durchgeführt. Dieses Ordinationsverfahren wird verwendet, um verschiedene Vegetationsaufnahmen zu vergleichen und deren Unterschiede entlang eines oder mehrerer Gradienten zu verdeutlichen. Bei der Ordination wird der Abstand (oder die Ähnlichkeit) der Aufnahmen in einem vieldimensionalen Raum berechnet. Um die Daten anzuordnen, wird zunächst von einem n-dimensionalen Raum ausgegangen (die Anzahl der Dimensionen entspricht der Anzahl der gefundenen Pflanzenarten). Durch mathematische Verfahren wird eine sog. Dimensionsreduktion durchgeführt, so dass die Lage der Daten (Vegetationsaufnahmen) in einem zweidimensionalen Koordinatensystem dargestellt werden kann. Dabei sollen die

Achsen des Koordinatensystems Gradienten darstellen oder mehrere Gradienten zusammenfassen, die einen möglichst großen Teil der Varianz erklären. Der aufsummierte Anteil der Eigenwerte der ersten beiden Achsen an der Eigenwertsumme aller Achsen gibt den Anteil der Varianz des Datensatzes an, der durch diese beiden Achsen erklärt wird.

Für einen Überblick über die Einteilung der Aufnahmen in Vegetationseinheiten und die wichtigsten differenzierenden Arten wurde eine Ordination mit anschließender Korrelation der Achsen mit den Vegetationsdaten vorgenommen. Als Ordinationsmethode wurde eine DCA (Detrended Correspondence Analysis, HILL & GAUCH 1980) verwendet. Um Unterschiede in der Zusammensetzung der Pflanzenarten in verschiedenen Aufnahmegruppen herauszufinden, wurde eine ISA (Indicator Species Analysis) vorgenommen. Bei diesen beiden Methoden werden keine Anforderungen an einen linearen Zusammenhang zwischen den Variablen gestellt. Für die hier verwendeten Analysen wurde das Programm PC-Ord 5.12 (MCCUNE & MEFFORD 1999) verwendet. Eine nähere Beschreibung der Methode findet sich bei TER BRAAK & PRENTICE (1988).

4 Ergebnisse

4.1 Waldgesellschaften

Aufgrund variierender Biomassevorräte in der Bodenvegetation und der unterschiedlichen Beliebtheit einzelner Äsungspflanzen (vgl. Kap. 1.2 und 2.6) ergibt sich, dass sich die Waldgesellschaften des Untersuchungsgebietes in ihrer Bedeutung für die Nahrung der wiederkäuenden Schalenwildarten stark unterscheiden (KLÖTZLI 1965). Um den Überblick zu erleichtern, sollen zunächst die anhand des Aufnahmematerials im Untersuchungsgebiet zu differenzierenden Waldgesellschaften - Assoziationen, Subassoziationen und Varianten - kurz charakterisiert werden.

Dabei werden die Vegetationsaufnahmen durch eine DCA und eine Cluster-Analyse in verschiedene Vegetationseinheiten gegliedert und mittels einer ISA die für sie charakterisierenden Pflanzenarten bestimmt. Als Datengrundlage dienen die Vegetationsaufnahmen aus den Weisergatterpaaren im Jahre 2004 sowie die Aufnahmen der Zusatzflächen aus dem Jahre 2005. Zwei Flächen der mittelalten Fichtenforste ohne Bewuchs in der Strauch-, Kraut- und Moosschicht wurden aus methodischen Gründen nicht berücksichtigt.

Anschließend werden die mit Hilfe der multivariaten Analyseverfahren ermittelten zonalen und azonalen Waldgesellschaften anhand von Stetigkeitstabellen vorgestellt. Die verschiedenen Altersstufen der einzelnen Gesellschaften werden hierfür zusammengefasst, da sie die pflanzensoziologischen Einheiten nicht entscheidend beeinflussen (WECKESSER 2003). Eine Beschreibung sämtlicher im Harz vorkommender Waldgesellschaften ist nicht beabsichtigt, da das Aufnahmematerial für diesen Zweck nicht ausreichend ist. Pflanzengesellschaften, die mit weniger als drei Aufnahmen durch das Raster erfasst sind, werden nicht gesondert betrachtet (Talwiese, s. Kap. 3.2) bzw. mit anderen verwandten Gesellschaften zusammengefasst (Nadelholzforste nährstoffreicher Standorte bzw. Waldmeister- und Kalkbuchenwälder). Unterschieden werden die standörtlich zu differenzierenden naturnahe Waldgesellschaften sowie die durch starke anthropogene Einflüsse abgewandelten Ersatzgesellschaften.

4.1.1 Differenzierung der Waldgesellschaften

Die Vegetationsaufnahmen lassen sich mittels einer Cluster-Analyse in drei Gruppen untergliedern (s. Tab. 3). Gruppe I beinhaltet im Wesentlichen die Nadelholzforste, Buchenwälder und Buchen-Fichtenwälder. Sie ist charakterisiert durch *Fagus sylvatica* und *Luzula luzuloides*. Die zweite Gruppe beinhaltet die von Fichten bestimmten Waldgesellschaften, wie die Reitgras-Fichtenwälder und Moor-Fichtenwälder sowie ebenfalls Teile der Fichtenforste und Buchen-Fichtenwälder. Signifikante Arten für diese Gruppe sind *Picea abies*, *Vaccinium myrtillus*, *Trientalis europaea*, *Deschampsia flexuosa*, *Rhytidiadelphus loreus*, *Plagiothecium undulatum*, *Dicranum scoparium*, *D. majus* und *Polytrichum formosum*.

Tab. 3: ISA der Vegetationsaufnahmen aus dem NP Harz anhand von 259 Arten der Kraut- und Moosschicht. Die Klassifikation in drei Gruppen beruht auf einer Cluster-Analyse der Vegetationsdaten (Distanzmatrix: Bray-Curtis, group linkage: group average). Als Indicator Value wurde ein Wert von 40 festgelegt.

	Indicator Value (IV)	p *
Gruppe I		
<i>Fagus sylvatica</i>	54,7	0,0002
<i>Luzula luzuloides</i>	52,4	0,0002
Gruppe II		
<i>Picea abies</i>	60,4	0,0002
<i>Vaccinium myrtillus</i>	85,7	0,0002
<i>Trientalis europaea</i>	68,8	0,0002
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	55,2	0,0002
<i>Plagiothecium undulatum</i>	71,6	0,0002
<i>Dicranum scoparium</i>	82,7	0,0002
<i>Polytrichum formosum</i>	66,2	0,0002
<i>Dicranum majus</i>	51,7	0,0002
<i>Deschampsia flexuosa</i>	50	0,0006
Gruppe III		
<i>Polytrichum commune</i>	92,6	0,0002
<i>Phegopteris connectilis</i>	83	0,0002
<i>Solidago virgaurea</i>	78,4	0,0002
<i>Urtica dioica</i>	66,8	0,0002
<i>Platyhypnidium riparioides</i>	66	0,0002
<i>Oreopteris limbosperma</i>	64,4	0,0002
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	63,8	0,0002
<i>Senecio nemorensis</i> agg.	59,6	0,0002
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	59,1	0,0002
<i>Scapania nemorea</i>	57,7	0,0002
<i>Luzula pilosa</i>	55,5	0,0002
<i>Brachythecium plumosum</i>	53	0,0002
<i>Hylocomium splendens</i>	48,6	0,0002
<i>Rhizomnium punctatum</i>	48,5	0,0002
<i>Sphagnum fallax</i>	48,2	0,0002
<i>Leucobryum glaucum</i>	47	0,0002
<i>Trichophorum cespitosum</i>	44,7	0,0002
<i>Galium saxatile</i>	43	0,0002

Gruppe III umfasst die azonalen Vegetationsformen der Bachläufe, Geröllhalden und Block-Fichtenwälder. Sie wird bestimmt durch Arten, wie *Luzula pilosa*, *Oreopteris limbosperma*, *Phegopteris connectilis*, *Rubus fruticosus*, *Senecio nemorensis*, *Solidago virgaurea* und *Urtica dioica*. Charakteristisch für diese Gruppe sind weiterhin einige Moosarten wie *Brachythecium plumosum*, *Hylocomium splendens*, *Plagiothecium denticulatum*, *Platyhypnidium riparioides*, *Polytrichum commune*, *Scapania nemorea*, *Sphagnum fallax* und *Trichophorum cespitosum*.

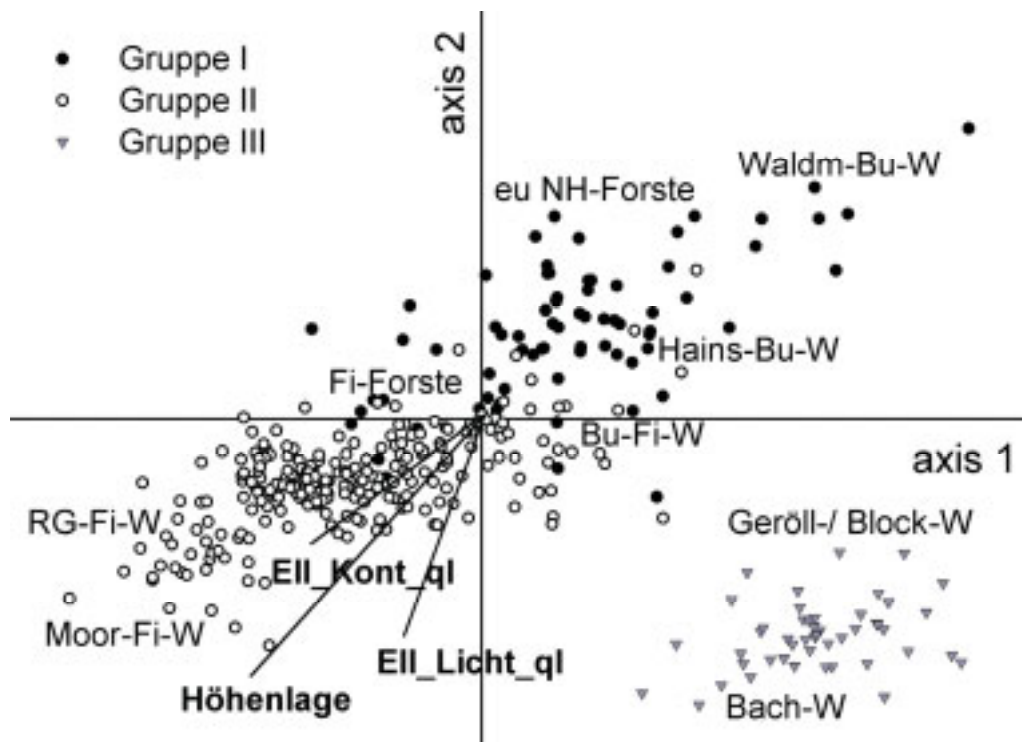


Abb. 9: DCA der Vegetationsaufnahmen aus dem NP Harz. Die Ordination wurde mit 259 Arten (Kraut- und Mooschicht) und 355 Vegetationsaufnahmen durchgeführt (Gradientenlänge 3,233; 1. Achse $r^2 = 0,34$; 2. Achse $r^2 = 0,01$). Die Daten wurden einer Wurzelmodifikation unterzogen ($p = 0,25$). Für den Bi-Plot wurden verschiedene Umweltparameter mit den Achsen der Ordination korreliert (Cutoff r^2 value $> 0,4$). Die Klassifikation in drei Gruppen beruht auf einer Cluster-Analyse der Vegetationsdaten (Distanzmatrix: Bray-Curtis, group linkage: group average).

Der Bi-Plot der DCA in Abbildung 9 verdeutlicht die Gruppierung der Waldgesellschaften entlang verschiedener Umweltparameter. Den größten Einfluss auf die Änderung der zonalen Vegetation zeigt die Höhenlage der Aufnahme­flächen. Mit zunehmender Höhe wechseln die Waldgesellschaften von den Buchenwäldern und Nadelholzforsten nährstoffreicher Standorte über die Fichtenforste und Buchen-Fichtenwälder hin zu den Reitgras-Fichtenwäldern und Moor-Fichtenwäldern. Die azonalen Vegetationsformen der Bäche und Geröllhalden und Block-Fichtenwälder zeigen sich dagegen weitgehend unabhängig von der Höhenlage. Weitere, die Zusammensetzung der Vegetation bestimmende Umweltparameter sind das Licht und die Kontinentalität, die für die Vegetationsaufnahmen anhand der qualitativen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) bestimmt wurden. Mit zunehmender Höhe und dem Wechsel hin zu den von Fichten bestimmten Waldgesellschaften zeigt sich eine Zunahme der Kontinentalität und des Lichtgenusses.

4.1.2 Oligotrophe Buchenwälder

Der NP Harz lässt sich aufgrund seiner verschiedenen Höhenstufen und vielfältigen Ausgangssubstrate in mehrere natürliche Waldgesellschaften untergliedern (s. Kap. 2.4). Von der kollinen bis zur montanen Stufe überwiegen die trockenen bis frischen, basenarmen Silikatgesteine, insbesondere Grauwacke, Tonschiefer, Sandstein, Kieselschiefer und Granit. Hier dominieren von Natur aus die relativ artenarmen Hainsimsen-Buchenwälder (Luzulo-Fagetum nach: OBERDORFER 1992, HEINKEN 1995, ELLENBERG 1996, PFLUME 1999). Dominierende Baumart ist die Buche (*Fagus sylvatica*). An trockenen, wärmebegünstigten Hängen können Traubeneichen (*Quercus petraea*) beigemischt sein, auf feuchten Standorten kommt auch Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) vor. Als Nebenbaumarten treten in lichten Bestandepartien Eberesche (*Sorbus aucuparia*) und Birke (*Betula pendula*) hinzu. An weiteren Baumarten ist nur die Fichte (*Picea abies*) häufig beigemischt, deren Vorkommen meist auf Anpflanzungen zurückgeht. In die pflanzensoziologische Auswertung der bodensauren Buchenwälder gehen die Aufnahmen der Straten 3, 4, 5 und 9 ein (Anzahl der Aufnahmen s. Tab. 2).

Die Rotbuche hat mit ihrem stark schattenden Blätterdach einen erheblichen Einfluss auf Struktur und Artenzusammensetzung der darunter befindlichen Schichten (HEINKEN 1995). Im Schatten des geschlossenen Kronendaches besteht oft nur eine sehr spärliche Krautschicht (s. Abb. 10), lichtliebende Sträucher fehlen fast ganz. In der Verjüngung der Baumarten sind am häufigsten *Fagus sylvatica* und *Picea abies* anzutreffen, die sich meist auf Bestandeslücken und Femellöcher konzentrieren. Daneben kommen selten *Acer pseudoplatanus*, *Sorbus aucuparia*, *Quercus petraea* und *Betula pendula* vor.

Die Moosflora spielt aufgrund der meist recht dicken Laubstreuauflage eine eher untergeordnete Rolle. Nur an laubfreien Störstellen im Mikrorelief und an Stammfüßen kann sich eine Kryptogamenschicht entwickeln (DIERSCHKE 1985, HÄRDTLE 1995, PFLUME 1999).

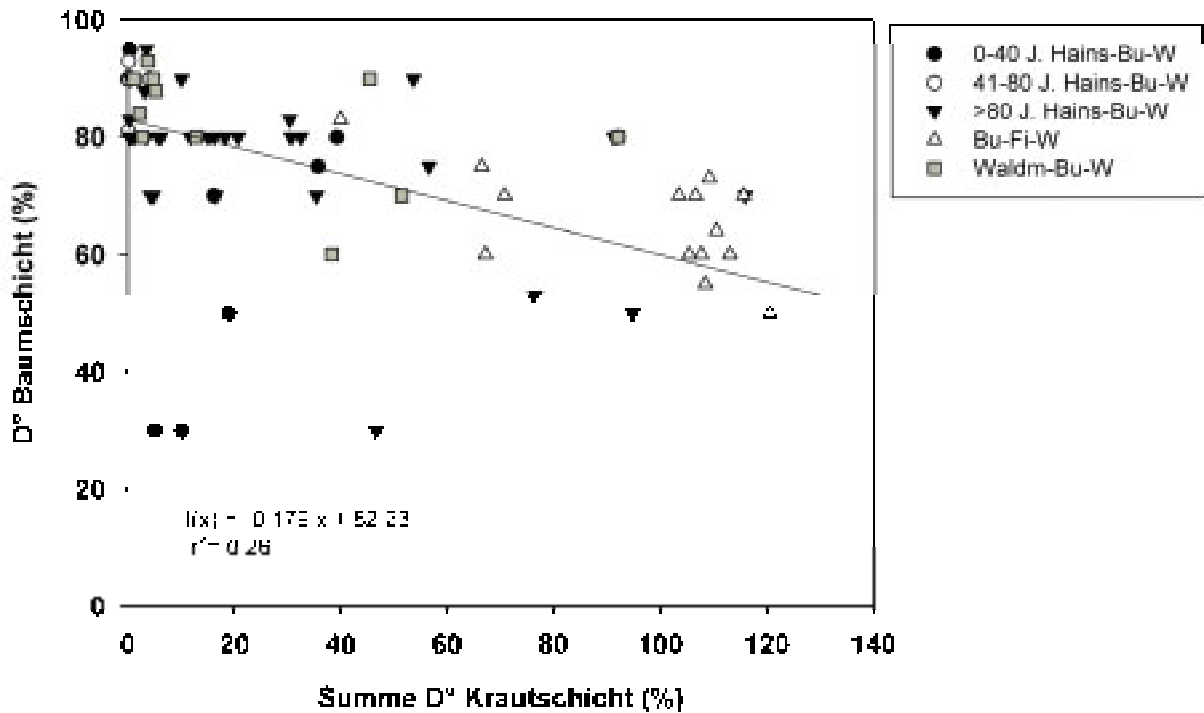


Abb. 10: Beziehung zwischen den prozentualen Deckungsgraden der Baumschicht und der Summe der Krautschichtarten in Buchenwäldern und Buchen-Fichtenwäldern.

Abbildung 10 verdeutlicht den Zusammenhang zwischen dem prozentualen Deckungsgrad der Baumschicht und der Deckungsgradsumme aller Pflanzen der Krautschicht. Besonders in den mittelalten Beständen fällt die Armut an Gefäßpflanzen auf, die hier vor allem von der sehr dichten Baumschicht mit einem mittleren Deckungsgrad von durchschnittlich 89 % und dem daraus resultierenden Lichtmangel sowie der im Vergleich zum Mull-Buchenwald ungünstigen Nährstoffversorgung herrührt. Die mittlere Summe der Deckungsgrade aller krautigen Pflanzen beträgt nur 1 %.

Die Altbestände erreichen in der Baumschicht im Mittel Deckungsgrade von 77 %, die meist aus Naturverjüngung hervorgegangenen Jungbestände von 63 %. Die Deckungsgrade der Krautschicht liegen in den Jungbeständen bei durchschnittlich 13 % und nehmen in den Altbeständen auf 27 % zu.

In den Buchen-Fichtenwäldern sind die Deckungsgrade der Baumschicht mit 64 % vergleichsweise niedrig. Weiterhin wird der Lichtgenuss der Krautschicht durch den höheren Anteil an Fichte und Bergahorn in der Baumschicht gesteigert, deren Nadeln bzw. Blätter nicht so stark schattend sind wie die der Buche. Die Deckungsgrade der Krautschicht nehmen daher deutlich auf durchschnittlich 96 % zu.

Die einzige Assoziations-Charakterart der Hainsimsen-Buchenwälder ist die namengebende *Luzula luzuloides* (Tab. 4). Sie kommt in Altbeständen höchstet vor, während sie in den jungen und mittelalten Beständen nur gelegentlich anzutreffen ist. Die bodensauren Buchenwälder sind weiter charakterisiert durch das regelmäßige Auftreten einer Reihe acidophiler Arten wie *Deschampsia flexuosa*, *Dryopteris dilatata*, *D. carthusiana*, *Carex pilulifera*, *Polytrichum formosum*, *Hypnum cupressiforme*, *Dicranella heteromalla* und *Mnium hornum* (DIERSCHKE 1985, HEINKEN 1995). Diese Pflanzen sind mit hoher Stetigkeit in den Aufnahmen des Luzulo-Fagetum vertreten, kommen jedoch auch in den untersuchten Reitgras-Fichtenwäldern und Nadelholzforsten über alle Höhenstufen hinweg häufig vor. Das Luzulo-Fagetum ist daher kaum positiv charakterisiert (HEINKEN 1995). Negativ ist es dagegen deutlich besser von den reicheren Buchenwald- wie auch den Nadelwaldgesellschaften abzugrenzen (vgl. Tab. 4, 5, 6 u. 7).

Das Vorherrschen oder Fehlen einzelner Arten kann jeweilige Sonderbedingungen anzeigen. Aushagerungsstandorte mit einem etwas höheren Lichtangebot fördern z.B. die Drahtschmiele, hinzu kommen manchmal das Heidekraut (*Calluna vulgaris*) und das Weißmoos (*Leucobryum glaucum*). Dagegen kennzeichnet der Waldschwingel (*Festuca altissima*) Laubanreicherungen in windgeschützten Lagen (DIERSCHKE & KNOLL 2002).

Die ganzjährig hohen Niederschläge und die damit verbundene gute Wasserversorgung der Böden und hohe Luftfeuchtigkeit im Harz bietet gute Voraussetzungen für das Gedeihen zahlreicher Farne, während einige weiteren Arten eher als Wechselfeuchtezeiger einzustufen sind (KRAUSE & MÖSELER 1995).

Die Vegetationsaufnahmen der Hainsimsen-Buchenwälder im Untersuchungsgebiet lassen sich in Anlehnung an GERLACH (1970) in zwei Subassoziationen und eine Variante gliedern. Diese werden den Buchen-Fichtenwäldern der obermontanen Höhenstufe gegenübergestellt (Tab. 4).

4.1.2.1 Luzulo-Fagetum typicum

Das Luzulo-Fagetum typicum, belegt mit 17 Aufnahmen, ist mit durchschnittlich 4 Arten in der Krautschicht pro Aufnahme fläche besonders artenarm. Es enthält nur die typischen säuretoleranten Arten (s.o.), während eigene Trennarten fehlen.

Die Variante mit *Deschampsia flexuosa* findet sich bevorzugt an Waldrändern, Wegeinschnitten und auf Offenflächen, wo es durch Ausblasungen der Streu zu Verhagerungen kommt. Nachhaltige Veränderungen der Standorte gibt es aber nicht. Auch in Mischbeständen mit Nadelholz oder an Bestandesgrenzen zu solchen kann sich durch den Einfluss der Nadelstreu die Drahtschmiele stark ausbreiten (GERLACH 1970). Diese mit 12 Aufnahmen belegte Variante ist gekennzeichnet durch eine geringere Überschirmung und einem damit verbundenen höheren Lichtgenuss. Hier kommt es zu einem Anstieg der mittleren Artenzahl auf 7 Gefäßpflanzen pro Aufnahme.

4.1.2.2 Luzulo-Fagetum oxalietosum

Die 21 Aufnahmen umfassende relativ artenreiche Subassoziation mit *Oxalis acetosella* kennzeichnet frische und etwas besser nährstoffversorgte Buchenwälder auf tiefgründigeren Standorten (GERLACH 1970, ZERBE 1993, WECKESSER 2003). Sie wird vor allen durch das hochstete Auftreten des Sauerklees gekennzeichnet. Regelmäßig, aber mit geringen Deckungsgraden sind auch Frischezeiger wie *Dryopteris dilatata*, *D. carthusiana*, *Athyrium filix-femina* und *Gymnocarpium dryopteris* vertreten. Zusätzlich treten hier lichtliebende Arten wie *Rubus idaeus*, *Epilobium angustifolium*, *Urtica dioica* und *Digitalis purpurea* hinzu. Vereinzelt wachsen weitere Nährstoffzeiger wie *Galeopsis tetrahit* oder *Impatiens noli-tangere*. Im Mittel kommen hier 13 krautige Arten vor.

4.1.2.3 Calamagrostio villosae-Fagetum

Während bis zur montanen Höhenstufe die bodensauren Buchenwälder die potentiell natürlichen Waldgesellschaften im Untersuchungsgebiet prägen, nimmt ab der obermontanen Stufe (zwischen 650 m bis 750 m und 750 m bis 850 m ü. NN) mit zunehmender Seehöhe und Staufeuchte der Böden die Konkurrenzkraft der Fichte gegenüber der Buche immer weiter zu. In dieser Höhenstufe, die in Kaltlufttälern auch bis unter 500 m ü. NN hinabreichen kann, wird der Hainsimsen-Buchenwald vom Buchen-Fichtenwald (*Calamagrostio villosae*-Fagetum nach PREISING 1984, Fago-Piceetum nach HARTMANN 1974) abgelöst. Bezeichnende Trennart der Krautschicht ist *Calamagrostis villosa*, das als typische Fichtenwaldart den

Übergangscharakter dieses Waldtyps verdeutlicht (DRACHENFELS 1990). Für die pflanzensoziologische Auswertung des *Calamagrostio villosae*-Fagetum werden die Aufnahmen des Stratum 9 analysiert (Anzahl der Aufnahmen s. Tab. 2).

Die obermontanen Buchen-Fichtenwälder finden sich im Harz meist nur noch vereinzelt an unzugänglichen sonnseitigen Hängen und in geschützten Tälern (HARTMANN 1974). Die natürlichen Mischungsanteile der Hauptbaumarten Buche, Fichte und Bergahorn variieren in Abhängigkeit von der Höhe und den Lichtverhältnissen. In der Regel ist eine Zunahme des Laubholzanteils mit abnehmender Höhe im Gelände festzustellen, wobei in Kaltlufttälern der Anteil der Fichten zum Talgrund hin wieder zunimmt. Die Strauchschicht ist deutlich stärker als im Hainsimsen-Buchenwald ausgeprägt und wird von *Picea abies* und *Fagus sylvatica* dominiert. Daneben zeigen sich häufig *Sorbus aucuparia* und seltener *Acer pseudoplatanus*. Diese Arten finden sich auch mit hoher Stetigkeit in der Gehölzverjüngung der Krautschicht.

Die krautige Vegetation zeichnet sich neben der hohen Stetigkeit von *Athyrium filix-femina*, *Deschampsia flexuosa*, *Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata*, *Galium saxatile* und *Oxalis acetosella* vor allem durch Fichtenwaldarten wie *Calamagrostis villosa*, *Trientalis europaea* und *Vaccinium myrtillus* aus. Hinzu kommen mehrere nitrophile Arten und Verlichtungszeiger wie *Rubus idaeus*, *R. fruticosus*, *Epilobium angustifolium*, *Digitalis purpurea*, *Urtica dioica* und *Senecio ovatus*. Die Feldschicht hat hier deutlich höhere Deckungsgrade und Artenzahlen von durchschnittlich 23 Arten pro Aufnahme­fläche.

Die in den reinen Buchenwäldern eher unterrepräsentierte Moosschicht zeigt hier eine deutliche Zunahme der durchschnittlichen Artenzahl auf 11 Arten pro Aufnahme­fläche und des mittleren Deckungsgrads auf 30 %. Neben den säuretoleranten Arten des Luzulo-Fagetum finden sich häufig *Plagiothecium curvifolium*, *P. undulatum*, *Dicranum majus*, *D. fuscescens*, *Rhytidiadelphus loreus*, *Ptilidium ciliare*, *Brachythecium rutabulum* und *B. velutinum*.

Tab. 4: Vegetationsformen der **bodensauren Buchenwälder** im NP Harz. Angegeben sind nur Arten mit Stetigkeit \geq II. 1.1 Luzulo-Fagetum typicum, 1.2 Variante des Luzulo-Fagetum typicum mit *Deschampsia flexuosa*, 1.3 Luzulo-Fagetum oxalietosum, 2 Calamagrostio villosae-Fagetum. **ST** = absolute Stetigkeit (arabisch) bzw. Stetigkeitskassen (römisch): V =>80-100 %; IV =>60-80 %; III =>40-60 %; II =>20-40 %; I =>10-20 %. **D°** = minimaler und maximaler Deckungsgrad (%). **KC, OC, VC, AC,** = Klassen-, Ordnungs-, Verbands-, Assoziations-Charakterart. **B, S, K, M** = Baum-, Strauch-, Kraut-, Mooschicht.

Oligotrophe Buchenwälder									
		1.1		1.2		1.3		2	
Anzahl der Aufnahmen		17		12		21		14	
Mittelwert (x) Stdabw. (±s)		x	±s	x	±s	x	±s	x	±s
Deckungsgrad Baumschicht		82,6	16,5	71,7	16,2	72,4	17,4	64,3	8,2
Deckungsgrad Strauchschicht		4,1	9,9	21,3	22,6	12,9	20,9	11,7	11,0
Deckungsgrad Krautschicht		0,5	0,7	25,9	20,4	25,8	27,4	83,9	17,7
Deckungsgrad Mooschicht		0,3	0,3	0,4	0,4	1,6	1,7	30,1	17,8
Artenzahl Baumschicht		1,4	0,5	1,7	0,7	1,5	0,7	2,0	0,7
Artenzahl Strauchschicht		0,6	0,8	1,2	0,7	0,9	0,6	2,8	0,9
Artenzahl Krautschicht		3,8	2,3	7,1	2,7	12,5	4,0	23,4	4,5
Artenzahl Mooschicht		2,2	1,3	2,3	0,9	3,4	1,0	10,8	2,4
Stetigkeit (St) Deckungsgrad (D°)		ST	D°	ST	D°	ST	D°	ST	D°
B	<i>Fagus sylvatica</i>	V	20-90	V	30-90	V	30-95	III	5-20
	<i>Picea abies</i>	II	5-33	II	5-30	II	3-40	V	30-70
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	II	8-15
S	<i>Fagus sylvatica</i>	II	++40	V	++70	IV	++60	V	r-30
	<i>Picea abies</i>	I	++40	V	r-40
	<i>Sorbus aucuparia</i>	IV	r-10
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	II	r-3
K/M	AC <i>Luzula luzuloides</i>	IV	++1	IV	++20	IV	++20	III	++1
	<i>Polytrichum formosum</i> M	IV	++1	IV	+	V	++5	V	++30
	<i>Hypnum cupressiforme</i> M	IV	+	IV	+	IV	++1	III	++3
Trennart der Variante 1.2									
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	II	+	V	++60	IV	++35	V	++40
Trennarten der Subassoziation 1.3									
	<i>Oxalis acetosella</i>	I	+	II	+	IV	++80	V	++40
	<i>Dryopteris dilatata</i>	II	r++	III	r++	V	r-3	V	++3
	<i>Dryopteris carthusiana</i>	.	.	I	r++	III	r++	IV	++1
	<i>Athyrium filix-femina</i>	III	r++	IV	r++
	<i>Epilobium angustifolium</i>	II	+	III	++3
	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	II	r++	III	++1
Trennarten der Assoziation 2									
	<i>Calamagrostis villosa</i>	I	++80	V	1-75
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	I	+	V	++30
	<i>Trientalis europaea</i>	V	++1
	<i>Galium saxatile</i>	I	+	V	++10
	<i>Rubus idaeus</i>	III	++3	V	++30
	<i>Epilobium montanum</i>	I	r++	V	r++
	<i>Brachythecium rutabulum</i> M	I	+	I	1	II	++3	V	++3
	<i>Luzula sylvatica</i>	IV	r-30
	<i>Plagiothecium curvifolium</i> M	I	+	IV	++5
	<i>Dicranum majus</i> M	IV	++3
	<i>Mycelis muralis</i>	.	.	I	r	I	r++	IV	r++
	<i>Digitalis purpurea</i>	II	r++	IV	r-1
	<i>Urtica dioica</i>	II	++8	IV	r-10
	<i>Senecio ovatus</i>	I	r++	IV	++15
	<i>Plagiothecium undulatum</i> M	IV	++30

Tab. 4: Fortsetzung: Vegetationsformen der **bodensauren Buchenwälder** im NP Harz.

Phegopteris connectilis	III	+-1
Blechnum spicant	III	r-1
Rubus fruticosus	I	+10	III	r+
Brachythecium velutinum M	I	+	III	+-1
Dicranum fuscescens M	III	+-1
Ptilidium ciliare M	III	+
Rhytidiadelphus loreus M	III	+-10
Galeopsis tetrahit	I	r+	II	r+
Impatiens noli-tangere	I	r+	II	r-3
Cardamine amara	II	+
Geranium robertianum	II	r+
Silene dioica	II	r
Pohlia nutans M	II	+
Lophocolea bidentata M	II	+-1
Pleurozium schreberi M	II	+-5
Tetraphis pellucida M	II	+
Gehölzverjüngung								
KC Fagus sylvatica	III	+3	V	+20	IV	+10	V	r-3
Picea abies	III	+	IV	r+	III	r-1	V	+8
Acer pseudoplatanus	II	r+	II	r+	II	r-1	IV	r+
Sorbus aucuparia	II	r+	II	r-1	III	r-1	IV	r+
typische Begleiter								
Calamagrostis arundinacea	II	+	III	1-20	IV	+20	III	+-10
Carex pilulifera	I	+	.	.	II	+	I	r+
Mnium hornum M	II	+	.	+	III	+3	IV	+-10
Dicranella heteromalla M	I	+	III	+-1	I	+	V	+-1
Dicranum scoparium M	II	+-1	I	+-10

4.1.3 Mesotrophe und eutrophe Buchenwälder

Die meist nur kleinflächig auftretenden basenreicheren Standorte der kollinen bis submontanen Höhenstufe auf Diabas und Gabro werden vorherrschend durch Waldmeister-Buchenwälder (Galio-Fagetum) unterschiedlicher Ausprägung besiedelt (Stratum 1, Tab. 2). Neben der Buche sind hier Bergahorn, Esche (*Fraxinus excelsior*) und Traubeneiche vereinzelt auch Hainbuchen (*Carpinus betulus*) und Birke (*Betula pendula*) beigemischt. Die Bestände sind mit einem mittleren Schlussgrad von 81 % weitgehend geschlossen (s. Abb. 10).

Die Krautschicht ist im Vergleich zum Hainsimsen-Buchenwald, insbesondere im Frühling, meist deutlich stärker deckend (im Mittel 28 %) und artenreicher. Zu den Charakterarten zählen neben *Galium odoratum* und *Melica uniflora* u.a. *Lamium galeobdolon*, *Anemone nemorosa*, *Carex sylvatica*, *Milium effusum*, *Polygonatum multiflorum*, *Viola reichenbachiana* und *Atrichum undulatum* (GERLACH 1970, DIERSCHKE 1989, PFLUME 1999). Daneben kommen aber auch die säuretoleranten Arten der Hainsimsen-Buchenwälder höchstet vor.

Für die Waldmeister-Buchenwälder lassen sich farnreiche Ausprägungen an Schatthängen sowie Ausbildungen mit *Festuca altissima* an Standorten mit Laubanreicherungen unterscheiden. An bodenfeuchten Stellen finden sich zusätzlich *Circaea lutetiana*, *Impatiens noli-tangere* und *Ranunculus ficaria* (DIERSCHKE & KNOLL 2002).

Auch in der montanen Stufe des Harzes treten vereinzelt nährstoffreichere Standorte auf. Die basenreicheren Grundgesteine werden hier jedoch meist durch oberflächlich versauerte Lehme überlagert, so dass sich das Artenspektrum der Vegetation kaum von dem der basenarmen Standorte unterscheidet. Aus diesem Grund finden sich in der montanen Stufe nur kleinflächig Nährstoff- und Basenzeiger. Für diese Bereiche wird von einigen Autoren ein eigener Zwiebelzahnwurz-Buchenwald (*Dentaria bulbiferae*-Fagetum) mit Montanzeigern wie *Cardamine bulbifera*, *Polygonatum verticillatum* und *Senecio ovatus* unterschieden. Dieser lässt sich nach DRACHENFELS (1990) jedoch kaum von den Waldmeister-Buchenwäldern der kollinen bis submontanen Stufe unterscheiden, da das Vorkommen der Höhenstufenzeiger im Harz keineswegs auf die montane Höhenstufe beschränkt ist.

Wesentlich deutlicher floristisch abgrenzbar sind die Kalk-Buchenwälder (Hordelymo-Fagetum), die sich vor allem durch eine üppige Blüte der Frühjahrsgeophyten auszeichnen. Sie kommen relativ selten und meist nur sehr kleinräumig am Harzrandbereich vor und sind

gebunden an basenreiche Böden über Kalk und Zechstein bzw. kalkhaltigen Schiefer. In der dichten, vor allem im Frühjahr sehr üppigen Krautschicht wachsen neben den Arten des Waldmeister-Buchenwaldes viele weitere Basen- und Nährstoffzeiger, während echte Säurezeiger weitgehend fehlen. Zu den typischen Arten des Hordelymo-Fagetum gehören u.a. *Anemone ranunculoides*, *Arum maculatum*, *Asarum europaeum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Campanula trachelium*, *Daphne mezereum*, *Euphorbia amygdaloides*, *Hepatica nobilis*, *Hordelymus europaeus*, *Lathyrus vernus*, *Lilium martagon*, *Mercurialis perennis*, *Primula elatior*, *Pulmonaria officinalis* und *Stachys sylvatica* (GERLACH 1970, PFLUME 1999, DIERSCHKE & KNOLL 2002, SCHMIDT 2002).

Auch im Waldhaargersten-Buchenwald findet man verschiedene Ausbildungen. Die Buchenwälder auf feuchten Böden der besonders gut nährstoffversorgten Standorte sind im Frühjahr gekennzeichnet durch ein Vorherrschen von *Allium ursinum* und werden daher auch als Bärlauch-Buchenwälder (Hordelymo-Fagetum allietosum, DIERSCHKE 1989) bezeichnet.

Die Waldmeister-Buchenwälder sind im Vergleich zu den Moder-Buchenwäldern deutlich artenreicher. Für die Aufnahmen lässt sich eine von Gräsern dominierte Subassoziation (Galio-Fagetum luzuletosum) von einer typischen Subassoziation des Galio-Fagetum mit vereinzeltem Vorkommen von Arten des Hordelymo-Fagetum unterscheiden (s. Tab. 5).

4.1.3.1 Galio-Fagetum luzuletosum

Das mit 6 Aufnahmen belegte Galio-Fagetum luzuletosum zeigt sich im Erscheinungsbild ähnlich wie die Aufnahmen des Luzulo-Fagetum. Das Artenspektrum wird dominiert von den typischen säuretoleranten Arten (s. Abs. 4.1.2). Ein Frühjahrsaspekt fehlt gänzlich. Jedoch treten einige Gräser und Seggen wie *Melica uniflora*, *Milium effusum*, *Poa nemoralis* und *Carex sylvatica* hinzu, die eine deutlich bessere Basenversorgung gegenüber dem Luzulo-Fagetum anzeigen. Unter den Moosen findet sich hier auch *Atrichum undulatum* mit hoher Stetigkeit, welche als Charakterart des Galio-Fagetum gilt (DIERSCHKE & KNOLL 2002). Die Verjüngung der Gehölze ist gekennzeichnet durch die typischen Laubgehölze der Buchenwälder wie *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* und *Quercus petraea*. Daneben treten häufig auch *Picea abies* und *Sorbus aucuparia* auf. Durch diese zusätzlichen Arten steigt die mittlere Artenzahl der Krautschicht im Vergleich zu den Hainsimsen-Buchenwäldern auf 16 Arten pro Aufnahme­fläche an.

4.1.3.2 Galio-Fagetum typicum

Die typische Subassoziation des Galio-Fagetum umfasst ebenfalls 6 Aufnahmen. In ihr finden sich neben den Arten der Variante mit *Melica uniflora* - wenn auch nur vereinzelt und meist mit geringen Deckungsgraden - die typischen krautigen Gefäßpflanzen des Galio-Fagetum wie *Anemone nemorosa*, *Galium odoratum* und *Lamium galeobdolon*. In Abhängigkeit von kleinräumigen Standortveränderungen sind auch weitere Nährstoffzeiger wie *Alliaria petiolata*, *Moehringia trinervia*, *Ranunculus ficaria*, *Stellaria media*, *Scrophularia nodosa* und *Vicia sepium* vertreten. In den Übergangsbereichen zu kalkhaltigen Substraten zeigen sich kleinflächig auch Arten des Hordelymo-Fagetum wie *Arum maculatum*, *Hordelymus europaeus*, *Mercurialis perennis*, *Pulmonaria officinalis* und *Stachys sylvatica*. In der Gehölzverjüngung finden sich zusätzlich *Acer platanoides* und *Sambucus racemosa*, wobei *Quercus petraea* hier fehlt. Insbesondere durch den Frühjahrsaspekt steigt der durchschnittliche Deckungsgrad der Krautschicht auf 35 % bei im Mittel 21 Arten pro Aufnahme­fläche an.

Tab. 5: Vegetationsformen der **Mull-Buchenwälder** im NP Harz. Angegeben sind nur Arten mit Stetigkeit \geq I.
1.1 Galio-Fagetum luzuletosum 1.2 Galio-Fagetum typicum. (weitere Erläuterungen s. Tab. 4).

Mesotrophe und eutrophe Buchenwälder					
		1.1		1.2	
Anzahl der Aufnahmen		6		6	
Mittelwert (x) Stdabw. (\pms)		x	\pm s	x	\pm s
Deckungsgrad Baumschicht		78,3	10,7	81,7	6,9
Deckungsgrad Strauchschicht		15,0	20,8	4,4	7,2
Deckungsgrad Krautschicht		18,5	21,9	35,2	34,2
Deckungsgrad Moosschicht		0,9	1,0	1,7	2,3
Artenzahl Baumschicht		2,0	1,0	1,7	0,7
Artenzahl Strauchschicht		1,3	0,7	1,5	1,3
Artenzahl Krautschicht		16,0	4,3	20,5	7,8
Artenzahl Moosschicht		3,5	0,5	2,8	0,9
Stetigkeit (St) Deckungsgrad (D°)		ST	D°	ST	D°
B	<i>Fagus sylvatica</i>	V	40-90	V	50-90
	<i>Fraxinus excelsior</i>	I	10	II	5-25
	<i>Quercus petraea</i>	I	20	I	30
	<i>Acer pseudoplatanus</i>			I	1
	<i>Betula pendula</i>	I	3		
	<i>Carpinus betulus</i>			I	3
S	<i>Fagus sylvatica</i>	IV	5-60	IV	+ -20
	<i>Picea abies</i>	II	3	II	r-1
	<i>Sorbus aucuparia</i>	I	+	II	r+
K/M	KC <i>Poa nemoralis</i>	IV	+	IV	r+
	KC <i>Melica uniflora</i>	III	+ -10	IV	+ -5
	OC <i>Carex sylvatica</i>	III	+	IV	r+
	OC <i>Milium effusum</i>	II	+	II	+
	VC <i>Festuca altissima</i>	III	+	II	+
	AC <i>Atrichum undulatum</i> M	IV	+	IV	+
	<i>Luzula luzuloides</i>	V	+ -5	V	+ -1
	<i>Polytrichum formosum</i> M	V	+ -3	V	+ -3
	<i>Hypnum cupressiforme</i> M	V	+	V	+ -3
	<i>Dryopteris dilatata</i>	IV	r+	V	r-3
	<i>Athyrium filix-femina</i>	IV	r+	IV	+ -1
	<i>Rubus idaeus</i>	III	r+	III	r-1
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	III	+ -30	III	+ -3
	<i>Oxalis acetosella</i>	III	+ -1	III	r-10
	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	III	+ -1	III	+ -70
	<i>Mnium hornum</i> M	II	+	II	+
Trennarten der Subassoziation 1.2					
	KC <i>Anemone nemorosa</i>	.		III	+ -3
	KC <i>Hedera helix</i>	.		I	+
	OC <i>Lamium galeobdolon</i>	.		III	+ -1
	OC <i>Arum maculatum</i>	.		II	+
	OC <i>Viola reichenbachiana</i>	.		I	+
	OC <i>Allium ursinum</i>	.		I	25
	OC <i>Mercurialis perennis</i>	.		I	+
	OC <i>Polygonatum multiflorum</i>	.		I	+
	VC <i>Galium odoratum</i>	.		II	+
	VC <i>Cardamine bulbifera</i>	.		I	1
	AC <i>Hordelymus europaeus</i>	.		I	+

Tab. 5: Fortsetzung: Vegetationsformen der **Mull-Buchenwälder** im NP Harz.

	<i>Impatiens parviflora</i>	.		V	r-10
	<i>Senecio ovatus</i>	.		III	+
	<i>Alliaria petiolata</i>	.		II	r+
	<i>Vicia sepium</i>	.		II	r+
	<i>Moehringia trinervia</i>	.		II	r+
	<i>Impatiens noli-tangere</i>	.		II	r+
	<i>Scrophularia nodosa</i>	.		I	+
	<i>Ranunculus ficaria</i>	.		I	3
	<i>Polygonatum verticillatum</i>	.		I	r+
	<i>Stachys sylvatica</i>	.		I	+
	<i>Pulmonaria officinalis</i>	.		I	+
	<i>Stellaria media</i>	.		I	+
Gehölzverjüngung					
	KC <i>Fagus sylvatica</i>	V	+15	V	+1
	KC <i>Acer pseudoplatanus</i>	IV	+3	V	r-5
	OC <i>Fraxinus excelsior</i>	IV	+	V	r-1
	<i>Sorbus aucuparia</i>	III	r+	III	+
	<i>Picea abies</i>	III	+1	II	+
	OC <i>Acer platanoides</i>	.		II	+1
	<i>Sambucus racemosa</i>	.		II	r+
	KC <i>Quercus petraea</i>	II	+	.	
typische Begleiter					
	<i>Dryopteris carthusiana</i>	II	+	III	r+
	<i>Urtica dioica</i>	II	r+	III	+
	<i>Circaea lutetiana</i>	II	r+	III	+
	<i>Deschampsia cespitosa</i>	III	r+	II	+
	<i>Luzula pilosa</i>	I	+	II	+
	<i>Brachythecium rutabulum</i> M	II	+1	I	+

4.1.4 Nadelholzforste

Große Teile der Bestockung im NP Harz entsprechen heute nicht der potentiellen natürlichen Vegetation. Der Harz zählt zwar zum natürlichen Verbreitungsgebiet der Fichte, ihre flächige Dominanz wurde jedoch durch forstliche Maßnahmen deutlich gefördert (s. Kap. 2.5). Viele der kollinen bis montanen Buchenwälder und nahezu alle obermontanen Buchen-Fichtenwälder wurden dabei durch reine Fichtenforste und den entsprechenden Ersatzgesellschaften ersetzt (HULLEN et al. 1992). In die pflanzensoziologische Betrachtung der Nadelholzforste gehen hier die Aufnahmen der Straten 6, 7, 8, 10, 11, 12 und 17 ein (Anzahl der Vegetationsaufnahmen s. Tab. 2).

Die Fichtenforste im Harz stocken meist auf podsolierten Braunerden und Podsolen mit unterschiedlich mächtiger Rohhumusaufgabe. Eine Strauchschicht wächst nur, wenn im Kronendach der Fichte durch forstliche Nutzungen oder natürliche Störungen, wie Borkenkäfer und Schneebruch, größere Lücken entstanden sind (GERLACH 1970, LIU & HYTTEBORN 1991, ZERBE 1993, FISCHER et al. 2002, WECKESSER 2003).

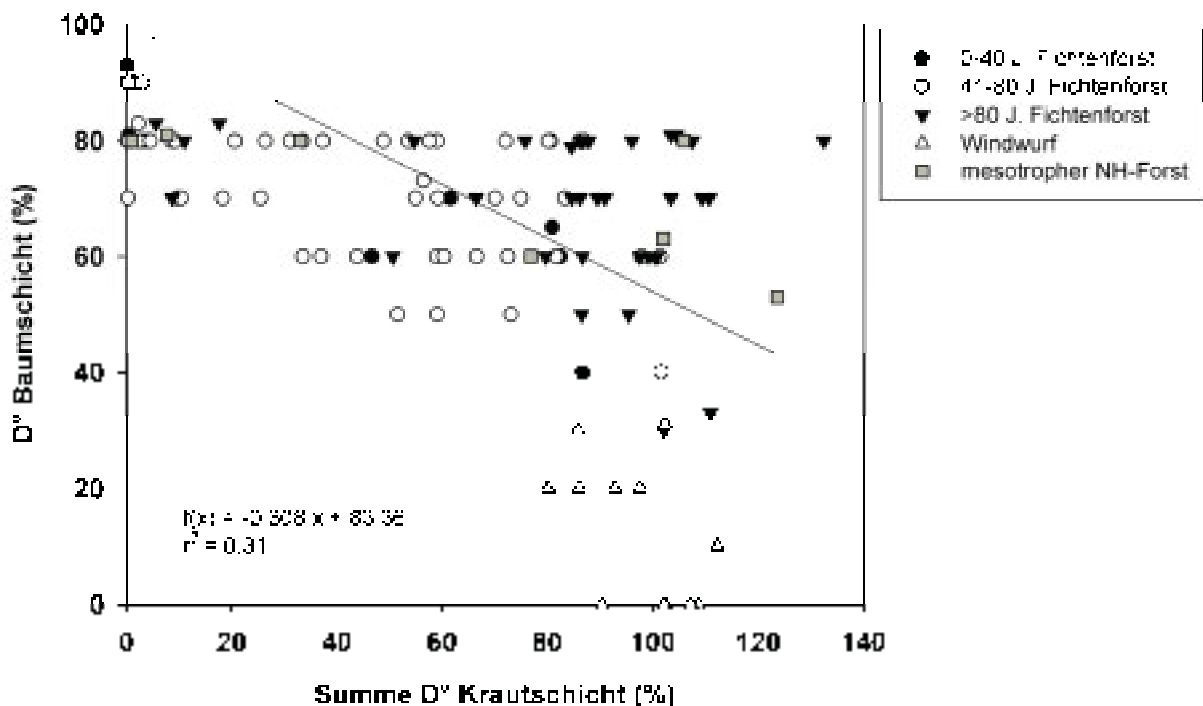


Abb. 11: Beziehung zwischen den prozentualen Deckungsgraden der Baumschicht und der Summe der Krautschichtarten in Nadelholzforsten der kollinen bis hochmontanen Höhenstufen.

Die Krautschicht stellt sich in Abhängigkeit vom Schlussgrad der Baumschicht recht unterschiedlich dar (s. Abb. 11). So besitzen die Jungbestände ein recht dicht geschlossenes Kronendach mit einer mittleren Deckung von 76 %, durch welches nur wenig Licht an den Waldboden gelangt. Dadurch gedeihen nur einige Moose und eine geringe Anzahl an Gefäßpflanzen, die hier Deckungsgrade von im Durchschnitt 25 % aufweisen. In den mittelalten Beständen kann die Feldschicht an Deckung etwas zulegen. Bei einem weiterhin relativ dichten Kronenschluss von durchschnittlich 73 % steigt die Deckung auf 42 % an. In den Altbeständen, in denen sich das Kronendach langsam auflichtet, nimmt die krautige Vegetation deutlich zu. Bei abnehmenden Deckungsanteilen der Baumschicht von im Mittel 69 % liegt der Deckungsgrad der Krautschicht bei 83 %.

Die Fichtenforste der oligotrophen Standorte unterscheiden sich von den Hainsimsen-Buchenwäldern (vgl. Kap. 4.1.2) durch das höchstete Vorkommen typischer Arten der natürlichen Fichtenwälder. Dabei gewinnt die Moosschicht für die Charakterisierung der Bodenvegetation erheblich an Bedeutung. Typische Fichtenwaldarten, die mit hoher Stetigkeit in Fichtenforsten auftreten, sind u.a. *Vaccinium myrtillus*, *Galium saxatile*, *Trientalis europaea*, *Calamagrostis villosa*, *Plagiothecium undulatum*, *Rhytidiadelphus loreus*, *Sphagnum girgensonii* oder *Sorbus aucuparia* (ZERBE 1993, WECKESSER 2003). Die Heidelbeere und der Siebenstern sowie *Rhytidiadelphus loreus* und *Sphagnum girgensonii* zählen zu den Klassen- bzw. Ordnungs-Charakterarten der natürlichen Fichtenwälder (OBERDORFER 1992). Die genannten Arten gelten als Zeiger für bodensaure, stickstoffarme Standorte (ELLENBERG et al. 2001). Als weitere typische Arten der Fichtenforste mit hoher Stetigkeiten nennt ZERBE (1993) *Calamagrostis arundinacea*, *Dryopteris dilatata* und *Plagiothecium curvifolium*. Negativ gegenüber den hochmontanen Reitgras-Fichtenwäldern grenzen sich die Fichtenforste durch das weitgehende Fehlen von charakteristischen Moosen wie *Barbilophozia floerkei*, *B. lycopodioides*, *B. attenuata* und *Bazzania trilobata* ab (STÖCKER 1997).

Charakteristische, säuretolerante Arten der Hainsimsen-Buchenwälder gedeihen mit hohen Stetigkeiten auch in den Fichtenforsten, so *Deschampsia flexuosa*, *Polytrichum formosum*, *Mnium hornum*, *Dryopteris carthusiana* und mit geringerer Stetigkeit auch *Luzula luzuloides*. Als weiteres Merkmal der Fichtenforste kommen viele Arten der Schlagflurvegetation wie *Rubus idaeus*, *Urtica dioica*, *Digitalis purpurea* und *Epilobium angustifolium* vor (WECKESSER 2003).

Neben den Fichtenforsten auf oligotrophen Standorten gibt es im Untersuchungsgebiet auch Nadelholzforste aus Fichte (*Picea abies*), Europäischer Lärche (*Larix decidua*) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) auf nährstoffreichen Standorten. Anhand der Aufnahmen lassen sich in Anlehnung an ZERBE (1993) die Fichtenforste der oligotrophen Standorte in zwei Subassoziationen gliedern, die den Nadelholzforsten der nährstoffreicheren Standorte gegenübergestellt werden (s. Tab. 6).

4.1.4.1 *Galio harcynici-Culto-Piceetum*, typische Subassoziation

Das typische *Galio harcynici-Culto-Piceetum* ist mit 33 Aufnahmen belegt und entspricht in seiner Zusammensetzung dem oben beschriebenen Fichtenforst. Wie in den artenarmen, bodensauren Buchenwäldern ist die mittlere Artenzahl mit 7 Gefäßpflanzen pro Aufnahme relativ gering. Dabei treten innerhalb der Subassoziation hinsichtlich der Artenzahl große Differenzen auf, da die meisten jungen und mittelalten Bestände häufig sehr artenarm sind, während die lichtereren Altbestände eine höhere Artendiversität aufweisen. Der Artenreichtum der Moose übersteigt denjenigen der Hainsimsen-Buchenwälder jedoch deutlich (vgl. Tab. 4 und Tab. 6). Dadurch ist die Gesamtartenzahl von Gefäßpflanzen und Moosen im Harzerlabkraut-Fichtenforst höher als in den Hainsimsen-Buchenwäldern.

4.1.4.2 *Galio harcynici-Culto-Piceetum*, Subassoziation mit *Oxalis acetosella*

Der Harzerlabkraut-Fichtenforst mit *Oxalis acetosella* enthält gegenüber der typischen Subassoziation eine Reihe von zusätzlichen Arten wie *Oxalis acetosella*, *Trientalis europaea*, *Athyrium filix-femina* und *Dryopteris carthusiana*. Hier sind sowohl die Feuchtigkeits- als auch die Nährstoffverhältnisse etwas besser einzuschätzen (GERLACH 1970, ZERBE 1993, WECKESSER 2003). Insbesondere der Frauenfarn gilt als eine Art mit hohen Ansprüchen an die Bodenwasserversorgung und die Luftfeuchtigkeit. Hinzu kommt *Luzula luzuloides* als typische Art der bodensauren Buchenwälder. In der Gehölzverjüngung finden sich hier vor allem *Picea abies* und *Sorbus aucuparia*.

In Abhängigkeit von den standörtlichen Verhältnissen, insbesondere der Lichtverhältnisse, lassen sich zwei Varianten unterscheiden. Einerseits eine typische Variante ohne weitere Trennarten und eine Variante mit *Rubus ideaus*. Die 38 Aufnahmen umfassende typische Variante hat Deckungsgrade der Krautschicht von durchschnittlich 62 % bei einer mittleren Artenzahl von 13 Gefäßpflanzenarten je Aufnahmefläche.

Die Variante mit *Rubus idaeus*, belegt in 37 Aufnahmen, zeichnet sich gegenüber der typischen Variante durch das hochstete Auftreten der Arten der *Epilobium angustifolium*-Gruppe aus. Zu dieser gehören neben dem Schmalblättrigen-Weidenröschen Arten wie *Calamagrostis arundinacea*, *Digitalis purpurea*, *Mycelis muralis*, *Rubus idaeus*, *Senecio ovatus* und *Urtica dioica*. Sie gelten als nitrophile Arten und Verlichtungszeiger, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in lichten Bestandepartien und auf Freiflächen finden (GERLACH 1970, ZERBE 1993). Dies spiegelt sich auch im relativ geringen Deckungsgrad der Baumschicht von 64 % wider. Durch das erhöhte Lichtangebot erreicht die Krautschicht im Vergleich zu den anderen oligotrophen Fichtenforsten mit 68 % auch die höchsten Deckungsgrade. Die mittlere Artenzahl der krautigen Pflanzen liegt bei 20 Arten.

4.1.4.3 Galio harcynici-Culto-Piceetum nach Windwurf

Als Windwurf werden in dieser Arbeit nur Aufnahmeflächen aufgefasst, die mehr als 1 ha Freifläche umfassen. Bei den Windwurfflächen der kollinen bis obermontanen Höhenstufe handelt es sich hauptsächlich um ehemals reine Fichtenforste. Nur in wenigen Fällen sind von diesen Schadereignissen auch Mischbestände betroffen. Zum Teil bestehen diese Flächen aus mittelgroßen bis größeren Flächenwürfen, oft handelt es sich auch um ehemals kleinflächige Nesterwürfe, die durch den anschließenden Befall von Borkenkäfern erweitert wurden.

Die so entstandenen Offenflächen sind durch ein besonderes Freiflächenklima und eine höhere Lichteinstrahlung charakterisiert (FISCHER et al. 2002, KOMPA 2004). Die stärkere Erwärmung und Durchlüftung des Oberbodens fördert den Abbau der unter Wald akkumulierten Streu und setzt mehr Stickstoff und andere Nährstoffe frei. Die davon profitierenden Pflanzen sind meist hochwüchsige Stauden, die man auch oft im geschlossenen Wald findet, jedoch dort meist nur in kümmerigem Wuchs. Da diese Pflanzen jedoch auf plötzlich freigestellten Flächen besonders auffallen, spricht man auch von Schlag- oder Verlichtungsgesellschaften. Typische Pflanzen für diese Offenbereiche der bodensauren Standorte sind u.a. *Cirsium arvense*, *Digitalis purpurea*, *Epilobium angustifolium*, *Galeopsis tetrahit*, *Rubus fruticosus*, *R. idaeus*, *Senecio ovatus* und Verjüngung von *Salix caprea* und *Sambucus racemosa*. Hinzu kommen viele andere Arten des Freilandes, der Waldsäume und des Waldes selbst (DIERSCHKE & KNOLL 2002, FISCHER et al. 2002, SCHMIDT 2002, KOMPA 2004). Als wichtigste Pflanzengesellschaften seien hier genannt das Epilobio-Digitalietum *purpureae* und das Senecionetum *fuchsii* (PASSARGE 1980).

Die 13 Aufnahmen der Windwurfflächen dieser Höhenstufe besitzen nur noch geringe Reste des ehemaligen Baumbestandes. Ihr Schlussgrad beträgt hier nur durchschnittlich 14 % (s. Abb. 11). Die Krautschicht ist mit einem mittleren Deckungsgrad von 90 % üppig entwickelt. Sie wird dominiert von Arten der *Oxalis acetosella*-Subassoziation des Galio harcynici-Culto-Piceetum, insbesondere der *Epilobium angustifolium*-Gruppe, die hier ihre optimale Entfaltung zeigen. Abgegrenzt werden die Freiflächen von dieser durch Arten wie *Carex pilulifera*, *Cirsium avense*, *Epilobium ciliatum*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Juncus effusus* und *Rubus fruticosus*. Weiterhin finden sich hier auch einige Moose in ihrer optimalen Entwicklung (Entfaltung), darunter *Brachythecium rutabulum*, *B. salebrosum*, *B. velutinum* und *Ceratodon purpureus*. In der Verjüngung der Gehölze zeigen sich neben *Picea abies* und *Sorbus aucuparia* regelmäßig auch *Acer pseudoplatanus* und *Fagus sylvatica*. Charakteristisch für die Freiflächen ist vor allem die Verjüngung der Lichtbaumarten *Betula pendula* und *Salix caprea*, von denen sich die Sandbirke auch in der Strauchschicht wiederfindet. Neben Fichte und Eberesche ist dort vor allem die Buche am weitesten verbreitet. Die durchschnittliche Artenzahl in der Feldschicht liegt bei 22 Arten pro Aufnahmefläche.

4.1.4.4 Nadelholzforste mesotropher Standorte

Die Nadelholzforste der nährstoffreicheren Standorte werden gebildet aus Beständen mit führender Fichte, Europäischer Lärche und Douglasie. In der Strauchschicht findet sich hier vor allem die Buche. Die Feldschicht in den 7 Aufnahmen grenzt sich positiv neben wenigen krautigen Pflanzen wie *Stellaria media*, *Impatiens parviflora*, *Galeopsis tetrahit* und *Galium aparine*, vor allem durch Gräser wie *Milium effusum*, *Poa nemoralis* und *Festuca altissima* von den Fichtenforsten der ärmeren Standorte ab. Diese Arten weisen auf die deutlich bessere Nährstoffversorgung der Standorte hin, auch wenn viele Arten der reicheren Buchenwaldgesellschaften aufgrund der sauren Nadelstreu fehlen (vgl. Tab. 5 u. 6). Daneben umfassen sie auch viele der Arten der oligotrophen Fichtenforste. Negativ charakterisiert sind sie gegenüber diesen durch das weitgehende Fehlen der typischen Fichtenwaldarten wie *Vaccinium myrtillus*, *Calamagrostis villosa*, *Galium saxatile* und *Trientalis europaea*. In der Verjüngung der Gehölze finden sich mit hoher Stetigkeit *Fagus sylvatica* und *Acer pseudoplatanus*. Die mittlere Artenzahl in der Krautschicht ist hier im Vergleich zu den anderen Nadelholzforsten mit 24 Arten am höchsten, wobei der Deckungsgrad mit 54 % unter dem der *Oxalis acetosella*-Subassoziation des Galio harcynici-Culto-Piceetum liegt.

Tab. 6: Vegetationseinheiten der **Nadelholzforste** im NP Harz. Angegeben sind nur Arten mit Stetigkeit \geq II. 1.1 Galio harcynici-Culto-Piceetum typische Subassoziation, 1.2 Galio harcynici-Culto-Piceetum Subassoziation mit *Oxalis acetosella* typische Variante, 1.3 Variante mit *Rubus idaeus*, 2 Galio harcynici-Culto-Piceetum nach Windwurf, 3 Nadelholzforste mesotropher Standorte. (weitere Erläuterungen s. Tab. 4).

Nadelholzforste		1.1		1.2		1.3		2		3	
Anzahl der Aufnahmen		33		38		37		13		7	
Mittelwert (x) Stdabw. (\pms)		x	\pm s	x	\pm s	x	\pm s	x	\pm s	x	\pm s
Deckungsgrad Baumschicht		77,9	8,8	66,1	15,7	63,5	18,3	13,6	11,5	70,0	12,0
Deckungsgrad Strauchschicht		0,8	1,9	4,5	11,1	3,1	8,7	4,9	10,4	0,2	0,3
Deckungsgrad Krautschicht		18,1	25,6	61,9	29,3	67,9	30,6	89,5	6,6	53,6	38,0
Deckungsgrad Mooschicht		18,9	17,4	23,5	20,0	15,3	12,8	7,0	6,2	2,6	2,4
Artenzahl Baumschicht		1,1	0,3	1,1	0,4	1,1	0,4	0,9	1,1	2,0	0,8
Artenzahl Strauchschicht		0,4	0,7	0,9	0,9	1,2	1,4	1,5	1,2	0,7	0,7
Artenzahl Krautschicht		6,5	2,3	13,0	4,4	19,7	4,9	22,3	5,2	23,7	7,2
Artenzahl Mooschicht		6,8	2,7	8,2	2,9	6,9	2,3	6,7	2,0	4,4	1,4
Stetigkeit (St) Deckungsgrad (D°)		ST	D°	ST	D°	ST	D°	ST	D°	ST	D°
B	<i>Picea abies</i>	V	50-90	V	10-90	V	30-81	II	10-30	3	70-80
	<i>Fagus sylvatica</i>	.	1	.	10	I	3-20	I	5-20	4	3-20
	<i>Larix decidua</i>	3	30-60
	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	1	60
S	<i>Picea abies</i>	II	1-5	III	r-50	II	r-50	II	r-35	.	.
	<i>Sorbus aucuparia</i>	I	+5	II	+1	II	r-5	I	r+	.	.
	<i>Fagus sylvatica</i>	.	.	.	r+	I	r-5	III	+3	III	r+
	<i>Betula pendula</i>	II	r-15	.	.
K/M	<i>Dryopteris dilatata</i>	V	+15	V	r-20	V	r-15	V	+3	V	+1
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	V	+80	V	+90	V	+80	V	3-60	IV	+20
	<i>Polytrichum formosum</i> M	V	+25	V	1-30	V	+10	V	+5	IV	+5
Trennarten der Assoziation 1											
	<i>Plagiothecium undulatum</i> M	IV	+25	IV	1-35	IV	+30	I	+1	.	.
	<i>Orthodontium lineare</i> M	II	+1	II	1	II	+
	<i>Calamagrostis villosa</i>	III	r-35	IV	+80	IV	+70	III	+75	.	.
	<i>Galium saxatile</i>	III	r-1	IV	+8	IV	+3	III	+3	I	+3
	<i>Trientalis europaea</i>	II	+	IV	+1	IV	+1	IV	+	I	+
	<i>Epilobium montanum</i>	.	.	II	+	III	r+	IV	r+	.	.
Trennarten der Subass. 1.2											
	<i>Oxalis acetosella</i>	II	+10	IV	+50	V	+75	IV	+20	V	+10
	<i>Athyrium filix-femina</i>	I	r+	III	r-3	IV	+5	IV	r-5	IV	+
	<i>Dryopteris carthusiana</i>	II	r-1	IV	r-5	IV	r-3	IV	+1	IV	r+
	<i>Luzula luzuloides</i>	.	.	II	+15	II	r+	IV	r-20	III	+1
Trennarten der Variante 1.3											
	<i>Epilobium angustifolium</i>	.	.	II	r-8	IV	r-10	V	+3	III	+
	<i>Rubus idaeus</i>	.	.	III	r-10	V	r-60	V	r-35	V	r-30
	<i>Senecio ovatus</i>	.	.	III	r-25	V	r-25	IV	r-10	IV	+3
	<i>Digitalis purpurea</i>	.	.	I	r+	III	+3	IV	r-15	III	+3
	<i>Urtica dioica</i>	III	r-5	IV	r-20	III	+50
	<i>Mycelis muralis</i>	.	.	I	r+	III	r+	IV	r+	III	r+
	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	.	.	I	+3	III	+95	III	1-70	IV	+60
Trennarten der Windwurfflächen											
	<i>Brachythecium rutabulum</i> M	II	+1	III	1-3	III	+3	V	+3	III	+3
	<i>Brachythecium velutinum</i> M	II	+	I	1	II	+1	IV	r+	I	+
	<i>Rubus fruticosus</i>	I	+1	IV	r-30	II	+15
	<i>Ceratodon purpureus</i> M	IV	+1	.	.
	<i>Cirsium vulgare</i>	IV	r+	.	.
	<i>Epilobium ciliatum</i>	III	r+	.	.
	<i>Brachythecium salebrosum</i> M	II	r+	.	.
	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	II	+1	.	.
	<i>Juncus effusus</i>	II	+1	.	.
	<i>Carex pilulifera</i>	II	+	.	.

Tab. 6: Fortsetzung: Vegetationseinheiten der **Nadelholzforste** im NP Harz.

Trennarten der Gruppe 3											
Stellaria media	.	.	.	II	r+	III	r+	V	+		
Impatiens parviflora	.	.	.	I	+5	II	1-5	V	+-1		
Galeopsis tetrahit	.	.	.	II	r+	II	+	IV	+		
Galium aparine	III	+		
Milium effusum	III	r-20		
Festuca altissima	III	15-25		
Poa nemoralis	III	+		
Deschampsia cespitosa	III	+-1		
Gehölzverjüngung											
Picea abies	III	r-1	V	r-10	V	r-3	V	r-3	III	+	
Sorbus aucuparia	II	r+	IV	r-3	IV	r-1	IV	+	II	+	
Acer pseudoplatanus	II	r+	II	r+	III	r+	
Fagus sylvatica	II	r+	II	r-1	IV	r+	
Betula pendula	II	+	.	.	
Salix caprea	II	r+	.	.	
typische Begleiter											
Plagiothecium curvifolium M	IV	+-15	V	1-15	IV	+-10	II	+-1	III	+-1	
Dicranum scoparium M	IV	+-15	V	1-15	III	+-10	IV	+3	II	+	
Hypnum cupressiforme M	II	+3	I	1	II	+3	III	1-5	III	+	
Mnium homum M	II	+-10	II	1-5	II	+5	I	+	III	+3	
Tetraphis pellucida M	II	+-1	II	1	I	+-10	.	.	I	+	
Rhytidiadelphus loreus M	.	1-10	II	1-20	II	+-15	I	+	I	+	
Sphagnum girgensohnii M	I	+25	II	1-20	

4.1.5 Hochmontane Fichtenwälder

Die hochmontane Höhenstufe des NP Harz wird von Natur aus durch verschiedene Fichten-Waldgesellschaften geprägt. Die autochthonen Fichten wurden aber auch hier vielerorts durch Anpflanzungen aus oftmals standortfremden Herkünften ersetzt (s. Kap. 2.5). Die typische Begleitbaumart in den hochmontanen Fichtenwäldern ist *Sorbus aucuparia*, die jedoch nur selten die Baumschicht erreicht. Im standörtlichen Übergang zu offenen Hangmoorflächen findet sich auch *Betula carpatica*. Die Spanne der unterschiedlichen Waldstrukturen und Deckungsgrade der Fichte reicht von geschlossenen Beständen bis hin zu kümmerlich wachsenden Einzelbäumen in den Moorbereichen (WECKESSER et al. 2006). Im Vergleich zu den zentraleuropäischen Mittelgebirgen im Süden und Süd-Osten und zu den Alpen fehlen in den Fichtenwäldern des Harzes die Tanne (*Abies alba*), die Lärche (*Larix europaea*) und in den Mooren des Harzes die Bergkiefer (*Pinus mugo*) und die Moor-Kiefer (*Pinus mugo ssp. rotundata*). Die Fichtenwälder des Harzes haben daher mehr Gemeinsamkeiten mit skandinavischen Nadelholzforsten als mit den Fichtenwäldern des Böhmerwaldes oder des Bayerischen Waldes (STÖCKER 1997). Die Vegetation des Waldbodens gliedert sich in eine zwergstrauch- und grasreiche Feldschicht und eine sehr artenreiche Moosschicht. Für die pflanzensoziologische Betrachtung der natürlichen Fichten-Waldgesellschaften im Untersuchungsgebiet werden die Aufnahmen der Straten 13, 14, 15 und 18 analysiert (Anzahl der Aufnahmeflächen s. Tab. 2).

Die Fichtenwälder weisen die durchschnittlich höchsten Deckungsgradsummen in der Krautschicht aller zonalen Waldgesellschaften auf. Ein linearer Zusammenhang zwischen dem Deckungsgrad der Baumschicht und der Krautschicht lässt sich hier jedoch kaum noch erkennen (s. Abb. 12). Die aus Naturverjüngung hervorgegangenen Jungbestände besitzen eine recht lückige Baumschicht mit einem Deckungsgrad von im Mittel 33 %. Durch den hohen Lichtgenuss kann sich eine üppige Krautschicht mit einer durchschnittlichen Deckung von 93 % entwickeln. In den mittelalten Beständen hat sich das Kronendach weitgehend geschlossen. Hier beträgt der Schlußgrad 72 %. Dennoch erreicht die Feldschicht aufgrund der hohen Lichtdurchlässigkeit der Fichte einen mittleren Deckungsgrad von 65 %. Die sich langsam lichtenden Altbestände mit ihren zum Teil plenterartigen Strukturen haben bei einem Kronenschlussgrad von durchschnittlich 58 % mit mittleren Deckungsgraden von 92 % eine nahezu geschlossene Feldschicht. In den Fichtenwäldern der Moorstandorte geht der

Deckungsgrad der Baumschicht auf 38 % deutlich zurück. Die mit 95 % annähernd komplett geschlossene Krautschicht wird nur durch wasserhaltige Bulten, künstliche Entwässerungsgräben oder durch großflächig geschlossene Moosdecken unterbrochen.

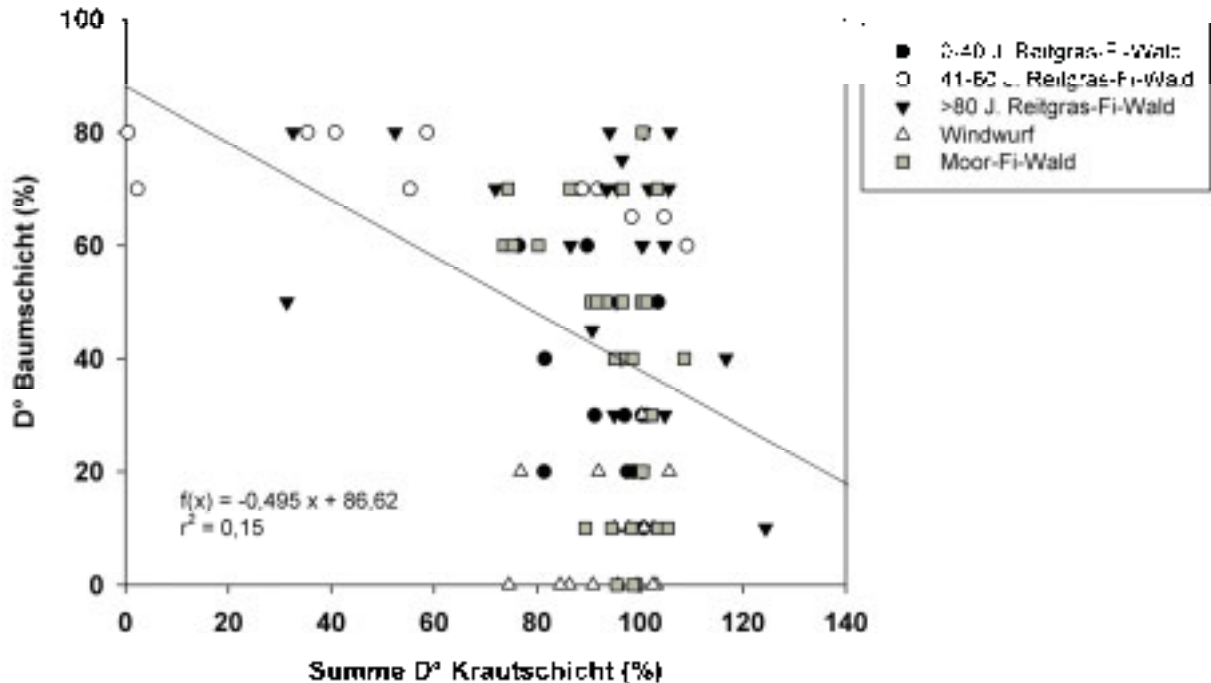


Abb. 12: Beziehung zwischen den prozentualen Deckungsgraden der Baumschicht und der Summe der Krautschichtarten in Reitgras-Fichtenwäldern und Moor-Fichtenwäldern der hochmontanen Höhenstufe.

Tabelle 7 gibt eine Übersicht über die Wesentlichen im Untersuchungsgebiet vorkommenden Pflanzengesellschaften der hochmontanen Höhenstufe. Für die soziologische Eingliederung werden die hochmontanen Fichtenwälder in dieser Arbeit als *Piceetum hercynicum* bzw. *Piceeto-Vaccinietum uliginosi hercynicum* zusammengefasst. Das *Piceeto-Vaccinietum uliginosi hercynicum* wird dabei in Anlehnung an WECKESSER et al. (2006) als Gehölzgesellschaft aufgefasst (Klasse der *Vaccinietea uliginosi* Tx. 1955), im Gegensatz zu JENSEN (1961), der diese Assoziation als Moorgesellschaft betrachtet.

Pflanzensoziologisch ist das *Piceetum hercynicum* durch mehrere Kennarten der *Vaccinio-Piceetea* und des *Piceion abietis* charakterisiert (Braun-BLANQUET et al. 1939, ELLENBERG et al. 2001, FISCHER 2003). Mit hoher Stetigkeit treten *Vaccinium myrtillus*, *Trientalis europaea*, *Rhytidadelphus loreus* und *Sphagnum girgensohnii* auf, wobei nach JAHN (1977) der Siebenstern als regionale Charakterart der Assoziation angesehen werden kann. Nur recht selten finden sich weitere Klassen- und Verbands-Charakterarten wie *Bazzania trilobata*,

Barbilophozia floerkei, *B. lycopodioides*, *Lycopodium annotinum*, *Melampyrum sylvaticum* und *Vaccinum uliginosum*. Mit hoher Stetigkeit zeigen sich dagegen die typischen säuretoleranten Arten wie *Deschampsia flexuosa* und *Dryopteris carthusiana*.

Unter den Assoziations-, Verbands- und Ordnungs-Charakterarten nehmen die Moose in den Fichtenwäldern eine herausragende Stellung ein (JENSEN 1961). Eine Reihe typischer Charakterarten der Fichtenwälder, die aber auch in den Tieflagen in den azidophilen Laubwäldern und Nadelholzforsten vorkommen, finden ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Fichtenwäldern der obermontanen Lagen. Die anzutreffenden Moose sind typische Besiedler der Humusauflagen, ergänzt von einer größeren Gruppe sehr häufiger Arten, die in allen Fichten-Waldgesellschaften vorkommen, wenn auch teilweise in recht unterschiedlichen Mengenanteilen. Zu diesen zählen u.a. *Dicranum majus*, *D. fuscescens*, *D. scoparium*, *Lepidozia reptans*, *Lophocolea heterophylla*, *L. bidentata*, *Mnium hornum*, *Mylia anomala*, *Orthodontium lineare*, *Plagiothecium undulatum*, *P. curvifolium*, *Pleurozium schreberii*, *Pohlia nutans*, *Polytrichum formosum*, *Ptilidium ciliare* und *Tetraphis pellucida*.

Der Gliederung von WECKESSER et al. (2006) folgen, lässt sich das Piceetum hercynicum in Abhängigkeit vom Grad der Vermoorung der Standorte in eine Subassoziation mit *Calamagrostis villosa* und eine Subassoziation mit *Sphagnum russowii* unterteilen, die dem Piceeto-Vaccinietum uliginosi hercynicum gegenübergestellt wird.

4.1.5.1 Piceetum hercynicum calamagrostietosum

Das Piceetum hercynicum calamagrostietosum ist ausschließlich auf die nicht vermoorten Bereiche der hochmontanen Lagen beschränkt. Die namensgebende Art *Calamagrostis villosa* kommt sowohl in den Fichtenforsten der submontanen bis montanen Lagen als auch in den vermoorten Bereichen hochstet vor, sie zeigt aber im Bereich der Reitgras-Fichtenwälder die höchste morphologische Vitalität und ist oft aspektprägend. Positiv charakterisiert wird diese Subassoziation gegenüber jener der vermoorten Standorte durch *Galium saxatile* und *Dryopteris dilatata*, die im Gebiet in optimaler Vitalität nur auf unvermoorten Standorten vorkommen. Negativ charakterisierend sind die fehlenden Arten der *Sphagnum russowii*-Gruppe (s. Kap. 4.1.5.3). Die auf Mineralboden stockenden Reitgras-Fichtenwälder zeigen stellenweise erhebliche biotische und abiotische Schäden in der Baumschicht. Anhand der Schädigungen lässt sich vom typischen Piceetum hercynicum eine Variante mit *Epilobium*

angustifolium unterscheiden, die den Aufnahmen der Windwurfflächen der hochmontanen Lagen gegenübergestellt werden (Tab. 7).

Bei dem in 30 Aufnahmen erfassten typischen Reitgras-Fichtenwald handelt es sich um weitgehend ungeschädigte Bestände. Diese werden einerseits von dicht schließenden Altersklassenforsten im Stangenholz- und Baumholzalder, andererseits von plenterartigen Hochwaldstrukturen der Altersphase geprägt. Hier wird der Gesamteindruck der Bodenvegetation maßgeblich durch *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus* bestimmt. Häufig aber mit geringen Deckungsgraden finden sich Arten der *Calamagrostis villosa*-Gruppe wie *Calamagrostis villosa*, *Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata*, *Galium saxatile* und *Trientalis europaea*. In diesen Bereichen kommt neben den genannten Moosen vor allem *Plagiothecium undulatum*, *P. curvifolium*, *Pleurozium schreberi* und *Rhytidiadelphus loreus* vor. Diese Variante ist gekennzeichnet durch weitgehend geschlossene Bestände mit vereinzelt Lücken und Löchern im Kronendach bei einem Schlussgrad von 59 %. Die mittlere Artenzahl der Feldschicht liegt bei 9 Arten je Aufnahmefläche. Hinzu kommen durchschnittlich 11 Moosarten.

Bei der Variante mit *Epilobium angustifolium* handelt es sich um von Borkenkäferfraß, Schneebruch und Windwurf aufgelockerte Flächen. Die Baumschicht in den 20 Aufnahmen hat nur einen durchschnittlichen Schlussgrad von 47 %. Wenn diese Störereignisse noch nicht allzu lange zurückliegen, zeigen sich Drahtschmiele und Heidelbeere weiterhin als aspektbestimmend. Durch das höhere Lichtangebot finden sich vermehrt auch Verlichtungszeiger der *Epilobium angustifolium*-Gruppe wie *Epilobium angustifolium*, *Rubus idaeus*, *Mycelis muralis*, *Senecio ovatus* und *Urtica dioica*. Regelmäßig, aber mit geringen Deckungsgraden sind auch Frischezeiger wie *Athyrium filix-femina*, *Oxalis acetosella* und *Gymnocarpium dryopteris* vertreten. Dominante Moose sind neben den genannten Arten vor allem *Brachythecium rutabulum*, *B. velutinum* und *Ceratodon purpureus*. An Störstellen des dichten Grasfilzes stellt sich gehäuft Verjüngung von *Picea abies* ein. Ältere geschädigte Bereiche werden häufig von *Calamagrostis villosa* dominiert, *Calamagrostis arundinacea* ist dagegen in dieser Höhenstufe nicht mehr zu finden. Das Wollige Reitgras entwickelt hier hohe Deckungsgrade und Wuchshöhen und bildet zudem eine dichte Streuschicht. Unter der dichten Reitgrasdecke gedeihen nur noch wenige andere Arten, darunter *Deschampsia flexuosa* und *Plagiothecium undulatum*. Andere vorgenannte Moose treten weitestgehend in den Hintergrund (WECKESSER et al. 2006). Die mittlere Artenzahl der Krautschicht nimmt im

Vergleich zur typischen Variante auf durchschnittlich 14 Arten pro Aufnahme­fläche zu, die der Moose ist mit 11 Arten annähernd gleich hoch.

4.1.5.2 Piceetum hercynicum nach Windwurf

Bei den 15 Vegetationsaufnahmen der Windwurfflächen der hochmontanen Stufe handelt es sich im Wesentlichen um ehemalige Reitgras-Fichtenwälder der unvermoorten Bereiche (WECKESSER et al. 2006). Auch hier finden sich mit hoher Stetigkeit *Galium saxatile* und *Dryopteris carthusiana*, wo hingegen die Arten der *Sphagnum russowii*-Gruppe hier ebenfalls weitgehend fehlen (vgl. Abs. 4.1.5.1 u. 4.1.5.3). Typisch für die annähernd baumfreien Flächen (mittlerer Schlussgrad der Baumschicht 8 %) ist das hochstete Auftreten der Schlagflur- und Verlichtungsarten der *Epilobium angustifolium*-Gruppe (vgl. Abs. 4.1.4.2), von denen insbesondere *Epilobium angustifolium*, *Rubus idaeus* und *Senecio ovatus* durch die Ausbildung dominanter Hochstauden teilweise charakterprägend sind. Neben diesen Arten finden sich häufig auch *Athyrium filix-femina*, *Carex pilulifera*, *Epilobium montanum*, *Gymnocarpium dryopteris* und *Brachythecium velutinum*. Meist werden insbesondere ältere Windwurfflächen jedoch von *Calamagrostis villosa* dominiert. Positiv abgrenzen lassen sich die großflächigen Windwurfflächen von den nur kleinräumig aufgelichteten Bestandesspartien durch Arten wie *Agrostis capillaris*, *Cirsium vulgare*, *Epilobium ciliatum*, *Galeopsis tetrahit*, *Juncus effusus* und *Luzula sylvatica*, die nach ELLENBERG et al. (2001) überwiegend auch als Verlichtungs- und Störungszeigerarten gelten. Typische Moose für diese Bereiche sind *Brachythecium salebrosum*, *B. rutabulum* und *Ceratodon purpureus*. Die Verjüngung der Baumarten wird ebenfalls nur aus *Picea abies* und *Sorbus aucuparia* gebildet, die sich hier auch in der Strauchschicht wiederfinden. Lichtbaumarten wie auf den Windwurfflächen der kollinen bis obermontanen Höhenstufe fehlen hier (vgl. Kap. 4.1.4.3). Die Zahl der verschiedenen Pflanzen in der Krautschicht erreicht auf den Windwurfflächen mit 15 Arten pro Aufnahme­fläche das Maximum für die zonalen Waldgesellschaften der hochmontanen Stufe. Die mittlere Zahl der Moose ist mit 11 Arten je Aufnahme genauso hoch wie in den restlichen unvermoorten Bereichen des Piceetum hercynicum.

4.1.5.3 *Piceetum hercynicum sphagnetosum*

Die Subassoziation des Torfmoos-Fichtenwaldes findet sich ausschließlich auf grundwasserbeeinflussten Moorstandorten. Die Waldstrukturen sind offen und licht. Das Wachstum der Fichte ist deutlich geringer als auf Mineralbodenstandorten. Die Baumschicht überschirmt durchschnittlich nur 37 % der Fläche. Die Fichte steht oft nur lückig bis räumdig.

Pflanzensoziologisch lässt sich der Torfmoos-Fichtenwald vom Reitgras-Fichtenwald anhand der Arten der *Sphagnum russowii*-Gruppe abgrenzen. Charakteristische Arten dieser Gruppe sind *Sphagnum russowii*, *Molinia caerulea*, *Cephalozia bicuspidata* und *Calypogeia azurea*. Weitere typische Moorarten dieser Standorte sind Moose wie *Calypogeia nessiana*, *Sphagnum fallax*, *S. capilifolium* und *S. magellanicum*. Negativ charakterisiert ist diese Subassoziation gegenüber dem *Piceetum hercynicum calamagrostietosum* durch das weitgehende Fehlen der Arten der *Calamagrostis villosa*-Gruppe (s. Abs. 4.1.5.1), die nur vereinzelt auf Sonderstandorten mit Anschluss zum Mineralboden vorkommen. Die Feldschicht wird durch die Vermoorung deutlich artenärmer. Hier kommen im Mittel nur noch 8 Arten je Aufnahme vor. Die Anzahl der Moose nimmt durch die hohe Anzahl an typischen Moorarten mit durchschnittlich 19 Arten deutlich zu.

4.1.5.4 *Piceeto-Vaccinietum uliginosi hercynicum*

Da einige Aufnahmeflächen des systematischen Kontrollzaunverfahrens auf offenen Hochmoorflächen aufgrund der Unbegehrbarkeit der Moore entfallen (s. Kap. 3.1), sind die reinen Moorgesellschaften durch das Raster nur unzureichend erfasst. Eine detaillierte soziologische Untergliederung der in den Harzer Hoch-, Nieder- und Übergangsmooren recht kleinflächig auftretenden unterschiedlichen Pflanzengesellschaften ist anhand des Aufnahmematerials nicht möglich. Daher werden unter den Fichten-Moorwäldern des *Piceeto-Vaccinietum uliginosi hercynicum* mehrere Moor- und Fichten-Waldgesellschaften zusammengefasst. Eine ausführliche Beschreibung der Harzer Moore findet sich bei JENSEN (1961, 1987) und WECKESSER et al. (2006).

Die Rauschebeeren-Fichten-Moorwälder befinden sich auf Standorten mit einer Torfmächtigkeit zwischen 1 m und 2 m (JENSEN 1961), die den Grenzbereich für das Baumwachstum bilden. Sie finden sich im Randbereich der Hochmoorzungen und vereinzelt eingestreut im Bereich des *Piceetum hercynicum sphagnetosum*. Die lichte Baum- und Strauchschicht wird allein von *Picea abies* gebildet. Die Bäume stehen meist in lockeren

Gruppen oder einzeln verteilt und sind bis zum Grund grün beastet (WECKESSER et al. 2006). Der mittlere Schlussgrad beträgt lediglich 29 %. Die Fichte erreichen hier nur noch maximale Wuchshöhen von ca. 5 m. Selten findet sich in der Strauchschicht auch *Betula carpatica*, die in der Verjüngung jedoch häufig vertreten ist.

Die Vegetation der Feld- und Mooschicht setzt sich aus einem kleinräumigen Mosaik aus den vorher genannten Fichtenwaldarten und typischen Arten der Hoch- und Übergangsmoore zusammen. Die Krautschicht wird vor allem von Zwergsträuchern wie *Vaccinium myrtillus* und *V. vitis-idaea* dominiert. Nur eher zerstreut kommt im Gebiet *V. uliginosum* vor, das nach JENSEN (1961) als Assoziations-Charakterart gelten kann. Häufig vergesellschaftet sind *Calluna vulgaris* und *Empetrum nigrum*. Positiv charakterisiert gegenüber dem Piceetum hercynicum sphagnetosum ist das Piceeto-Vaccinietum uliginosi hercynicum vor allem durch die Arten der Oxycocco-Sphagnetea bzw. Sphagnetalia magellanici wie *Aulacomnium palustre*, *Dicranum bergeri*, *Eriophorum vaginatum*, *Mylia anomala*, *Polytrichum strictum*, *Sphagnum magellanicum*, *S. papillosum*, *S. angustifolium*, *S. rubellum*, *Trichophorum cespitosum* und *Vaccinium oxycoccus*. Negativ abgrenzend sind vor allem *Dryopteris carthusiana*, *Plagiothecium undulatum* und *P. curvifolium*, die hier weitgehend fehlen.

Charakterprägend für die Mooschicht ist die Vielfalt der verschiedenen Torfmoose. *Sphagnum russowii* ist neben *S. girgensonii* die bei weitem am häufigsten vorkommende Art. Sie bilden zusammen vielfach regelrechte Teppiche aus. In den Bulten finden sich häufig *Sphagnum magellanicum* und *S. rubellum*. Im kleinräumigen Wechsel der Standorte kommen weitere Torfmoose wie *Sphagnum fallax*, *S. papillosum* und *S. capillifolium* regelmäßig vor. Die Mooschicht erreicht hier die absolut höchsten Artenzahlen von durchschnittlich 21 Moosarten pro Aufnahme­fläche. Die Krautschicht setzt sich dagegen nur noch aus Arten mit extremer Toleranz gegenüber Nährstoffarmut bzw. aus reinen Moorspezialisten zusammen. Ihre mittlere Artenzahl liegt hier ähnlich niedrig wie in den Torfmoos-Fichtenwäldern bei 9 Arten je Aufnahme.

Tab. 7: Vegetationsformen der **hochmontanen Fichtenwälder** im NP Harz. Angegeben sind nur Arten mit Stetigkeit \geq II. 1.1 Picceetum hercynicum calamagrostietosum, 1.2 Variante des Picceetum hercynicum calamagrostietosum mit *Epilobium angustifolium*, 2 Picceetum hercynicum nach Windwurf, 3 Picceetum hercynicum sphagnetosum, 4 Piceeto-Vaccinietum uliginosi hercynicum. (weitere Erläuterungen s. Tab. 4).

Hochmontane Fichtenwälder											
		1.1		1.2		2		3		4	
Anzahl der Aufnahmen		30		20		15		22		10	
Mittelwert (x) Stdabw. (\pms)		x	\pm s	x	\pm s	x	\pm s	x	\pm s	x	\pm s
Deckungsgrad Baumschicht		59,0	20,9	46,5	24,1	8,2	9,2	37,3	25,3	39,0	21,2
Deckungsgrad Strauchschicht		4,8	7,8	5,4	8,2	8,4	14,6	2,1	6,3	3,6	4,9
Deckungsgrad Krautschicht		77,8	27,8	83,5	18,1	87,4	8,2	91,4	6,8	90,0	8,7
Deckungsgrad Mooschicht		28,9	20,6	30,2	18,0	18,5	14,0	38,1	18,5	37,5	16,5
Artenzahl Baumschicht		1,0	0,2	1,0	0,4	0,5	0,5	0,9	0,3	1,1	0,3
Artenzahl Strauchschicht		1,2	0,8	1,4	1,5	1,4	0,9	0,7	0,7	1,0	0,6
Artenzahl Krautschicht		8,7	1,6	14,0	3,5	14,9	5,1	8,1	2,0	8,6	1,7
Artenzahl Mooschicht		11,2	2,6	10,7	1,9	10,5	2,7	19,4	3,8	21,2	2,7
Stetigkeit (St) Deckungsgrad (D°)		ST	D°	ST	D°	ST	D°	ST	D°	ST	D°
B	<i>Picea abies</i>	V	10-80	V	10-80	IV	10-30	V	10-80	V	10-60
S	<i>Picea abies</i>	IV	r-30	III	r-30	IV	r-10	III	r-30	V	r-15
	<i>Sorbus aucuparia</i>	III	r-1	III	r-5	III	r-20	I	r-1	I	+
K/M	KC <i>Vaccinium myrtillus</i>	V	+95	V	+85	V	1-70	V	10-90	V	3-80
	KC <i>Trientalis europaea</i>	V	+1	V	+	V	+8	IV	+	IV	r+
	KC <i>Rhytidadelphus loreus</i> M	IV	+15	V	+25	II	+3	V	+8	V	+5
	KC <i>Barbilophozia floerkei</i> M	.	.	I	+	I	+	III	+1	IV	+
	AC <i>Dicranum majus</i> M	V	+10	V	+8	III	+1	V	+20	V	+15
	VC <i>Bazzania trilobata</i> M	.	.	II	+	I	+	II	+	III	+
	AC <i>Dicranum fuscescens</i> M	V	+1	V	+1	III	+1	V	+1	V	+1
Trennarten der Subass. 1, 3 u. Windwurfflächen											
	AC <i>Plagiothecium undulatum</i> M	V	+30	IV	1-30	V	+8	IV	+10	I	+3
	<i>Dryopteris carthusiana</i>	III	r-3	IV	r-3	IV	r-3	IV	r+	.	.
	<i>Plagiothecium curvifolium</i> M	IV	+3	IV	+10	III	+5	III	+15	.	.
Trennarten der Subass. 1 u. Windwurfflächen											
	<i>Calamagrostis villosa</i>	V	+45	V	5-80	V	10-70	III	+30	I	+
	<i>Dryopteris dilatata</i>	V	+8	V	+15	V	+15	II	r+	I	+
	<i>Galium saxatile</i>	IV	+20	V	+10	V	+15	II	+1	.	.
Trennarten der Varianten 1.2 u. Windwurfflächen											
	<i>Epilobium angustifolium</i>	III	r-1	V	+3	V	+40
	<i>Athyrium filix-femina</i>	.	.	V	+3	III	+10
	<i>Oxalis acetosella</i>	I	+1	III	+50	III	+
	<i>Brachythecium velutinum</i> M	I	+1	III	+1	III	+1
	<i>Epilobium montanum</i>	.	.	III	r+	IV	+5
	<i>Senecio ovatus</i>	.	.	II	r+	II	+10
	<i>Mycelis muralis</i>	.	.	II	r+	II	r+
	<i>Rubus idaeus</i>	.	.	II	+	II	r-30
	<i>Carex pilulifera</i>	.	.	II	+	II	r+
	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	.	.	II	+5	II	+
	<i>Urtica dioica</i>	.	.	II	r+	II	+
Trennarten der Windwurfflächen											
	<i>Brachythecium rutabulum</i> M	III	+8	III	+10	V	+5	II	+3	I	3
	<i>Ceratodon purpureus</i> M	.	.	II	+	V	+1
	<i>Cirsium vulgare</i>	III	r+
	<i>Brachythecium salebrosum</i> M	III	+1
	<i>Digitalis purpurea</i>	II	+5
	<i>Agrostis capillaris</i>	II	+20
	<i>Luzula sylvatica</i>	II	1-10
	<i>Epilobium ciliatum</i>	II	+1
	<i>Galeopsis tetrahit</i>	II	+5

Tab. 7: Fortsetzung: Vegetationsformen der **hochmontanen Fichtenwälder** im NP Harz.

Trennarten der Subass. 3 u. Ass. 4											
Sphagnum russowii M	I	+1	V	1-30	V	5-35
KC Sphagnum girgensohnii M	III	+45	II	+15	III	+15	.	V	+10	V	1-8
KC Vaccinium vitis-idaea	III	+15	IV	+5
Molinia caerulea	IV	+75	V	+65
Ptilidium ciliare M	II	+	II	+	.	.	.	V	+	IV	+1
Sphagnum fallax M	III	+8	IV	+10
Cephalozia bicuspidata M	III	+	IV	+
Calypogeia azurea M	III	+	III	+
Campylopus flexuosus M	III	+	III	+
Polytrichum commune M	III	+5	III	1-3
Lophozia ventricosa M	III	+	III	+
Calypogeia neesiana M	II	+1	III	+1
Sphagnum papillosum M	II	+1	III	+1
Sphagnum capillifolium M	II	+	III	+1
Barbilophozia attenuata M	II	+	II	+
Trennarten der Assoziation 4											
AC Vaccinium uliginosum	II	+
KC Eriophorum vaginatum	III	+80	V	+60
KC Aulacomnium palustre M	I	+1	III	+
KC Vaccinium oxycoccos	III	r+
OC Sphagnum magellanicum M	III	+5	V	+8
OC Sphagnum angustifolium M	II	+1
Calliergon stramineum M	I	+	II	+1	IV	+
Calluna vulgaris	.	.	I	+5	.	.	.	I	+3	III	+30
Empetrum nigrum	II	+1
Trichophorum cespitosum	II	+35
Melampyrum sylvaticum	II	+
Warnstorfia fluitans M	II	+
Polytrichum strictum M	II	+
Sphagnum rubellum M	II	+1
Gehölzverjüngung											
KC Picea abies	IV	r-1	V	r-1	V	r-1	V	V	+1	V	+
Sorbus aucuparia	IV	r+	IV	r+	II	r+	I	I	+	II	r+
Betula carpatica	III	r+
typische Begleiter											
Polytrichum formosum M	V	+20	V	+30	V	+20	V	V	1-15	V	+10
Deschampsia flexuosa	V	+85	V	5-60	V	3-60	V	V	+40	IV	+20
Dicranum scoparium M	V	+15	V	+5	V	+8	V	V	+5	V	+3
Pohlia nutans M	II	+1	III	+	II	+	III	III	+1	IV	+1
Tetraphis pellucida M	III	+	III	+	II	+	IV	IV	+1	IV	+
Orthodontium lineare M	III	+	II	+	I	+	IV	IV	+1	V	+1
Lophocolea heterophylla M	II	+	II	II	+	III	+
Mnium hornum M	I	+8	II	+3	I	1-3
Pleurozium schreberi M	II	+10	II	1-5	II	+10	I	I	1-8	I	+
Lophocolea bidentata M	II	+1	I	+1	I	+1	.	.	.	I	+
Ceratodon purpureus M	II	+1	II	+1	II	+
Lepidozia reptans M	I	+	I	+	.	.	II	II	+	II	+
Mylia anomala M	I	I	+	II	+

4.1.6 Ufer- und Auenwälder

Neben den zonalen Waldgesellschaften kommen im Untersuchungsgebiet auch einige azonale Pflanzengesellschaften vor, die von ihrem Flächenumfang jedoch recht unterschiedlich sind. Im niederschlagsreichen Harz gehören die Bachläufe zu den am weitest verbreiteten azonalen Lebensräumen, deren pflanzensoziologische Zusammensetzung anhand der Aufnahmen der Straten 20, 21, 22 und 23 dargestellt wird (Anzahl der Aufnahmenflächen s. Tab. 2).

Das kalkarme Wasser dieser Bäche hat eine relativ hohe Fließgeschwindigkeit und auch das Grundwasser ist bewegt. Die Überflutungen in den meist recht engen Talmulden sind nach der Schneeschmelze im Frühjahr recht kurz, aber heftig. Die Talsohlen der Bäche werden vorwiegend aus schottrigen Ablagerungen gebildet, deren Feinkornmaterial i.d.R. stromabwärts zunimmt (DRACHENFELS 1990). Vorherrschende Bodentypen sind Rohböden (Rambla), junge Auenböden (Paternia) und Gleye, die trotz des vorwiegend kalkarmen Ausgangsmaterials eine relativ gute Nährstoffversorgung aufweisen (DIERSCHKE et al. 1983).

Die natürliche Waldgesellschaft der etwas breiteren Bäche in basenarmem Silikatgestein ist der Hainmieren-Schwarzerlenwald (*Stellario nemori-Alnetum glutinosum*). Diese Waldgesellschaft wird im Harz sowohl von Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) als auch teilweise von Grauerle (*Alnus incana*) gebildet, deren autochthones (indigenes) Vorkommen jedoch nicht ganz klar ist (DIERSCHKE et al. 1983). Neben den Erlenarten kommen vor allem Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), in tieferen Lagen auch Esche (*Fraxinus excelsior*) vor (DRACHENFELS 1990).

Die Krautschicht dieser Pflanzengesellschaft bildet meist nur einen sehr schmalen Saum entlang der Bäche, ist aber i.d.R. recht kräftig entwickelt. Zu den Verbands-Charakterarten zählen neben *Stellaria nemorum* u.a. *Circaea lutetiana*, *Equisetum sylvaticum*, *Festuca gigantea*, *Impatiens noli-tangere* und *Rumex sanguineus* (FISCHER 2003).

An den Ufersäumen wachsen oft Hochstaudenfluren mit *Petasites albus*, *P. hybridus*, *Chaerophyllum hirsutum* und *Filipendula ulmaria*. Im Bereich der Bäche finden sich häufig auch Quellfluren. Sie sind gekennzeichnet durch typische Arten wie *Montia fontana*, *Cardamine amara* und *Chrysosplenium oppositifolium*. Die Wasservegetation der recht schnell fließenden Bäche ist meist auf Algen, Flechten und Wassermoose beschränkt. Nur in

langsam fließenden Abschnitten treten vereinzelt *Callitriche palustris*, *Ranunculus peltatus* und *Glyceria fluitans* auf (DRACHENFELS 1990).

Nach DIERSCHKE et al. (1983) lässt sich das Stellario nemori-Alnetum glutinosum für den Harz in ein Subassoziation mit *Aegopodium podagraria* für die nährstoffreichen Standorte der Tieflagen und eine mit *Myosotis scorpioides* für nasse, meist quellige Standorte untergliedern. Nach PREISING (1984) kommt an nährstoffarmen Bachufern der Buchenwaldstufe weiterhin ein Waldhainsimsen-Erlen-Uferwald (*Luzulo sylvatici*-Alnetum glutinosae) vor. Er ist gekennzeichnet durch die Charakterart *Luzula sylvatica*, die dort die Krautschicht dominiert.

An den kleineren Bächen der mittleren und höheren Lagen ist oft kein eigentlicher Auenwald entwickelt. PREISING (1984) gliedert diese Bereiche anhand der Höhenstufen in einen Waldhainsimsen-Bergahorn-Uferwald mit Fichte und Buche bis zur obermontanen Stufe und einen Waldhainsimsen-Fichten-Bachuferwald (*Luzulo sylvaticae*-Piceetum) in der Fichtenwaldstufe. In quelligen, anmoorigen Bachbereichen der höheren Lagen tritt außerdem ein torfmoosreicher Waldschachtelhalm-Fichten-Erlenwald auf. Echte Erlen-Bruchwälder finden sich im Westharz heute aber allenfalls als Fragmente (DRACHENFELS 1990).

Bei den Vegetationsaufnahmen zeigt sich die Baumschicht in den natürlichen Bachbereichen wie auch an den durch Fichtenanpflanzungen dominierten naturfernen Ufern relativ licht. Dies ist sowohl auf den lückigen Bewuchs der vorhandenen Fichten und Buchen als auch die geringeren Schlussgrade der verbreitet vorkommenden Weichlaubgehölze zurückzuführen. Durch das im Vergleich zu den weitgehend geschlossenen Beständen der zonalen Waldgesellschaften hohe Lichtangebot und die oftmals etwas bessere Nährstoffversorgung über das Bach- und Hangwasser kann sich verbreitet eine üppige Feldschicht entwickeln.

Die naturnahen Bachufer der kollinen bis montanen Höhenstufe sind mit einem mittleren Schlussgrad der Baumschicht von 50 % weitgehend geschlossen mit einzelnen Lücken und Löchern, wobei die Deckungsgrade der einzelnen Aufnahmen (zwischen 20 % und 80 %) starke Unterschiede aufweisen (s. Abb. 13). Die teilweise recht geringen Schlussgrade sind im Wesentlichen auf die Beseitigung von Fichten im Zusammenhang mit der Renaturierung der Fließgewässer zurückzuführen. Der durchschnittliche Deckungsgrad der Summe aller krautigen Pflanzen liegt hier bei relativ geringen 63 %. Dies beruht zum Teil auch auf der flächigen Verdämmung der Krautschicht durch Fichtenreisig aus den genannten Maßnahmen. Die durch Fichtenanpflanzungen dominierten naturfernen Uferwälder zeigen sich sogar noch

etwas lichter. Hier beträgt der mittlere Schlussgrad nur 45 %. In diesen Uferbereichen bedeckt die Krautschicht im Mittel 83 % der Fläche.

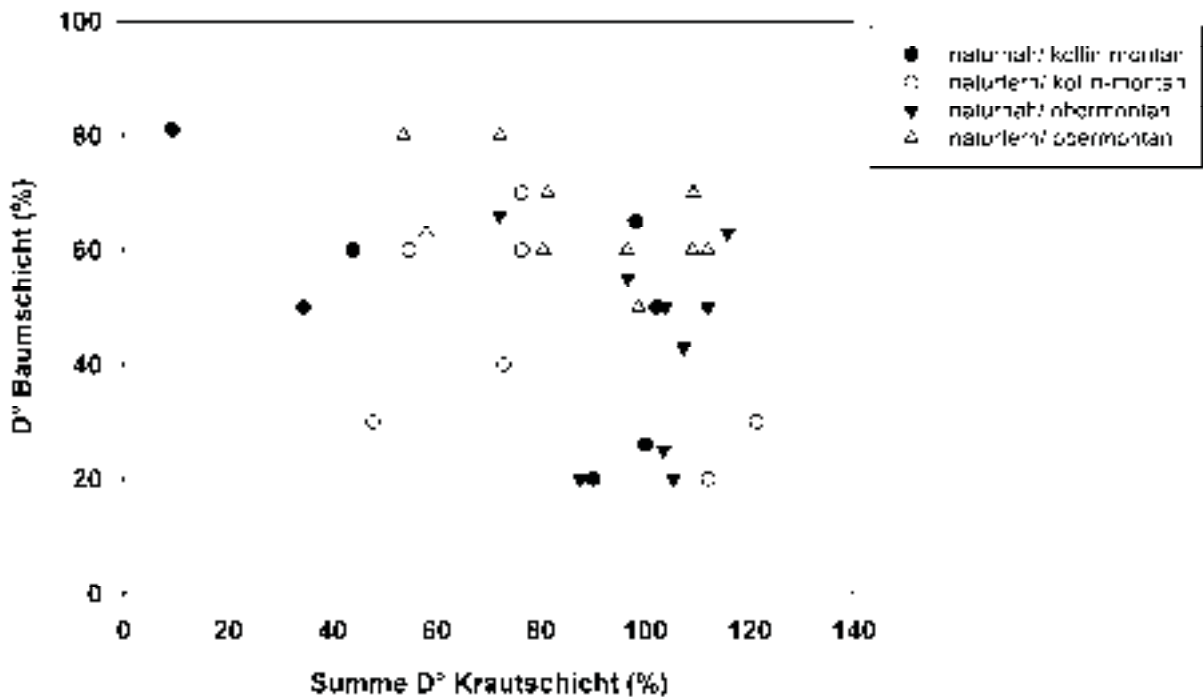


Abb. 13: Beziehung zwischen den prozentualen Deckungsgraden der Baumschicht und der Summe der Krautschichtarten in Ufer- und Auenwäldern im NP Harz.

In der ober- und hochmontanen Höhenstufe gehört die Fichte von Natur aus zum Baumartenspektrum der Bachuferwälder. Ihr Anteil ist jedoch vielfach deutlich erhöht, da die natürlich vorkommenden Weichlaubgehölze vielerorts durch Fichtenanpflanzungen ersetzt wurden. So lässt sich in diesen Bereichen ebenfalls ein naturnaher von einem naturfernen Bachuferwald unterscheiden.

Die naturnahen Bachabschnitte sind mit 44 % im Vergleich zu den anderen Uferbereichen am geringsten bewaldet und weisen mit einer durchschnittlichen Deckungsgradsumme von 101 % auf allen Aufnahmeflächen eine nahezu geschlossene Decke an krautigen Pflanzen auf. Auch hier wurden die Deckungsgrade der Baumschicht durch Renaturierungsmaßnahmen künstlich abgesenkt.

Die naturfernen Ufer sind bis dicht an die Bachläufe mit Fichten bestockt. Der Schlussgrad der Baumschicht ist hier mit 65 % am höchsten. Die Feldschicht geht zurück auf 87 %, wobei einige Bereiche von geschlossenen Moosdecken eingenommen werden.

Die Strauchschicht der Bachuferwälder ist recht wuchskräftig und artenreich (s. Tab. 8). Neben der Verjüngung der genannten Baumarten finden sich hier vor allen verschiedenste Weichlaubhölzer wie *Betula pendula*, *Populus tremula*, *Salix caprea*, *S. aurita* und *Sorbus aucuparia*.

Auch die Krautschicht zeigt sich im Vergleich zu den zonalen Waldgesellschaften besonders üppig. Sie ist bestimmt durch ein Mosaik aus den oben genannten typischen Arten der Uferbereiche, Saumarten, Arten der Quell- und Schotterfluren und der Wasservegetation. Durch die ständig hohe Luftfeuchtigkeit zeigen sich auch die Farne im Bereich der Bachufer in hoher Vitalität. Dies sind neben den weit verbreiteten Arten wie *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris carthusiana* und *D. dilatata* auch seltenere Arten wie *Blechnum spicant* und *Phegopteris connectilis*.

Häufig finden sich daneben auch Arten der angrenzenden Waldgesellschaften. Im Bereich der mesotrophen Buchenwälder sind die typischen Charakterarten wie *Lamium galeobdolon*, *Poa nemoralis*, *Scrophularia nudosa* und *Stachys sylvatica* regelmäßig anzutreffen. Hinzu kommen weitere Nährstoffzeiger, wie z.B. *Valeriana officinalis* und *Silene dioica*.

In nahezu allen Aufnahmen zeigen sich die typischen Charakterarten der Fichtenwälder. Ihre höchsten Bauwerte erreichen sie jedoch meist nur in der hochmontanen Höhenstufe und zum Teil auch bei angrenzenden Fichtenforsten. Neben *Picea abies* und *Sorbus aucuparia* sind vor allem *Vaccinium myrtillus*, *Calamagrostis villosa*, *Trientalis europaea*, *Rhytidiadelphus loreus*, *Dicranum majus*, *D. fuscescens* und *Sphagnum girgensohnii* häufig zu finden. Mit hoher Stetigkeit zeigen sich auch hier die weit verbreiteten säuretoleranten Arten wie *Deschampsia flexuosa* und *Galium saxatile*.

Wegen der relativ geringen Überschildung durch die Baumschicht und dem höheren Anteil an Weichlaubgehölzen, die deutlich weniger schattend sind als Buche und Fichte, finden sich verbreitet auch Verlichtungs- und Stickstoffzeiger in der Ufervegetation wie beispielsweise *Digitalis purpurea*, *Epilobium angustifolium*, *Rubus fruticosus*, *R. idaeus*, *Senecio ovatus* und *Urtica dioica*. Weiterhin zeigen sich örtlich auch Verdichtungszeiger, die auf eine schlechte Durchlüftung der Oberböden hindeuten. Dies sind speziell *Deschampsia cespitosa*, *Juncus conglomeratus* und *J. effusus*.

4.1.6.1 *Luzulo sylvatici-Alnetum glutinosae*

Der mit 7 Aufnahmen erfasste Waldhainsimsen-Erlen-Uferwald bildet die natürliche Waldgesellschaft der nährstoffarmen Bachufer der kollinen bis montanen Höhenstufe. Die namengebende Charakterart ist *Luzula sylvatica*. Die Baumschicht wird dominiert von Fichte und Buche. Die Strauchschicht ist dagegen deutlich artenreicher. Hier finden sich neben *Picea abies* und *Fagus sylvatica* verschiedene Laubgehölze wie *Acer pseudoplatanus*, *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Sorbus aucuparia* und *Populus tremula*.

Die Krautschicht ist neben den oben angeführten typischen Fichtenwaldarten, den säuretoleranten Arten und Verlichtungszeigern, die sich in unterschiedlichem Ausmaß in allen untersuchten Ufer- und Auenwäldern finden, gekennzeichnet durch zusätzliche Arten wie *Dactylis polygama*, *Epilobium ciliatum*, *Hypericum perforatum*, *Luzula luzuloides*, *Lysimachia nummularia* und *Rubus fruticosus*. Diese grenzen ihn positiv gegenüber dem *Luzulo sylvaticae-Piceetum* ab (vgl. Abs. 4.1.6.4). Während *Luzula luzuloides* als Assoziations-Charakterart der bodensauren Buchenwälder gilt, können die anderen vorkommenden Arten nach ELLENBERG et al. (2001) im gewissen Umfang als Verlichtungszeiger angesehen werden.

In der Verjüngung der Gehölze findet sich ein breites Spektrum an Pflanzenarten. Neben den angeführten Arten der Baum- und Strauchschicht ist zusätzlich auch *Salix caprea* zu finden. Die mittlere Artenzahl der Feldschicht liegt hier bei 24 Pflanzenarten je Aufnahme. Auch die Moosschicht zeigt sich im Mittel mit 12 Arten als relativ artenreich, wobei Charakterarten fehlen.

4.1.6.2 *Luzulo sylvaticae-Piceetum*

An einigen recht schmalen Bächen der ober- und hochmontanen Lagen ist oftmals keine rechte Ufervegetation entwickelt. Die Krautschicht wird gebildet von den typischen Arten der angrenzenden zonalen Fichten-Waldgesellschaften. Sie unterscheidet sich von diesen nur durch die örtliche Dominanz von *Luzula sylvatica* (vgl. Kap. 4.1.5). In einigen langsam fließenden Bachbereichen findet sich auch *Glyceria fluitans* als typische Art der basenarmen Bachläufe.

Diese in 7 Aufnahmen erfassten Bachabschnitte lassen sich als *Luzulo sylvaticae*-*Piceetum* zusammenfassen. Negativ charakterisiert ist dieses gegenüber den anderen Ufer- und Auen-Waldgesellschaften durch das Fehlen jeglicher vorher genannter Charakter- und Trennarten bis auf *Luzula sylvatica*. Dies verdeutlicht insbesondere die Nährstoffarmut der Standorte der Waldhainsimsen-Fichten-Bachuferwälder (vgl. ELLENBERG et al. 2001).

Positiv grenzen sie sich besonders deutlich durch die typischen Pflanzen der Moorbereiche wie *Calluna vulgaris*, *Carex nigra*, *Carex echinata*, *Eriophorum vaginatum* und *Molinia caerulea* von den vorhergenannten Bachufergesellschaften ab. Die partielle Vermoorung dieser Standorte wird auch durch die hohe Anzahl an Torfmoosen verdeutlicht. Zu nennen sind hier u.a. *Sphagnum angustifolium*, *S. palustre*, *S. riparium*, *S. russowii* und *S. squarrosum*. Daneben finden sich andere typische Moose der Fichtenwälder und sauren Humusaufgaben in diesen Aufnahmen wie *Bazzania trilobata*, *Calypogeia muelleriana*, *Lepidozia reptans* und *Orthodontium lineare*, die in den anderen Gesellschaften der Bachläufe fehlen. Auch bei den Gehölzpflanzen zeigen sich deutliche Unterschiede. Die Baumschicht wird hier allein durch *Picea abies* dominiert. In der Strauchschicht tritt vereinzelt *Sorbus aucuparia* zur Fichte hinzu, die auch die einzigen Gehölzpflanzen der Feldschicht bilden.

Der Mangel an Trenn- und Charakterarten spiegelt sich in dieser Uferwaldgesellschaft auch in einer deutlichen Abnahme der mittleren Artenzahl der Krautschicht wider. Sie sinkt hier auf 21 Arten pro Fläche. Durch die vielen Torfmoose steigt die durchschnittliche Zahl der Moosarten auf 19 Arten an.

4.1.6.3 *Stellario nemori*-*Alnetum glutinosae*

Die Hainmieren-Schwarzerlenwälder finden sich in den besser nährstoffversorgten Uferbereichen der kollinen bis montanen Höhenstufe. Sie bildet mit 7 Rasterpunkten für das typische *Stellario nemori*-*Alnetum* und 13 für die Quellvariante die am weitesten verbreitete Form der Bachuferwälder im Untersuchungsgebiet. Oft sind die Bachtäler in tieferen Lagen etwas breiter und besitzen deutliche Überflutungsbereiche, in denen sich nährstoffreichere Böden bilden können. In der Baumschicht finden sich neben Fichte und Buche auch Bereiche, die von Schwarzerle dominiert werden. Als Nebenbaumart ist *Betula pendula* regelmäßig vertreten. Die Strauchschicht ist ebenso artenreich wie die der Waldhainsimsen-Erlen-Uferwälder. *Salix caprea* kommt häufiger vor, dafür fehlt *Populus tremula*.

Die Krautschicht grenzt sich positiv vom *Luzulo sylvatici*-*Alnetum glutinosae* ab durch das Hinzutreten der Klassen- und Ordnungs-Charakterarten des *Stellario nemori*-*Alnetum glutinosae* (z.B. *Poa nemoralis*, *Stachys sylvatica* und *Lamium galeobdolon*) sowie der typischen Verbands-Charakterarten *Stellaria nemorum*, *Circaea lutetiana*, *Rumex sanguineus*, *Equisetum sylvaticum*, *Festuca gigantea* und *Impatiens noli-tangere*. Weitere Trennarten sind *Atrichum undulatum*, *Cirsium palustre*, *Galeopsis tetrahit*, *Galium palustre*, *Geranium robertianum*, *Petasites hybridus*, *Rumex obtusifolius*, *Valeriana officinalis* und *Viola palustris*. Diese Arten können nach ELLENBERG et al. (2001) zum Teil als Feuchte-, Licht- und Nährstoffzeiger charakterisiert werden. In der Gehölzverjüngung finden sich neben den Arten des *Luzulo sylvatici*-*Alnetum glutinosae* noch *Sambucus racemosa* und *Fraxinus excelsior*, die wie die krautigen Pflanzen die gute Wasser- und Nährstoffversorgung des Standorts unterstreichen. Die mittlere Artenzahl der Krautschicht pro Aufnahme fläche steigt hier deutlich auf 34 Arten an, die der Moose erhöht sich nur unwesentlich auf 13 Arten.

4.1.6.4 *Stellario nemori*-*Alnetum glutinosae*, Subass. mit *Myosotis scorpioides*

In einigen Bereichen der Hainmieren-Schwarzerlenwälder tritt Hangwasser in Form von Sickerquellen ans Tageslicht. In diesen Bereichen ist in der Baumschicht auch *Acer pseudoplatanus* häufiger zu finden. In der Feldschicht zeigen sich typische Arten der Quellfluren wie *Myosotis scorpioides* agg., *Cardamine amara* und *Chrysosplenium oppositifolium*. Weiterhin finden sich in diesen 13 Aufnahmen regelmäßig *Scrophularia nodosa* und *Silene dioica*, die die Frische im Wasserhaushalt und die gute Nährstoffversorgung der Standorte verdeutlichen (vgl. ELLENBERG et al. 2001). Die Strauchschicht und Verjüngung der Gehölze ist ähnlich wie in der typischen Variante, es fehlen hier jedoch *Salix caprea*, *Betula pendula* und *Fraxinus excelsior*.

Durch die zusätzlichen Pflanzenarten der Quellfluren erreicht die mittlere Artenzahl in der Feldschicht hier mit 37 das absolute Maximum aller zonalen und azonalen Pflanzengesellschaften. Die Zahl der Moose ist mit 14 Arten pro Aufnahme weiterhin relativ hoch.

Tab. 8: Vegetationsformen der Ufer- und Auenwälder im NP Harz. Angegeben sind nur Arten mit Stetigkeit \geq II. 1 *Luzulo sylvatici*-*Alnetum glutinosae*, 2.1 *Stellario nemori*-*Alnetum glutinosae* 2.2 *Stellario nemori*-*Alnetum glutinosae*, Subassoziation mit *Myosotis scorpioides*, 3 *Luzulo sylvaticae*-*Piceetum* (weitere Erläuterungen s. Tab. 4).

Ufer- und Auenwälder		1		2.1		2.2		3	
		7		7		13		7	
Anzahl der Aufnahmen		7		7		13		7	
Mittelwert (x) Stdabw. (\pm s)		x	\pm s	x	\pm s	x	\pm s	x	\pm s
Deckungsgrad Baumschicht		50,0	20,7	48,6	16,4	46,9	19,0	58,6	12,5
Deckungsgrad Strauchschicht		11,5	11,2	9,9	14,7	9,6	7,9	4,9	3,7
Deckungsgrad Krautschicht		74,3	17,0	63,3	31,2	80,4	21,1	84,3	12,4
Deckungsgrad Moosschicht		19,0	13,9	21,9	12,5	26,2	18,8	52,1	8,8
Artenzahl Baumschicht		1,6	0,7	2,1	1,0	1,8	0,9	1,0	0,0
Artenzahl Strauchschicht		3,4	1,5	3,3	1,3	3,5	1,6	1,7	1,2
Artenzahl Krautschicht		23,7	9,6	33,7	9,2	36,6	9,7	21,0	9,0
Artenzahl Moosschicht		11,9	3,2	13,1	3,7	13,6	4,8	18,9	3,4
Stetigkeit (St) Deckungsgrad (D°)		ST	D°	ST	D°	ST	D°	ST	D°
B	<i>Picea abies</i>	V	15-80	V	30-60	V	20-70	V	40-80
	<i>Fagus sylvatica</i>	III	5-30	II	5-80	II	20-55	.	
	<i>Alnus glutinosa</i>	.		III	+8	II	3-10	.	
	<i>Betula pendula</i>	.		II	1-3	I	+	.	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	.		.		II	5-20	.	
S	<i>Picea abies</i>	IV	+20	IV	r-30	V	r-15	V	+10
	<i>Sorbus aucuparia</i>	V	r+	IV	r-1	IV	r-5	II	r+
	<i>Alnus glutinosa</i>	IV	1-20	IV	+15	III	+10	.	
	<i>Fagus sylvatica</i>	III	+3	III	r-3	III	r-20	.	
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	I	+	II	r	II	r+	.	
	<i>Betula pendula</i>	III	r+	I	3	.		.	
	<i>Salix caprea</i>	.		III	r-3	.		.	
	<i>Populus tremula</i>	I	+	.		.		.	
	<i>Salix aurita</i>	.		.		I	+10	.	
K/M	<i>Luzula sylvatica</i>	V	+10	IV	+10	V	+10	V	3-15
Trennarten der Assoziationen 1 u. 2									
	<i>Luzula luzuloides</i>	III	+3	III	r+	II	+30	.	
	<i>Dactylis polygama</i>	III	+	IV	r+	III	r+	.	
	<i>Rubus fruticosus</i>	II	1	III	+	III	+15	.	
	<i>Plagiothecium denticulatum</i> M	II	+	III	+	II	+	.	
	<i>Lysimachia nummularia</i>	II	+	III	r+	III	r+	.	
	<i>Epilobium ciliatum</i>	II	+	I	+	II	+	.	
	<i>Hypericum perforatum</i>	I	+	II	+	II	r+	.	
Trennarten der Assoziation 2									
	AC <i>Stellaria nemorum</i>	.		I	+	I	+	.	
	KC <i>Poa nemoralis</i>	I	r	III	+	III	r+	.	
	OC <i>Stachys sylvatica</i>	.		II	r+	II	r-1	.	
	OC <i>Lamium galeobdolon</i>	.		II	+	II	+	.	
	VC <i>Circaea lutetiana</i>	.		III	+	III	+1	.	
	VC <i>Rumex sanguineus</i>	.		II	r+	II	r+	.	
	VC <i>Equisetum sylvaticum</i>	.		III	+	II	+	.	
	VC <i>Festuca gigantea</i>	.		II	+	I	r+	.	
	VC <i>Impatiens noli-tangere</i>	.		I	+	II	+20	.	
	<i>Galeopsis tetrahit</i>	I	+	III	+	III	+	.	
	<i>Rumex obtusifolius</i>	.		III	+	III	r+	.	
	<i>Galium palustre</i>	.		II	+	III	+	.	

Tab. 8: Fortsetzung: Vegetationsformen der **Ufer-** und **Auenwälder** im NP Harz.

Petasites hybridus	.		III	r+	II	r-3	.	
Atrichum undulatum M	.		II	+	II	+1	.	
Valeriana officinalis	.		II	r+	II	+1	.	
Viola palustris	.		II	+	II	+	.	
Geranium robertianum	.		II	+	II	+	.	
Cirsium palustre	.		I	r+	I	9	.	
Trennarten der Subassoziation 2.2								
Cardamine amara	.	.			IV	+	.	
OC Scrophularia nodosa	.	.			II	r+	.	
Chrysosplenium oppositifolium	.	.			II	r+	.	
Myosotis scorpioides	.	.			II	r-1	.	
Silene dioica	.	.			II	r-1	.	
Trennarten der Assoziation 3								
Sphagnum palustre M	.	.			I	1	IV	+3
Orthodontium lineare M	I	+	II	+	I	+	IV	+1
Molinia caerulea	.		I	+	I	+	III	+20
Carex echinata	.		I	+	.		III	+
Sphagnum squarrosum M	.		I	1	.		III	+1
Bazzania trilobata M	.	.			.		III	+
Lepidozia reptans M	.		I	+	.		III	+
Calypogeia muelleriana M	I	+	.		.		III	+
Calluna vulgaris	.	.			.		II	+
Glyceria fluitans	.	.			.		II	+
Carex nigra	.	.			.		II	r+
Sphagnum angustifolium M	.	.			.		II	+1
Sphagnum riparium M	.	.			.		II	+1
Sphagnum russowii M	.	.			.		II	10-15
Juncus conglomeratus	.	.			.		II	+
Eriophorum vaginatum	.	.			.		II	+
Gehölzverjüngung								
Picea abies	V	+3	V	+	V	+	V	+
Sorbus aucuparia	V	+	IV	+	V	+	IV	+
KC Fagus sylvatica	II	+	II	r+	III	r+	.	
OC Acer pseudoplatanus	III	r+	II	+	III	r+	.	
VC Alnus glutinosa	II	+	III	+	II	+1	.	
Salix caprea	II	r+	III	r+	.		.	
Betula pendula	II	r+	II	+	.		.	
Sambucus racemosa	.		I	r+	II	r+	.	
OC Fraxinus excelsior	.		I	+	.		.	
typische Begleiter								
Vaccinium myrtillus	V	+40	V	r-20	IV	+35	V	+50
Calamagrostis villosa	V	3-35	V	1-80	IV	15-60	V	10-60
Trientalis europaea	III	+	III	+	III	+	V	+
Rhytidadelphus loreus M	III	+1	III	+10	IV	+20	IV	+10
Dicranum majus M	III	+3	III	+5	II	+1	V	+5
Dicranum fuscescens M	III	+1	II	+	II	+1	IV	+1
Sphagnum girgensohnii M	III	+1	IV	+20	IV	1-8	V	3-20
Plagiothecium undulatum M	III	+3	IV	+15	IV	+10	V	+20
Deschampsia flexuosa	V	1-30	V	5-40	IV	+20	V	20-40
Polytrichum formosum M	V	1-20	V	1-15	V	+15	V	5-20
Galium saxatile	V	+3	V	+5	IV	+3	V	+8
Oxalis acetosella	V	1	V	+5	V	+40	III	+5
Mnium hornum M	III	+20	IV	+3	IV	+3	III	+3
Dicranum scoparium M	V	+5	III	1-8	IV	1-5	V	1-10

Tab. 8: Fortsetzung: Vegetationsformen der **Ufer-** und **Auenwälder** im NP Harz.

Epilobium angustifolium	V	+ -1	IV	r+	IV	+	III	+
Epilobium montanum	III	+	III	+	IV	+	III	r+
Epilobium palustre	.		III	r+	II	+	I	+
Digitalis purpurea	III	+	V	r+	IV	+	I	+
Rubus idaeus	V	+50	V	+30	V	+50	II	+3
Urtica dioica	II	+40	III	+30	IV	+1	III	r-20
Senecio ovatus	V	+	V	+10	V	+5	III	r+
Brachythecium rutabulum M	III	+3	III	+1	IV	+10	III	+5
Athyrium filix-femina	IV	+	V	+1	V	+5	III	+
Dryopteris carthusiana	IV	r+	IV	r+	III	r+	III	r+
Dryopteris dilatata	V	+ -1	V	+3	V	r-3	IV	+
Blechnum spicant	II	+	IV	r+	II	r+	III	r+
Phegopteris connectilis	I	+	II	+	II	+ -1	.	
Deschampsia cespitosa	III	1-5	V	r-5	IV	+10	III	+5
Juncus effusus	I	+	IV	r+	IV	r-3	IV	r+
Plagiothecium curvifolium M	V	+	IV	+1	IV	+3	IV	+8
Scapania undulata M	III	1-5	V	+3	V	+5	V	+3
Ranunculus repens	II	+	III	+	IV	+1	II	+1
Pleurozium schreberi M	V	+5	III	+1	IV	+8	V	+8
Calamagrostis arundinacea	III	+	III	+3	IV	+70	II	+
Polytrichum commune M	.		III	+5	III	+5	V	+10
Carex remota	I	+	III	r+	III	r-3	II	+
Agrostis canina	III	+	III	+ -1	II	+8	II	+5
Sphagnum capillifolium M	.		II	+ -1	II	+	III	+

4.1.7 Geröllhalden und Block-Fichtenwälder

Einen weiteren etwas häufiger im Harz vorkommenden azonalen Lebensraum bilden die Geröllhalden und Blockmeeren, die sich unterhalb der zum Teil offenen Quarzitkuppen einiger Bergspitzen und an Steilabbrüchen verschiedener Hänge entwickelt haben. Die flachgründigen Böden dieser Standorte sind aufgrund der geringen Verwitterung oft etwas basenreicher, besitzen aber nur einen geringen Feinerdeanteil (DIERSCHKE & KNOLL 2002). Pflanzensoziologisch charakterisiert werden die Geröllhalden und Block-Fichtenwälder anhand der Aufnahmen des Stratums 24 (Anzahl der Aufnahmenflächen s. Tab. 2).

Die Vegetation auf den teilweise noch in Bewegung befindlichen Geröllhalden ist oft recht spärlich. Die Baumschicht wird im Wesentlichen aus *Sorbus aucuparia* gebildet. Die Eberesche gilt als lichtliebende und raschwüchsige Pionierbaumart, die an die extremen Witterungsverhältnisse der offenen Geröllhalden sehr gut angepasst ist. Die durch Schneebruch, Wind und Steinschlag meist recht krummen Ebereschen können teilweise geschlossene Dickichte, mit lückigem Unterwuchs, aber einer dichten Moosschicht bilden (DAMM 1994). An einigen offenen Quarzitspitzen bilden sie einen schmalen Saumbereich zwischen den offenen Felsen und den angrenzenden Wäldern. Einen ähnlichen Wald an offenen, aber geschützteren Blockhalden der Rhön und des Vogelsberges beschreiben LOHMEYER & BOHN (1972) sowie BOHN (1996) als *Betulo carpaticae-Sorbetum aucupariae*.

In tiefer gelegenen Lagen kann sich nach einer Humusanreicherung im Verlauf der Sukzession ein geschlossener Wald entwickeln. Die Buche ist jedoch an Steilhängen mit beweglichem Gesteinsschutt nur selten vertreten. Verletzungen der Bäume führen zum Teil zu mehrstämmigen, locker stehenden Bäumen. An Sonnenhängen bilden sich Bestände aus Berg- und Spitzahorn, zum Teil auch mit Sommer- und Winterlinde, die in gehölzfreie Gesteinshalden übergehen (DIERSCHKE & KNOLL 2002).

Im Verlaufe der Sukzession kann sich durch Anreicherung der Humusaufgabe auf den offenen Geröllhalden ein Block-Fichtenwald (*Betulo-Piceetum*) entwickeln. Die Fichte bildet dort meist recht lockere Bestände mit zum Teil krüppelig deformierten Bäumen. Die Krautschicht wird von Beersträuchern dominiert, die freiliegenden Blöcke sind mit verschiedenen Moosen bedeckt. STÖCKER (1997) beschreibt die Block-Fichtenwälder ausführlich. Er unterscheidet einen typischen Block-Fichtenwald (*Betulo-Piceetum*) von einem Bärlapp-Block-Fichtenwald (*Anastrepto-Piceetum*) sowie einem Karpartenbirken-Block-Fichtenwald (*Betulo carpaticae-*

Piceetum) der trockneren Klippen und Blockmeere. Letzterem fehlen vor allem die in anderen Block-Fichtenwäldern typischen *Trientalis europaea* und *Lycopodium annotinum* sowie die ansonsten verbreitet auftretenden Torfmoose.

In dieser Arbeit werden - aufgrund der geringen Erfassung dieser Pflanzengesellschaften - die weitgehend offenen oder nur mit Pioniergehölzen bestockten Felsbereiche und Geröllmeere als Geröllhalden (*Betulo carpaticeae-Sorbetum aucupariae*) zusammengefasst. Die mehr oder minder geschlossen bewaldeten Bereiche, in denen die Fichte meist die Hauptbaumart bildet, werden als Block-Fichtenwald (*Betulo-Piceetum*) bezeichnet.

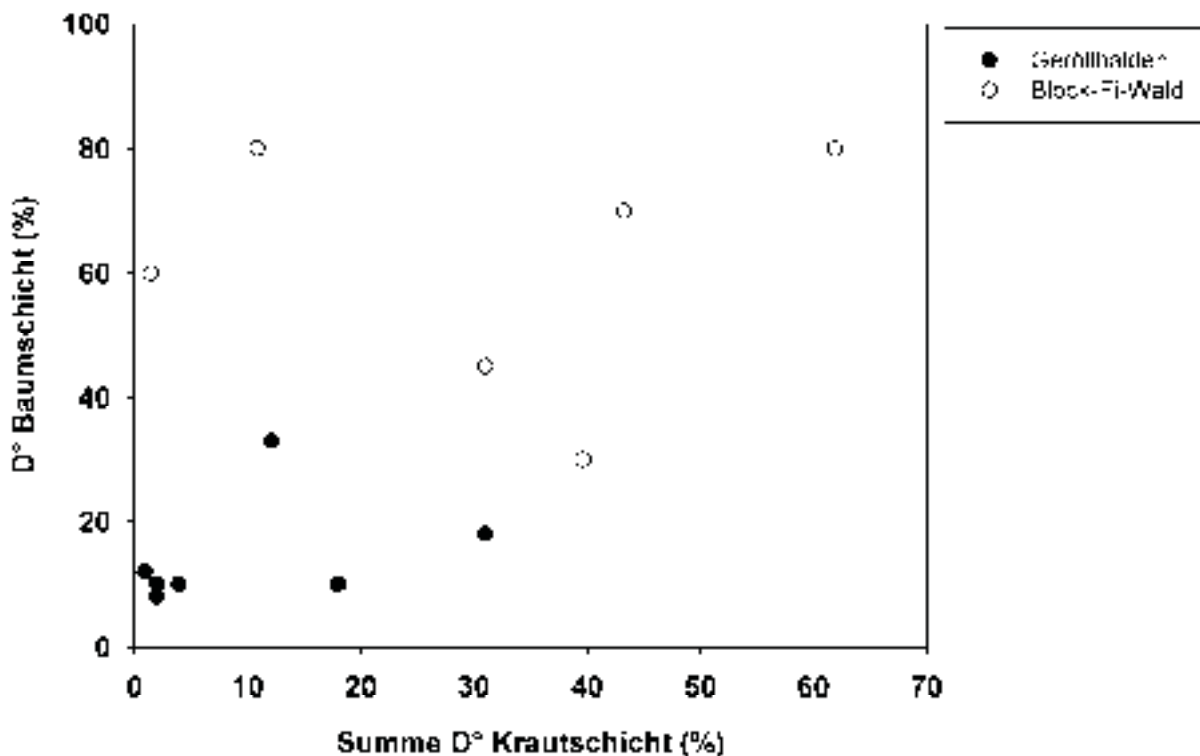


Abb. 14: Beziehung zwischen den prozentualen Deckungsgraden der Baumschicht und der Summe der Krautschicht auf Geröllhalden und in Block-Fichtenwäldern.

Die Deckungsgrade der Baumschicht und der Summe aller krautigen Pflanzen zeigen zwischen den Geröllhalden und Block-Fichtenwäldern deutliche Unterschiede (s. Abb. 14). Die Geröllhalden sind weitgehend frei von Bäumen. Der Deckungsgrad der Baumschicht liegt im Mittel bei 14 %. In den offenen Geröllfeldern können sich wegen des Mangels an Feinerde und Humus nur in den Felsspalten einige krautige Pflanzen entwickeln. Der durchschnittliche Deckungsgrad der Krautschicht beträgt nur 8 %.

In den weitgehend bewaldeten Block-Fichtenwäldern steigt der Schlussgrad der Baumschicht auf 63 % an. Die Bestände sind überwiegend geschlossen und zeigen nur in wenigen Bereichen größere Lücken und Löcher. Aufgrund der Anreicherung an Humusmaterial kann sich hier eine deutlich kräftigere Feldschicht mit einer mittleren Deckungsgradsumme von 36 % entwickeln.

4.1.7.1 *Betulo carpaticae-Sorbetum aucupariae*

Die in 6 Aufnahmen erfassten Geröllhalden zeigen die recht jungen Stadien der Sukzession offener Geröllmeere (s. Tab. 9). Die nur spärlich vorhandene Baumschicht wird aus *Picea abies*, *Sorbus aucuparia* und *Acer pseudoplatanus*, in den Randbereichen der Geröllhalden auch von *Fagus sylvatica*, gebildet. In der Strauchschicht kommen *Sambucus racemosa*, *Betula pendula* und die namensgebende *B. carpatica* hinzu.

Die Krautschicht wird dominiert von *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus*. Regelmäßig aber mit geringen Deckungsgraden sind auch *Dryopteris dilatata*, *D. carthusiana* und *Galium saxatile* zu finden. Aufgrund der geringen Überschildung finden sich mit hoher Stetigkeit Lichtzeigerarten wie *Digitalis purpurea*, *Epilobium angustifolium*, *Rubus fruticosus* und *R. idaeus*. Auffällig ist die hohe Präsenz an Moosen auf den offenen Geröllflächen, auch wenn sich diese meistens nur aus relativ wenigen Arten zusammensetzen. Hier ist neben den weit verbreiteten säuretoleranten Arten wie *Dicranum scoparium*, *Hypnum cupressiforme*, *Plagiothecium curvifolium*, *Pleurozium schreberi*, *Pohlia nutans* und *Polytrichum formosum* auch *Racomitrium lanuginosum* zu finden, das in den Aufnahmen nur auf den offenen Geröllhalden vorkommt. Die Gehölze der Krautschicht zeigen sich recht artenreich. Neben der Verjüngung der angeführten Baum- und Straucharten findet sich hier auch regelmäßig *Frangula alnus*. Die durchschnittliche Zahl der unterschiedlichen Moose ist mit 7 Arten pro Aufnahme fläche relativ gering. Die mittlere Artenzahl der krautigen Pflanzen beläuft sich auf 14 Arten je Vegetationsaufnahme.

4.1.7.2 *Betulo-Piceetum*

In den 7 Vegetationsaufnahmen der Block-Fichtenwälder ist die Baumschicht überwiegend geschlossen. Sie wird meist von *Picea abies* dominiert, die in allen Aufnahmen zu finden ist. Diese wird teilweise von *Sorbus aucuparia* begleitet. In den tieferen Lagen kann sich auch *Fagus sylvatica* hinzugesellen. Die Strauchschicht wird ebenfalls von diesen drei Baumarten bestimmt. Hinzu treten *Betula pendula*, *Sambucus racemosa* und *Acer pseudoplatanus*.

In der Feldschicht dominieren hier wie im *Betulo carpaticae*-*Sorbetum aucupariae* die säuretoleranten Gefäßpflanzen und Moose wie *Deschampsia flexuosa*, *Dicranum scoparium*, *Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata*, *Galium saxatile*, *Hypnum cupressiforme*, *Plagiothecium curvifolium*, *Pleurozium schreberi*, *Pohlia nutans* und *Vaccinium myrtillus*. Die lichtliebenden Arten wie *Digitalis purpurea*, *Calamagrostis arundinacea* und *Rubus idaeus* treten weitgehend in den Hintergrund. Regelmäßig zeigen sich nur noch *Epilobium angustifolium*, und *Rubus fruticosus*. Durch die Anreicherung der Humusaufgaben kommen jedoch weitere Arten hinzu. So finden sich hier u.a. *Athyrium filix-femina*, *Calamagrostis villosa*, *Luzula luzuloides*, *Oreopteris limbosperma* und *Oxalis acetosella* sowie die Moose *Lophozia ventricosa*, *Mnium hornum*, *Orthodontium lineare*, *Plagiothecium undulatum* und *Tetrapis pellucida*. Insbesondere der Frauenfarn und der Waldsauerklee verdeutlichen die höhere Frische dieser Standorte im Vergleich zu den Geröllhalden. In der Gehölzverjüngung finden sich verbreitet *Picea abies*, *Sorbus aucuparia* und *Fagus sylvatica*. In einigen Aufnahmen sind auch *Acer pseudoplatanus*, *Sambucus racemosa* und vereinzelt *Betula pendula* vertreten. *Betula carpatica* ist in den Aufnahmen der Block-Fichtenwälder im Gegensatz zu den Geröllhalden nicht zu finden. Die durchschnittliche Artenzahl der krautigen Pflanzen pro Aufnahme fläche beträgt 15 Arten, die der Moose 9.

Tab. 9: Vegetationsformen der **Geröllhalden** und **Block-Fichtenwälder** im NP Harz. Angegeben sind nur Arten mit Stetigkeit \geq II. 1 *Betulo carpaticae*-*Sorbetum aucupariae*, 2 *Betulo-Piceetum* (weitere Erläuterungen s. Tab. 4).

Blockhalden und Block-Fichtenwälder					
		1		2	
Anzahl der Aufnahmen		6		7	
Mittelwert (\bar{x}) Stdabw. ($\pm s$)		\bar{x}	$\pm s$	\bar{x}	$\pm s$
Deckungsgrad Baumschicht		14,2	7,3	62,9	19,1
Deckungsgrad Strauchschicht		5,0	5,3	4,0	5,2
Deckungsgrad Krautschicht		7,5	10,6	34,4	21,1
Deckungsgrad Moosschicht		15,8	8,4	19,3	17,1
Artenzahl Baumschicht		2,3	0,7	1,9	1,1
Artenzahl Strauchschicht		1,7	1,2	2,6	0,9
Artenzahl Krautschicht		13,8	1,8	15,4	2,3
Artenzahl Moosschicht		6,5	2,1	8,9	2,5
Stetigkeit (St) Deckungsgrad (D°)		ST	D°	ST	D°
B	<i>Picea abies</i>	V	1-15	V	10-80
	<i>Fagus sylvatica</i>	III	1-8	III	5-70
	<i>Sorbus aucuparia</i>	III	1-8	I	20
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	II	1-10	.	
S	<i>Picea abies</i>	III	1-5	IV	r-5
	<i>Sorbus aucuparia</i>	III	1-10	IV	r-3
	<i>Fagus sylvatica</i>	.		II	r+
	<i>Sambucus racemosa</i>	.		II	+
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	I	1	I	r
	<i>Betula carpatica</i>	I	+		
	<i>Betula pendula</i>	I	r	I	15
K/M	<i>Deschampsia flexuosa</i>	V	+40	V	+40
	<i>Dryopteris dilatata</i>	V	r+	V	+1
	<i>Epilobium angustifolium</i>	V	r+	V	+
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	V	+20	V	+35
	<i>Polytrichum formosum</i> M	V	+8	V	+20
	<i>Hypnum cupressiforme</i> M	V	+3	V	+3
	<i>Dicranum scoparium</i> M	V	+10	IV	1-8
	<i>Dryopteris carthusiana</i>	III	r+	IV	r+
	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	IV	+20	III	+5
	<i>Galium saxatile</i>	IV	+	IV	+
	<i>Epilobium montanum</i>	III	r+	IV	+
	<i>Pleurozium schreberi</i> M	III	+3	IV	+3
	<i>Plagiothecium curvifolium</i> M	III	+1	IV	+3
	<i>Pohlia nutans</i> M	III	+	IV	+1
	<i>Rubus fruticosus</i>	II	+	III	+5
Trennarten der Assoziation 1					
	<i>Rubus idaeus</i>	V	r+	III	+
	<i>Digitalis purpurea</i>	V	r+	II	r
	<i>Racomitrium lanuginosum</i> M	V	1-20	.	
Trennarten der Assoziation 2					
	<i>Athyrium filix-femina</i>	II	r+	IV	+
	<i>Oxalis acetosella</i>	I	+	III	+
	<i>Mnium homum</i> M	.		III	+3
	<i>Calamagrostis villosa</i>	I	+	III	+5
	<i>Plagiothecium undulatum</i> M	I	+	III	+15
	<i>Luzula luzuloides</i>	.		II	+3
	<i>Oreopteris limbosperma</i>	.		II	+1

Tab. 9: Fortsetzung: Vegetationsformen der **Geröllhalden** und **Block-Fichtenwälder** im NP Harz.

	Lophozia ventricosa M	.		II	+
	Tetraphis pellucida M	.		II	+
	Orthodontium lineare M	.		II	+
Gehölzverjüngung					
	Picea abies	V	+	V	+3
	Sorbus aucuparia	V	+	V	r+
	Acer pseudoplatanus	V	+	II	r+
	Frangula alnus	II	+	.	
	Fagus sylvatica	II	r+	IV	+
	Sambucus racemosa	.		II	r+
	Betula carpatica	I	+		
	Betula pendula	I	+	I	+
typische Begleiter					
	Brachythecium rutabulum M	II	1	II	+
	Dicranum fuscescens M	II	+	I	+
	Calluna vulgaris	II	r+	I	r
	Tritomaria quinqueidentata M	II	+	I	+
	Mycelis muralis	I	r	II	+
	Rhytidiadelphus loreus M	I	+	II	+
	Senecio ovatus	II	+	I	+
	Dicranella heteromalla M	I	3	I	+

4.1.8 Zusammenfassung Waldgesellschaften

Die hier untersuchten Waldgesellschaften dienen als Referenz, um die Veränderungen der Vegetation durch den Einfluss von Schalenwild in Abhängigkeit von den unterschiedlichen standörtlichen und waldbaulichen Voraussetzungen zu beurteilen. Dabei wurden die Aufnahmen in die folgenden sechs Waldgesellschafts-Gruppen unterteilt:

1. Oligotrophe Buchenwälder (*Luzulo-Fagetum* und *Calamagrostio villosae-Fagetum*)
2. Mesotrophe und eutrophe Buchenwälder (*Galio-Fagetum*),
3. Nadelholzforste (*Galio hircynici-Culto-Piceetum*, Nadelholzforste mesotropher Standorte),
4. Hochmontane Fichtenwälder (*Piceetum hircynicum* und *Piceeto-Vaccinietum uliginosi hircynicum*),
5. Ufer- und Auenwälder (*Luzulo sylvatici-Alnetum glutinosae*, *Stellario nemori-Alnetum glutinosae* und *Luzulo sylvaticae-Piceetum*) und
6. Geröllhalden und Block-Fichtenwälder (*Betulo carpaticae-Sorbetum aucupariae* und *Betulo-Piceetum*).

Die naturnahen Buchenwälder auf nährstoffarmen Standorten der kollinen bis montanen Höhenstufe wurde dem *Luzulo-Fagetum* (Hainsimsen-Buchenwald) zugeordnet, die der obermontanen Höhenstufe dem *Calamagrostio villosae-Fagetum* (Buchen-Fichtenwald). Buchenwälder der nährstoffreichen Standorte gehören zum *Galio-Fagetum* (Waldmeister-Buchenwald). Die weit verbreiteten Fichtenforste dieser Höhenstufe wurden als *Galio hircynici-Culto-Piceetum* (Siebenstern-Fichtenforst) beschrieben. Die seltenen Douglasien-, Fichten- und Lärchenforste der nährstoffreichen Standorte wurden gesondert zusammengefasst. Die natürlichen Fichtenwälder der hochmontanen Stufe wurden nach dem Grad der Vermoorung der Standorte in *Piceetum hircynicum calamagrostietosum* (Reitgras-Fichtenwald), *Piceetum hircynicum sphagnetosum* (Torfmoos-Fichtenwald) und *Piceeto-Vaccinietum uliginosi hircynicum* (Rauschebeeren-Fichten-Moorwald) untergliedert. Als bedeutendste azonale Waldgesellschaft wurden die Ufer- und Auenwälder in Abhängigkeit von Höhenstufe und Naturnähe dem *Luzulo sylvatici-Alnetum glutinosae*, *Stellario nemori-Alnetum glutinosae* und *Luzulo sylvaticae-Piceetum* zugeordnet. Die Geröllhalden und Block-Fichtenwälder des Untersuchungsgebiets wurden in das *Betulo carpaticae-Sorbetum*

aucupariae und Betulo-Piceetum unterteilt. Diese Waldgesellschaften gliedern sich in Abhängigkeit von der kleinstandörtlichen Nährstoff- und Wasserversorgung sowie der Überschirmung durch den Baumbestand und damit dem Lichtangebot am Waldboden in verschiedene Subassoziationen und Varianten (s. Kap. 4.1).

Unterschiede zwischen den sechs Waldgesellschaften bestehen hinsichtlich der Artvorkommen und Deckungsgrade in den Vegetationsschichten sowie der Artenvielfalt an Gefäßpflanzen und Moosen. So bilden die Buchenwälder im Vergleich zu den Fichten-Waldgesellschaften ein wesentlich dichteres Kronendach, so dass der Lichtgenuss am Waldboden besonders in den jungen und mittelalten Beständen sehr gering ist. Dadurch entwickelt sich besonders auf den nährstoffarmen Böden nur eine spärliche Krautschicht, die sich sowohl durch geringe Artenzahlen als auch geringere Deckungsgrade von den anderen Waldgesellschaften unterscheidet. Die reicheren Buchenwälder haben dagegen eine etwas üppigere Krautschicht, was im Wesentlichen auf einige Frühblüher zurückzuführen ist. Die Fichtenforste besitzen in den Altbeständen ein deutlich lichter Kronendach als die Buchenwälder. Die jungen und mittelalten Bestände sind ebenfalls relativ dunkel, so dass hier insbesondere viele Moose gedeihen, die in den Buchenwäldern aufgrund der dichten Laubstreu nur vereinzelt auf Sonderstandorten vorkommen. In den Altbeständen der Fichtenforste und in den übrigen Fichten-Waldgesellschaften kann sich wegen des höheren Lichtangebotes neben einer gut ausgebildeten und artenreichen Moosschicht eine üppige krautige Vegetation entfalten. Dadurch liegen die Artenzahlen und Deckungsgrade in den meisten Fichtenwäldern deutlich über denen der Hainsimsen-Buchenwälder.

Der hohe Artenreichtum der zonalen Fichten-Waldgesellschaften wird nur durch die Ufer- und Auenwälder übertroffen. Aufgrund des hohen Licht- und Nährstoffangebotes und der oft kleinräumig wechselnden Wuchsbedingungen sind die meisten bachbegleitenden Waldgesellschaften insbesondere in der Krautschicht sehr artenreich. In den Geröllhalden und Block-Fichtenwäldern gehen die Deckungsgrade aufgrund des Mangels an Feinboden im Vergleich zu den angrenzenden zonalen Waldgesellschaften deutlich zurück. Durch die geringere Überschirmung können sich aber speziell auf den nahezu baumfeien Geröllhalden einige lichtliebende Arten gut entwickeln.

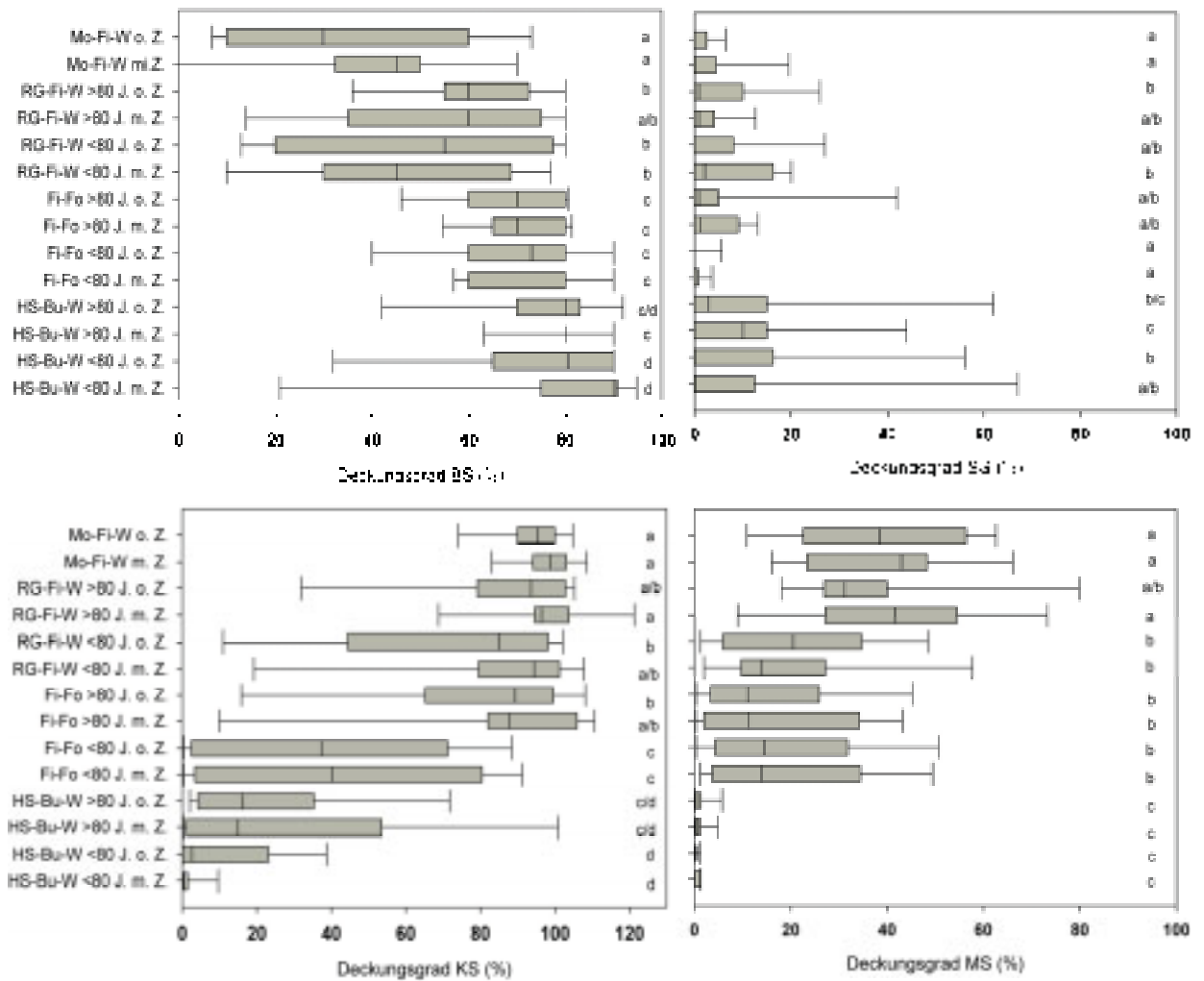
4.2 Struktur und Diversität in Abhängigkeit vom Zäunungszustand

Im Mittelpunkt dieser Arbeit steht die Differenzierung der Vegetationsunterschiede von gezäunten- und ungezäunten Flächen in verschiedenen Waldgesellschaften. Da auf einige nur verhältnismäßig kleinflächig vorkommende Waldgesellschaften durch das systematische Flächenraster des Kontrollzaunverfahrens nicht genügend Aufnahmeflächen entfallen, um einen repräsentativen Stichprobenumfang zu erhalten, werden hier nur die Unterschiede in Hainsimsen-Buchenwäldern (HS-Bu-W), Fichtenforsten (Fi-Fo), Reitgras-Fichtenwäldern (RG-Fi-W) und Moor-Fichtenwäldern (Moor-Fi-W) untersucht. Die Hainsimsen-Buchenwälder, Fichtenforste und Reitgras-Fichtenwälder werden weiterhin nach dem Bestandesalter in zwei Bestandestypen unterteilt (bis 80 Jahre und älter 80 Jahre). Aufgrund der unterschiedlichen flächigen Verbreitung der einzelnen Waldgesellschaften im niedersächsischen Teil der NP Harz entfallen auf die einzelnen Waldgesellschaften und Bestandestypen auch unterschiedlich viele Aufnahmeflächen (s. Tab. 10). Um die ökologischen Unterschiede zwischen den einzelnen Bestandestypen herauszuarbeiten, werden Vertikalstruktur, Artenvielfalt, Dominanzstruktur und funktionale Artengruppen beschrieben. Für die Vertikalstrukturen, Artenzahlen und Dominanzstrukturen der Bestandestypen werden Medianwerte angegeben, da diese aufgrund einiger Ausreißer die Verhältnisse zuverlässiger charakterisieren als Mittelwerte.

4.2.1 Vertikalstruktur

Die Vertikalstruktur (Schichtung) der verschiedenen Waldgesellschaften und Bestandestypen zeigt ein sehr eindeutiges Muster (s. Abb. 15). Der Kronenschluss in der Baumschicht nimmt von den Hainsimsen-Buchenwäldern (80 % bis 90 %) über die Fichtenforste (70 % bis 80 %) und Reitgras-Fichtenwälder (45 % bis 60 %) hin zu den Moor-Fichtenwäldern (30 % und 45 %) immer weiter ab.

Eine Strauchschicht ist in allen Waldgesellschaften nur spärlich ausgebildet. Der Median erreicht nur in den älteren gezäunten Hainsimsen-Buchenwäldern 10 %, in allen anderen Bestandestypen liegt er deutlich darunter.



Bestandestyp	Alter	Zaun	n	Median			
				BS	SS	KS	MS
Hains-Bu-Wald	<80 Jahre	mit	10	90	0,1	0,4	0,2
Hains-Bu-Wald	<80 Jahre	ohne	10	81	0,1	2,7	0,3
Hains-Bu-Wald	>80 Jahre	mit	15	80	10,0	15,0	0,5
Hains-Bu-Wald	>80 Jahre	ohne	15	80	3,0	16,1	0,4
Fichtenforst	<80 Jahre	mit	36	80	0,0	40,4	13,9
Fichtenforst	<80 Jahre	ohne	37	73	0,0	37,3	14,4
Fichtenforst	>80 Jahre	mit	17	70	1,1	87,8	11,4
Fichtenforst	>80 Jahre	ohne	17	70	1,0	89,4	11,1
WRG-Fi-Wald	<80 Jahre	mit	12	45	2,1	94,4	14,0
WRG-Fi-Wald	<80 Jahre	ohne	12	55	0,0	85,0	20,6
WRG-Fi-Wald	>80 Jahre	mit	13	60	1,0	96,4	41,6
WRG-Fi-Wald	>80 Jahre	ohne	13	70	1,0	93,6	31,2
Moor-Fi-Wald		mit	16	45	0,1	99,0	43,0
Moor-Fi-Wald		ohne	16	30	0,0	95,3	38,5

Abb. 15 und Tab. 10: Prozentuale Deckungsgrade der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht in den verschiedenen Bestandestypen mit (m) und ohne (o) Zaun. Dargestellt sind Median, Quartile und Dezentile. Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Mann-Whitney Test, $p < 0,05$) zwischen den Bestandestypen. n = Anzahl der Aufnahme­flächen.

Bei den Deckungsgraden der Kraut- und Mooschicht lassen sich ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Bestandestypen ausmachen. Sie zeigen einen inversen Verlauf zum Schlussgrad der Baumschicht. Die Deckungsgrade nehmen von den Hainsimsen-Buchenwäldern über die Fichtenforste und Reitgras-Fichtenwälder hin zu den Moor-Fichtenwäldern immer weiter zu. Die Krautschicht der Hainsimsen-Buchenwälder (0 % bis 16 %) besitzt signifikant niedrigere Deckungsgrade als die der älteren Fichtenforste, Reitgras-Fichtenwälder und Moor-Fichtenwälder (85 % bis 99 %). Die jüngeren Fichtenforste lassen sich von den älteren Beständen und von den Buchenwäldern nicht abgrenzen, haben aber signifikante Unterschiede zu den anderen Fichten-Waldgesellschaften. Die höchsten Deckungsgrade der Krautschicht finden sich in den Reitgras-Fichtenwäldern und Moor-Fichtenwäldern.

Bei der Mooschicht zeigt sich ein vergleichbares Bild. In den Hainsimsen-Buchenwäldern ist kaum eine Mooschicht vorhanden (0,2 % bis 0,5 %). Die Deckungsgrade sind hier statistisch belegbar am niedrigsten. In den Fichtenforsten und jüngeren Reitgras-Fichtenwäldern liegt der Median der Deckungsgrade zwischen 14 % und 21 %. Die älteren Reitgras-Fichtenwälder und die Moor-Fichtenwälder haben die signifikant mächtigste Mooschicht. Sie lassen sich bis auf die älteren ungezäunten Reitgras-Fichtenwälder statistisch belegbar von den Fichtenforsten und jüngeren Reitgras-Fichtenwäldern trennen. Der Median der Deckungsgrade liegt hier zwischen 31 % und 43 %. Signifikante Unterschiede zwischen den Zäunungsvarianten lassen sich in keiner Bestandesschicht erkennen.

4.2.2 Artenvielfalt

Die Anzahl der Arten und deren Verteilung bilden die Hauptkomponenten der Diversität eines Pflanzenbestandes (DIERBEN & KIEHL 2000). Nach WHITTAKER (1972) wird die Anzahl der Arten eines homogenen Pflanzenbestandes als α -Diversität bezeichnet. HAEUPLER (1982) und WILMANN (1993) engen diesen Begriff auf die Artenzahl pro standardisierter Flächengröße ein. Die α -Diversität wird in dieser Arbeit nur für die 100 m² großen Weisergatterflächen untersucht.

Die Artenzahlen der Kraut- und Mooschicht zeigen ebenfalls deutliche Unterschiede innerhalb der zonalen Waldgesellschaften (s. Abb. 16). Die Krautschicht der Hainsimsen-Buchenwälder ist insbesondere in den gezäunten jüngeren Beständen mit durchschnittlich

4 Arten pro Fläche besonders artenarm. In den anderen Hainsimsen-Buchenbeständen liegt die Artenzahl mit 8 bis 10 Arten etwas höher. Die Mooschicht der Hainsimsen-Buchenwälder ist mit einem Median von 2 bis 3 Arten signifikant artenärmer als in allen anderen Waldgesellschaften. In den Fichtenforsten nehmen die Artenzahlen sowohl in der Krautschicht (10 bis 14 Arten) als auch in der Mooschicht (7 bis 8 Arten) zu. Die Artenzahlen der Krautschicht erreichen hier in den Altbeständen ihr Maximum mit jeweils 14 Arten sowohl für die gezäunten als auch für die ungezäunten Flächen. Bei den Reitgras-Fichtenwäldern gehen die mittleren Artenzahlen der Krautschicht wieder etwas zurück, wobei sie mit einem Median zwischen 10 und 11 Arten weitestgehend unabhängig vom Bestandesalter sind. Bei der Mooschicht (10 bis 12 Arten) liegen die Artenzahlen im Vergleich zu den Hainsimsen-Buchenwäldern und Fichtenforsten etwas höher. Die Moor-Fichtenwälder besitzen die mit Abstand artenreichste Mooschicht. Mit einem Median von 19 Moosarten im Zaun und 23 Arten auf den ungezäunten Flächen unterscheiden sie sich signifikant von allen anderen Waldgesellschaften. In der Krautschicht gehen die Artenzahlen auf 8 bzw. 9 Arten zurück. Signifikante Unterschiede in den Artenzahlen zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen lassen sich weder in der Krautschicht, noch in der Mooschicht sowie für die gesamte Bodenvegetation gemeinsam, in keinem Bestandestyp nachweisen.

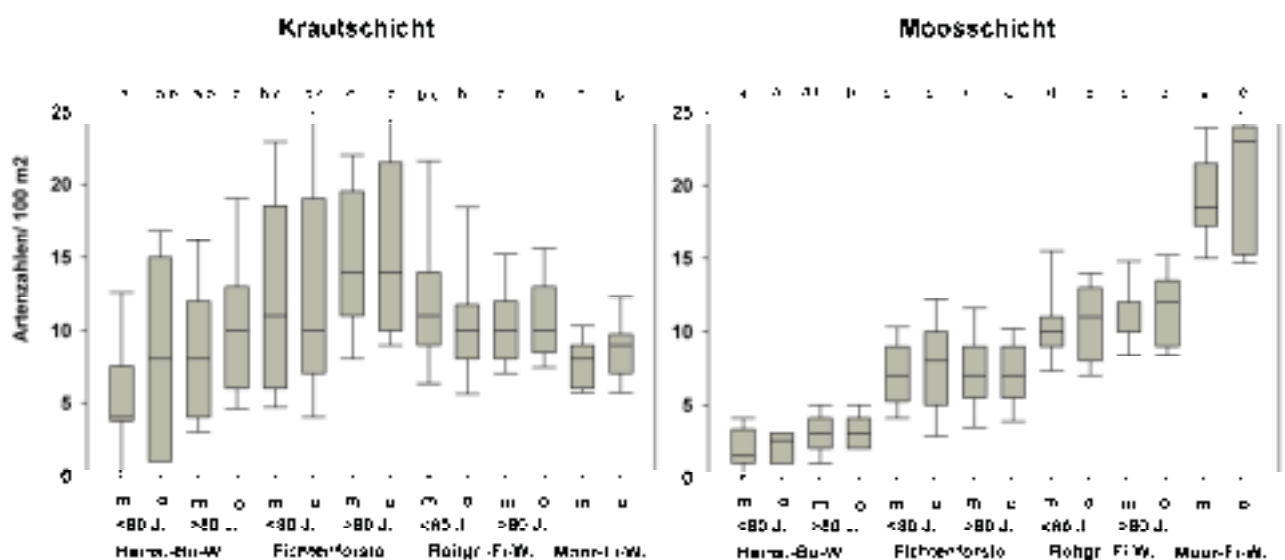


Abb. 16: Artenzahlen in der Kraut- und Mooschicht der verschiedenen Waldgesellschaften mit (m) und ohne (o) Zaun. Flächengröße 100 m². Anzahl der Flächen pro Bestandestyp s. Tab. 10. Die Box-Plots geben Median, Quartile und Dezentile an. Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Mann-Whitney Test, $p < 0,05$) zwischen den Bestandestypen.

4.2.3 Dominanzstruktur

Die Dominanzstruktur der Vegetation lässt sich durch diverse Parameter beschreiben. Zwei der am weitesten verbreiteten Indices sind Evenness und Berger-Parker-Index. Die Evenness ist ein Maß für die Gleichverteilung von Arten, die anhand der Deckungsgrade der Pflanzenarten bewertet werden kann (HAEUPLER 1982). Der Berger-Parker-Index drückt den Anteil der Art mit dem höchsten Deckungsgrad an der Deckungsgradsumme aller Arten aus (vgl. Kap 3.5.2). Die Berechnung der beiden Strukturparameter wurde für die gesamte Bodenvegetation (Strauch-, Kraut- und Mooschicht) berechnet.

Die Evenness zeigt deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Waldgesellschaften (s. Abb. 17). Im Vergleich zu den Fichtenwäldern besitzen die jüngeren Hainsimsen-Buchenwälder eine vergleichbar hohe Evenness (Median 66 % bzw. 70 %), wobei die Varianz zwischen den einzelnen Flächen hier besonders hoch ist. Die hohe Evenness zeigt, dass alle hier vorkommenden Arten ähnlich hohe Deckungsgrade besitzen und zwar, wie aus Abbildung 15 ersichtlich, sehr geringe Deckungsgrade. Die älteren Buchenbestände haben die geringste Evenness (Median jeweils 37 %), wobei auch hier die Unterschiede zwischen den einzelnen Aufnahmeflächen sehr groß sind. Bei einer Zunahme der Deckungsgrade im Vergleich zu den jüngeren Beständen kommt es zu einer Dominanz einzelner Arten wie z.B. *Deschampsia flexuosa* oder *Fagus sylvatica*. Die Evenness der Fichten-Waldgesellschaften liegt im mittleren Bereich (Median 45 % bis 59 %), wobei die Varianz innerhalb der einzelnen Bestandestypen zurückgeht. Hier finden sich - im Vergleich zu den älteren Buchenwäldern - bei insgesamt deutlich höheren Deckungsgraden in der Kraut- und Mooschicht, auch mehr Arten, die an der Dominanz der einzelnen Aufnahmen beteiligt sind. Nur die jüngeren Fichtenforste haben vergleichbare Evenness-Werte wie die jüngeren Hainsimsen-Buchenwälder. Zwischen den gezäunten und ungezäunten Flächen bestehen in den einzelnen Bestandestypen wiederum keinen signifikanten Differenzen.

Der Berger-Parker-Index ist dem Evenness-Werten diametral entgegengesetzt. Besonders in den älteren Hainsimsen-Buchenwäldern zeigt sich, dass einzelne Arten dominieren und somit hohe Berger-Parker-Indices erreichen (Median 0,70 bzw. 0,64). In den jüngeren Fichtenforsten und älteren Reitgras-Fichtenwäldern hat die dominanteste Art den verhältnismäßig geringsten Anteil an der Gesamtdeckungsgradsumme (Median 0,42 und 0,37 bzw. 0,43 und 0,37). Die jüngeren Hainsimsen-Buchenwälder, die älteren Fichtenforste, die

jüngeren Reitgras-Fichtenwälder und die Moor-Fichtenwälder nehmen hier eine Mittelstellung ein (Median zwischen 0,44 und 0,57). Signifikante Unterschiede zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen lassen sich auch hier für keine der Waldgesellschaften nachweisen.

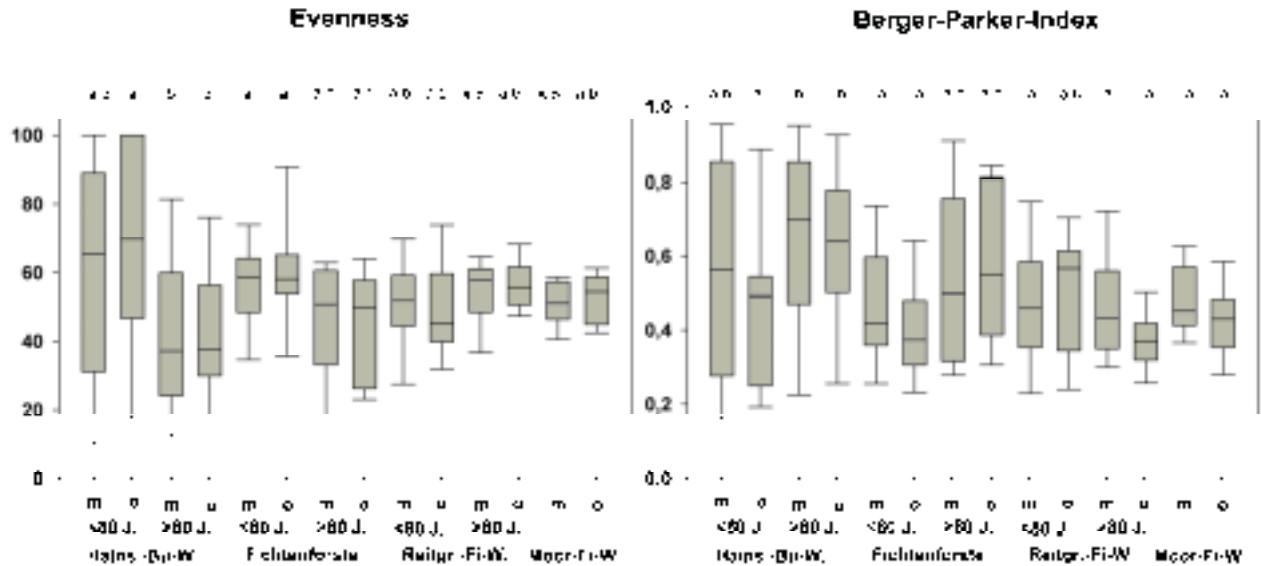


Abb. 17: Evenness und Berger-Parker-Index gemeinsam für Strauch-, Kraut- und Mooschicht der verschiedenen Waldgesellschaften mit (m) und ohne (o) Zaun. Flächengröße 100 m². Anzahl der Flächen pro Bestandestyp s. Tab. 10. Die Box-Plots geben Median, Quartile und Dezentile an. Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Mann-Whitney Test, $p < 0,05$) zwischen den Bestandestypen.

Maßzahlen, wie Evenness und Berger-Parker-Index, bilden als Verhältniswerte lediglich die Relation zwischen den Artdominanzen in den Pflanzengemeinschaften ab. Die Verteilung der absoluten Artmächtigkeit innerhalb von Artengemeinschaften kann dagegen durch Dominanz-Diversitätskurven veranschaulicht werden (WILSON 1991, MAGURRAN 2004). Abbildung 18 gibt anhand von Rang-Dominanzkurven der Arten einen Einblick in die Dominanzstruktur der Waldgesellschaften und Bestandestypen mit und ohne Zaun.

Bei einem Vergleich der Dominanz-Diversitätskurven zeigt sich ebenfalls eine deutliche Abgrenzung der Hainsimsen-Buchenwälder von den Fichten-Waldgesellschaften. In allen Bestandestypen erreichen nur wenige Arten hohe Deckungsgrade und bestimmen somit den Aspekt der Bodenvegetation. Werte von über 10 % lassen sich fast ausnahmslos den Fichtenwäldern zuordnen. Die jüngeren Fichtenforste nehmen bei den maximalen Deckungsgraden eine Zwischenstellung zwischen den Buchenwäldern und den übrigen Fichtenwäldern ein. In den Buchenwäldern ist der Verlauf der Kurve relativ steil. Hier

erreichen maximal die ersten 5 Arten einen Deckungsgrad von über 1 %. In den Nadelholzwäldern zeigt sich dagegen ein vergleichsweise kontinuierlicher Abfall. Dort werden erst oberhalb von zehn Arten Deckungsgrade unter 1 % erreicht.

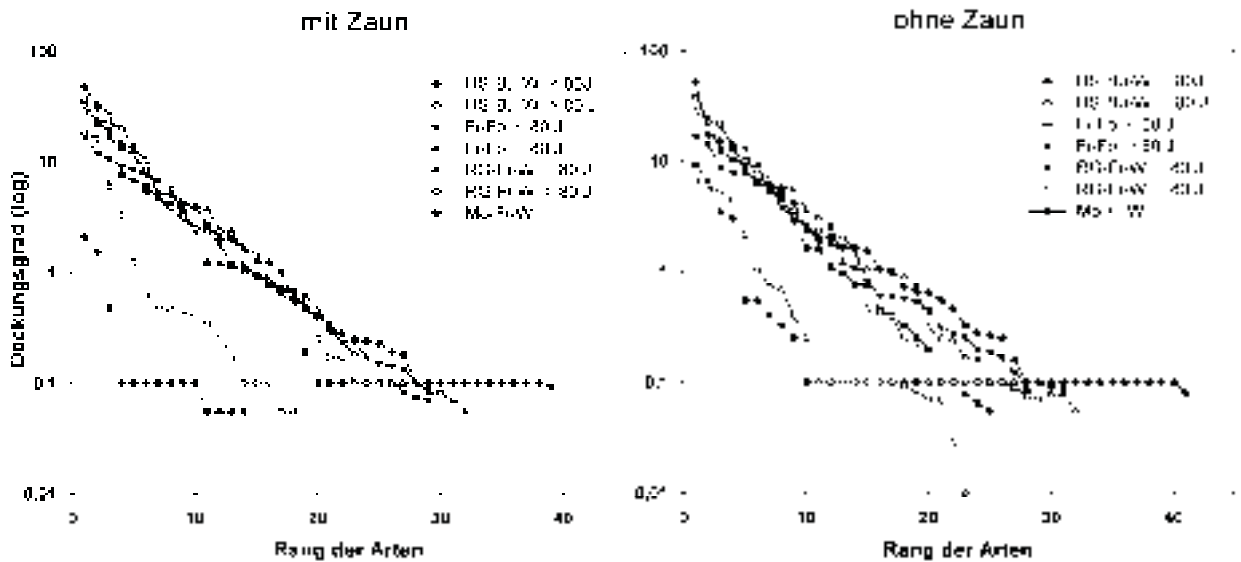


Abb. 18: Dominanz-Diversitäts-Kurven gemeinsam für Kraut- und Moosschicht der verschiedenen Waldgesellschaften mit und ohne Zaun. Flächengröße 100 m². Anzahl der Flächen pro Bestandestyp s. Tab. 10.

4.2.4 Ähnlichkeitsindizes

Für die Ermittlung der β -Diversität wurden für die 7 Bestandestypen im gezeuften und ungezeuften Zustand Ähnlichkeitsindizes anhand der Arten der Kraut- und Moosschicht berechnet. Der Sørensen-Index (1948, zit. nach DIERSCHKE 1994) und die prozentuale Ähnlichkeit (MOTYKA 1950, zit. nach MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974) variierten in unterschiedlichem Maße in Abhängigkeit von Artenzusammensetzung und Artenzahl, die prozentuale Ähnlichkeit auch von den Deckungsgraden der vertretenen Arten (s. Tab. 11). Datengrundlage für die Berechnung bilden die mittleren Deckungsgrade der vorkommenden Arten in den einzelnen Bestandestypen (Anzahl der Aufnahmen s. Tab. 10).

Sowohl die qualitative Auswertung nach Sørensen (S) als auch die quantitative Betrachtung anhand des prozentualen Ähnlichkeitskoeffizienten (percentage similarity = PS) weisen deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Waldgesellschaften auf. Die größten Differenzen bestehen zwischen den Hainsimsen-Buchenwäldern und den Fichtenwäldern,

wobei die Unterschiede von den Fichtenforsten über die Reitgras-Fichtenwälder hin zu den Moor-Fichtenwäldern immer weiter zunehmen.

Innerhalb der Fichten-Waldgesellschaften sind die Bestandestypen recht homogen (S und PS fast immer über 50 %). Die Hainsimsen-Buchenwälder sind dagegen in beiden Altersstufen insbesondere bei den Deckungsgraden recht unterschiedlich (PS immer unter 40 %).

Die prozentuale Ähnlichkeit zeigt zum Teil erhebliche Unterschiede zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen der selben Bestandestypen. Die größten Differenzen besteht in den jüngeren Hainsimsen-Buchenwäldern aufgrund erheblicher Deckungsgradabweichungen (PS 17,5 %). In den anderen Bestandestypen sind die Flächenpaare dagegen vergleichsweise ähnlich (S und PS überall über 50 %).

Tab. 11: Sørensen-Index und prozentuale Ähnlichkeit für die Kraut- und Moosschicht der verschiedenen Bestandestypen mit und ohne Zaun. Anzahl der Flächen pro Bestandestyp s. Tab. 10.

Sørensen-Index															
Waldgesellschaft	Alter	Zaun	HS-Bu	HS-Bu	HS-Bu	HS-Bu	Fi-Fo	Fi-Fo	Fi-Fo	Fi-Fo	RG-Fi	RG-Fi	RG-Fi	RG-Fi	Mo-Fi
			<80 J.	<80 J.	>80 J.	>80 J.	<80 J.	<80 J.	>80 J.	>80 J.	<80 J.	<80 J.	>80 J.	>80 J.	
			mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit
HS-Bu	<80 J.	ohne	61,9												
HS-Bu	>80 J.	mit	56,8	67,4											
HS-Bu	>80 J.	ohne	57,5	65,3	77,6										
Fi-Fo	<80 J.	mit	39,7	53,8	53,5	62,2									
Fi-Fo	<80 J.	ohne	4,3	54,5	55,7	57,5	85,3								
Fi-Fo	>80 J.	mit	45,9	5,5	6,0	61,9	75,3	78,6							
Fi-Fo	>80 J.	ohne	44,7	54,5	58,9	63,7	73,7	80,0	76,4						
RG-Fi	<80 J.	mit	33,7	45,2	5,0	54,2	7,4	68,8	67,1	71,1					
RG-Fi	<80 J.	ohne	28,3	38,9	41,8	46,6	66,3	63,3	62,3	65,4	81,5				
RG-Fi	>80 J.	mit	35,6	4,4	49,5	5,5	62,3	61,7	72,9	62,3	71,7	67,2			
RG-Fi	>80 J.	ohne	35,2	4,0	6,0	51,9	6,5	66,7	67,7	66,2	72,1	73,3	79,3		
Mo-Fi		mit	17,7	2,5	22,6	24,6	42,5	4,7	46,5	42,2	52,8	56,3	58,6	53,7	
Mo-Fi		ohne	13,8	18,5	23,6	24,6	39,5	37,7	42,6	39,2	54,4	55,2	55,9	51,9	86,8
prozentuale Ähnlichkeit															
Waldgesellschaft	Alter	Zaun	HS-Bu	HS-Bu	HS-Bu	HS-Bu	Fi-Fo	Fi-Fo	Fi-Fo	Fi-Fo	RG-Fi	RG-Fi	RG-Fi	RG-Fi	Mo-Fi
			<80 J.	<80 J.	>80 J.	>80 J.	<80 J.	<80 J.	>80 J.	>80 J.	<80 J.	<80 J.	>80 J.	>80 J.	
			mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit	ohne	mit
HS-Bu	<80 J.	ohne	17,5												
HS-Bu	>80 J.	mit	24,6	33,6											
HS-Bu	>80 J.	ohne	18,6	38,9	57,2										
Fi-Fo	<80 J.	mit	6,7	10,5	29,3	33,9									
Fi-Fo	<80 J.	ohne	6,2	13,0	29,3	28,4	78,4								
Fi-Fo	>80 J.	mit	5,1	15,2	24,9	31,9	63,3	59,1							
Fi-Fo	>80 J.	ohne	4,9	20,3	23,7	32,2	65,0	66,2	59,2						
RG-Fi	<80 J.	mit	4,0	6,3	11,5	21,9	57,9	57,7	62,8	57,0					
RG-Fi	<80 J.	ohne	3,7	6,5	12,2	17,1	55,2	60,7	56,7	54,2	69,4				
RG-Fi	>80 J.	mit	2,4	4,8	9,1	16,6	53,0	51,7	59,2	47,9	76,5	60,5			
RG-Fi	>80 J.	ohne	3,3	5,7	11,5	19,0	55,0	60,4	55,4	58,8	70,4	67,8	69,8		
Mo-Fi		mit	1,6	3,8	6,3	14,2	36,2	35,8	49,8	34,7	53,8	48,3	50,9	52,1	
Mo-Fi		ohne	1,3	3,5	6,0	12,8	32,2	30,5	42,5	27,7	43,7	49,9	42,8	43,4	77,9

4.2.5 Funktionale Artengruppen

Um Aussagen über die Verbisstoleranz und das Regenerationsvermögen einzelner Pflanzenarten zu treffen und somit die zukünftige Entwicklung der Vegetation in den unterschiedlichen Waldgesellschaften unter dem Einfluss von Schalenwild prognostizieren zu können, ist es wesentlich, anatomische Merkmale der befreunden Blattorgane zu kennen sowie Wachstumscharakteristika und Überlebensstrategien der Pflanzen zu berücksichtigen. Zur Charakterisierung der Vegetationszusammensetzung in den einzelnen Waldgesellschaften ist eine Einteilung in funktionale Artengruppen besonders gut geeignet, wobei hierfür diverse Möglichkeiten existieren (u.a. ELLENBERG et al. 2001, KLOTZ et al. 2002). Für die Überlebensstrategie der Pflanzen werden hier die Lebensformen von ELLENBERG et al. (2001) verwendet, das klonale Wachstum der Pflanzen wird nach KLIMEŠ et al. (1997) untergliedert, die Zuordnung zu verschiedenen Blatttypen erfolgt nach KLOTZ et al. (2002). Ergänzend zu den funktionalen Artengruppen wird eine Einteilung in Waldarten und Nichtwaldarten (nach SCHMIDT et al. 2003) vorgenommen. Dies ermöglicht zum einen eine Übersicht über die anteilmäßige Zusammensetzung der Bodenvegetation in den verschiedenen Waldgesellschaften. Andererseits erhält man einen Überblick über die Naturnähe der Wälder bzw. den Anteil von Offenlandgesellschaften in den unterschiedlichen Waldlebensräumen. Dies ist wesentlich, da Aussagen über den Zustand und die Entwicklung der biologischen Vielfalt eines Naturraums nur sinnvoll beantwortet werden können, wenn klar ist, ob die vorkommenden Arten auch typisch für die dort vorherrschenden Pflanzengesellschaften sind (SCHMIDT et al. 2003).

Anhand des Artvorkommens lassen sich keine signifikanten qualitativen Unterschiede zwischen den gezäunten und ungezäunten Flächen erkennen (s. Abs. 4.2.2). Daher werden im Weiteren für die Auswertung der funktionalen Artengruppen quantitative Artenspektren verwendet. Sie ermöglichen Aussagen über mengenmäßige Differenzen zwischen den gezäunten und ungezäunten Aufnahmeflächen in den einzelnen Waldgesellschaften und Bestandestypen.

4.2.5.1 Lebensformen

Wie aus Abbildung 19 ersichtlich, sind im Untersuchungsgebiet, unabhängig von der Waldgesellschaft, vor allen Gräser und Moose die Pflanzengruppen mit den größten Anteilen an der Bodenvegetation. Dabei lassen sich zum Teil deutliche Unterschiede zwischen den Bestandestypen erkennen.

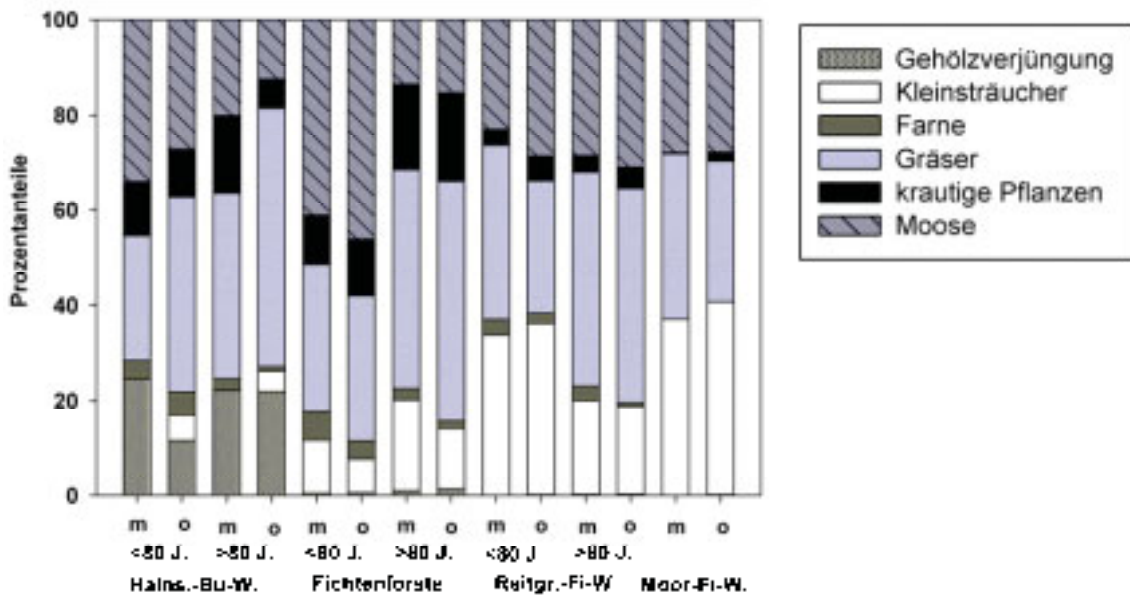


Abb. 19: Quantitative Anteile der Gehölzverjüngung, Kleinsträucher, Farne, Gräser, krautigen Pflanzen und Moose an der Kraut- und Moosschicht in den verschiedenen Waldgesellschaften mit (m) und ohne (o) Zaun. Flächengröße 100 m². Anzahl der Flächen pro Bestandestyp s. Tab. 10.

In den Hainsimsen-Buchenwäldern besitzen die Gräser außerhalb des Zauns (41 % bzw. 55 %) größere Mengenanteile als innerhalb (26 % bzw. 39 %). In den Nadelwaldgesellschaften lässt sich für diese Gruppe kein eindeutiger Trend ausmachen. Die Moose nehmen in den Hainsimsen-Buchenwäldern innerhalb des Zauns zu (bis 80 Jahre: von 27 % auf 34 %; über 80 Jahre: von 13 % auf 20 %). In den Fichtenforsten (bis 80 Jahre: von 46 % auf 41 %; über 80 Jahre von 15 % auf 14 %) und Reitgras-Fichtenwäldern (bis 80 Jahre: von 29 % auf 23 %; über 80 Jahre: von 31 % auf 29 %) ist es dagegen umgekehrt. Krautige Pflanzen zeigen zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen ein ähnliches Muster wie die Moose. Während in den Hainsimsen-Buchenwäldern die Anteile der krautigen Pflanzen im Zaun (12 % bzw. 16 %) größer sind als in den Flächen ohne Zaun (10 % bzw. 6 %), liegen sie bei den Nadelwaldgesellschaften immer zwischen 1 % und 2 % darunter. Der Anteil der

Gehölzverjüngung ist in den vegetationsarmen Hainsimsen-Buchenwäldern besonders hoch. Unterschiede zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen zeigen sich jedoch nur in den jüngeren Beständen (mit Zaun: 25 %; ohne Zaun: 12 %). Kleinsträucher finden sich in den Hainsimsen-Buchenwäldern in nennenswerten Anteilen nur auf ungezäunten Flächen (5 % bzw. 4 %). Ihre Bedeutung nimmt erst in den Nadelwaldgesellschaften zu. Insbesondere in den jüngeren Reitgras-Fichtenbeständen (34 % und 36 %) und den Moor-Fichtenwäldern (37 % und 41 %) tragen sie entscheidend zur Zusammensetzung der Vegetation bei. Die Farne machen in den Hainsimsen-Buchenwäldern, Fichtenforsten und Reitgras-Fichtenwäldern nur zwischen 1 % und 6 % aus, in den Moor-Fichtenwäldern fehlen sie so gut wie ganz.

Die Lebensformen nach ELLENBERG et al. (2001) beschreiben die Lage der Organe zur Erdoberfläche, die den höheren Pflanzen das Überdauern einer ungünstigen Jahreszeit ermöglichen. Die Dominanz bestimmter Lebensformen richtet sich somit hauptsächlich nach den örtlich vorherrschenden klimatischen Bedingungen.

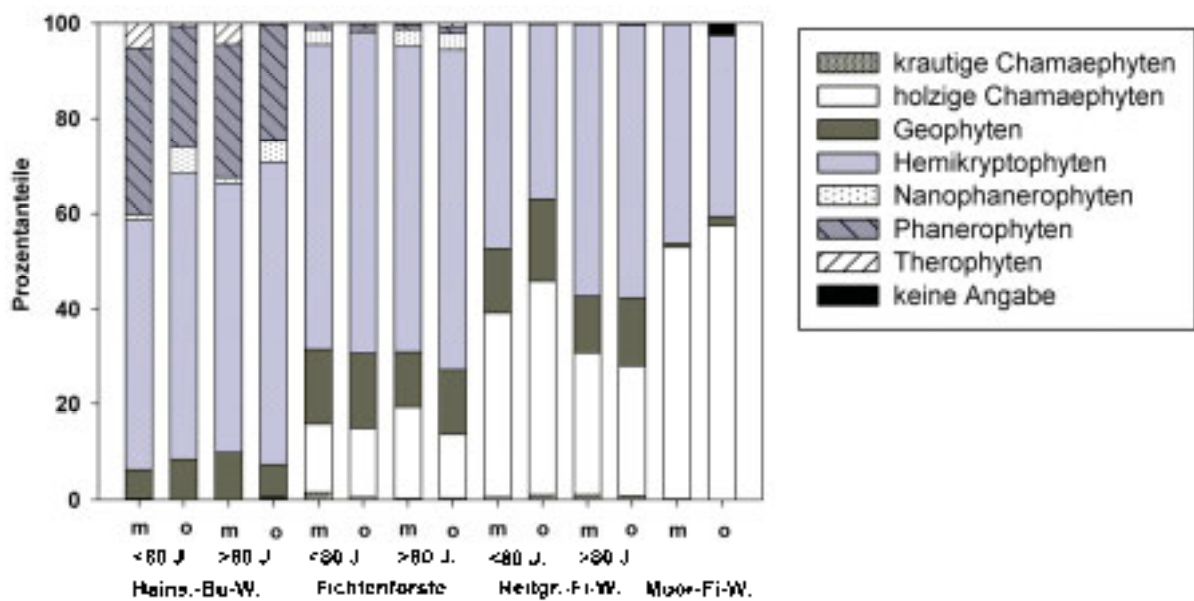


Abb. 20: Quantitatives Lebensformenspektrum der Krautschicht in den verschiedenen Waldgesellschaften mit (m) und ohne (o) Zaun. Flächengröße 100 m². Anzahl der Flächen pro Bestandestyp s. Tab. 10.

In Mitteleuropa machen die Hemikryptophyten, die ihre Überdauerungsknospen im Bereich der Erdoberfläche haben, mit ca. 50 % den größten Anteil der Flora aus (ELLENBERG 1996, FISCHER 2003). Dies lässt sich auch für die verschiedenen Waldgesellschaften im Untersuchungsgebiet bestätigen, die einen Hemikryptophytenanteil zwischen 37 % und 67 % aufweisen (s. Abb. 20). Unterhalb von 50 % liegt er nur in den jüngeren Reitgras-

Fichtenwäldern und in den Moor-Fichtenwäldern. Die Phanerophyten spiegeln die Beteiligung der Gehölzverjüngung an der Bodenvegetation wider. Ihr Anteil ist besonders hoch in den artenarmen Hainsimsen-Buchenwäldern (zwischen 24 % und 35 %). In den anderen Waldgesellschaften sind sie nur von geringer Bedeutung (0 % bis 1 %). Chamaephyten sind krautige oder verholzende Zwergsträucher mit Überwinterungsknospen bis 0,5 m über der Erdoberfläche. Während krautige Chamaephyten nur einen zu vernachlässigenden Anteil an der Zusammensetzung der Bodenvegetation haben (0 % bis 2 %), nimmt die Bedeutung der holzigen Chamaephyten (vor allem *Vaccinium myrtillus*) in den Nadelholzgesellschaften (Fi-Fo: 13 % bis 19 %; RG-Fi-W: 27 % bis 45 %) deutlich zu. In den Moor-Fichtenwäldern haben sie sogar mit 53 % bzw. 57 % den höchsten Anteil. Geophyten sind krautige Zwiebel- oder Rhizompflanzen mit unterirdischen Überdauerungsorganen. Sie finden sich in fast allen Waldgesellschaften regelmäßig (HS-Bu-W: 6 % bis 10 %; Fi-Fo: 12 % bis 16 %; RG-Fi-W: 12 % bis 17 %). Nur in den Moor-Fichtenwäldern sind sie mit 1 % bzw. 2 % ohne größere Bedeutung. Therophyten sind kurzlebige krautige Pflanzen, die als Samen überwintern. Nennenswerte Anteile dieser Pflanzengruppe von 4 % bzw. 5 % finden sich nur in den gezäunten Hainsimsen-Buchenwäldern. Die Gruppe der Nanophanerophyten umfasst zwischen 0,5 und 5 m hoch werdende holzige Sträucher und kleine Bäume. Sie finden sich nur in den Hainsimsen-Buchenwäldern und Fichtenforsten mit Anteilen zwischen 1 % und 6 %.

4.2.5.2 Waldarten

Die Arten der Krautschicht lassen sich nach der von SCHMIDT et al. (2003) erstellten Waldartenliste für das Hügel- und Bergland in Abhängigkeit von ihrer Bindung an Wälder in zwei Gruppen mit je zwei Untergruppen untergliedern. Die erste Gruppe enthält Arten, die weitestgehend an Waldformationen gebunden sind, während die zweite Arten umfasst, die auch außerhalb des geschlossenen Waldes vorkommen. Da die Verjüngung der Waldbäume einen wesentlichen Teil der Arten des geschlossenen Waldes ausmacht, wurde sie nochmals abgegrenzt. Als typische Waldarten werden hier die Gehölzverjüngung, Arten des geschlossenen Waldes und Arten der Waldränder und Waldverlichtungen verstanden. Abbildung 21 zeigt die relativen Anteile der jeweiligen Artengruppen.

Die Arten des geschlossenen Waldes haben ihren Schwerpunkt in den Hainsimsen-Buchenwäldern (11 % bis 21 %) und Fichtenforsten (11 % bis 21 %). Ergänzt werden die Arten des geschlossenen Waldes in den Hainsimsen-Buchenwäldern durch den hohen Anteil der Gehölzverjüngung (25 % bis 36 %). Innerhalb der Fichten-Waldgesellschaften spielt die Verjüngung der Baumarten eine eher untergeordnete Rolle (0 % bis 2 %). In den Reitgras-Fichtenwäldern geht der Anteil der Arten des geschlossenen Waldes auf 2 % bis 6 % zurück, in den Moor-Fichtenwäldern fehlen diese Arten praktisch ganz.

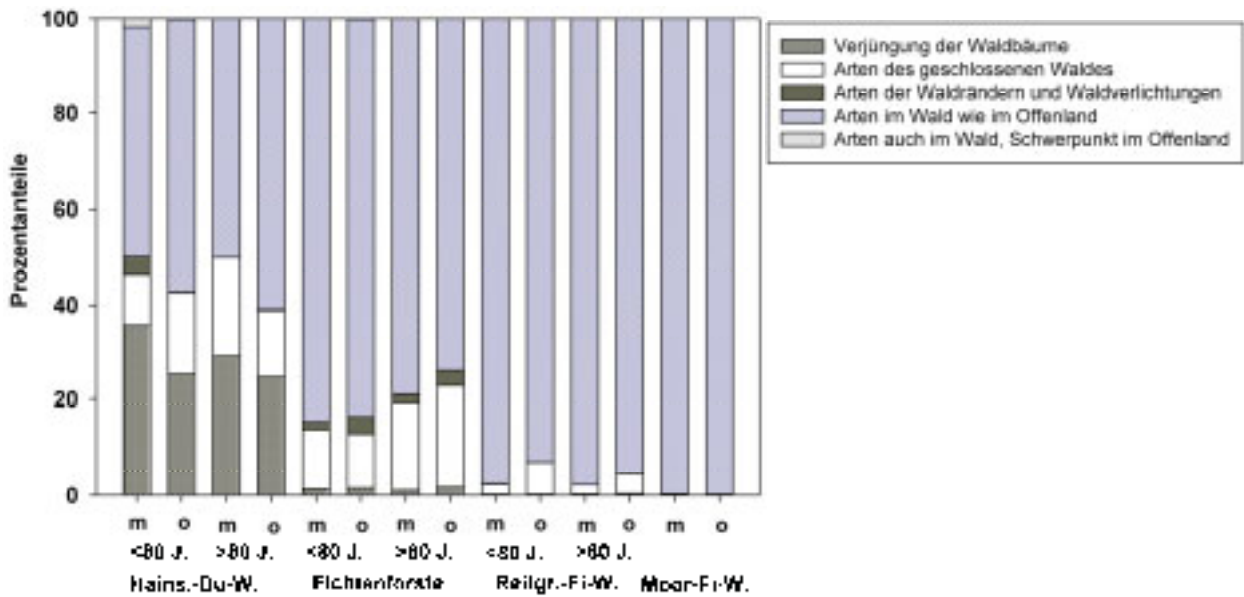


Abb. 21: Quantitatives Waldartenspektrum der Krautschicht in den verschiedenen Waldgesellschaften mit (m) und ohne (o) Zaun. Flächengröße 100 m². Anzahl der Flächen pro Bestandestyp s. Tab. 10.

Die Arten der Waldränder und Waldverlichtungen sind am weitesten verbreitet in den Fichtenforsten (3 % bis 6 %). Ein weiterer Schwerpunkt findet sich in den jüngeren gezäunten Hainsimsen-Buchenwäldern (2 % bis 4 %). In den anderen Bestandestypen sind sie so gut wie nicht zu finden. Den weitaus größten Anteil in allen Waldgesellschaften haben die Arten, die im Wald wie im Offenland vorkommen. Liegt er bei den Buchenwäldern noch gut bei der Hälfte (zwischen 46 % und 61 %), nimmt er in den Fichtenforsten (74 % bis 85 %) und Reitgras-Fichtenwäldern (93 % bis 98 %) immer weiter zu. In den Moor-Fichtenwäldern setzt sich die Vegetation - neben einem geringen Anteil an typischen Waldarten und einigen wenigen Offenlandarten (zusammen jeweils 0,3 %) - nahezu vollständig aus dieser Artengruppe zusammen. Typische Offenlandarten lassen sich in nennenswertem Umfang von 2 % nur in den jüngeren Hainsimsen-Buchenwäldern innerhalb des Zaunes finden.

4.2.5.3 Klonales Wachstum

Das klonale Wachstum nach KLIMEŠ et al. (1997) beschreibt die verschiedenen Strategien der Pflanzen zur räumlichen Ausbreitung. Es gliedert sich in drei Hauptgruppen von Pflanzen: Pflanzen mit Wurzeläusläufern bildenden Organen, Pflanzen mit Stämmchen bildenden Organen und Pflanzen mit speziellen Anpassungen. Diese drei Hauptgruppen werden von KLIMEŠ et al. (1997) in insgesamt 27 Untergruppen unterteilt. Pflanzen mit speziellen Anpassungen finden sich im Untersuchungsgebiet nicht. Die anderen Hauptgruppen werden aus Übersichtlichkeitsgründen zusammengefasst in (A) Pflanzen mit Wurzeläusläufer bildenden Organen, (Ba) Pflanzen mit langlebigen Stämmchen, (Bb) Pflanzen mit kurzlebigen Stämmchen und (Bc) Pflanzen mit unterirdischen Knollen.

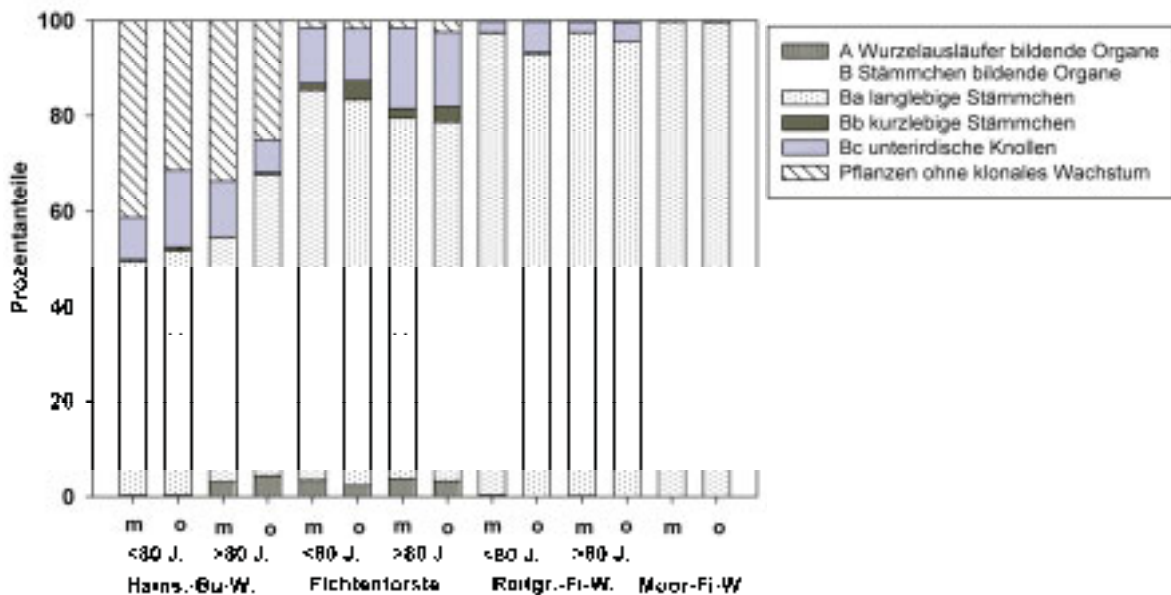


Abb. 22: Quantitatives Spektrum des klonalen Wachstums der Krautschicht in den verschiedenen Waldgesellschaften mit (m) und ohne (o) Zaun. Flächengröße 100 m². Anzahl der Flächen pro Bestandestyp s. Tab. 10.

In allen Waldgesellschaften sind Pflanzen mit langlebigen Stämmchen dominant (s. Abb. 22), wobei ihr quantitativer Anteil von den Buchenwäldern über die Fichtenforste und Reitgras-Fichtenwälder hin zu den Moor-Fichtenwäldern stetig zunimmt (HS-Bu-W: 49 % bis 63 %; Fi-Fo: 75 % bis 82 %; RG-Fi-W: 93 % bis 97 %; Moor-Fi-W: 96 % bis 100 %). Kurzlebige Pflanzen finden sich nur in den Fichtenforsten, jedoch auch da nur in geringem Umfang (1 % bis 4 %). Nennenswerte Anteile von Pflanzen mit unterirdischen Überdauerungsorganen haben vor allem die Hainsimsen-Buchenwälder (9 % bis 16 %) und Fichtenforste (11 % bis

17 %). In den Reitgras-Fichtenwäldern gehen sie deutlich zurück (2 % bis 6 %) und in den Moor-Fichtenwäldern fehlen sie ganz. Pflanzen, die sich über Wurzeläusläufer verbreiten, finden sich in bedeutsamem Umfang nur in den Fichtenforsten (zwischen 2 % und 4 %) und älteren Hainsimsen-Buchenwäldern (3 % bzw. 4 %). Bei der Pflanzengruppe ohne klonales Wachstum handelt es sich vor allem um die Verjüngung der Baumarten, die mit 25 % bis 41 % besonders hohe Anteile in den ansonsten vegetationsarmen Hainsimsen-Buchenwäldern hat.

4.2.5.4 Blatttypen

Nach KLOTZ et al. (2002) lassen sich die höheren Pflanzen in verschiedene Blatttypen untergliedern (s. Abb. 23). Skleromorphe Pflanzen besitzen zur Verminderung der Transpiration eine dicke Kutikula und eine starkwandige Epidermis. Zusätzlich verfügen sie meist über Versteifungen in den Blättern. Sie finden sich in bedeutenden Mengenanteilen nur in Hainsimsen-Buchenwäldern (2 % bis 11 %) und Moor-Fichtenwäldern (13 % bis 20 %). In Fichtenforsten und Reitgras-Fichtenwäldern sind sie eher unbedeutend (0 % bis 2 %). Hygromorphe Pflanzen haben eher zarte Blätter mit einer dünnen Kutikula und Epidermis. Sie gedeihen bei guter Wasserversorgung und hoher Luftfeuchte, also vor allem im Schatten und Halbschatten. Hygromorphe Pflanzen sind in allen Waldgesellschaften bis auf den Moor-Fichtenwäldern zu finden, ihre Anteile an der Krautschicht variieren jedoch deutlich. In den Fichtenforsten bilden sie zwischen 18 % und 21 % der Pflanzenanteile, bei den Reitgras-Fichtenwäldern liegen sie deutlich darunter (4 % bis 9 %). In den Hainsimsen-Buchenwäldern variieren ihre Beteiligung sehr stark (zwischen 8 % und 24 %), wobei die Unterschiede unabhängig vom Zäunungszustand sind. Helomorphe Pflanzen wachsen auf durchnässten, sauerstoffarmen Sumpfböden und besitzen in den unterirdischen Organen oft Luftkammern. Sie finden sich fast ausschließlich in den Moor-Fichtenwäldern mit Anteilen von 17 % in den gezäunten Flächen bzw. 10 % in den Flächen ohne Zaun. Im Untersuchungsgebiet dominieren vor allem die mesomorphen Pflanzen. Diese besitzen keine besonderen Baueigenschaften für den Wasser- und Gashaushalt. Sie nehmen in fast allen Waldgesellschaften annähernd die gleichen Anteile ein (HS-Bu-W: 65 % bis 89 %; Fi-Fo: 77 % bis 79 %; Moor-Fi-W: 63 % bis 75 %). Nur in den Reitgras-Fichtenwäldern ist ihre Verbreitung mit 91 % bis 95 % noch höher.

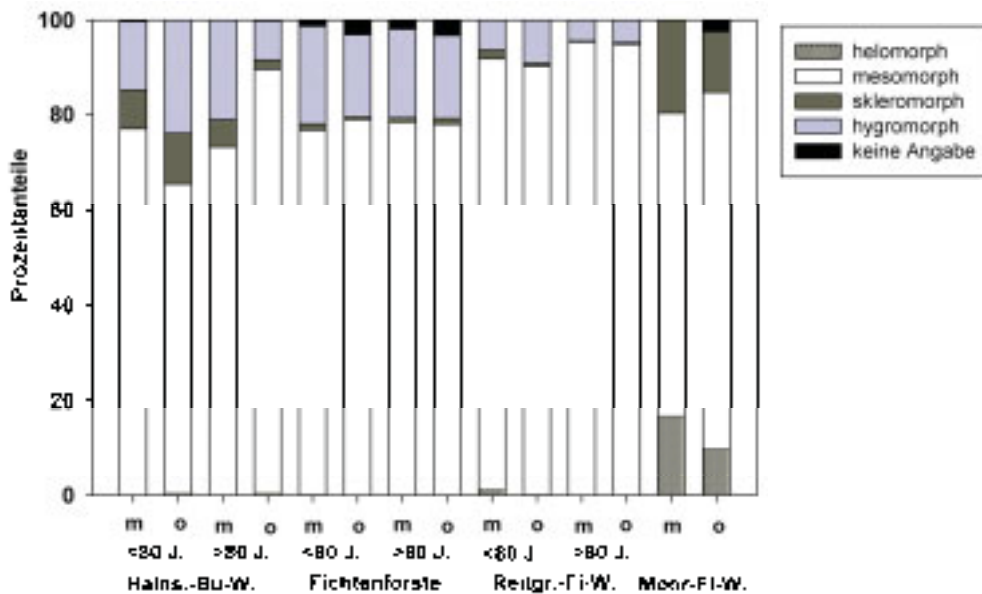


Abb. 23: Quantitatives Blatttypenspektrum der Krautschicht in den verschiedenen Waldgesellschaften mit (m) und ohne (o) Zaun. Flächengröße 100 m². Anzahl der Flächen pro Bestandestyp s. Tab. 10.

4.2.6 Zusammenfassung

Der Baumartenwechsel und gleichzeitige Rückgang der Überschirmung ist von den Hainsimsen-Buchenwäldern über die Fichtenforste hin zu den Reitgras-Fichtenwäldern und Moor-Fichtenwäldern mit einer deutlichen Veränderung des Artenspektrums verknüpft. Die Artenzusammensetzung in den verschiedenen Altersstufen wird ebenfalls hauptsächlich durch die Überschirmung des Altbestandes beeinflusst. Dabei wird das Arteninventar der Hainsimsen-Buchenwälder bis auf wenige Arten (vor allem *Fagus sylvatica* und *Luzula luzuloides*) nicht durch andere Arten ersetzt sondern durch das Auftreten neuer Arten lediglich erweitert und verschoben. An dieser Zunahme haben besonders die Moose hohe Anteile.

Die Erweiterung des Arteninventars ist verbunden mit einem Anstieg der α -Diversität in den Fichten-Waldgesellschaften im Vergleich zu den Hainsimsen-Buchenwäldern. Dabei sind in den Hainsimsen-Buchenwäldern und Fichtenforsten die Artenzahlen der Gefäßpflanzen in den Jungbeständen niedriger als in den Altbeständen, während für die Moosschicht innerhalb der Bestandestypen keine Unterschiede zwischen den Altersstufen bestehen. Das Maximum an krautigen Arten wird in den Altbeständen der Fichtenforste erreicht. In den Reitgras-

Fichtenwäldern und Moor-Fichtenwäldern geht die Anzahl an Gefäßpflanzen wieder etwas zurück, wo hingegen die Moosflora hier ihre maximalen Artenzahlen erreicht.

Anhand der Dominanzstrukturen wird deutlich, dass die Gleichverteilung der Arten in den jungen Buchenwäldern ausgeglichener ist als in den Fichtenwäldern. Dies lässt sich auf die durchwegs geringen Deckungsgrade aller Arten in der Bodenvegetation zurückführen. Beim Anstieg der Deckungsgrade in den Altbeständen der Buchenwälder kommt es dagegen zu der Vorherrschaft einzelner Arten (vor allem *Deschampsia flexuosa* und *Fagus sylvatica*). Die Fichten-Waldgesellschaften nehmen bei den Dominanzstrukturen eine Mittelstellung ein. Hier verteilt sich bei deutlich höheren Deckungsgraden die Dominanz meist auf mehrere Arten.

Auch anhand der funktionalen Artengruppen lassen sich einige Unterschiede zwischen den Buchenwäldern und den Fichten-Waldgesellschaften erkennen. Die Bodenvegetation wird in allen Waldgesellschaften im Wesentlichen von Gräsern und Moosen bestimmt. In den Fichtenwäldern nehmen die Kleinsträucher im Vergleich zu den Hainsimsen-Buchenwäldern zu, die Anteile der Gehölzverjüngung gehen dagegen deutlich zurück. Bei der vorkommenden Bodenvegetation handelt es sich in allen Waldgesellschaften hauptsächlich um Arten die sowohl im Wald wie auch im Offenland vorkommen. Größere Anteile an typische Waldarten finden sich nur in den Buchenwäldern (39 % bis 52 %). Bei den Lebensformenspektren entfällt der Hauptanteil auf die Hemikryptophyten (37 % bis 67 %). Die Buchenwälder grenzen sich durch höhere Anteile an Verjüngung und damit an Phanerophyten (24 % bis 35 %) von den Fichtenwäldern ab. Dagegen nehmen in den Fichtenwäldern die Anteile der holzigen Chamaephyten von den Fichtenforsten (13 % bis 19 %), über die Reitgras-Fichtenwälder (27 % bis 45 %) bis zu den Moor-Fichtenwäldern (53 % bis 57 %) stetig zu. Die Spektren des klonalen Wachstums werden bestimmt durch die hohe Verbreitung von Pflanzen mit langlebigen Stämmchen. Nur die Buchenwälder unterscheiden sich wiederum durch die hohen Verjüngungsanteile von den Fichtengesellschaften, die sich in den Pflanzen ohne klonales Wachstum widerspiegeln (25 % bis 41 %). Bei den Blatttypen dominieren in allen Waldgesellschaften mesomorphe Pflanzen. Hier differenzieren sich vor allem die Moor-Fichtenwälder aufgrund ihrer Anteile an helomorphen (10 % bis 17 %) und skleromorphen Pflanzen (13 % bis 20 %), die in den anderen Waldgesellschaften eher unbedeutend sind.

Unterschiede zwischen den gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächen innerhalb der einzelnen Bestandestypen lassen sich sowohl für die α -Diversität, die Ähnlichkeitsindizes, als auch für die funktionalen Artengruppen nicht erkennen.

4.3 Beliebtheit und Verbreitung von Äsungspflanzen

4.3.1 Beliebtheit einzelner Äsungspflanzen

In den Vegetationsaufnahmen konnten im Untersuchungsgebiet 277 unterschiedliche Pflanzenarten gefunden werden, davon 23 verschiedene Gehölze, 163 krautige Arten und 91 Moosarten. Nach der Häufigkeit und Intensität des Verbisses auf den ungezäunten Flächen lassen sich die im Gebiet vorkommenden Pflanzenarten in Anlehnung an KLÖTZLI (1965) und JAUCH (1987) in Gruppen unterschiedlicher Beliebtheit untergliedern. In dieser Arbeit werden 5 Gruppen unterschieden, die wie folgt definiert sind:

B Häufigkeit und Stärke des Verbisses	In n % der vorkommenden Aufnahmen verbissen = Verbisstetigkeit	Durchschnittliche Verbisstärke
0 ± nie verbissen	< 1 %	schwach
1 zuweilen schwach verbissen	1 - 20 %	schwach
2 oft mäßig verbissen	20 - 50 %	schwach bis mäßig
3 regelmäßig mäßig verbissen	40 - 70 %	mäßig bis stark
4 regelmäßig stark verbissen	60 - 100 %	stark bis sehr stark

(Berechnung der Beliebtheit und Vergleich mit KLÖTZLI (1965) u. JAUCH (1987) s. Anhang 6)

Gruppe 4: regelmäßig stark verbissen (insgesamt 28 Arten)

junge Bäume:	krautige Pflanzen:
<i>Acer platanoides</i>	<i>Crepis paludosa</i>
<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Epilobium angustifolium</i>
<i>Betula carpatica</i>	<i>Impatiens noli-tangere</i>
<i>Carpinus betulus</i>	<i>Polygonatum multiflorum</i>
<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Polygonatum verticillatum</i>
<i>Populus tremula</i>	<i>Trifolium repens</i> *
<i>Prunus avium</i> *	<i>Urtica dioica</i>
<i>Quercus petraea</i>	
<i>Quercus rubra</i> *	Farne:
<i>Salix aurita</i>	<i>Athyrium filix-femina</i>
<i>Salix caprea</i>	<i>Dryopteris dilatata</i>
<i>Sorbus aucuparia</i>	
<i>Taxus baccata</i> *	Gräser:
	<i>Carex sylvatica</i>
Zwergsträucher:	<i>Festuca altissima</i>
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	
<i>Rubus idaeus</i>	Sträucher:
	<i>Sambucus nigra</i>
	<i>Sambucus racemosa</i>

Gruppe 3: regelmäßig mäßig verbissen (insgesamt 30 Arten)

junge Bäume:	Gräser:
<i>Alnus alnobetula</i>	<i>Calamagrostis arundinacea</i>
<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Calamagrostis villosa</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Dactylis glomerata s.str. *</i>
<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Dactylis polygama</i>
<i>Frangula alnus</i>	<i>Festuca gigantea</i>
<i>Hedera helix *</i>	<i>Holcus lanatus</i>
<i>Pseudotsuga menziesii *</i>	<i>Holcus mollis</i>
<i>Tilia cordata *</i>	<i>Luzula sylvatica subsp. sylvatica</i>
<i>Ulmus glabra</i>	<i>Milium effusum</i>
	<i>Molinia caerulea s.str.</i>
krautige Pflanzen:	
<i>Anemone nemorosa</i>	Farne:
<i>Caltha palustris *</i>	<i>Dryopteris carthusiana</i>
<i>Corylus avellana</i>	<i>Oreopteris limbosperma</i>
<i>Geranium robertianum s.str.</i>	
<i>Hieracium murorum</i>	Sträucher:
<i>Impatiens parviflora</i>	keine
<i>Ranunculus repens</i>	
<i>Senecio ovatus</i>	Zwergsträucher:
	<i>Vaccinium myrtillus</i>

Gruppe 2: oft mäßig verbissen (insgesamt 20 Arten)

junge Bäume:	krautige Pflanzen:
<i>Picea abies</i>	<i>Cardamine bulbifera *</i>
	<i>Epilobium ciliatum</i>
Gräser:	<i>Epilobium palustre</i>
<i>Agrostis canina</i>	<i>Galeopsis tetrahit</i>
<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Heracleum sphondylium *</i>
<i>Alopecurus pratensis *</i>	<i>Hypericum perforatum</i>
<i>Deschampsia flexuosa</i>	<i>Lamium galeobdolon agg.</i>
<i>Luzula luzuloides</i>	<i>Lamium maculatum *</i>
	<i>Mycelis muralis</i>
Sträucher:	<i>Stachys sylvatica</i>
keine	<i>Stellaria nemorum s.l.</i>
	<i>Valeriana officinalis s.str.</i>
Zwergsträucher:	<i>Vicia sepium</i>
<i>Calluna vulgaris</i>	
	Farne:
	keine

Gruppe 1: zu weilen schwach verbissen (insgesamt 19 Arten)

junge Bäume:	krautige Pflanzen:
<i>Larix decidua</i>	<i>Circaea lutetiana</i>
	<i>Epilobium montanum</i>
Sträucher:	<i>Oxalis acetosella</i>
keine	<i>Scrophularia nodosa</i>
	<i>Stellaria media s.str.</i>
Gräser:	<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>
<i>Carex flacca</i> *	<i>Teucrium scorodonia</i>
<i>Carex muricata</i> *	
<i>Deschampsia cespitosa s.s</i>	Farne:
<i>Glyceria fluitans</i> *	<i>Blechnum spicant</i>
<i>Melica uniflora</i>	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>
<i>Poa nemoralis</i>	
<i>Poa pratensis agg.</i> *	Zwergsträucher:
<i>Poa trivialis</i>	<i>Lonicera periclymenum</i> *

Gruppe 0: nie verbissen (insgesamt 90 Arten)

junge Bäume:	Sträucher:
keine	keine
Farne:	Zwergsträucher:
<i>Phegopteris connectilis</i>	<i>Empetrum nigrum agg.</i> *
<i>Polypodium vulgare</i> *	<i>Vaccinium oxycoccus s.l.</i>
<i>Pteridium aquilinum</i> *	<i>Vaccinium uliginosum s.l.</i> *
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
Gräser:	krautige Pflanzen:
<i>Calamagrostis canescens</i> *	<i>Ajuga reptans</i> *
<i>Calamagrostis epigejos</i> *	<i>Alchemilla vulgaris agg.</i> *
<i>Carex canescens</i>	<i>Alliaria petiolata</i>
<i>Carex echinata</i>	<i>Allium ursinum</i> *
<i>Carex nigra</i>	<i>Anthriscus sylvestris</i> *
<i>Carex ovalis</i>	<i>Arum maculatum agg.</i> *
<i>Carex pallescens</i>	<i>Cardamine amara</i>
<i>Carex pilulifera</i>	<i>Cardamine flexuosa</i>
<i>Carex remota</i>	<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>
<i>Eriophorum vaginatum</i>	<i>Circaea x intermedia</i> *
<i>Hordelymus europaeus</i> *	<i>Cirsium palustre</i>
<i>Juncus conglomeratus</i>	<i>Cirsium vulgare</i>
<i>Juncus effusus</i>	<i>Conium maculatum</i> *
<i>Juncus squarrosus</i> *	<i>Convallaria majalis</i> *
<i>Luzula pilosa</i>	<i>Digitalis purpurea</i>
<i>Nardus stricta</i> *	<i>Equisetum arvense</i>
<i>Poa annua</i> *	<i>Equisetum sylvaticum</i>
<i>Scirpus sylvaticus</i> *	

<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Plantago major</i> *
<i>Fragaria vesca</i> *	<i>Prunella vulgaris</i> *
<i>Galeopsis speciosa</i> *	<i>Pulmonaria officinalis</i> *
<i>Galium aparine</i>	<i>Ranunculus ficaria</i> *
<i>Galium odoratum</i>	<i>Rumex acetosa</i>
<i>Galium palustre s.l.</i>	<i>Rumex acetosella s.l.</i>
<i>Galium saxatile</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>
<i>Galium sylvaticum s.str.</i>	<i>Rumex sanguineus</i>
<i>Galium uliginosum</i> *	<i>Senecio jacobaea</i> *
<i>Geum urbanum</i> *	<i>Senecio nemorensis</i> agg.
<i>Glechoma hederacea</i> *	<i>Silene dioica</i>
<i>Lotus corniculatus</i> *	<i>Solidago virgaurea</i>
<i>Lycopodium annotinum</i>	<i>Stellaria alsine</i> *
<i>Lysimachia nummularia</i>	<i>Stellaria holostea</i>
<i>Lysimachia vulgaris</i> *	<i>Trichophorum cespitosum</i> *
<i>Maianthemum bifolium</i>	<i>Trientalis europaea</i>
<i>Melampyrum pratense</i> *	<i>Tussilago farfara</i> *
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	<i>Veronica chamaedrys s.l.</i> *
<i>Mercurialis perennis</i>	<i>Veronica montana</i>
<i>Moehringia trinervia</i>	<i>Veronica officinalis</i>
<i>Myosotis scorpioides</i> agg. *	<i>Veronica persica</i> *
<i>Myosotis sylvatica</i> *	<i>Viola palustris</i>
<i>Petasites albus</i> *	<i>Viola reichenbachiana</i> *
<i>Petasites hybridus</i>	

Aus der Liste der Beliebtheitsklassen wird ersichtlich, dass im Untersuchungsgebiet mit 97 von 187 Arten rund 52 % der auf den ungezäunten Flächen gefundenen höheren Pflanzenarten vom Schalenwild befressen werden. Bei 41 Arten der Gruppe 0 (22 % aller Höheren Pflanzen) handelt es sich jedoch um Einzelfunde (* = maximal in zwei Aufnahmen vertreten), so dass deren Stellung nicht ganz klar ist. Für die Gruppe der Moose konnte keine Beäsung festgestellt werden. Die gefundenen Moose werden daher bei der Berechnung der Biomasseanteile in Abschnitt 4.3.3, 4.3.4 und 4.3.5 der Gruppe 0 zugeordnet, bleiben jedoch aus Übersichtlichkeitsgründen in der Auflistung unberücksichtigt.

4.3.2 Qualitative Verbreitung der Äsungspflanzen

Im Weiteren wird die Verbreitung der Äsungspflanzen in den einzelnen Waldgesellschaften und Bestandestypen untersucht. Tabelle 12 zeigt, dass in den verschiedenen Straten die durchschnittlichen Artenzahlen deutlich variieren und somit auch Äsungspflanzen unterschiedlich oft vorkommen.

Tab. 12: Durchschnittliche Artenzahlen der Moos-, Kraut- und Strauchschicht (bis 1,5 m) pro Aufnahme und deren absolute und relative Verteilung auf die 5 Beliebtheitsklassen in den 24 Straten. GAZ = durchschnittliche Gesamtartenzahl, BK 0, BK 1, BK 2, BK 3, BK 4 = Beliebtheitsklassen (s. Abs. 4.3.1), AZÄ = durchschnittliche Artenzahl an Äsungspflanzen, Str. = Stratum (s. Kap. 3.3), n = Anzahl der Aufnahmeflächen je Stratum, Abkürzungen der Waldgesellschaften s. Tab. 2.

Str.	Waldgesellschaft	n	Artenzahl: n/Aufnahme (% der Gesamtartenzahl)							
			GAZ	BK 0	BK 1	BK 2	BK 3	BK 4	AZÄ	
1	Waldm-Bu-Wald	12	21,1	7,1 34	1,7 8	2,5 12	3,4 16	6,4 30	14,0 66	
2	eu. Nadelholzforsten	7	27,7	9,4 34	2,3 8	4,1 15	5,4 20	6,4 23	18,3 66	
3	Hains-Bu-Wald, 0-40 J.	10	12,0	4,5 37	0,5 4	2,0 17	2,3 19	2,7 23	7,5 63	
4	Hains-Bu-Wald, 41-80 J.	10	5,6	2,3 42	0,2 4	0,9 16	0,3 6	1,8 32	3,2 58	
5	Hains-Bu-Wald, >80J.	30	12,4	4,4 36	0,5 4	2,5 20	2,3 18	2,7 22	8,0 64	
6	Fichtenforst, kollin-montan, 0-40 J.	10	15,9	9,0 57	0,8 5	1,7 11	2,2 14	2,2 14	6,9 43	
7	Fichtenforst, kollin-montan, 41-80 J.	30	20,6	10,7 52	0,6 3	2,5 12	3,2 16	3,6 17	9,9 48	
8	Fichtenforst, kollin-montan, >80 J.	25	23,3	10,7 46	0,8 3	3,2 14	3,7 16	5,0 21	12,6 54	
9	Bu-Fi-Wald	14	34,1	16,1 47	2,0 6	3,7 11	5,9 17	6,4 19	18,0 53	
10	Fichtenforst, obermontan, 0,40 J.	7	21,9	11,4 52	0,6 3	2,4 11	3,9 18	3,6 16	10,4 48	
11	Fichtenforst, obermontan, 41-80 J.	26	20,3	11,2 55	0,6 3	2,2 11	3,3 16	3,1 15	9,2 45	
12	Fichtenforst, obermontan, >80 J.	9	19,8	11,4 58	0,6 3	2,1 11	2,6 13	3,1 16	8,3 42	
13	WRG-Fi-Wald, 0-40 J.	12	21,1	13,7 65	0,3 1	1,6 8	2,7 13	2,9 14	7,4 35	
14	WRG-Fi-Wald, 41-80 J.	12	23,0	13,3 58	0,8 4	2,3 10	3,7 16	3,0 13	9,8 42	
15	WRG-Fi-Wald, >80 J.	26	21,9	13,9 63	0,4 2	2,1 10	2,6 12	2,9 13	8,0 37	
16	Moor-Fi-Wald	32	28,5	22,9 80	0,1 0	2,1 7	2,7 9	0,8 3	5,6 20	
17	Windwurf, kollin-obermontan	11	29,3	12,0 41	1,8 6	4,2 14	4,3 15	7,0 24	17,3 59	
18	Windwurf, hochmontan	17	25,3	14,5 57	1,3 5	3,0 12	3,1 12	3,4 13	10,8 43	
19	Waldumbauflächen	12	23,7	12,3 52	0,8 3	2,8 12	3,7 15	4,1 17	11,3 48	
20	Uferwald, kollin-montan, naturnah	6	49,7	23,8 48	2,5 5	6,3 13	7,8 16	9,2 18	25,8 52	
21	Uferwald, kollin-montan, naturfern	8	41,6	21,5 52	2,8 7	3,9 9	7,3 17	6,3 15	20,1 48	
22	Uferwald, obermontan, naturnah	10	50,1	27,2 54	2,3 5	5,6 11	8,0 16	7,0 14	22,9 46	
23	Uferwald, obermontan, naturfern	10	39,3	21,9 56	2,8 7	3,6 9	6,0 15	5,0 13	17,4 44	
24	Blockhalden	13	22,3	10,0 45	0,5 2	2,5 11	3,8 17	5,5 24	12,3 55	

Mit zwischen 34 % und 80 % aller vorkommenden Arten bildet die Beliebtheitsklasse 0, die in allen Straten bedeutendste Pflanzengruppe. Am dominantesten ist diese aufgrund der hohen Anzahl an Moosen vor allem in den Reitgras-Fichtenwäldern und Moor-Fichtenwäldern, während sie in den Buchenwäldern und nährstoffreichen Nadelholzforsten die geringsten Anteile hat. Die Beliebtheitsgruppe 1 ist dagegen meist unbedeutend, in den Moor-Fichtenwäldern fehlt sie sogar ganz. Die höchsten Beteiligung erreicht sie in den Waldmeister-Buchenwäldern (8 %), Nadelholzforsten der eutrophen Standorte (8 %) und naturfernen Uferwäldern (je 7 %). Die Arten der Beliebtheitsklasse 2 sind in allen Straten regelmäßig mit zwischen 7 % und 20 % vertreten. Ihre höchste Verbreitung findet diese Gruppe in den Hainsimsen-Buchenwäldern und eutrophen Nadelholzforsten. Die Beliebtheitsklasse 3 ist mit ihren Arten in allen Waldgesellschaften mit 12 % bis 20 % vertreten. Nur in den mittelalten Hainsimsen-Buchenwäldern und Moor-Fichtenwäldern geht ihr Anteil auf unter 10 % zurück. Die beliebtesten Äsungspflanzen (BK 4) finden sich absolut am häufigsten in den naturnahen Bachuferwäldern (7 bzw. 9 Arten) und auf Windwurfflächen der kollinen bis montanen Höhenstufe (7 Arten). Weitere Verbreitungsschwerpunkte dieser Pflanzengruppe sind die Waldmeister-Buchenwälder, eutrophen Nadelholzforste, die Buchen-Fichtenwälder, die naturfernen Uferwälder und die Wälder der Blockhalden mit im Mittel zwischen 5 und 6 Arten. Auffällig wenige Arten dieser Gruppe finden sich dagegen in den Moor-Fichtenwäldern (im Mittel 1 Art pro Aufnahme).

4.3.3 Quantitative Verbreitung der Äsungspflanzen

Nach der qualitativen Betrachtung der Pflanzenzusammensetzung in Abschnitt 4.3.2 werden im Weiteren die quantitativen Anteile der Äsungspflanzen anhand von Biomasseschätzungen untersucht. Die Abschätzung der Biomassenvorräte in der Strauch-, Kraut- und Moosschicht in den einzelnen Straten der zonalen und azonalen Waldgesellschaften wurde nach einem Regressionsmodell von BOLTE (1999) und WOLF et al. (unveröffentlicht) berechnet. Dabei ergeben sich ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Waldgesellschaften und Bestandestypen (s. Tab. 13).

Tab. 13: Durchschnittliche Biomasse (Trockensubstanz) der Moos-, Kraut- und Strauchschicht (bis 1,5 m) pro Aufnahme und deren absolute und relative Verteilung auf die 5 Beliebtheitsklassen in den 24 Straten. GBM = durchschnittliche Gesamtbiomasse, BK 0, BK 1, BK 2, BK 3, BK 4 = Beliebtheitsklassen (s. Abs. 4.3.1), BMÄ = Biomasse an Äsungspflanzen, Str. = Stratum (s. Kap. 3.3), n = Anzahl der Aufnahmeflächen je Stratum.

Str.	Waldgesellschaft	n	Trockensubstanz kg/ ha (% der Gesamtbiomasse)												
			GBM	BK 0	BK 1	BK 2	BK 3	BK 4	BMÄ						
1	Waldm-Bu-Wald	12	471	51	11	19	4	94	20	277	59	30	6	419	89
2	eu. Nadelholzforsten	7	1163	56	5	35	3	127	11	316	27	628	54	1107	95
3	Hains-Bu-Wald, 0-40 J.	10	134	14	11	1	1	45	34	56	41	17	13	121	89
4	Hains-Bu-Wald, 41-80 J.	10	8	6	77	0	1	1	11	0	4	1	8	2	23
5	Hains-Bu-Wald, >80 J.	30	566	34	6	1	0	75	13	438	77	19	3	532	94
6	Fi-Forst, kol.-mon., 0-40 J.	10	244	133	55	1	0	5	2	79	32	26	11	111	45
7	Fi-Forst, kol.-mon., 41-80 J.	30	666	320	48	1	0	92	14	193	29	60	9	346	52
8	Fi-Forst, kol.-mon., >80 J.	25	1350	190	14	1	0	297	22	695	51	166	12	1160	86
9	Bu-Fi-Wald	14	2144	520	24	1	0	417	19	994	46	211	10	1623	76
10	Fi-Forst, obermon., 0,40 J.	7	1833	287	16	1	0	81	4	1460	80	4	0	1546	84
11	Fi-Forst, obermon., 41-80 J.	26	1104	471	43	0	0	61	6	481	44	91	8	633	57
12	Fi-Forst, obermon., >80 J.	9	2054	313	15	0	0	292	14	1385	67	63	3	1741	85
13	WRG-Fi-Wald, 0-40 J.	12	3724	255	7	0	0	104	3	3353	90	12	0	3469	93
14	WRG-Fi-Wald, 41-80 J.	12	1227	344	28	1	0	193	16	663	54	26	2	882	72
15	WRG-Fi-Wald, >80 J.	26	2282	609	27	1	0	342	15	1304	57	27	1	1673	73
16	Moor-Fi-Wald	32	3421	939	27	3	0	187	5	2287	67	6	0	2482	73
17	Windwurf, kollin-obermon.	11	1912	133	7	1	0	245	13	837	44	696	36	1779	93
18	Windwurf, hochmontan	17	2507	320	13	7	0	310	12	1722	69	148	6	2186	87
19	Waldumbauflächen	12	1782	338	19	0	0	565	32	828	46	50	3	1443	81
20	Uferwald, kol.-mon., naturnah	6	1767	271	15	20	1	92	5	646	37	738	42	1496	85
21	Uferwald, kol.-mon., naturfern	8	1617	428	26	98	6	240	15	574	35	277	17	1189	74
22	Uferwald, obermon., naturnah	10	3186	492	15	104	3	305	10	1706	54	580	18	2695	85
23	Uferwald, obermon., naturfern	10	2363	755	32	21	1	167	7	1288	55	131	6	1608	68
24	Blockhalden	13	899	268	30	0	0	247	27	365	41	19	2	631	70

Die Biomassevorräte der Kraut- und Mooschicht zeigen über die 24 Straten eine breite Amplitude, wobei sich ein deutlicher Zusammenhang mit der Hauptbaumart und dem Schlussgrad der Baumschicht erkennen lässt (vgl. Kap. 4.1 und 4.2.1). Sie reichen von 8 kg pro Hektar in den mittelalten Hainsimsen-Buchenwäldern bis zu 3,7 t pro Hektar in den jüngeren Reitgras-Fichtenwäldern. Wesentliche Unterschiede zeigen sich vor allem zwischen den Buchenwäldern und den Nadelwaldgesellschaften, wobei die Fichtenforste der kollinen bis montanen Höhenstufe eine Zwischenstellung einnehmen. Die jungen und mittelalten Hainsimsen-Buchenwälder haben mit 8 kg bzw. 134 kg je Hektar die geringsten Biomassen. Die Biomassevorräte der Buchenwälder der nährstoffreichen Standorte (471 kg/ha) und der älteren Hainsimsen-Buchenwälder (566 kg/ha) liegen deutlich darüber. In den kollinen bis

montanen Fichtenforsten sind die Biomassen, insbesondere in den jüngeren (244 kg/ha) und mittelalten Beständen (666 kg/ha), vergleichbar niedrig. Erst in den Altbeständen steigt die durchschnittliche Biomasse deutlich an (1,4 t/ha). Auch in den übrigen Fichtenwäldern liegen die Biomassenvorräte fast in allen Straten über 1 t pro Hektar. Nur die Block-Fichtenwälder weisen aufgrund des hohen Anteils an offenem Gestein einen niedrigeren Vorrat auf (899 kg/ha). Besonders hohe Biomassewerte werden neben den jüngeren Reitgras-Fichtenwäldern besonders in den Moor-Fichtenwäldern (3,4 t/ha), den naturnahen obermontanen Bachuferwäldern (3,2 t/ha) und auf den hochmontanen Windwurfflächen (2,5 t/ha) erreicht.

In Abhängigkeit von der Gesamtbiomasse variieren erwartungsgemäß auch die Vorräte an Äsungspflanzen sehr stark. Die geringsten Vorräte finden sich auch hier in den jungen und mittelalten Hainsimsen-Buchenwäldern (2 bis 121 kg/ha) und den jüngeren Fichtenforsten der kollinen bis montanen Höhenstufe (111 kg/ha). Die höchsten Biomassen an Äsungspflanzen besitzen junge Reitgras-Fichtenwälder (3,5 t/ha), Moor-Fichtenwälder (2,5 t/ha), naturnahe obermontane Bachuferwälder (2,7 t/ha) und obermontane Windwurfflächen (2,2 t/ha).

Bei den Beliebtheitsklassen dominieren fast überall die Arten der Gruppe 3. Sie bilden in fast allen Straten annähernd die Hälfte oder mehr der Biomasse. Nur in den Nadelholzforsten der reicheren Standorte (27 %), den mittelalten Hainsimsen-Buchenwäldern (4 %) und den Uferwäldern der kollinen bis montanen Höhenstufe (35 % bzw. 37 %) ist ihre Beteiligung deutlich geringer. Hohe Anteile der beliebtesten Äsungspflanzen (BK 4) finden sich vor allem in den mesotrophen Nadelholzwäldern (54 %), den naturnahen Bachuferwäldern der kollinen bis montanen Höhenstufe (42 %) und auf den Windwurfflächen der kollinen bis obermontanen Höhenstufe (36 %). In den Moor-Fichtenwäldern sind diese Arten wiederum so gut wie gar nicht zu finden. Die Beliebtheitsklasse 2 erreicht in den meisten Straten zwischen 2 % und 20 %. Nur in den jüngeren Hainsimsen-Buchenwäldern (34 %), auf den Umbauflächen (32 %) und auf den Blockhalden (27 %) liegt ihr Anteil etwas höher. Die Arten der Gruppe 1 sind für die Zusammensetzung der Biomasse von weitgehend untergeordneter Bedeutung. Nur auf den besser nährstoffversorgten Standorten und in einigen Uferwäldern erlangen sie nennenswerten Anteil, wobei die absolute Biomasse zu vernachlässigen ist. Die Gruppe der weitgehend unbefressenen Pflanzen (BK 0) wird hauptsächlich durch die Biomasse der Moose bestimmt. Ihre prozentualen Anteile zeigen eine

breite Spreitung zwischen 5 % (eutrophe Nadelholzforste) und 77 % (mittelalte Hainsimsen-Buchenwälder).

4.3.4 Biomassevorräte in Abhängigkeit vom Lichtangebot

Zur Abschätzung des Lichtgenusses der Bodenvegetation in den verschiedenen Waldgesellschaften und dessen Auswirkung auf die Biomassevorräte wurden für die einzelnen Aufnahmen qualitative Licht-Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) berechnet.

Die Hainsimsen-Buchenwälder besitzen eine breite Amplitude im Strahlungsangebot, bedingt durch den Lichtmangel in den jüngeren und mittelalten Buchenbeständen sowie einer Auflichtung der Baumschicht in der Altersphase (vgl. Kap. 4.2.1). Dabei variieren die Licht-Zeigerwerte zwischen 3,7 (Schatten) und 5,8 (besserer Halbschatten). Der Mittelwert der Lichtzahl liegt bei 4,6 (schlechterer Halbschatten). Die oberirdische Biomasse-Produktion der Krautschicht ist dem entsprechend bis zu einem Bestandesalter von 80 Jahre sehr gering. Erst in den älteren Beständen steigen die Biomassen der Bodenvegetation deutlich an, wobei ein linearer Zusammenhang zwischen dem Lichtgenuss und den Vorräten besteht ($r^2 = 0,32$). Dabei reichen die Trockensubstanzvorräte von im Minimum 3 kg/ha bis maximal 1.803 kg/ha (Mittelwert 287 kg/ha).

In den Fichtenforsten bleibt bei steigendem Lichtangebot die Artenzusammensetzung der Vegetation in der Krautschicht annähernd gleich, es ändern sich lediglich die Deckungsgrade. Daher zeigen die Fichtenforste im Vergleich zu den Hainsimsen-Buchenwäldern insgesamt eine deutlich geringere Streuung in den Licht-Zeigerwerten. Sie liegen in allen Alterstufen mit Werten zwischen 4,2 und 5,6 im Halbschattbereich (Mittelwert 5,0). Eine Abhängigkeit zwischen den Licht-Zeigerwerten und der Biomasse ist nicht erkennbar. Ein Zusammenhang zeigt sich jedoch zwischen den Trockensubstanzvorräten und dem Bestandesalter. Dabei steigen die Biomassen mit zunehmendem Alter deutlich an. Die Vorräte der Bodenvegetation in den Fichtenforsten reichen von 3 kg/ha bis 5.565 kg/ha (Mittelwert 1.086 kg/ha).

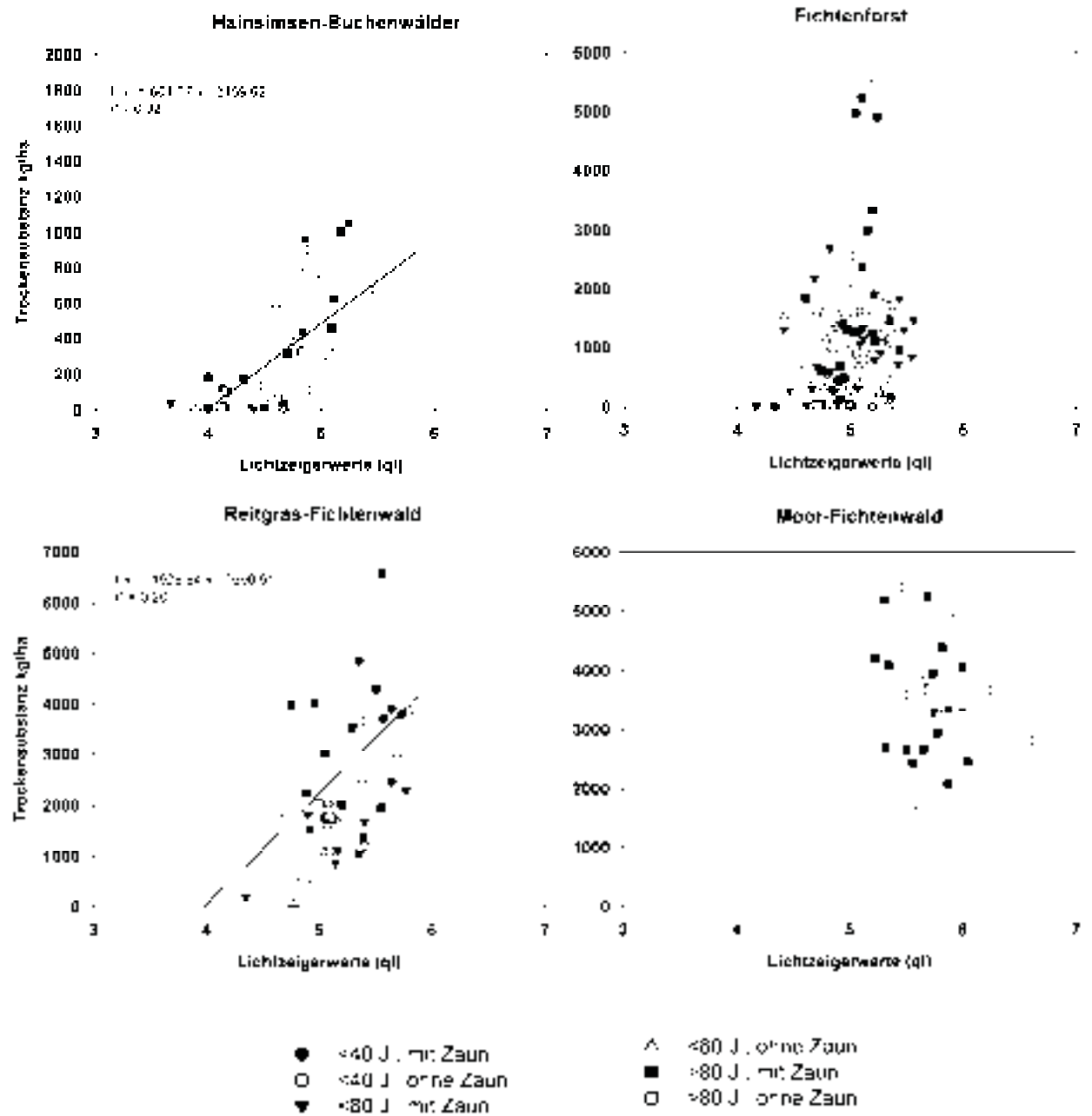


Abb. 24: Biomasse (Trockensubstanz) der Moos-, Kraut- und Strauchschicht (bis 1,5 m) im Verhältnis zum Lichtangebot (qualitative Licht-Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. 2001). Flächengröße 100 m². Anzahl der Flächen pro Bestandestyp s. Tab. 10.

Bei den Reitgras-Fichtenwäldern liegen die Lichtzahlen mit Werten zwischen 4,4 bis 5,8 nur leicht über denen der Fichtenforste (Mittelwert 5,2). Die Biomassen der Krautschicht sind jedoch deutlich höher. Sie liegen in den Reitgras-Fichtenwäldern zwischen 57 kg/ha und 6.584 kg/ha (Mittelwert 2.375 kg/ha). Durch die Begründung der Reitgras-Fichtenwälder aus kleineren, femelartigen Verjüngungshorsten - im Gegensatz zu den großflächigen Dickungskomplexen der Fichtenforste - besitzen die jungen Bestände die höchsten Trockensubstanzvorräte. Im Alter zwischen 41-80 Jahren gehen die Biomassen der Bodenvegetation stark zurück, ehe sie im höheren Bestandesalter wieder zunehmen. Dabei zeigt sich eine lineare Abhängigkeit zwischen den Licht-Zeigerwerten und den Vorräten der Bodenvegetation ($r^2 = 0,20$).

Von den Reitgras-Fichtenwäldern zu den Moor-Fichtenwäldern steigen die Licht-Zeigerwerte auf 5,2 (Halbschatten) bis 6,6 (schlechteres Halblight) an. Der Mittelwert liegt bei 5,7 (besserer Halbschatten). Mit dem höheren Lichtgenuss erhöhen sich auch die Biomassen der Bodenvegetation auf Werte zwischen 1.723 kg/ha und 5.403 kg/ha. Ein Zusammenhang zwischen Lichtzahlen und Trockensubstanz der Bodenvegetation ist nicht erkennbar. Die mittlere Biomasse in den Moor-Fichtenwäldern liegt bei 3.421 kg/ha.

4.3.5 Biomassevorräte in Abhängigkeit vom Zäunungszustand

Für den Vergleich von Biomassedifferenzen zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen werden in diesem Abschnitt aufgrund der Mindestanzahl an repräsentativen Flächenpaaren ebenfalls nur die zonalen Waldgesellschaften betrachtet (vgl. Kap. 4.2).

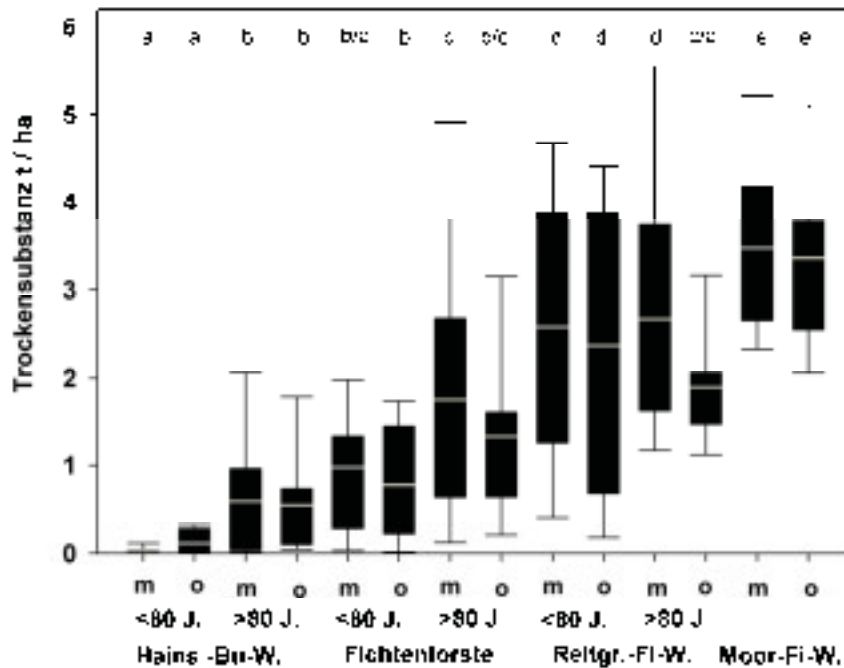


Abb. 25: Biomassevorräte (Trockensubstanz) der Moos-, Kraut- und Strauchschicht (bis 1,5 m) der zonalen Waldgesellschaften mit (m) und ohne (o) Zaun. Flächengröße 100 m². Anzahl der Flächen pro Bestandestyp s. Tab. 10. Die Box-Plots geben Mittelwert, Quartile und Dezentile an. Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Mann-Whitney Test, $p < 0,05$) zwischen den Bestandestypen.

Die signifikant höchsten Biomassevorräte in der Bodenvegetation besitzen die Moor-Fichtenwälder mit einem Mittelwert von 3,5 t/ha in den gezäunten Flächen bzw. 3,4 t/ha außerhalb des Zaunes (s. Abb. 25). Die Trockensubstanz-Werte der Reitgras-Fichtenwälder sind mit 2,6 t/ha und 2,4 t/ha in den Jungbeständen und 2,7 t/ha bzw. 1,9 t/ha in den Altbeständen signifikant niedriger. Zwischen den Vorräten der Jung- und Altbestände der Reitgras-Fichtenwälder besteht kein belegbarer Unterschied. Mit im Mittel 1,0 t/ha und 0,8 t/ha in den jüngeren Beständen und 1,7 t/ha und 1,3 t/ha in den Altbeständen haben die Fichtenforste eine Mittelstellung zwischen den Hainsimsen-Buchenwäldern und den anderen Fichten-Waldgesellschaften. Die mit Abstand signifikant niedrigsten Biomassevorräte in der Bodenvegetation besitzen die Hainsimsen-Buchenwälder mit durchschnittlich 31 kg/ha und

109 kg/ha in den jüngeren Beständen und 587 kg/ha bzw. 545 kg/ha in den Altbeständen. Hier lassen sich auch die älteren von den jüngeren Beständen statistisch belegbar abgrenzen.

Unterschiede in den Biomassenvorräten in Abhängigkeit vom Zäunungszustand lassen sich vor allem in den jüngeren Hainsimsen-Buchenwäldern, den älteren Fichtenforsten und älteren Reitgras-Fichtenwäldern erkennen. In den beiden Fichten-Waldgesellschaften sind die Biomassen außerhalb des Zaunes deutlich niedriger als in den gezäunten Flächen, in den jungen Hainsimsen-Buchenwäldern sind sie dagegen höher. Diese Unterschiede sind jedoch nicht statistisch signifikant.

Anhand der Verteilung der Biomassevorräte der zonalen Waldgesellschaften auf die fünf zuvor definierten Beliebtheitsklassen lässt sich verdeutlichen, welche Pflanzen die wesentlichen Äsungspotentiale des Schalenwildes in den verschiedenen Waldgesellschaften und Bestandestypen darstellen und in wieweit sie durch den Verbiss des Wild beeinflusst werden (s. Abb. 26).

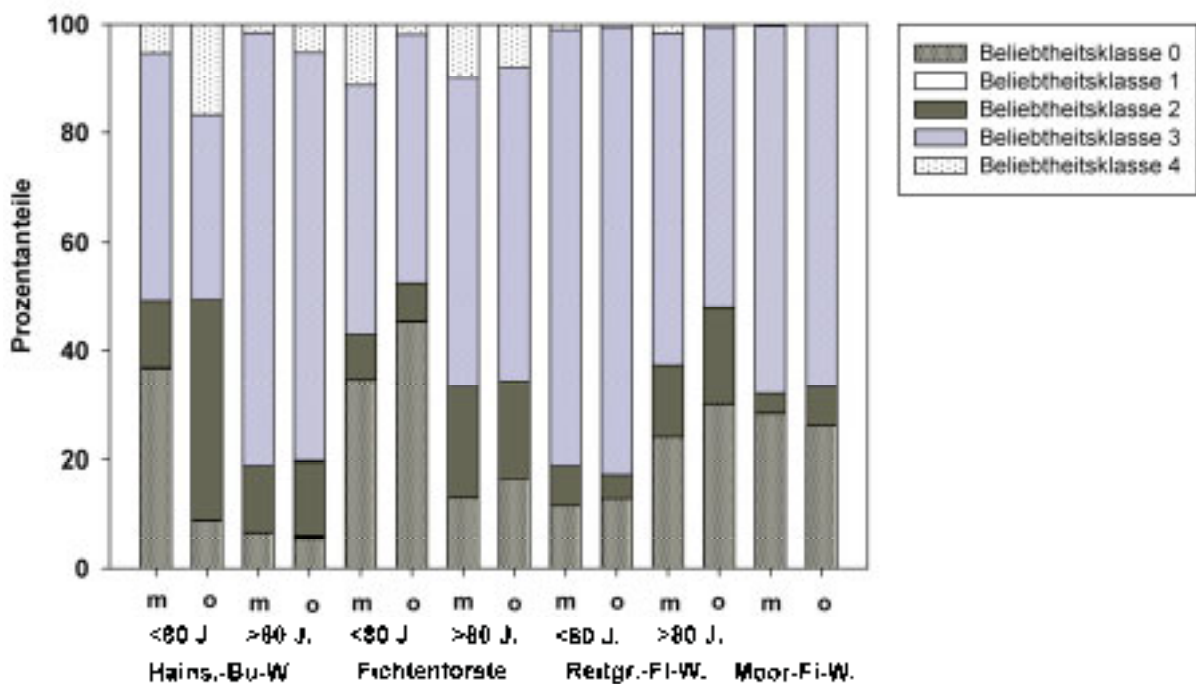


Abb. 26: Prozentuale Anteile der Beliebtheitsklassen an den Biomassevorräten der Moos-, Kraut- und Strauchschicht (bis 1,5 m) der Krautschicht in den zonalen Waldgesellschaften mit (m) und ohne (o) Zaun. Flächengröße 100 m². Anzahl der Flächen pro Bestandestyp s. Tab. 10.

Tab. 14: Absolute und relative Zusammensetzung der Biomassevorräte (Trockensubstanz) der Moos-, Kraut- und Strauchschicht (bis 1,5 m) der zonalen Waldgesellschaften mit und ohne Zaun nach Beliebtheitsklassen. Flächengröße 100 m². Anzahl der Flächen pro Bestandestyp s. Tab. 10. GBM = Gesamtbiomasse. BMÄ = Biomasse an Äsungspflanzen.

Bestandestyp	Alter	Zaun	Ø Trockensubstanz kg/ ha (% der Gesamtbiomasse)												
			GBM	BK 0		BK 1		BK 2		BK 3		BK 4		BMÄ	
Hains-Bu-Wald	<80 J.	mit	31	11	37	0	0	4	12	14	46	2	5	20	63
Hains-Bu-Wald	<80 J.	ohne	109	9	9	0	0	44	41	37	34	18	17	99	91
Hains-Bu-Wald	>80 J.	mit	587	37	6	0	0	74	13	467	80	9	2	550	94
Hains-Bu-Wald	>80 J.	ohne	544	30	6	1	0	76	14	409	75	29	5	514	94
Fichtenforst	<80 J.	mit	978	337	34	0	0	82	8	449	46	109	11	641	66
Fichtenforst	<80 J.	ohne	777	352	45	1	0	54	7	355	46	15	2	424	55
Fichtenforst	>80 J.	mit	1749	226	13	2	0	358	20	992	57	171	10	1522	87
Fichtenforst	>80 J.	ohne	1324	219	17	0	0	233	18	764	58	107	8	1105	83
WRG-Fi-Wald	<80 J.	mit	2581	296	11	1	0	191	7	2067	80	26	1	2285	89
WRG-Fi-Wald	<80 J.	ohne	2370	303	13	0	0	106	4	1949	82	12	1	2067	87
WRG-Fi-Wald	>80 J.	mit	2670	644	24	0	0	350	13	1632	61	44	2	2026	76
WRG-Fi-Wald	>80 J.	ohne	1894	574	30	2	0	333	18	976	52	10	1	1320	70
Moor-Fi-Wald		mit	3479	994	29	3	0	129	4	2343	67	10	0	2485	71
Moor-Fi-Wald		ohne	3364	884	26	2	0	244	7	2231	66	2	0	2479	74

Insgesamt liegt der Anteil der Äsungspflanzen in allen zonalen Waldgesellschaften zwischen 55 % bis 94 % der Gesamtbiomasse. Die größten relativen Anteile an Äsungspflanzen besitzen die Hainsimsen-Buchenwälder (91 % bis 94 %), mit Ausnahme der jüngeren gezäunten Bestände (63 %). In den Fichten-Waldgesellschaften ist ihre Beteiligung etwas geringer, wobei die Anteile zwischen 55 % und 89 % stark schwanken.

Die beliebtesten Äsungspflanzen (BK 4) finden sich vor allem in den jüngeren Hainsimsen-Buchenwäldern (ohne Zaun) und in den Fichtenforsten. In den Fichtenforsten zeigt sich sowohl in den jüngeren Beständen (mit Zaun: 11 %; ohne Zaun: 2 %) als auch in den Altbeständen (mit Zaun: 10 %; ohne Zaun 8 %) ein Rückgang dieser Arten auf den ungezäunten Flächen. In den Hainsimsen-Buchenwäldern ist trotz der intensiven Beäsung dieser Arten ein entgegengesetzter Trend zu beobachten. In den gezäunten Jungbeständen macht diese Gruppe nur 5 % der Gesamtbiomasse aus, auf den Flächen ohne Zaun dagegen 17 %. Bei den Altbeständen sind es 2 % auf den Gatterflächen, dagegen 5 % außerhalb. In den natürlichen Fichtenwäldern der ober- und hochmontanen Höhenstufe spielen diese Pflanzen bei der Zusammensetzung der Biomasse eine nur untergeordnete Rolle (0 % bis 2 %). Hier befinden sich die wesentlichen Äsungspotentiale in der Beliebtheitsklasse 3 (zwischen 52 % und 82 % der Gesamtbiomasse). Besonders in den Altbeständen der Reitgras-

Fichtenwälder (mit Zaun: 61 %; ohne Zaun: 52 %) zeigt sich ein deutlicher Biomasseunterschied in Abhängigkeit vom Zäunungszustand. In den Fichtenforsten (Jungbestände: je 46 %; Altbestände: 57 % bzw. 58 %) und jüngeren Reitgras-Fichtenwäldern (80 % bzw. 82 %) ist der Anteil der Pflanzengruppe 3 dagegen weitgehend unabhängig von Zäunungszustand. In den Hainsimsen-Buchenwäldern ist ebenfalls eine deutliche Abnahme dieser Arten von den gezäunten zu den ungezäunten Flächen zu erkennen (Jungbestände: von 46 % auf 34 %; Altbestände: von 80 % auf 75 %). Pflanzen der Beliebtheitsklasse 2 sind mit Anteilen von 41 % am dominantesten in den jungen Hainsimsen-Buchenwäldern ohne Zaun. In den anderen Bestandestypen sind sie ebenfalls regelmäßig mit 4 % bis 20 % vertreten. Die Arten der Pflanzengruppe 1 sind für die Zusammensetzung der Biomassen in den zonalen Waldgesellschaften weitgehend unbedeutend. Die Biomassenanteile der Nichtäsungspflanzen (BK 0) sind wiederum stark abhängig von der Dominanz der Moose. In den ansonsten sehr biomassearmen gezäunten Jungbeständen der Hainsimsen-Buchenwälder, aber auch in den verhältnismäßig moosreichen jungen Fichtenforsten, älteren Reitgras-Fichtenwäldern und Moor-Fichtenwäldern liegt ihr Anteil über 20 %, in den sonstigen Bestandestypen liegt er darunter.

4.3.6 Zusammenfassung

In den Vegetationsaufnahmen des Weisergattersystems und der Zusatzflächen konnten insgesamt 277 Pflanzenarten aufgenommen werden, davon 23 Gehölze und 163 krautige Arten. An den 91 Moosarten konnte keine direkte Beäsung festgestellt werden. Von den höheren Pflanzen wurden 96 Arten (52 %) befressen. Je nach Verbisshäufigkeit und Verbissintensität wurden die vorkommenden Arten in 5 Beliebtheitsklassen unterteilt.

Die größte durchschnittliche Anzahl an Äsungspflanzen pro Aufnahme findet sich in den Auen- und Uferwäldern (17 bis 26 Arten), Nadelholzforsten der nährstoffreichen Standorte (18 Arten), Buchen-Fichtenwäldern (18 Arten), Waldmeister-Buchenwäldern (14 Arten) und auf Windwurfflächen (11 bis 17 Arten). Besonders arm an Äsungspflanzen sind dagegen die Hainsimsen-Buchenwälder (3 bis 8 Arten). Sie haben im Vergleich zu den Nadelholzwäldern und azonalen Waldgesellschaften auch deutlich geringere Biomassevorräte an Äsungspflanzen (2 bis 532 kg/ha). In den von Fichte geprägten Waldgesellschaften haben nur die mittelalten Bestände der Fichtenforste und Reitgras-Fichtenwälder, die jungen Fichtenforste

der kollinen bis montanen Höhenstufe sowie die Block-Fichtenwälder Äsungsvorräte von unter 1 t pro Hektar. Die höchsten Vorräte an Äsungspflanzen besitzen die jüngeren Reitgras-Fichtenwälder (3,5 t/ha), naturnahen obermontanen Bachuferwälder (2,7 t/ha), Moor-Fichtenwälder (2,5 t/ha) und die obermontanen Windwurfflächen (2,2 t/ha).

Die für die Biomasse an Äsungspflanzen in den meisten Waldgesellschaften und Bestandestypen bestimmenden Arten beinhaltet die Beliebtheitsklasse 3, darunter vor allem *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Calamagrostis arundinacea*, *C. villosa*, *Dryopteris carthusiana*, *Fagus sylvatica*, *Luzula sylvatica*, *Molinia caerulea*, *Senecio ovatus* und *Vaccinium myrtillus*. Hohe Vorräte der beliebtesten Äsungspflanzen der Beliebtheitsklasse 4 wie *Acer pseudoplatanus*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris dilatata*, *Epilobium angustifolium*, *Festuca altissima*, *Impatiens noli-tangere*, *Rubus fruticosus*, *R. idaeus*, *Sambucus racemosa*, *Salix caprea*, *Sorbus aucuparia* und *Urtica dioica* finden sich vor allem in den naturnahen Ufer- und Auenwäldern (580 kg/ha bis 738 kg/ha), auf den kollinen bis montanen Windwurfflächen (696 kg/ha) und in den Nadelholzforsten der nährstoffreichen Standorte (628 kg/ha).

Die Licht-Zeigerwerte spiegeln die für das Pflanzenwachstum in der Krautschicht wesentlichen ökologischen Unterschiede zwischen Buchen- und Fichtenwälder deutlich wider. Der Lichtgenuss der Bodenvegetation steigt von den Hainsimsen-Buchenwäldern (mittlere qualitative Lichtzahl 4,6) über die Fichtenforste (5,0) und Reitgras-Fichtenwäldern (5,2) hin zu den Moor-Fichtenwäldern (5,7) stetig an. Mit dem zunehmenden Lichtangebot am Waldboden nehmen die Biomassevorräte exponentiell zu. Ein direkter Zusammenhang zwischen den Licht-Zeigerwerten und den Biomassen der Bodenvegetation lässt sich dabei nur für die Hainsimsen-Buchenwälder und Reitgras-Fichtenwälder feststellen. In den Hainsimsen-Buchenwäldern, Fichtenforsten und Reitgras-Fichtenwäldern nehmen die Biomassen ab einem Bestandesalter von 80 Jahren deutlich zu, wo hingegen die meisten jungen und mittelalten Bestände relativ geringe Vorräte an Bodenpflanzen besitzen.

Erkennbare Unterschiede der Biomassevorräte zwischen gezäunten und ungezäunten Aufnahmeflächen lassen sich vor allem in den jüngeren Hainsimsen-Buchenwäldern, älteren Fichtenforsten und älteren Reitgras-Fichtenwäldern ausmachen. In den beiden Fichten-Waldgesellschaften sind die Biomassen außerhalb des Zaunes deutlich niedriger als auf den Gatterflächen, in den jungen Hainsimsen-Buchenwäldern sind sie dagegen höher. Statistisch belegbar sind die Biomasseunterschiede zwischen den Zäunungsvarianten jedoch nicht.

4.4 Verbissbelastung einzelner Pflanzenarten

4.4.1 Verbissbelastung der krautigen Vegetation

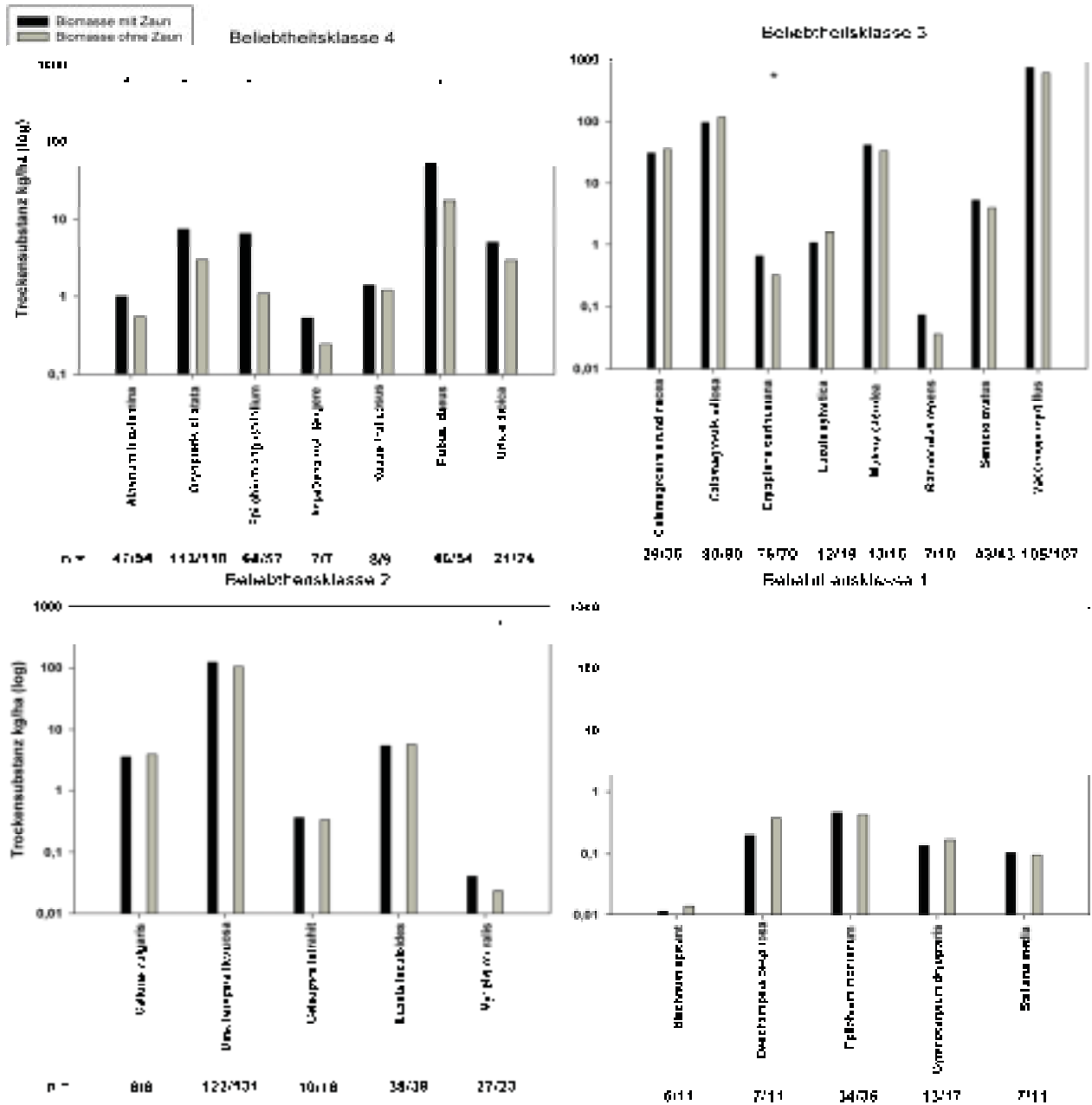


Abb. 27: Biomassen (Trockensubstanz) pro Hektar der wichtigsten Äsungspflanzen in Abhängigkeit vom Zäunungszustand. Größe der Aufnahmeflächen 100 m². Anzahl der Aufnahmen: 145 gezäunte und 145 ungezäunte Flächen. Nur Arten, die mindestens auf je 5 Flächen vorkommen, wurden berücksichtigt. n = Anzahl der Vorkommen. Sterne kennzeichnen signifikante Unterschiede (Mann-Whitney Test, p < 0,05) zwischen den Zäunungsvarianten.

Anhand der Abbildung 27 wird deutlich, welche krautigen Äsungspflanzen die größten Biomassevorräte beinhalten und wie sich der Verbiss auf die Gesamtbiomasse der einzelnen Arten im Untersuchungsgebiet auswirkt. Abbildung 28 veranschaulicht die relativen Unterschiede der Biomassevorräte einzelner Äsungspflanzen zwischen den gezäunten und ungezäunten Aufnahmeflächen. Dabei wird ersichtlich, dass die Biomassevorräte einiger krautiger Pflanzenarten unter dem Verbisseinfluss erheblich zurückgehen, während andere Arten vom Verbiss weitgehend unbeeinflusst bleiben oder sogar davon profitieren können.

Die vorratsreichsten krautigen Pflanzenarten der Beliebtheitsklasse 4 sind *Rubus idaeus* (52,5 kg/ha im Zaun), *Dryopteris dilatata* (7,4 kg/ha) und *Epilobium angustifolium* (6,5 kg/ha). Die größte Verbissbelastung zeigt sich bei *Epilobium angustifolium* (17 % der Biomasse außerhalb des Zauns im Vergleich zu den Zaunflächen), *Rubus idaeus* (33 %), *Dryopteris dilatata* (40 %) und *Impatiens noli-tangere* (46 %). Ein signifikanter Wildeinfluss auf die Biomassevorräte lässt sich in dieser Gruppe aber nur für *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris dilatata*, *Epilobium angustifolium* und *Rubus idaeus* belegen.

Die Biomassen der Beliebtheitsklasse 3 werden hauptsächlich durch Kleinsträucher und Gräser bestimmt. Die Heidelbeere ist mit 748,1 kg/ha ohne Wildeinfluss die Äsungspflanze mit den absolut höchsten Biomassevorräten im Untersuchungsgebiet. Weitere vorratsreiche Arten sind *Calamagrostis villosa* (96,0 kg/ha im Zaun), *Molinia caerulea* (41,3 kg/ha) und *Calamagrostis arundinacea* (31,2 kg/ha). Während bei *Ranunculus repens* (49 %), *Dryopteris carthusiana* (50 %), *Senecio ovatus* (75 %) und *Vaccinium myrtillus* (81 %) die Biomassvorräte durch den Verbiss zurückgehen, können *Luzula sylvatica* (152 %), *Calamagrostis villosa* (122 %) und *C. arundinacea* (116 %) trotz zum Teil intensiver Beäsung profitieren. Ein signifikanter Wildeinfluss lässt sich in dieser Beliebtheitsklasse nur bei *Dryopteris carthusiana* nachweisen.

Die Arten der Beliebtheitsklassen 1 und 2 zeigen sich weitgehend unbeeinflusst vom Verbiss des Schalenwildes. Als Arten mit nennenswerten Biomassevorräten sind hier vor allem *Deschampsia flexuosa* (121,6 kg/ha im Zaun), *Luzula luzuloides* (5,5 kg/ha) und *Calluna vulgaris* (3,6 kg/ha) zu nennen. Von den Arten dieser Gruppen zeigt nur *Mycelis muralis* (57 %) einen belegbaren Biomasserückgang durch den Verbiss. *Deschampsia cespitosa* (188 %) kann dagegen auf den ungezäunten Flächen im Vergleich zu den Gattern deutlich zulegen.

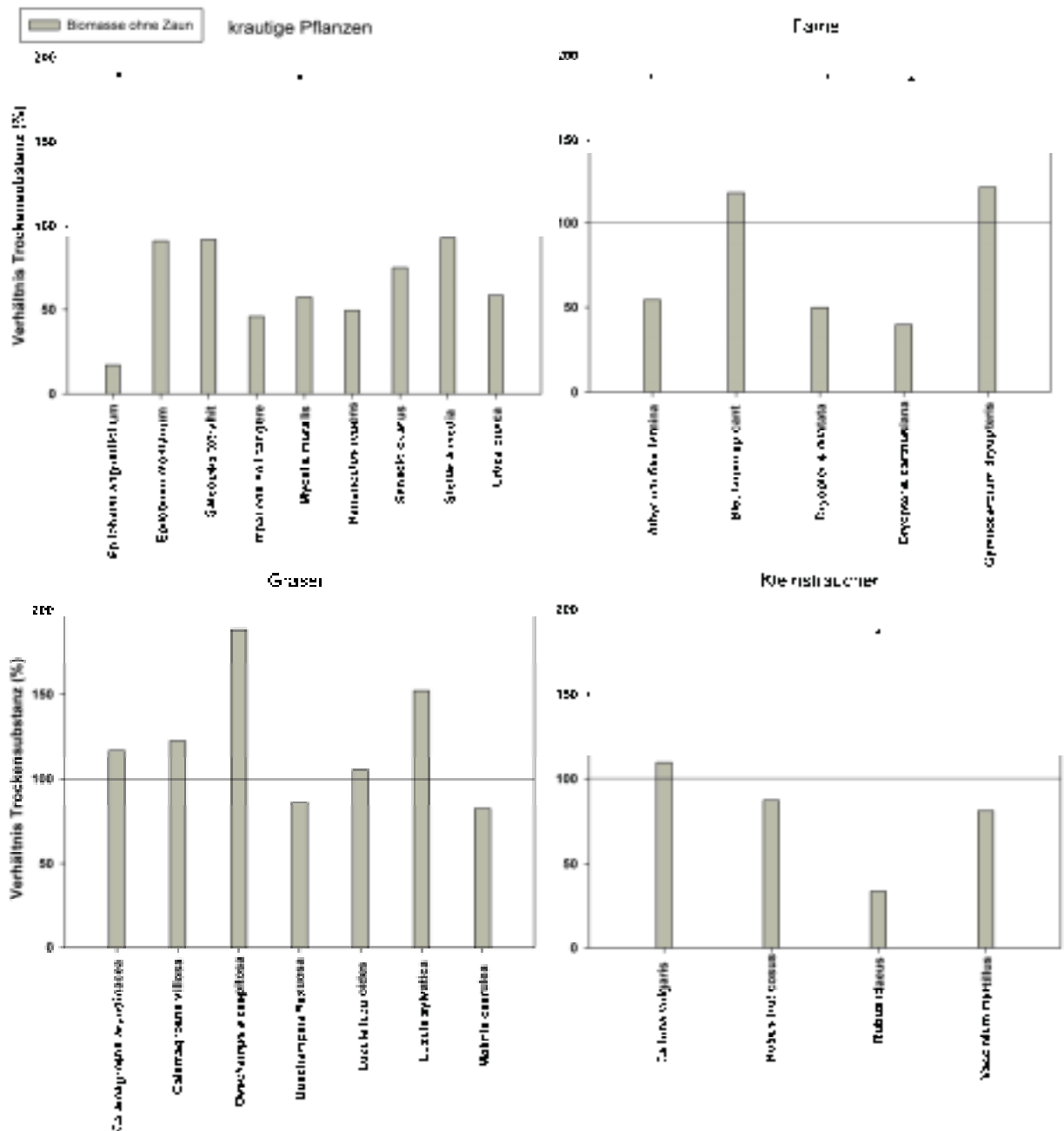


Abb. 28: Relative Biomassenunterschiede (Trockensubstanz) der wichtigsten Äsungspflanzen in Abhängigkeit vom Zäunungszustand. Flächengröße 100 m². Anzahl der Aufnahmen: 145 gezäunte und 145 ungezäunte Flächen. Nur Arten, die mindestens auf je 5 Flächen vorkommen, wurden berücksichtigt. Anzahl der Vorkommen s. Abb. 26. Sterne kennzeichnen signifikante Unterschiede (Mann-Whitney Test, p < 0,05) zwischen den Zäunungsvarianten.

Bei der relativen Verbissbelastung der Pflanzengruppen (s. Abb. 27) wird deutlich, dass sämtliche krautigen Pflanzen einen Rückgang der Biomassen in den ungezäunten Flächen zeigen. Bei den Farnen sind insbesondere die beliebten Äsungspflanzen *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris carthusiana* und *D. dilatata* durch den Verbiss in ihrer Biomasse negativ beeinflusst. Die Gruppe der Gräser kann insgesamt in ihren Biomassevorräten vom Verbiss profitieren. Neben *Deschampsia cespitosa* können insbesondere *Calamagrostis arundinacea*, *C. villosa* und *Luzula sylvatica* auf den ungezäunten Flächen deutlich zulegen. Bei der Gruppe der Kleinsträucher sind vor allem *Rubus idaeus*, *R. fruticosus* und *Vaccinium myrtillus* vom Verbiss besonders stark betroffen. *Calluna vulgaris* kann dagegen durch den Schalenwildverbiss erkennbar profitieren.

4.4.2 Verbissbelastung der Gehölzverjüngung

Im folgenden Abschnitt werden die Zahlen der Gehölzverjüngung und deren prozentualer Verbiss anhand aller ungezäunten Flächen verglichen. Dazu wurden die Gehölzzahlen in Höhenstufen getrennt bis zu einer Oberhöhe von 5 m aufgenommen (vgl. Abs. 3.4). Durch die Präferenz des Wildes für einige Gehölzarten und deren unterschiedliche Verbreitungsschwerpunkte ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen den Gehölzzahlen in den verschiedenen Waldgesellschaften, die im Weiteren anhand der gezäunten und ungezäunten Flächen gegenübergestellt werden.

Tab. 15: Anzahl der aufgenommenen Gehölzpflanzen in der Verjüngung und deren absoluter und relativer Verbiss unabhängig von der Höhenstufe. Anzahl der Aufnahmeflächen: 215 ungezäunte Flächen. n = Anzahl der gefundenen Individuen.

	Flächenzahl	n Gesamt	n Verbiss	Verbiss %
<i>Acer platanoides</i>	5	48	7	15
<i>Acer pseudoplatanus</i>	59	5722	458	8
<i>Alnus alnobetula</i>	3	9	1	10
<i>Alnus glutinosa</i>	24	253	20	12
<i>Betula pendula</i>	16	288	51	10
<i>Betula carpatica</i>	5	79	23	29
<i>Carpinus betulus</i>	4	5	2	40
<i>Fagus sylvatica</i>	85	4985	323	6
<i>Frangula alnus</i>	6	39	3	8
<i>Fraxinus excelsior</i>	15	281	54	19
<i>Picea abies</i>	176	6860	119	2
<i>Populus tremula</i>	3	24	6	25
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	2	16	2	13
<i>Quercus petraea</i>	5	13	3	23
<i>Salix aurita</i>	3	18	6	33
<i>Salix caprea</i>	12	34	7	21
<i>Sambucus racemosa</i>	19	42	11	26
<i>Sorbus aucuparia</i>	129	2270	636	28

Zur Betrachtung der Gehölzverjüngung und deren Verbiss wurden die Pflanzenzahlen der 215 ungezäunten Aufnahmeflächen aller Straten verwendet (s. Tab. 15). Es zeigt sich, dass einige Baumarten wie *Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica*, *Picea abies* und *Sorbus aucuparia* im Untersuchungsgebiet weit verbreitet sind, während andere Gehölzarten nur relativ selten vorkommen. Einige Baumarten wie *Alnus alnobetula*, *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior* und *Salix aurita* sind im Untersuchungsgebiet an die eher kleinflächig vorkommenden azonalen

Waldgesellschaften gebunden, andere wie *Salix caprea*, *Betula pendula*, *Populus tremula* und *Sambucus racemosa* dagegen an junge sukzessionale Stadien und lichte Waldstrukturen. Zusätzlich kommen im Untersuchungsgebiet einige seltene Baumarten wie *Carpinus betulus*, *Quercus petraea* und *Pseudotsuga menziesii* vor, die aus Anpflanzungen hervorgegangen sind.

Entsprechend ihrer unterschiedlichen Verbreitung ergibt sich auch für die absolute Pflanzenzahl eine breite Amplitude. Neben den weitverbreiteten Arten *Acer pseudoplatanus* (5.722 Pflanzen), *Fagus sylvatica* (4.985 Pflanzen), *Picea abies* (6.866 Pflanzen) und *Sorbus aucuparia* (2.270 Pflanzen) erreichen vor allem noch *Alnus glutinosa* mit 253 Pflanzen und *Betula pendula* mit 288 Pflanzen nennenswerte Individuenzahlen.

Anhand der absoluten Pflanzenzahlen sowie deren Verbiss lassen sich Verbissprozentage für die einzelnen Gehölzarten berechnen. Diese zeigen ein breites Spektrum von 2 % bei *Picea abies* bis zu 40 % bei *Carpinus betulus*. Hierbei gilt es allerdings die teilweise recht geringen absoluten Individuenzahlen zu berücksichtigen. Bei den Hauptbaumarten *Fagus sylvatica* (6 %) und *Picea abies* (2 %) sowie auch bei *Acer pseudoplatanus* (8 %) sind die Verbissprozentage verhältnismäßig gering. Bei verbreiteten Nebenbaumarten wie *Alnus glutinosa* (12 %), *Betula pendula* (10 %), *Betula carpatica* (29 %), *Fraxinus excelsior* (19 %), *Salix caprea* (21 %) und *Sorbus aucuparia* (28 %) liegen sie deutlich darüber. Vergleicht man diese Werte mit den definierten Schwellenwerten für die Wildbestandsregulierung im NP Harz (vgl. Kap. 2.7.2), so zeigt sich, dass sich die Hauptbaumarten im Bereich eines sehr geringen bis geringen Schwellenwertes befinden, die Nebenbaumarten jedoch im Bereich eines normalen bis erhöhten Schwellenwertes liegen.

Betrachtet man nun welche Konsequenzen der Wildverbiss an den Gehölzen für die Verteilung der Gehölze in den verschiedenen zonalen Waldgesellschaften hat, so ergibt sich folgendes Bild (s. Abb. 29):

In den Hainsimsen-Buchenwäldern dominiert in der Naturverjüngung erwartungsgemäß die Buche. Während in den untersten beiden Höhenstufen die Pflanzenzahlen der Flächen ohne Zaun noch leicht über denen der gezäunten Flächen liegen, befinden sie sich in den obersten beiden Stufen etwas darunter. Insgesamt ist die Verjüngung der Buche bei Oberhöhen zwischen 2 m und 5 m mit 242 Pfl./ha außerhalb des Zaunes verhältnismäßig zahlreich. Auch die Fichte findet sich regelmäßig in der Verjüngung der Hainsimsen-Buchenwälder und ist in

der höchsten Höhenstufe ohne Zaun noch mit 20 Pfl./ha vertreten. Differenzen in den Pflanzenzahlen zwischen den gezäunten und ungezäunten Flächen sind auch hier marginal. Deutliche Unterschiede in Abhängigkeit vom Zäunungszustand zeigen dagegen die Nebenbaumarten. Liegen die Pflanzenzahlen mit 124 Stk./ha im Zaun und 108 Stk./ha außerhalb in der untersten Höhenstufe noch vergleichsweise gleich hoch, so nehmen sie bis zur höchsten Stufe außerhalb des Zaunes auf 6 Pfl./ha ab, während innerhalb noch 20 Stk./ha zu finden sind. Bergahorn und Eberesche spielen in den Hainsimsen-Buchenwäldern nur eine untergeordnete Rolle und sind ab einer Höhe von 60 cm sowohl außerhalb als auch innerhalb des Zaunes nicht mehr zu finden.

In den Fichtenforsten wird die Verjüngung hauptsächlich von der Fichte bestimmt. Hier liegen die Verjüngungszahlen in der obersten Höhenstufen außerhalb des Zaunes sogar über denen der gezäunten Flächen (mit Zaun: 42 Pfl./ha; ohne Zaun: 62 Pfl./ha). Bei den Laubbaumarten zeigen sich jedoch deutlich niedrigere Pflanzenzahlen auf den ungezäunten Flächen. Die Anzahl der Buchen beträgt in der höchsten Stufe im Zaun noch 13 Pfl./ha, während außerhalb nur noch 2 Stk./ha zu finden sind. Ähnlich ist es bei der Eberesche (mit Zaun: 22 Pfl./ha; ohne Zaun: 5 Pfl./ha) und den Nebenbaumarten (mit Zaun: 6 Pfl./ha; ohne Zaun: 3 Pfl./ha). Vom Bergahorn sind im Zaun in der obersten Höhenstufe noch 2 Pfl./ha vorhanden, außerhalb findet er sich dagegen ab einer Höhe von 60 cm nicht mehr.

In den Reitgras-Fichtenwäldern wird die Verjüngung nur aus Fichte, Eberesche und einigen Nebenbaumarten wie Birke und Faulbaum gebildet. Vereinzelte Buchen und Bergahorne finden sich nur in der untersten Höhenstufe innerhalb des Zauns. Dominiert wird die Verjüngung von der Fichte, die sich über alle Höhenstufen weitgehend unabhängig vom Zäunungszustand zeigt. Die Pflanzenzahlen der Eberesche und sonstigen Nebenbaumarten werden dagegen erheblich durch das Wild reduziert. Schon in den untersten Höhenstufen liegen die Individuenzahlen der ungezäunten Flächen deutlich unter denen der Zaunflächen. In der obersten Stufe sind im Zaun noch 36 Ebereschen/ha vorhanden, außerhalb dagegen nur noch 4 Stk./ha. Bei den Nebenbaumarten sind es auf den Zaunflächen 26 Pfl./ha, außerhalb 4 Stk./ha.

In den Moor-Fichtenwäldern ist die Dominanz der Fichte in der Naturverjüngung ähnlich wie in den Reitgras-Fichtenwäldern, wobei die Pflanzenzahlen absolut nur etwa halb so hoch sind. Die Pflanzenzahlen der Fichte zeigen sich auch hier weitgehend unbeeinflusst vom Verbiss. Buche und Bergahorn fehlen gänzlich. Bei den anderen Laubgehölzen sind die Unterschiede

in Abhängigkeit vom Zäunungszustand noch extremer als in den Reitgras-Fichtenwäldern. Während Eberesche und Nebenbaumarten (hier vor allem *Betula carpatica*) im Zaun bei Höhen zwischen 2 m und 5 m noch mit 6 Pfl./ha bzw. 4 Pfl./ha vorkommen, sind sie außerhalb ab 1,5 m nicht mehr zu finden.

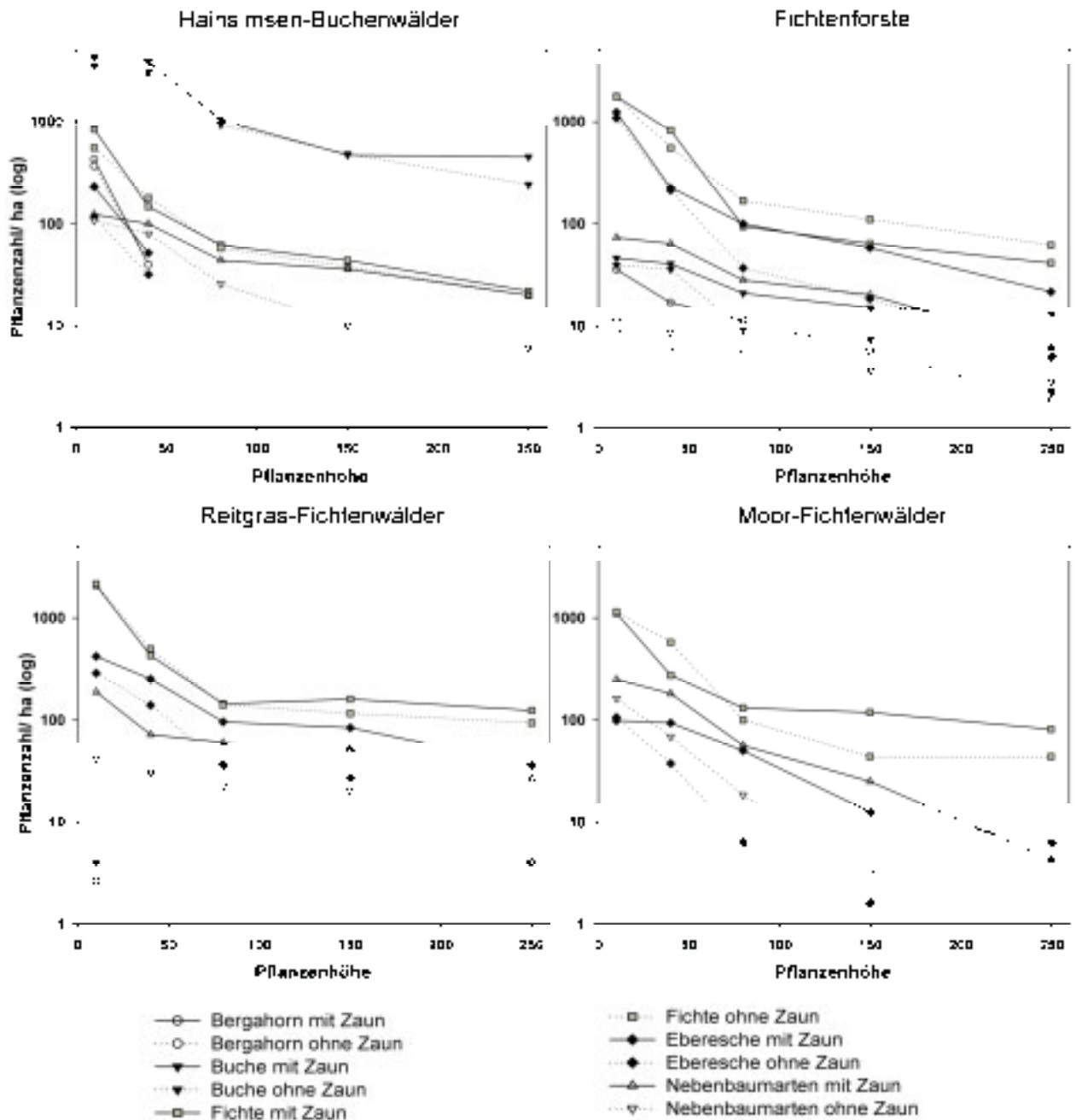


Abb. 29: Anzahl der Gehölzpflanzen pro Hektar in der Verjüngung der zonalen Waldgesellschaften mit und ohne Zaun in Abhängigkeit von der Pflanzenhöhe. Flächengröße 100 m². Anzahl der Flächen pro Waldgesellschaft s. Tab. 10.

4.4.3 Zusammenfassung

Für die Verbissbelastung einzelner krautiger Pflanzenarten wurden die Biomassevorräte der krautigen Vegetation innerhalb und außerhalb der Zaunflächen verglichen. Die Äsungspflanzen mit den größten Vorräten ohne Wildeinfluss sind *Vaccinium myrtillus* (748,1 kg/ha), *Deschampsia flexuosa* (121,6 kg/ha), *Calamagrostis villosa* (96,0 kg/ha), *Rubus idaeus* (52,5 kg/ha), *Molinia caerulea* (41,3 kg/ha) und *Calamagrostis arundinacea* (31,2 kg/ha). Weitere Äsungspflanzen mit hoher Bedeutung für die Ernährung der Wildes, jedoch deutlich geringeren Vorräten, sind *Dryopteris dilatata* (7,4 kg/ha), *Epilobium angustifolium* (6,5 kg/ha), *Senecio ovatus* (5,4 kg/ha), *Athyrium filix-femina* (1,0 kg/ha), *Luzula sylvatica* (1,0 kg/ha) und *Dryopteris carthusiana* (0,7 kg/ha).

Ein signifikanter Einfluss des Wildverbisses auf die Höhe der Biomasse lässt sich nur bei *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata*, *Epilobium angustifolium*, *Mycelis muralis* und *Rubus idaeus* feststellen. Einige Arten können trotz des Verbisses, durch die Veränderung der Konkurrenzverhältnisse zu anderen Pflanzenarten, profitieren und im Vergleich zu den Zaunflächen in ihren Vorräten zulegen. Dies sind vor allem in der Gruppe der Gräser Arten wie *Calamagrostis arundinacea*, *C. villosa* und *Deschampsia cespitosa* sowie bei den Kleinsträuchern *Calluna vulgaris*.

Die Verbissbelastung der Gehölzverjüngung wurde anhand von Verbissprozenten und Pflanzenzahlen der einzelnen Arten in verschiedenen Wuchshöhen in Abhängigkeit vom Zäunungszustand untersucht. Bei *Fagus sylvatica* (6 %), *Picea abies* (2 %) und *Acer pseudoplatanus* (8 %) werden nur relativ geringe Anteile an der Verjüngung verbissen. Bei verbreiteten Nebenbaumarten wie u.a. *Alnus glutinosa* (12 %), *Betula pendula* (10 %), *Betula carpatica* (29 %), *Fraxinus excelsior* (19 %), *Salix capraea* (21 %) und *Sorbus aucuparia* (28 %) liegen die Verbissprozente deutlich darüber. Damit befinden sich die Hauptbaumarten, bei den für das Weisergattermonitoring im NP Harz definierten Grenzwerten, im Bereich eines sehr geringen bis geringen Schwellenwertes, die Nebenbaumarten jedoch im Bereich eines normalen bis erhöhten Schwellenwertes (vgl. Schwellenwerte für den Verbiss im NP Harz, Kap. 2.7.2).

Dies hat auch Auswirkungen auf die Pflanzenzahlen der Baumverjüngung in den zonalen Waldgesellschaften. Die jeweilige Hauptbaumart lässt kaum Unterschiede zwischen den Pflanzenzahlen innerhalb und außerhalb des Zaunes erkennen. Die Fichte verjüngt sich in

allen Waldgesellschaften zahlreich. Auch die Buche ist durch den Verbiss in den Hainsimsen-Buchenwäldern kaum belastet. In den Fichtenforsten, in denen sie nicht so häufig in der Verjüngung vertreten ist, lässt sich jedoch ein selektiver Verbissdruck bei der Buche erkennen. Bei den anderen Laubbaumarten wirkt sich der Verbiss in allen Waldgesellschaften deutlich auf die Verjüngungszahlen aus. Baumarten wie *Acer pseudoplatanus*, *Sorbus aucuparia* und sonstigen Nebenbaumarten können in den Hainsimsen-Buchenwäldern aufgrund ihrer geringen Konkurrenzkraft gegenüber der Buche unabhängig vom Zäunungszustand kaum die Verjüngungsphase durchwachsen. In den etwas lichterem Fichten-Waldgesellschaften erreichen nur wenige Individuen dieser Baumarten unter Wildeinfluss die höchste Verjüngungsstufe oder sind dort gar nicht mehr vorhanden, während sie auf den Zaunflächen ohne Wildverbiss noch regelmäßig vertreten sind.

4.5 Vegetationsentwicklung in Abhängigkeit vom Zäunungszustand

4.5.1 Entwicklung der krautigen Vegetation

Aufgrund des Mangels an Höhenwerten für die krautige Vegetation in den älteren Aufnahmen, wird in diesem Abschnitt die Entwicklung der einzelnen Pflanzen, von der Erstaufnahme bis zum Jahre 2004, anhand von mittleren Deckungsgraden betrachtet. Da der Deckungsgrad neben der Oberhöhe den wesentlichen Eingangsparameter für die Schätzung der Biomasse anhand des Regressionsmodells von BOLTE (1999) bildet, besteht aber ein enger Zusammenhang zwischen den ermittelten Deckungsgraden und der berechneten Biomasse der einzelnen Pflanzenarten. Der durchschnittliche Deckungsgrad wird für jede Art auf die maximale Anzahl an Flächen über die Aufnahmejahre und Zäunungsvarianten bezogen. Da *Dryopteris*-Arten in den älteren Aufnahmen nicht getrennt aufgenommen wurden, werden sie in diesem Abschnitt als *Dryopteris spec.* in der Beliebtheitsklasse 4 zusammengefasst.

Bei den beliebtesten Äsungspflanzen (BK 4) zeigt sich bei allen Arten bis auf *Rubus fruticosus* ein deutlicher Zäunungseffekt. Die Dornfarne sind mit 126 Aufnahmen am häufigsten zu finden. In den Zaunflächen steigt der mittlere Deckungsgrad von 1,8 % auf 3,4 % von der Erstaufnahme zwischen 1995 und 1999 bis zur 3. Aufnahme im Jahre 2004 stetig an. Auf den ungezäunten Flächen sind sie dagegen mit Werten von 1,5 % bis 1,6 % weitgehend konstant. Auch bei *Athyrium filix-femina* ist dieser Trend zu beobachten. Hier steigt der Deckungsgrad von 0,6 % auf 1,4 % an, ohne Zaun liegt er kontinuierlich zwischen 0,6 % und 0,7 %. Diese Tendenz der Deckungsgradzunahme im Zaun zeigt sich auch bei *Rubus idaeus* (von 3,3 % auf 5,2 %). Am deutlichsten ist dieser Anstieg bei *Epilobium angustifolium* (von 0,7 % auf 2,6 %). Bei *Urtica dioica* ist eine Zunahme der mittleren Deckungsgrade sowohl im Zaun (von 2,0 % auf 4,6 %) als auch außerhalb (von 1,5 % auf 3,2 %) zu beobachten, wobei die Deckungsgrad im Zaun durchwegs erkennbar höher liegen. Nur bei der Brombeere liegt der mittlere Deckungsgrad sowohl im Zaun als auch außerhalb über alle Aufnahmen zwischen 0,7 % und 0,8 %.

Bei den Pflanzen der Beliebtheitsklasse 3 lässt sich kein eindeutiger Trend der Deckungsgrade über die Aufnahmejahre in Abhängigkeit vom Zäunungszustand erkennen. Arten wie *Ranunculus repens* (von 0,3 % bis 0,4 %) und *Senecio ovatus* (zwischen 3,5 % und 4,1 %) zeigen so gut wie keine Veränderung. Bei *Luzula sylvatica*, *Molinia caerulea* und

Vaccinium myrtillus lässt sich ein Zäunungseffekt ausmachen, wobei die Unterschiede zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen über die Aufnahmejahre weitgehend konstant bleiben. Bei der Wald-Hainsimse sind die Deckungsgrade ohne Zaun durchwegs höher als im Zaun, die Heidelbeere und das Pfeifengras können dagegen von der Zäunung profitieren. Die Reitgräser zeigen durchwegs außerhalb des Zauns höhere Deckungsgrade als auf den Zaunflächen. Bei *Calamagrostis arundinacea* liegt der mittlere Deckungsgrad im Zaun zwischen 13 % und 14 %, ohne Zaun bei 18 %. Bei *Calamagrostis villosa* sind es auf den Zaunflächen 20 %, außerhalb zwischen 23 % und 24 %.

Die meisten Arten der Beliebtheitsklasse 2 zeigen kaum eine Veränderung über die Zeit zwischen der Erstaufnahme bis zu Jahr 2004. Die Deckungsgrade von *Deschampsia flexuosa* (18 % bis 20 %), *Galeopsis tetrahit* (0,3 % bis 0,5 %) und *Luzula luzuloides* (1,5 % bis 1,7 %) veränderten sich kaum. Zäunungseffekte lassen sich lediglich bei *Calluna vulgaris* und *Mycelis muralis* ausmachen. Beim Mauerlattich zeigt sich insbesondere in der Aufnahme im Jahre 2004 ein signifikanter Deckungsgradvorteil zu Gunsten der Zaunfläche (mit Zaun: 0,08 %; ohne Zaun: 0,05 %), wobei die Werte durchwegs sehr gering sind. Die mittleren Deckungsgrade des Heidekrauts liegt dagegen auf den ungezäunten Flächen mit Werten von 4,8 % bis 5,6 % durchweg über denen der Zaunflächen (3,6 % bis 3,8 %).

In der Beliebtheitsklasse 1 zeigen *Blechnum spicant* (ohne Zaun: 0,15 % bis 0,22 %; mit Zaun: 0,09 % bis 0,10 %) und *Deschampsia cespitosa* (ohne Zaun: 0,46 % bis 1,25 %; mit Zaun: 0,29 % bis 0,41 %) erkennbar höhere mittlere Deckungsgrade in den ungezäunten Flächen. Bei *Epilobium montanum* (zwischen 0,33 % und 0,54 %), *Gymnocarpium dryopteris* (0,38 % bis 0,59 %) und *Stellaria media* (0,60 % bis 0,85 %) ist dagegen keine Veränderungstrend erkennbar.

Tab. 16: Mittlere Deckungsgrade der wichtigsten Äsungspflanzen in Abhängigkeit vom Zäunungszustand zu drei verschiedenen Aufnahmezeitpunkten. Flächengröße 100 m². Anzahl der Aufnahmen: 145 gezäunte und 145 ungezäunte Flächen. Nur Arten, die mindestens auf je 5 Flächen vorkommen, wurden berücksichtigt. n = maximale Anzahl der Fundflächen zu den drei Aufnahmezeitpunkten (Bezugsflächen). Verhältnis -/+ = Verhältniss der mittleren Deckungsgrade von ungezäunten zu gezäunten Flächen im Aufnahmejahr 2004. Sterne kennzeichnen signifikante Unterschiede (Mann-Whitney Test, $p < 0,05$) zwischen den Zäunungsvarianten.

Aufnahmejahre	n	Flächen mit Zaun			Flächen ohne Zaun			Verhältnis -/+ 2004
		1995-1999	2000-2002	2004	1995-1999	2000-2002	2004	
Beliebtheitsklasse IV								
<i>Athyrium filix-femina</i>	54	0,60	0,81	1,36	0,66	0,63	0,71	52 % *
<i>Dryopteris spec.</i>	126	1,80	2,42	3,39	1,59	1,46	1,64	48 % *
<i>Epilobium angustifolium</i>	68	0,65	1,93	2,64	0,42	0,54	0,47	18 % *
<i>Rubus fruticosus</i>	10	0,75	0,74	0,79	0,74	0,71	0,75	95 %
<i>Rubus idaeus</i>	54	3,25	4,18	5,23	3,10	3,11	3,36	64 % *
<i>Urtica dioica</i>	28	2,04	3,35	4,59	1,48	2,99	3,19	69 %
Beliebtheitsklasse III								
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	35	13,12	13,61	13,96	13,75	16,74	18,18	130 %
<i>Calamagrostis villosa</i>	80	20,46	19,96	20,12	20,98	23,48	24,07	120 %
<i>Luzula sylvatica</i>	19	3,05	3,05	2,86	3,62	3,18	3,34	117 %
<i>Molinia caerulea</i>	15	23,54	24,67	26,03	20,22	21,85	22,03	85 %
<i>Ranunculus repens</i>	10	0,39	0,40	0,44	0,34	0,36	0,35	80 %
<i>Senecio ovatus</i>	43	3,78	3,96	4,07	3,72	3,54	3,52	86 %
<i>Vaccinium myrtillus</i>	110	23,55	25,38	25,91	21,22	21,65	22,39	86 %
Beliebtheitsklasse II								
<i>Calluna vulgaris</i>	8	3,83	3,38	3,55	4,81	5,05	5,62	158 %
<i>Deschampsia flexuosa</i>	131	19,85	18,81	18,22	19,81	17,87	17,61	97 %
<i>Galeopsis tetrahit</i>	17	0,32	0,48	0,36	0,31	0,42	0,42	117 %
<i>Luzula luzuloides</i>	38	1,57	1,63	1,65	1,46	1,50	1,59	96 %
<i>Mycelis muralis</i>	27	0,07	0,06	0,08	0,07	0,04	0,05	63 % *
Beliebtheitsklasse I								
<i>Blechnum spicant</i>	11	0,10	0,09	0,10	0,22	0,19	0,15	150 %
<i>Deschampsia cespitosa</i>	11	0,41	0,34	0,29	1,25	0,75	0,46	159 %
<i>Epilobium montanum</i>	36	0,39	0,34	0,54	0,34	0,33	0,50	93 %
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	16	0,32	0,46	0,38	0,38	0,59	0,50	132 %
<i>Stellaria media</i>	11	0,83	0,74	0,78	0,85	0,68	0,75	96 %

4.5.2 Entwicklung der Gehölzverjüngung

Bei der Entwicklung der Verjüngungszahlen von der Erstaufnahme (zwischen 1995 und 1999) bis zur dritten Aufnahme im Jahre 2004 lassen sich ebenfalls deutliche Tendenzen erkennen (Tab. 17). In den unteren Höhenstufen sind die Pflanzenzahlen der Verjüngung über alle Baumarten wesentlich durch Samenjahre der Altbäume und die daraus folgende Anzahl an Sämlingen geprägt. Der Einfluss des Schalenwildes auf die Gehölzentwicklung zeigt sich dagegen meist erst deutlich in den Pflanzenzahlen über 1 m (vgl. KEIDEL et al. 2008).

In den Hainsimsen-Buchenwäldern wird die Verjüngung von Buche dominiert. In der unteren Höhenstufe (bis 1 m) erreicht die Pflanzenzahl ihr Maximum in der Zweitaufnahme in den Jahren 2000 bis 2002 (ohne Zaun: 14.812 Pfl./ha). In der oberen Höhenstufe (zwischen 1 m und 5 m) verschiebt sich die maximale Pflanzenzahl auf das Jahr 2004 (ohne Zaun: 748 Pfl./ha). Dieser Entwicklung zeigt sich unabhängig vom Zäunungszustand. Die Verjüngungszahlen der Fichte lassen in der unteren Höhenstufe keinen klaren Trend erkennen. In der oberen Stufe ist sowohl außerhalb des Zaunes wie auch innerhalb ein Anstieg der Pflanzenzahlen bis 2004 zu beobachten. Bei den Nebenbaumarten lässt sich ein deutlicher Zäunungseffekt ausmachen. In der unteren Höhenstufe nehmen die Pflanzenzahlen unabhängig vom Zäunungszustand von der Erstaufnahme bis 2004 zu. Bei den größeren Pflanzen ist dieser Anstieg nur noch innerhalb des Zaunes zu beobachten (1. Aufnahme: 12 Pfl./ha; 2. Aufn.: 24 Pfl./ha; 3. Aufn.: 56 Pfl./ha), wo hingegen die Pflanzenzahlen außerhalb des Zaunes auf niedrigem Niveau konstant bleiben (2004: 29 % der Pflanzen im Vergleich zu den Zaunflächen). Bei Bergahorn und Eberesche sind nur Individuen unterhalb von 1 m zu finden. Die Pflanzenzahlen liegen hier allgemein im Zaun etwas höher als außerhalb, wobei sich keine klare Tendenz über die Jahre erkennen lässt.

Die Verjüngung der Fichtenforste ist geprägt von der hohen Anzahl an Fichtenverjüngung (2.475 bis 4.575 Pfl./ha). In der unteren Höhenklasse sind die Pflanzenzahlen unabhängig vom Zäunungszustand von der Erstaufnahme bis 2004 rückläufig. In der oberen Höhenstufe liegen die Individuenzahlen während aller Aufnahmen außerhalb des Zaunes deutlich höher als im Zaun. Auch in den Fichtenforsten ist der Schalenwildeinfluss auf die Pflanzenzahlen insbesondere bei den seltenen Laubgehölzen feststellen. Der Bergahorn zeigt im Zaun seit der Erstaufnahme (1995/99) sowohl in der unteren als auch in der oberen Höhenstufe eine Verdoppelung der Individuenzahlen (bis 1m: + 129 %; über 1m: + 100 %). Außerhalb des

Zaunes fehlt der Bergahorn in den oberen Pflanzhöhen gänzlich und ist in der unteren Stufe auf relativ niedrigem Niveau konstant. Auch bei der Buche und Eberesche ist in der oberen Höhenklasse eine deutliche Zunahme der Individuenzahlen auf den Zaunflächen (Buche: + 100 %; Eberesche: + 220 %) bei vergleichsweise niedrigen und konstanten Zahlen außerhalb des Zauns zu beobachten. Bei den Nebenbaumarten haben die Pflanzzahlen im Zaun in beiden Höhenstufen seit der Erstaufnahme kontinuierlich zugenommen (bis 1 m: + 152 %; über 1 m: + 420 %) und liegen im Aufnahmejahr 2004 deutlich über denen der ungezäunten Flächen (bis 1 m: + 240 %; über 1 m: + 225 %).

In den Reitgras-Fichtenwäldern besteht die Gehölzverjüngung neben einigen seltenen Nebenbaumarten vor allem aus Fichte und Eberesche. Bergahorn und Buche zeigen sich nur in Einzelfunden, die sich auf Zaunflächen beschränken. Die Individuenzahlen der Fichte sind unabhängig vom Zäunungszustand über alle Aufnahmejahre weitestgehend konstant (zwischen 2.492 Pfl./ha und 3.555 Pfl./ha). Sowohl bei der Eberesche als auch bei den anderen Nebenbaumarten zeigt sich, dass die Pflanzzahlen im Zaun über die Jahre deutlich ansteigen (Eberesche bis 1 m: + 153 %; über 1 m: + 220 %; Nebenbaumarten bis 1 m: + 116 %; über 1 m: + 129 %), während sie ohne Zaun annähernd auf dem Ausgangsniveau verbleiben.

Die Moor-Fichtenwälder bilden die baumartenärmste Waldgesellschaft. Neben der Fichte und der Eberesche findet sich hier fast nur *Betula carpatica* als Nebenbaumart. Bei der Fichte lässt sich kein eindeutiger Trend über die Aufnahmejahre erkennen, die Individuenzahlen in der oberen Höhenstufe sind jedoch im Zaun (136 Pfl./ha bis 200 Pfl./ha) deutlich höher als außerhalb (93 Pfl./ha bis 122 Pfl./ha). Bei der Eberesche sind die Pflanzzahlen auf den Zaunflächen in der unteren Höhenklasse über die Jahre weitestgehend gleichbleibend (221 Pfl./ha bis 243 Pfl./ha), wo hingegen sie ohne Zaun eine ansteigende Tendenz zeigen (+ 65 %). Dennoch sind die absoluten Zahlen in den gezäunten Flächen durchwegs deutlich höher (2004: 62 % mehr Pflanzen im Zaun als außerhalb). In der oberen Höhenstufe zeigt die Eberesche im Zaun einen kontinuierlichen Anstieg der Pflanzzahlen (+ 533 %), während sie auf den Flächen ohne Zaun in diesen Höhen nur in Einzelfunden vorkommt. Die stetige Zunahme der Pflanzzahlen auf den Zaunflächen - bei gleichzeitig weitgehendem Fehlen außerhalb - kann auch bei den Nebenbaumarten in der Höhenstufe über 1 m beobachtet werden (von 0 Pfl./ha auf 29 Pfl./ha). Unterhalb von 1 m liegen die Pflanzzahlen im Aufnahmejahr 2004 im Zaun um 95 % höher als auf den ungezäunten Flächen.

Tab. 17: Anzahl der Gehölzpflanzen pro Hektar in der Verjüngung der zonalen Waldgesellschaften untergliedert in 2 Höhenstufen (bis 1 m und über 1m bis 5 m) und deren Entwicklung von der Erstaufnahme bis 2004. Anzahl der Flächen pro Waldgesellschaft s. Tab. 10. Verhältnis -/+ = Verhältniss der Pflanzenzahlen zwischen ungezäunten und gezäunten Flächen im Aufnahmejahr 2004. Sterne kennzeichnen signifikante Unterschiede (Mann-Whitney Test, $p < 0,05$) zwischen den Zäunungsvarianten.

Aufnahmejahre		Flächen mit Zaun			Flächen ohne Zaun			Verhältnis -/+ 2004
		1995-1999	2000-2002	2004	1995-1999	2000-2002	2004	
Hainsimsen-Buchenwald								
Acer pseudoplatanus	0-1 m	692	488	468	632	448	408	87 %
	1-5 m	0	0	0	0	0	0	-
Fagus sylvatica	0-1 m	13348	15888	9144	9884	14812	7484	82 %
	1-5 m	392	432	914	484	548	748	82 %
Picea abies	0-1 m	632	484	1058	896	692	764	72 %
	1-5 m	40	56	66	28	36	58	88 %
Sorbus aucuparia	0-1 m	308	132	284	136	128	148	52 %
	1-5 m	0	0	0	0	0	0	-
Nebenbaumarten	0-1 m	116	220	268	124	160	214	80 %
	1-5 m	12	24	56	12	14	16	29 % *
Fichtenforst								
Acer pseudoplatanus	0-1 m	28	48	64	13	13	15	23 % *
	1-5 m	4	5	8	0	0	0	-
Fagus sylvatica	0-1 m	109	111	108	184	184	85	79 %
	1-5 m	14	27	28	7	7	10	34 % *
Picea abies	0-1 m	4575	3555	2662	4267	2642	2457	92 %
	1-5 m	85	93	106	169	187	172	163 %
Sorbus aucuparia	0-1 m	2384	1600	1564	1738	1502	1339	86 %
	1-5 m	25	43	80	24	22	24	29 % *
Nebenbaumarten	0-1 m	66	45	166	44	58	65	39 % *
	1-5 m	5	23	26	16	13	12	46 %
Reitgras-Fichtenwald								
Acer pseudoplatanus	0-1 m	0	0	3	0	0	0	-
	1-5 m	0	0	0	0	0	0	-
Fagus sylvatica	0-1 m	4	4	4	0	0	0	-
	1-5 m	0	0	0	0	0	0	-
Picea abies	0-1 m	2492	2580	2640	3092	2512	2756	104 %
	1-5 m	252	200	284	196	148	200	70 %
Sorbus aucuparia	0-1 m	304	336	768	448	404	464	60 %
	1-5 m	32	56	96	24	28	31	33 % *
Nebenbaumarten	0-1 m	148	168	320	82	72	94	29 % *
	1-5 m	34	56	78	28	26	24	31 % *
Moor-Fichtenwald								
Acer pseudoplatanus	0-1 m	0	0	0	0	0	0	-
	1-5 m	0	0	0	0	0	0	-
Fagus sylvatica	0-1 m	0	0	0	0	0	0	-
	1-5 m	0	0	0	0	0	0	-
Picea abies	0-1 m	986	1136	1519	1486	1629	1819	119 %
	1-5 m	136	236	200	93	104	122	61 %
Sorbus aucuparia	0-1 m	243	221	243	91	129	150	62 %
	1-5 m	3	14	19	0	0	2	9 % *
Nebenbaumarten	0-1 m	421	563	488	471	327	250	51 % *
	1-5 m	0	3	29	0	0	3	11 % *

4.5.3 Zusammenfassung

Für die Betrachtung der Vegetationsentwicklung auf den Weisergatterflächen seit der Zäunung wurden Erstaufnahmen aus den Jahren 1995 bis 1999 und Wiederholungsaufnahmen aus den Jahren 2000 bis 2002 mit den eigenen Vegetationsdaten aus dem Jahre 2004 verglichen. Bei der Entwicklung der mittleren Deckungsgrad der krautigen Arten über die drei Aufnahmezeitpunkte zeigen insbesondere viele der beliebtesten Äsungspflanzen wie *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris spec.*, *Epilobium angustifolium* und *Rubus idaeus* einen deutlichen Anstieg der Vorräte innerhalb des Zauns, während sie außerhalb auf weitgehend gleichem Niveau verbleiben. Äsungspflanzen wie *Vaccinium myrtillus* und *Molinia caerulea* haben über alle Aufnahmen höhere Deckungsgrade auf den Zaunflächen. Einige Arten wie *Blechnum spicant*, *Calamagrostis arundinacea*, *C. villosa*, *Calluna vulgaris* und *Luzula sylvatica* besitzen dagegen durchwegs höhere Deckungsgrade auf den ungezäunten Flächen. Bei den meisten anderen Arten sind die Deckungsgrade über die Aufnahmejahre, unabhängig vom Zäunungszustand, mehr oder minder konstant. Bei *Urtica dioica* nehmen die mittleren Deckungsgrade unter beiden Zäunungsvarianten zu, wobei die Werte im Zaun durchwegs über denen der ungezäunten Flächen liegen.

Die Entwicklung der Gehölzverjüngung über die drei Aufnahmezeitpunkte ist - insbesondere in der Höhenstufe bis 1 m – im Wesentlichen abhängig von Samenjahren der Mutterbäume und den Auflaufzeiten der Sämlinge. In der Höhenstufe über 1 m lässt sich jedoch bei einigen Gehölzarten - in Abhängigkeit von ihrer Verbissbeliebtheit - einen signifikanter Anstieg der Pflanzenzahlen auf den Zaunflächen feststellen. Die Individuenzahlen der Fichte sind in der oberen Höhenklasse unabhängig vom Zäunungszustand weitgehend konstant. In den Fichtenforsten sind sie außerhalb des Zaunes durchgehend etwas höher, in den anderen Waldgesellschaften leicht geringer. Höhere Verjüngung der Buche ist nur in den Hainsimsen-Buchenwäldern und Fichtenforsten zu finden. In den Buchenwäldern ist die Entwicklung der Pflanzenzahlen größtenteils unabhängig von der Zäunung. In den Fichtenforsten nehmen die Pflanzenzahlen von der Erstaufnahme bis zum Jahre 2004 im Zaun kontinuierlich zu, während sie außerhalb auf geringem Niveau relativ konstant bleiben. Bergahorn ist in der höheren Verjüngung nur in den Fichtenforsten zu finden und dort auch nur innerhalb des Zauns. Die Gehölzverjüngung der Eberesche und der anderen Nebenbauarten zeigt einen beständigen Anstieg der höheren Verjüngung auf den Gatterflächen, wo hingegen die Individuenzahlen unter Wildeinfluss auf dem geringen Ausgangsniveau der Erstaufnahme verbleiben.

5 Diskussion

5.1 Vorbemerkung

Vorrangiger Schutzzweck des 1994 ausgewiesenen NPs Harz ist die Erhaltung und Wiederherstellung der ungestörten Naturdynamik. Ziel ist der Schutz und die Entwicklung natürlicher und naturnaher Ökosysteme sowie der daraus resultierenden Vielfalt an Biotopen, Tieren und Pflanzen. Durch die Eigendynamik der Natur sollen so „Urwäldern aus zweiter Hand“ entstehen. Daraus ergibt sich, dass in einem Entwicklungs-Nationalpark Maßnahmen nur dann zulässig sind, wenn sie noch nicht naturnahe Lebensräume wieder in einen naturnahen Zustand zurück versetzen, welche dann ihrer natürlichen Sukzession überlassen werden (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 1996).

Insbesondere während der Renaturierung der naturfernen Waldbereiche beeinflusst die Beäsung durch Schalenwild die natürliche Entwicklung der Vegetation – speziell der Baumarten - in erheblichem Umfang (u.a. STANGAARD 1972, ELLENBERG 1978, FISCHER 1984, GILL 1992, KECH 1993, REIMOSER & GOSSOW 1996, SCHULZE 1998, HESTER et al. 2000, BARTH 2004, SCHMIDT 2004, MORELLET et al. 2007). Daher wurde für den NP Harz ein Vegetationsmonitoring bestehen aus systematischem Kontrollzaunverfahren, Traktverfahren und Schälkartierung entwickelt (HENNICKE 1998, RAIMER 1998, TRISL 1998). Aufgabe dieses Monitorings ist die Erforschung und dauerhafte Dokumentation der ungestörten Vegetationsdynamik, die Erfolgskontrolle der Waldumbaumaßnahmen sowie die ökologisch begründete Festlegung der Abschusszahlen für die Wildbestandsregulierung anhand der Verbissbelastung der Vegetation (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 1996, RAIMER 2004).

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Beschreibung der ökologischen Auswirkungen des Schalenwildverbisses auf die Vegetationsentwicklung in den unterschiedlichen Waldgesellschaften des NPs Harz anhand des Vergleichs von gezäunten und ungezäunten Aufnahmeflächen. Im Folgenden soll nun diskutiert werden inwieweit die durch das systematische Aufnahmeraster erfassten Waldgesellschaften bezüglich der Bodenvegetation typische Vertreter der von anderen Autoren beschriebene Waldökosysteme sind und ob sich ökologische Unterschiede in der Entwicklung der Vegetation auf den Verbiss durch Schalenwild zurückführen lassen.

5.2 Aufnahmeverfahren

Das Eingattern kleinerer Waldflächen zur Beurteilung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation ist schon seit den 1950er Jahren ein häufig verwendetes Verfahren. In der Vergangenheit wurden solche Gatter jedoch oft ohne die dazugehörigen Vergleichsflächen angelegt. Fehlende konkrete Vergleichsaufnahmen sowie die Missachtung weiterer, die Waldvegetation beeinflussender Faktoren ließen jedoch einige Ergebnisse zweifelhaft erscheinen (REIMOSER & SUCHANT 1992). Für eine objektive Beurteilung des Wildeinflusses auf die Vegetationsentwicklung haben sich kleinflächige Zäune mit den dazugehörigen Referenzflächen als besonders geeignet erwiesen (u.a. SCHMIDT 1978, 2004, JAUCH 1987, MCINNES et al. 1992, ANDREN & ANGELSTAM 1993, AMMER 1996, GERBER & SCHMIDT 1996, HEES et al. 1996, ROTH 1996, LANGBEIN 1997, FRANKLAND & NELSON 2003, SIMON 2003, FISCHER & WOTSCHIKOWSKY 2004, WEBSTER et al. 2005, GILL 2006). Insbesondere der Verbiss an Keimlingen und einjähriger Verjüngung lässt sich häufig ohne Kontrollzäune kaum objektiv quantifizieren (REIMOSER 1986, REIMOSER & SUCHANT 1992, FISCHER 1999).

Um die Vergleichbarkeit der Aufnahmeflächen zu gewährleisten, sollten die Standortbedingungen der Flächenpaare weitgehend übereinstimmen. Dabei sind Kriterien wie Flächengröße, Hangneigung, Exposition, Bodenverhältnisse, Mikroklima, Lichteinfall, Zusammensetzung der Baumarten und Bodenvegetation sowie mögliche Störquellen zu berücksichtigen (JAUCH 1987, GUTHÖRL 1990, PETRAK 1991, REIMOSER & SUCHANT 1992, SCHULZE 1998). Daher wurden für die meisten Untersuchungen Versuchsflächen ausgewählt, welche in homogenen Beständen hinsichtlich Standortfaktoren und Waldstruktur liegen.

Die Auswahl der Standorte für die Weiserflächenpaare sollte in Abhängigkeit von der Zielsetzung und Fragestellung erfolgen. Bei kleinräumigen Untersuchungen wurden in vielen Arbeiten die Standorte subjektiv in Bereichen mit existierender Verjüngung und deutlicher Verbissbelastung angelegt (WALCH 1988). Solche Untersuchungsmethoden sind jedoch für großflächige Gebiete kaum geeignet, da nur „Demonstrationsflächen“ verwendet werden, während Flächen mit weniger Verjüngung unberücksichtigt bleiben (REIMOSER & SUCHANT 1992). Bei regionalen Betrachtungen sollte dagegen eine objektive Verteilung der Gatter durch eine systematische Verteilung bevorzugt werden (GUTHÖRL 1990, REIMOSER & SUCHANT 1992).

Um möglichst alle vorkommenden Arten der Bodenvegetation zu erfassen, sollte sich die Größe der Aufnahme­fläche an den Minimumarealen der im Gebiet vorkommenden Pflanzengesellschaften orientieren. Für artenarme Waldgesellschaften liegt das Minimumareal bei mindestens 100 m², bei artenreichen Waldgesellschaften sollten Aufnahme­flächengrößen von 400 m² nicht unterschritten werden (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974, DIERSCHKE 1994). Da es sich bei dem Weisergattersystem durch die Errichtung und Instandhaltung der Gatter um ein recht kostenintensives Verfahren handelt und die großflächigen zonalen Waldgesellschaften im NP Harz überwiegend eine vergleichsweise artenarme Krautschicht aufweisen, kann die verwendete Größe der Probeflächen von 100 m² als ausreichend und praktikabel gelten (ERTL 1989, PETRAK 1991).

Für die Aussagekraft des Kontrollzaunverfahrens ist entscheidend, dass über einen längeren Zeitraum der aktuelle Zustand der Vergleichsflächenpaare in möglichst objektiver Form festgehalten wird (REIMOSER & SUCHANT 1992, RAIMER 2004). Daher ist mindestens ein Untersuchungszeitraum von 10 Jahren notwendig (GUTHÖRL 1990, PETRAK 1991). Die Aufnahmen erfolgen dabei im Abstand von zwei bis drei Jahren (ROTH 1995). Bei einer nur einmaligen Aufnahme pro Aufnahmejahr sollte diese am Ende der Vegetationsperiode liegen (GUTHÖRL 1990). Dies kann aufgrund des hohen Aufwandes im NP Harz nicht immer gewährleistet werden.

Bei den meisten Autoren herrscht darüber Einigkeit, dass der Wildausschluss durch das Kontrollzaunverfahren ein künstlicher Eingriff in die Wechselbeziehungen zwischen Wild und Wald darstellt (JAUCH 1987, PETRAK 1991, REIMOSER & SUCHANT 1992, SIMON 2003). Dabei gilt es die breite Spanne der aktuellen Wilddichte, die große Variation der Pflanzenarten und ihre unterschiedliche Nahrungskapazität in Beziehung zu den Standortbedingungen wie auch die Nahrungsselektion des Schalenwildes zu beachten (HOFMANN 1989). Ein alleiniger Vergleich von gezäunten und ungezäunten Waldflächen erlaubt daher nur beschränkte Schlussfolgerungen für die Betrachtung des Schalenwild-Einflusses auf die Waldentwicklung. Weisergatter können deshalb nur ein Bestandteil eines Gesamtkonzeptes für ein Vegetationsmonitoring sein (PETRAK 1991). Die gewonnenen Daten sind für den NP Harz im Gesamtkontext mit den Ergebnissen des Traktverfahrens, der Schälkartierung sowie den langfristigen Wildbeobachtungs- und Abschusszahlen zu beurteilen.

Das systematische Kontrollzaunverfahren im NP Harz wurde unter Berücksichtigung von REIMOSER & SUCHANT (1992) und unter der Vorlage des Merkblatts der FORSTLICHEN VERSUCHSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (1994) eingerichtet. Die Anlage und Orientierung erfolgte nach dem Gauß-Krüger-System, wodurch eine ganzflächige und systematisch zufällige Verteilung der Stichprobenpunkte über die gesamte Fläche des Nationalparks gewährleistet ist (s. Kap. 3.1). So wird nach REIMOSER & SUCHANT (1992) ein regionales Kontrollsystem erreicht, welches einen Überblick über die Vegetationsentwicklung im gesamten Nationalpark bzw. in einzelnen Teilbereichen ermöglicht. Durch die systematische Flächenauswahl wird ein pflanzensoziologischer Vergleich des Aufnahmematerials jedoch erschwert, da die Flächenpaare nicht immer die gewünschten einheitlichen Standorts- und Bestandesbedingungen erfüllen, oder die einzelnen Aufnahmen nicht die geforderte Homogenität aufweisen (DIERSCHKE 1994, ELLENBERG 1996).

Die Lichtverhältnisse stellen einen wesentlichen, die Vegetation bestimmenden Faktor dar. Insbesondere in ansonsten sehr dunklen Buchenwäldern hat jede Auflichtung der Baumschicht ein starkes Aufkommen an krautiger Vegetation und Naturverjüngung zur Folge (SCHMIDT 1991, 2004, ZERBE 1993). Bei vielen Gehölzen besteht ein enger Zusammenhang zwischen Lichtgenuss und der Fähigkeit, sich nach einer Beäsung zu regenerieren und im interspezifischen Konkurrenzkampf zu behaupten (JAUCH 1987). Bei den verwendeten Vegetationsaufnahmen wurde die Überschirmung durch den Altbestand auf den einzelnen Flächen lediglich anhand von Bestockungsgrade geschätzt (s. Kap. 4.2.1). und der Lichtgenuss der Bodenvegetation anhand der Licht-Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) berechnet (s. Kap. 4.3.4). Somit lassen sich nur grobe Rückschlüsse auf den Belichtungszustand des einzelnen Aufnahmeflächen ziehen.

5.3 Pflanzensoziologische Zuordnung der Waldgesellschaften

Die Bodenverhältnisse im Untersuchungsgebiet sind überwiegend durch basenarme Silikatgesteine bestimmt. Daher wird die Artenzusammensetzung der verschiedenen Waldgesellschaften von der kollinen bis zur obermontanen Höhenstufe von säuretolerante Arten wie *Carex pilulifera*, *Deschampsia flexuosa*, *Dicranum scoparium*, *Dicranella heteromalla*, *Hypnum cupressiforme*, *Mnium hornum* und *Polytrichum formosum* geprägt. Ebenso sind aufgrund der hohen Niederschläge und Luftfeuchtigkeit im Harz Frische- und

Feuchtigkeitszeiger wie *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata* und *Oxalis acetosella* weit verbreitet (u.a. JENSEN 1961, STÖCKER 1997, WECKESSER et al. 2006).

Im Luzulo-Fagetum sind nach HEINKEN (1995) und WECKESSER (2003) ein Großteil dieser ubiquitären Arten neben *Luzula luzuloides* und hohen Verjüngungsanteilen von *Fagus sylvatica* vegetationsbestimmend. Gegenüber anderen Waldgesellschaften lässt sich das Luzulo-Fagetum durch die Dominanz von Generalisten daher hauptsächlich negativ abgrenzen (HEINKEN 1995, WECKESSER 2003). Lediglich *Fagus sylvatica* und *Luzula luzuloides* sind in den hochmontanen Fichtenwäldern nicht mehr zu finden.

Zwischen dem Luzulo-Fagetum und dem Galio-Fagetum besteht nach DIERSCHKE (1989) ein breiter ökologischer Übergangsbereich, in dem anspruchsvollere Arten nur vereinzelt vorkommen. Die meisten Buchenwälder der reicheren Standorte zeigen sich in den Aufnahmen im Vergleich zu den Untersuchungen des Galio-Fagetum von GERLACH (1970) und PFLUME (1999) verhältnismäßig artenarm. In weiten Teilen grenzen sie sich vom Luzulo-Fagetum nur durch anspruchsvollere Gräser ab (vgl. Tab. 4. Kap. 4.1.2 u. Tab. 5. Kap. 4.1.3) und lassen sich nach der Aufstellung von DIERSCHKE (1989) am ehesten dem Galio-Fagetum luzuletosum zuordnen. Nur sehr kleinflächig oder in Einzelfunden finden sich innerhalb des Galio-Fagetum auch krautige Charakterarten der Fagetalia sylvaticae, des Galio oderati-Fagion sowie des Hordelymo-Fagetum (DIERSCHKE 1989, ELLENBERG 1996, FISCHER 2003).

Ab der obermontanen Stufe werden die Buchen-Waldgesellschaften von Buchen-Fichtenwäldern (*Calamagrostio villosae*-Fagetum) abgelöst (HARTMANN 1974, PREISING 1984). Diese zeichnen sich im Vergleich zu den Buchenwäldern durch eine üppige Bodenvegetation aus, die sowohl aus den Arten der bodensauren Buchenwälder wie auch aus typischen Fichtenwaldarten wie *Calamagrostis villosa*, *Galium saxatile*, *Plagiothecium undulatum*, *Rhytidiadelphus loreus*, *Sorbus aucuparia*, *Trientalis europaea* und *Vaccinium myrtillus* besteht. Trotz der vergleichsweise naturnahen Zusammensetzung der Baumschicht zeigen sich in den Aufnahmen deutliche Störungen durch einen relativ geringen Schlussgrad der Baumschicht (64 %) und durch hohe Anteile an Schlagflurarten wie *Digitalis purpurea*, *Epilobium angustifolium*, *Rubus idaeus*, *R. fruticosus*, *Senecio ovatus* und *Urtica dioica*.

Während der langjährigen Waldgeschichte des Harzes wurden insbesondere weite Teile der Hainsimsen-Buchenwälder und Buchen-Fichtenwälder durch Fichtenforste ersetzt (s. Kap. 2.5). Diese von ZERBE (1993) als Galio harcynici-Culto-Piceetum beschriebene

Ersatzgesellschaft zeigt im NP Harz ein vergleichbares Arteninventar wie Fichtenforste in anderen Untersuchungsgebieten (GERLACH 1970, ZERBE 1993, WECKESSER 2003). Neben den säuretoleranten Arten der Hainsimsen-Buchenwälder finden sich hier vermehrt auch genannte Fichtenwaldarten (STÖCKER 1997, WECKESSER 2003). ZERBE (1993) nennt als weitere typische Arten *Calamagrostis arundinacea*, *Dryopteris dilatata* und *Plagiothecium curvifolium*. Nach WECKESSER 2003 kann auch die hohe Anzahl an Schlagflurarten als weiteres Charakteristikum der Fichtenforste gelten (s. Tab. 6. Kap. 4.1.4).

Die hochmontane Höhenstufe ist durch verschiedene natürliche Fichten-Waldgesellschaften geprägt. Anhand der Vermoorung der Standorte lassen sich ein Reitgras-Fichtenwald (*Piceetum hercynicum calamagrostietosum*) ein Torfmoos-Fichtenwald (*Piceetum hercynicum sphagnetosum*) und ein Rauschebeeren-Fichten-Moorwald (*Piceeto-Vaccinietum uliginosi hercynicum*) unterscheiden (JENSEN 1961, 1987, JAHN 1977, STÖCKER 1997, WECKESSER et al. 2006). Pflanzensoziologisch ist das *Piceetum hercynicum* durch mehrere Kennarten der *Vaccinio-Piceetea* und des *Piceion abietis* charakterisiert (BRAU-BLANQUET et al. 1939, ELLENBERG 1996, FISCHER 2003). Die von STÖCKER (1997) angeführten Charakterarten *Barbilophozia florkei*, *B. lycopodioides* und *Bazzania trilobata* lassen sich aber nur sehr selten finden. Der Torfmoos-Fichtenwald unterscheidet sich vom Reitgras-Fichtenwald nach JENSEN (1961, 1987) und WECKESSER et al. (2006) vor allem durch Arten der Nieder- und Übergangsmoore wie *Molinia caerulea*, *Calypogeia azurea*, *Cephalozia biscuspidata*, *Sphagnum russowii* und *S. fallax* (s. Tab. 7. Kap. 4.1.5). Im *Piceeto-Vaccinietum uliginosi hercynicum* dominieren vor allem Beersträucher unter Beteiligung von Hochmoorarten der *Oxycocco-Sphagnetea* bzw. *Sphagnetalia magellanici* (JENSEN 1961, 1987, POTT 1992, WECKESSER et al. 2006).

Die Vegetation der Bachufer wird gebildet aus einem Mosaik von Arten der Ufer- und Saumbereiche, Arten der Schotterfluren und Wasservegetation sowie Schlagflurarten und Arten der angrenzenden zonalen Waldgesellschaften (DIERSCHKE & KNOLL 2002, DRACHENFELS 1990). Auch verschiedene Pflanzengesellschaften der Quellfluren sind im Bereich der Bachufer kleinräumig zu finden (DIERSCHKE et al. 1983). Anhand der Höhenlage, Bachbreite sowie Nährstoffgehalt des Wassers und der Böden lassen sich ein Hainmieren-Schwarzerlenwald (*Stellario nemori-Alnetum glutinosae*), ein Waldhainsimsen-Erlen-Uferwald (*Luzulo sylvatici-Alnetum glutinosae*) und ein Waldhainsimsen-Fichten-Uferwald (*Luzulo sylvaticae-Piceetum*) unterscheiden (DIERSCHKE et al. 1983, PREISING 1984,

DRACHENFELS 1990). Die in den angeführten Untersuchungen beschriebenen Gesellschaften der breiteren Talauen finden sich in den meist recht engen Bachtälern innerhalb des Nationalparks nicht.

Die am Rande der baumfreien Quarzitkuppen einiger Bergspitzen und an Steilabbrüchen zu findenden, von Eberesche geprägten, Gehölzgesellschaften besitzen eine hohe Ähnlichkeit mit den von LOHMEYER & BOHN (1972) sowie BOHN (1996) beschriebenen Karpatenbirken-Ebereschen-Blockwäldern (*Betula carpaticae*-Sorbetum *aucupariae*) der Rhön und des Vogelsberges. Jedoch ist die Karpatenbirke in den Untersuchungen nur recht selten zu finden. In tiefer gelegenen Lagen kann sich nach einer Humusanreicherung im Verlauf der Sukzession aus den offenen Geröllfeldern ein Block-Fichtenwald (*Betulo-Piceetum*) entwickeln (STÖCKER 1997). Die weitere Untergliederung dieser Gesellschaft von STÖCKER (1997) lässt sich anhand des geringen Aufnahmematerials jedoch nicht nachvollziehen.

Insgesamt gilt festzuhalten, dass ein Großteil der in den verglichenen vegetationskundlichen Arbeiten angeführten charakteristischen Pflanzenarten der untersuchten Waldgesellschaften auch auf den systematisch verteilten Aufnahmeflächen gefunden wurde. Durch die zum Teil recht kleinräumige Veränderung und unterschiedliche anthropogene Beeinflussung der Standorte und Waldbestände ist das Aufnahmematerial der Bodenvegetation durch die systematische Verteilung der Aufnahmeflächen im Vergleich zu diesen Untersuchungen recht heterogen. Dadurch lassen sich kleinflächige Pflanzengesellschaften insbesondere im Bereich der Moor- und Uferwälder nur sehr schlecht differenzieren. Eine detaillierte soziologische Untergliederung ist daher anhand des Aufnahmematerials oft nicht möglich (vgl. Abs. 5.2).

5.4 Struktur und Diversität der Bodenvegetation

Bei der Gegenüberstellung der Waldgesellschaften (s. Abb. 15 Kap. 4.2.1) besitzen die Hainsimsen-Buchenwälder die höchsten Schlussgrade in der Baumschicht und die geringsten Deckungsgrade in der Krautschicht (0,4 % bis 16 %) und Mooschicht (0,2 % bis 0,5 %). In den von Fichte geprägten Waldgesellschaften steigen die Deckungsgrade der Bodenvegetation mit zunehmender Meereshöhe stetig an. Die lichteste Baumschicht besitzen die Moor-Fichtenwälder (30 % bzw. 45 %) bei gleichzeitig höchsten Deckungsgraden in der Kraut- (95 % und 99 %) und Mooschicht (39 % und 43 %). Der festgestellte Rückgang des Schlussgrades der Baumschicht und der damit verbundene Anstieg der Deckungsgrade der

Bodenvegetation von Hainsimsen-Buchenwäldern über Fichtenforste hin zu den hochmontanen Reitgras-Fichtenwäldern und Moor-Fichtenwäldern lässt sich auch anhand der Untersuchungen von JENSEN (1961, 1987), ZERBE (1993), HEINKEN (1995), WECKESSER (2003) und WECKESSER et al. (2006) nachvollziehen. Ebenso wie bei WECKESSER (2003) nehmen die Deckungsgrade der Krautschicht in den Hainsimsen-Buchenwäldern und Fichtenforsten von den Jung- zu den Altbeständen zu. In den hochmontanen Fichtenwäldern ist dieser Trend nicht zu erkennen.

Auch der Anstieg der Artenzahlen (s. Abb. 16 Kap. 4.2.2) von den Hainsimsen-Buchenwäldern hin zu den Fichten-Waldgesellschaften wird in den Untersuchungen von JENSEN (1961, 1987), ZERBE (1993), HEINKEN (1995) und WECKESSER (2003) bestätigt. Zu den typischen säuretoleranten Arten der Hainsimsen-Buchenwälder kommen vor allem Arten der natürlichen Nadelwälder, lichtliebende Heide- und Rasenpflanzen und Arten der Moore bzw. Moorrandbereiche sowie Schlagflurarten hinzu (ZERBE 1993). Dabei zeigt sich insbesondere ein Anstieg der Artenzahl in der Moosschicht (WECKESSER 2003). Bei den Untersuchungen von WECKESSER et al. (2006) nehmen die Artenzahlen der Krautschicht von den Reitgras-Fichtenwäldern über die Torfmoos-Fichtenwälder zu den Moor-Fichtenwäldern stetig ab, wo hingegen die Zahl der Moose deutlich zunimmt. Dieser Trend entspricht auch den Ergebnissen der eigenen Aufnahmen. Ein absoluter Vergleich der Artenzahlen mit den angeführten Untersuchungen ist jedoch aufgrund der unterschiedlichen Flächengrößen der Vegetationsaufnahmen von im Minimum 0,25 m² bei JENSEN (1961) bis zu maximal 900 m² bei HEINKEN (1995) kaum möglich.

Anhand von Evenness und Berger-Parker-Index (s. Abb. 17 Kap. 4.2.3) wird deutlich, dass die Gleichverteilung der Arten in den jungen Buchenwäldern ausgeglichener ist als in den Fichtenwäldern. Dies lässt sich auf die durchwegs geringen Deckungsgrade aller Arten der Bodenvegetation zurückführen. Beim Anstieg der Deckungsgrade in den Altbeständen der Buchenwälder kommt es dagegen zu der Vorherrschaft einzelner Arten (vor allem *Deschampsia flexuosa* und *Fagus sylvatica*). Die Fichten-Waldgesellschaften nehmen bei den Dominanzstrukturen eine Mittelstellung ein. Hier verteilt sich die Dominanz meist auf mehrere Arten. Dieser Trend zeigt sich auch bei den Untersuchungen von WECKESSER (2003). Die breite Streuung der Evenness-Werte in den Buchenwäldern im Vergleich zu den Fichten-Waldgesellschaften verdeutlicht, dass eine Veränderung in der Überschildung durch die Baumschicht in Buchenwäldern eine deutliche Veränderung der Bodenvegetation zur Folge

hat, während sich Unterschiede in den Schlussgraden der Baumschicht bei den Fichtenwäldern deutlich geringer auf die Bodenvegetation auswirken (s. Kap. 4.2.1 u. 4.3.4; vgl. SCHMIDT 1991, 2004, ZERBE 1993, OHEIMB 2003).

Bei den funktionalen Artengruppen (s. Kap. 4.2.5) bestehen ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den Buchenwäldern und den Fichten-Waldgesellschaften. Insbesondere besitzen die Hainsimsen-Buchenwälder im Vergleich zu den Fichtenwäldern eine deutlich arten- und deckungsgradärmere Bodenvegetation bei vergleichsweise hohen Verjüngungsanteilen (WECKESSER 2003). Die Bodenvegetation wird in allen Waldgesellschaften hauptsächlich von Gräser und Moosen bestimmt (JENSEN 1961, 1987, ZERBE 1993, HEINKEN 1995, WECKESSER 2003, WECKESSER et al 2006). In den Fichtenwäldern nehmen vor allem die Kleinsträucher wie z.B. *Rubus idaeus* und *Vaccinium myrtillus* im Vergleich zu den Hainsimsen-Buchenwäldern zu (ZERBE 1993, HEINKEN 1995, WECKESSER 2003). Bei der vorgefundenen Bodenvegetation handelt es sich in allen Waldgesellschaften hauptsächlich um Arten, die sowohl im Wald wie auch im Offenland vorkommen. Dies betätigen auch WECKESSER (2003) und WECKESSER et al. (2006). Größere Anteile an typischen Waldarten von über 50 % finden sich nur in den Buchenwäldern.

Bei der Gesamtbetrachtung der Unterschiede zwischen den untersuchten Waldgesellschaften hinsichtlich Artenzahlen, Vegetationsstruktur sowie Zusammensetzung der Bodenvegetation zeigt sich eine weitgehende Übereinstimmung mit den Ergebnissen der angeführten Untersuchungen. Divergenzen bei den Artvorkommen und der Artmächtigkeit sind hauptsächlich auf die unterschiedlichen Versuchsansätze und Aufnahmeverfahren zurückzuführen.

Durch das Untersuchungsgebiet und die Untersuchungsfläche ist eine bestimmte potentielle Florendiversität festgelegt (OHEIMB et al. 1999). Viele Waldarten lassen sich aufgrund ihrer Bindung an spezifische Habitats und/oder kleiner Populationen am Ort als „selten“ klassifizieren. Damit tragen seltene Arten maßgeblich zur Artenvielfalt in Wäldern bei (OHEIMB 2003). Diese Arten sind jedoch im Rahmen von systematisch verteilten Aufnahmeflächen nur in Ausnahmefällen anzutreffen. Insbesondere die in Hinblick auf Naturschutzaspekte wichtigen seltenen und gefährdeten Arten (PREISING 1984) können durch das gewählte Verfahren nur ausnahmsweise mit erfasst werden. Die Untersuchungen erlauben daher in erster Linie eine Bewertung des Schalenwildeinflusses auf weit verbreiteten Arten auf „Normalstandorten“. Für Aussagen über den Verbisseinfluss auf seltene Arten müsste

eine gezielte Flächenauswahl durch Aufsuchen dieser Arten vorgenommen werden (OHEIMB et al. 1999).

Unterschiede der Zäunungsvarianten hinsichtlich der Artenzahlen lassen sich nicht erkennen. Auch SCHMIDT (1978, 2004) berichtet, dass selbst hohe Wilddichten keine generelle Artenverarmung der Waldgesellschaften zur Folge haben müssen. Vergleichbare Ergebnisse stellt auch JAUCH (1987) fest. Dies steht zum Teil im Widerspruch zu den Untersuchungen von GILL (1992a, 1992b, 2006), SCHMITZ & SINCLAIR (1997), HESTER et al. (2000), KIRBY (2001), OLFF et al. (2002), PARTL et al. (2002), DANELL et al. (2003), TREMBLAY et al. (2007) und CORNEY et al. (2008), die eine Veränderung der Artenzusammensetzung und der Diversität durch den Verbiss durch Schalenwild beschreiben. GILL (1992a) und PARTEL et al. (2002) merken an, dass es durch Wildverbiss speziell bei den Laubgehölzen zum Ausfall einzelner Arten kommen kann. Eine Literaturlauswertung (Review) von GILL (2006) zeigt, dass Wildverbiss einen negativen Einfluss auf die Baumartenvielfalt hat und der Verlust an Arten mit steigender Wilddichte zunimmt. HESTER et al. (2000) beschreiben den Rückgang einzelner Gefäßpflanzen unter dem Einfluss des Wildverbisses. Gleichzeitig merken sie aber an, dass es z.B. im Grünland durch die Beweidung von Schalenwild zu einem Anstieg der Artenvielfalt kommt. Dabei ist die Beäsung durch Schalenwild als eine Störung im Sinne von HUSTON (1979) zu sehen, die bei mittlerer Intensität zu einer Erhöhung der Diversität führt.

Die meisten Autoren sind sich einig, dass es bislang zu wenige Untersuchungen über den Einfluss des Schalenwildes auf die Biodiversität der gesamten Bodenvegetation in Wald-ökosystemen gibt, um generelle Aussagen treffen können. Viele Untersuchungen deuten darauf hin, dass es in mitteleuropäischen Wäldern durch den Verbiss von Schalenwild zu keinem Rückgang der Artenvielfalt kommt, sondern sich vor allem die Dominanzverhältnisse innerhalb des vorhandenen Artenspektrums zu Gunsten verbisstoleranter Arten verschieben (KLÖTZLI 1965, JAUCH 1987, WOLF 1991, KIRBY et al. 1994, GERBER & SCHMIDT 1996, SCHULZE 1998, FISCHER 1999, HESTER et al. 2000, KIRBY 2001).

Ein möglicher Effekt des Wildverbisses auf die Höhe der Artenzahlen der Bodenvegetation wird bei den eigenen Aufnahmen durch die breite Amplitude der Lichtverhältnisse deutlich überlagert, die auf die Anzahl an Arten - insbesondere in Buchenwäldern – einen wesentlich größeren Einfluss haben als der Verbiss durch Schalenwild (ZERBE 1993, OHEIMB 2003, SCHMIDT 2004).

5.5 Beliebtheit und Verbissbelastung von Äsungspflanzen

KLÖTZLI (1965) und JAUCH (1987) untersuchten die qualitative und quantitative Bedeutung einzelner Äsungspflanzen für das Rehwild. Die von ihnen beschriebene Präferenz gegenüber den meisten Laubgehölzen deckt sich weitgehend mit den Ergebnissen dieser Arbeit. Insbesondere an *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus petraea*, *Salix aurita*, *S. caprea*, *Sambucus nigra* und *S. racemosa* konnten sie ebenfalls starken Verbiss feststellen. *Fagus sylvatica* und *Frangula alnus* wurden auch bei ihren Untersuchungen deutlich weniger beäst, *Picea abies* und *Larix decidua* ebenso nur sehr selten. Arten wie *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Populus tremula* und *Sorbus aucuparia*, die in dieser Arbeit zu den beliebtesten Äsungspflanzen zählen, wurden dagegen bei den Vergleichsuntersuchungen vom Rehwild nur mittelmäßig bis selten verbissen.

Bei den krautigen Pflanzen beobachteten KLÖTZLI (1965) und JAUCH (1987) die hohe Beliebtheit von *Caltha palustris*, *Carex sylvatica*, *Crepis paludosa*, *Epilobium angustifolium*, *Lamium galeobdolon*, *Luzula sylvatica*, *Mycelis muralis*, *Polygonatum multiflorum*, *P. verticillatum*, *Rubus fruticosus*, *R. idaeus*, *Trifolium repens* und *Vaccinium myrtillus*, was den Verbissergebnissen im NP Harz entspricht. Einige Pflanzen, insbesondere Farne wie *Athyrium filix-femina* und *Dryopteris dilatata* sowie Gräser wie *Calamagrostis spec.*, *Dactylis polygama*, *Deschampsia flexuosa*, *Holcus mollis*, *Millium effusum* und *Molinia caerulea* wurden bei den Untersuchungen von KLÖTZLI (1965) und JAUCH (1987) vom Rehwild nur selten befressen, während sie im NP Harz mit Rotwild deutlich stärker beäst werden. Diese Beobachtung deckt sich mit Ergebnissen mehrerer Untersuchungen zur Nahrungspräferenzen von Reh- und Rotwild (u.a. VOSER-HUBER & NIEVERGELT 1975, DRESCHER-KADEN & SEIFELNASR 1977, GEBZYNSKA 1980, HOLISOVA et al. 1986, HOLMOLKA & HOMOLDOVA 1992, FIELITZ & ALBERS 1996, LANTHAM et al. 1999, CRANSAC et al. 2001, BARANČEKOVÁ 2004, MOSER 2005).

Die Äsungspflanzen mit den größten Biomassevorräten sind vor allem typische Fichtenwaldarten wie *Vaccinium myrtillus* und *Calamagrostis villosa* (ELLENBERG et al. 2001, FISCHER 2003). Auch weitere bedeutende Äsungspflanzen wie *Calamagrostis arundinacea*, *Deschampsia flexuosa*, *Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata* und *Luzula sylvatica* finden ihre höchste Verbreitung in den natürlichen Fichtenwäldern bzw. in Fichtenforsten (ZERBE 1993, WECKESSER 2003, WECKESSER et al. 2006). Zu den beliebtesten Äsungspflanzen zählen vor

allem Farne wie *Athyrium filix-femina* und *Dryopteris dilatata*, die besonders frische Standorte bevorzugen sowie lichtbedürftige Schlagflurarten wie *Epilobium angustifolium*, *Rubus fruticosus*, *R. idaeus*, *Senecio ovatus* und *Urtica dioica* (KLÖTZLI 1965, SCHMIDT 1978, 2004, GEBZYNSKA 1980, KUEN & BUBENIK 1980, JAUCH 1987, SCHULZE 1998).

Der nachgewiesene Rückgang der Biomassen von *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris dilatata*, *D. carthusiana*, *Epilobium angustifolium*, *Mycelis muralis* und *Rubus idaeus* durch den Verbiss von Schalenwild, wird durch die Ergebnisse mehrerer Untersuchungen bestätigt (u.a. KLÖTZLI 1965, SCHMIDT 1978, 2004, GEBZYNSKA 1980, JAUCH 1987). Das Schmalblättrige-Weidenröschen gilt in vielen Waldgebieten als eine der beliebtesten Äsungspflanzen und zeigt eine deutliche Abnahme der Wuchshöhen und Deckungsgrade unter dem Verbiss von Reh- und Rotwildes (SCHMIDT 1978, 2004, GEBZYNSKA 1980, JAUCH 1987). SCHMIDT (1978), SCHULZE (1998) und HESTER et al. (2000) beschreiben einen deutlichen Rückgang von *Rubus*-Arten durch Schalenwildverbiss. Dies kann bei den eigenen Untersuchungen nur für *Rubus idaeus* belegt werden. Die hohe Verbissbelastung der Farne wird insbesondere in Gebieten mit Rotwildvorkommen beschrieben (GEBZYNSKA 1980, SORGES 1999, SIMON 2003). Beim Mauerlattich konnte zwar bei den eigenen Untersuchungen nur eine mäßige Verbissbeliebtheit festgestellt werden (s. Kap. 4.3.1), er gilt aber bei KLÖTZLI (1965) und JAUCH (1987) als eine der beliebtesten Äsungspflanzen.

GILL (1992b), HESTER et al. (2000), KIRBY (2001) und MOSER (2005) berichten, dass insbesondere Gräser und Kleinsträucher im Vergleich zu den meisten krautigen Pflanzen und Gehölzen vom Verbiss durch Schalenwild profitieren können. Bei den eigenen Untersuchungen zeigt sich dies vor allem bei *Calamagrostis arundinacea*, *C. villosa* und *Deschampsia cespitosa* sowie bei *Calluna vulgaris*. Die Zunahme dieser Pflanzengruppen führt SCHULZE (1998) auf eine Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse zurück, von der verbisstolerante Arten profitieren.

Die Gesamtartenzahl der Verjüngung wird im Wesentlichen durch Samenjahre der Mutterbäume und die Überlebensrate der Sämlinge bestimmt. Die Verjüngungsentwicklung in den unteren Höhenstufen zeigt daher nur geringfügige Unterschiede zwischen den Zäunungsvarianten. Für die Anzahl an Individuen, die die Verjüngungsphase durchwachsen können, ist jedoch neben der Auflauftrate der Verjüngung die Verbissbeliebtheit der einzelnen

Baumarten und das Regenerationsvermögen nach Wildverbiss ein entscheidender Faktor (JAUCH 1987, ROTH 1995, SCHULZE 1998, OHEIMB 2003, KEIDEL et al. 2008).

Verbissprozente gelten als weit verbreitetes Kriterium zur Abschätzung des Wildeinflusses auf die Gehölzverjüngung von Wäldern (SCHULZE 1998). Bei der Betrachtung von Verbissprozenten gilt es jedoch zu bedenken, dass die Verbissbelastung einzelner Baumarten in Zusammenhang mit der Auflauf- und Überlebensrate der Verjüngung zu sehen ist. Entscheidend ist nicht, wie viele Bäume anteilmäßig verbissen werden, sondern die absolute Anzahl an Individuen, die die Verjüngungsphase überstehen und sich im interspezifischen Konkurrenzkampf behaupten können, um letztendlich zu fruktifizieren und sich in ihren natürlichen Lebensräumen auszubreiten (ROTH 1995, PRIEN 1997).

Anhand der für den NP Harz definierten Schwellenwerte für die Verbissprozente der Baumarten (vgl. Schwellenwerte für den Verbiss im NP Harz, Kap. 2.7.2) ergibt sich, dass die Hauptbaumarten eine sehr geringe bis geringe Verbissbelastung aufweisen, die Nebenbaumarten sich jedoch im Bereich eines normalen bis erhöhten Schwellenwertes befinden. Auch diese Ergebnisse gilt es kleinräumig zu spezifizieren, da der ökologisch tragbare Wildverbiss in Abhängigkeit von der Waldgesellschaft, der Waldstruktur und dem vorhandenen Verjüngungspotential stark variieren kann (PRIEN 1997, RAIMER 2004).

Die Gehölzentwicklung innerhalb des Untersuchungszeitraums zeigt, dass die Verjüngung der jeweiligen Hauptbaumart kaum durch Schalenwildverbiss beeinflusst wird. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von ROTH (1995) und SCHULZE (1998). Für die lokale Wirkung des Verbisses ist aber auch die absolute Anzahl an Verjüngungspflanzen ein entscheidender Faktor (ROTH 1995). In den Fichtenforsten, in denen die Buche nicht so häufig in der Verjüngung vertreten ist, ist ein selektiver Verbissdruck zu erkennen (vgl. JAUCH 1987). Hier liegen die Pflanzenzahlen der Buche unter Wildverbiss signifikant niedriger als im Zaun.

Die Nebenbaumarten sind im Vergleich zu den Hauptbaumarten deutlich stärker durch Beäsung belastet (s. Abb. 29, Kap. 4.4.2. vgl. KLÖTZLI 1965, SCHMIDT 1978, 2004, JAUCH 1987, SCHULZE 1998). JAUCH (1987) und ROTH (1995) beschreiben eine Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse, da stark verbissene Arten, wie Bergahorn, Eberesche, Birke und sonstige seltene Nebenbaumarten, in ihren Wuchshöhen deutlich zurückbleiben und durch weniger beäste Arten wie *Picea abies* überwachsen werden. In den oberen Wuchshöhen der Verjüngung kommt es daher seit der Zäunung der Flächen durch den Ausschluss des

Wildverbisses zu einer deutlichen Regeneration der verbissbeliebten Laubgehölze, wo hingegen sie außerhalb des Zaunes kaum die Verjüngungsphase durchwachsen können (s. Tab. 17, Kap. 4.5.2). Insbesondere in den Fichten-Waldgesellschaften führt die hohe Verbissbelastung der Nebenbaumarten langfristig zu einer Entmischung und Artenverarmung der Baumschicht.

5.6 Verbreitung von Äsungspflanzen in den Waldgesellschaften

Der in den Untersuchungen festgestellte Anstieg der Biomassen der Bodenvegetation von den Buchenwäldern über die Fichtenforste hin zu den hochmontanen Fichtenwäldern lässt sich auch anhand von anderen Untersuchungen zu Trockensubstanzvorräten nachvollziehen (Hainsimsen-Buchenwälder: HÖHNE 1962, ELLENBERG et al. 1986, WECKESSER 2003; Fichtenforste: FIEDLER & HÖHNE 1987, WECKESSER 2003; natürliche Fichtenwälder: KOPPISCH 1994, KUBIČEK 1980). Die deutlich geringeren Biomassen von Hainsimsen-Buchenwäldern in Vergleich zu den Fichten-Waldgesellschaften beruhen im Wesentlichen auf der höheren Beschattung durch die Baumschicht und der verdämmenden Wirkung der Laubstreu (ZERBE 1993, WECKESSER 2003). In den Fichtenforsten wird neben dominanten Arten wie *Calamagrostis arundinacea*, *C. villosa*, *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus* insbesondere durch die Zunahme von Schlagflurarten wie *Epilobium angustifolium*, *Rubus fruticosus*, *R. idaeus*, *Senecio ovatus* und *Urtica dioica* (WECKESSER 2003) das Angebot an Äsungspflanzen in Quantität und Qualität deutlich erhöht. Dies zeigt sich sowohl in den geschlossenen Beständen, speziell aber auf den Windwurfflächen und Käferlöchern (SCHMIDT 2002, KOMPA 2004). Auch innerhalb der Fichtenwälder kommt es zu erheblichen Unterschieden in den Waldstrukturen und damit auch in den Biomassen der Bodenvegetation. Während Fichtenforste der montanen Lagen weitgehend homogen aufgebaut sind, sind die Fichtenwälder der hochmontanen bis subalpinen Höhenstufe in ihrer Struktur deutlich heterogener (KORPEL 1995). Ursache für die höhere Heterogenität sind vor allem Unterbrechungen des Kronendaches durch Schneebruch, Eis und Frostrocknis, was zu einem Muster häufiger, kleinflächiger Störungen führt (SCHÜTZ 2001, WECKESSER et al. 2006). Von dem daraus resultierenden erhöhten Lichtangebot profitieren besonders vorratsreiche Äsungspflanzen wie *Calamagrostis villosa* und *Vaccinium myrtillus* (WECKESSER et al. 2006). Neben den in unterschiedlichem Ausmaß im NP Harz vertretenen zonalen Waldgesellschaften bilden die azonalen Bachuferwälder und Geröllhalden recht kleinräumigen, aber sehr

wesentliche Lebensraum für das Schalenwild (BARTH 2004). Während die weitgehend vegetationsfreien Geröllhalden - insbesondere an südlich exponierten Hängen - wegen der hohen Sonneneinstrahlung dem Rotwild vor allem als Ruheplatz dienen, bilden die bachbegleitenden Waldgesellschaften aufgrund ihrer hohen Qualität und Quantität an präferierten Äsungspflanzen einen hochfrequentierten Teillebensraum für das Rot- und Rehwild (RAESFELD et al. 1985, RAESFELD & REULECKE 1988, STUBBE 1997, WAGENKNECHT 2000, BÜTZLER 2001, BARTH 2004, MÜLLER & MÜLLER 2004).

Die anhand der Literatur beschriebene Bedeutung der einzelnen Waldgesellschaften als Nahrungspotentiale und Lebensraum für das Schalenwild lässt sich auch anhand der örtlichen Artvorkommen (s. Kap. 4.1 u. 4.3.2), Biomassevorräte (s. Kap. 4.3.3, 4.3.4 u. 4.3.5) und Verbissbelastung (s. Kap. 4.4) der Vegetation im NP Harz nachvollziehen. Die größte durchschnittliche Anzahl an Äsungspflanzen pro Aufnahme findet sich in den Auen- und Uferwäldern (17 bis 26 Arten) und auf Windwurfflächen (11 bis 17 Arten). In den zonalen Fichten-Waldgesellschaften ist die Anzahl (6 bis 13 Arten) durchschnittlich etwas geringer. Besonders arm an Äsungspflanzen sind dagegen die Hainsimsen-Buchenwälder (3 bis 8 Arten). Die Buchenwälder nährstoffreicher Standorte bieten vor allem im Frühjahr ein hohes Angebot an Nahrungspflanzen (14 Arten), sind aber nach Entfaltung des Laubdaches annähernd so vegetationsarm wie die Hainsimsen-Buchenwälder (HEINKEN 1995).

Auch die Biomassevorräte an Äsungspflanzen sind in den Buchenbeständen im Vergleich zu den Nadelholzwäldern deutlich geringer (2 bis 121 kg/ha Trockensubstanz). Nur in den Altbeständen steigen bei größeren Störungen der Baumschicht die Vorräte auf im Mittel 532 kg/ha an. In den zonalen Fichten-Waldgesellschaften haben meist nur die jungen und mittelalten Bestände, in denen die Baumschicht weitgehend geschlossen ist, Äsungsvorräte von unter 1 t pro Hektar. Auch die von Fichte dominierten Blockhalden sind wegen des hohen Skelettanteils der Böden mit 631 kg/ha verhältnismäßig vegetationsarm (STÖCKER 1997). Bei einer Auflockerung des Schlussgrades der Baumschicht erreichen die zonalen Fichtenwälder Vorräte an Äsungspflanzen von bis zu durchschnittlich 3,5 t/ha. Neben den zonalen Fichten-Waldgesellschaften sind insbesondere die Bachuferwälder mit bis zu 2,7 t/ha und die Windwurfflächen mit bis zu 2,2 t/ha sehr vorratsreich. Hier finden sich vor allem die höchsten Vorkommen an sehr beliebten Äsungspflanzen (s. Kap. 4.3.2 u. 4.3.3).

Trotz des zum Teil erheblichen erkennbaren Verbisses lassen sich Biomassenunterschiede zwischen gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächen nicht statistisch belegen. Ebenso wie

bei den Artenzahlen (vgl. Abs. 5.4) werden die im Gelände „spürbaren“ Unterschiede durch die hohe Variation des Schlussgrade der Baumschicht innerhalb der Bestandestypen (s. Kap. 4.2.1) und damit letztendlich des Lichtgenuss der Vegetation (s. Kap. 4.3.4), so überlagert, dass sich eine statistisch signifikante Veränderung der Artenzahlen und Biomassevorräte durch den Verbiss von Schalenwild nicht nachweisen lässt. Durch deutliche Störungen in der Baumschicht in einigen Aufnahmen kommt es bei den durchwegs geringen Stichprobenumfängen in den jungen Hainsimsen-Buchenwäldern zu höheren Artenzahlen und Deckungsgraden auf den ungezäunten Flächen als auf den Gatterflächen (s. Abb. 24 Kap. 4.3.4). Hier wird deutlich erkennbar, dass insbesondere in den ansonsten sehr vegetationsarmen Hainsimsen-Buchenwäldern kleinräumige Veränderungen der Wuchsbedingungen viel entscheidender für die Zusammensetzung der Bodenvegetation sind als der Verbisseinfluss durch Schalenwild (vgl. ZERBE 1993, OHEIMB 2003, SCHMIDT 2004). In den Fichten-Waldgesellschaften ist dieser Effekt wesentlich geringer (ZERBE 1993). Hier lässt sich insbesondere in den älteren Fichtenforsten und älteren Reitgras-Fichtenwäldern eine deutliche Biomassenutzung durch das Schalenwild erkennen (s. Kap. 4.3.5).

5.7 Zukünftige Entwicklung der Wälder und Nahrungspotentiale

Vorrangiger Schutzzweck des NPs Harz ist die Erhaltung und Wiederherstellung naturnaher Ökosysteme. Die Zusammensetzung der Wälder hat sich dabei an der potentiell natürliche Vegetation zu orientieren (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 1996). Danach werden die zukünftigen Wälder des NP Harz weitgehend den in Tabelle 1 (s. Kap. 2.4) angegebenen Flächenanteilen der natürlichen Waldgesellschaften entsprechen. Weite Teile des Nationalparks werden heute jedoch aufgrund der langen Nutzungsgeschichte (s. Kap. 2.5) durch naturferne Fichtenforste eingenommen (Biotoptypen zum Zeitpunkt der Aufnahmen s. Anhang 7). Wichtigste Grundlage für die Entwicklung der Wälder im NP Harz ist deshalb das zum 1.10.2003 bestandesweise festgelegte Waldumbaukonzept. Ziel dieses Maßnahmenplans ist es, innerhalb des von der IUCN verbindlich vorgegebenen Zeitraums von 30 Jahren mindestens 75 % der Nationalparkfläche soweit zu entwickeln, dass die Wälder ihrer natürlichen Eigendynamik überlassen werden können. Darüber hinaus wird langfristig angestrebt, nahezu 100 % der Fläche nutzungsfrei zu halten (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 1996, 2000).

In einigen Bereichen entspricht die aktuelle Vegetation zum Zeitpunkt der Aufnahmen schon weitgehend der potentiell natürlichen Vegetation (DIERSCHKE & KNOLL 2002, NATIONAL-PARKVERWALTUNG HARZ 1996, 2000). In den naturnahen Buchenwäldern der kollinen bis montanen Höhenlagen sind die Biomassevorräte in der Bodenvegetation verhältnismäßig gering (WECKESSER 2003). In den Hainsimsen-Buchenwäldern finden sich nur wenige Äsungspflanzen, in den Waldmeister-Buchenwäldern ist das Äsungspotential dank einiger Frühblüher etwas höher (vgl. Abs. 5.6). Entscheidend für die Vielfalt an Arten und die Biomasse der Bodenvegetation in Buchenbeständen ist vor allem die Strukturvielfalt durch kleinräumige bis großflächige Störungen der geschlossenen Baumschicht (ZERBE 1993, SCHMIDT 2004, BARTH 1995). Die Buchenwälder sind jedoch heute aufgrund ihrer langjährigen forstwirtschaftlichen Nutzung verhältnismäßig jung, relativ homogen und arm an stehenden und liegenden Totholz. Bei Erreichen der Alters- und Zerfallsphase nehmen die Störungen zu (LEIBUNDGUT 1978). In dem mehr Licht an den Waldboden gelangt, steigen die Vorräte und Artenzahlen der Bodenvegetation deutlich an (ZERBE 1993, SCHERZINGER 1996). In den Buchenwäldern ist daher langfristig mit einem leichten Anstieg der Biomassen in der Bodenvegetation zu rechnen, auch wenn diese weiterhin deutlich unter denen der Fichtenwälder liegen werden (vgl. WECKESSER 2003).

Die hochmontanen Reitgras-Fichtenwälder und Moor-Fichtenwälder sind trotz der langjährigen anthropogenen Beeinflussung in ihrem Arteninventar weitgehend naturnah. Jedoch sind auch in diesen Wäldern Baumgruppen in der Alters- und Zerfallsphase aufgrund der vorherigen Nutzung kaum vorhanden. Mit zunehmendem Alter der Bestände wird sich die Strukturvielfalt und mit ihr der Artenreichtum erhöhen (JENSEN 1961, 1987, STÖCKER 1997). Durch das entstehende höhere Lichtangebot werden vor allem die als Äsungspflanzen beliebten Schlagflurarten profitieren, wie das Beispiel der Windwurfflächen zeigt (s. Tab. 7 Kap. 4.1.5). Die Flächenanteile der Moor-Fichtenwälder könnten in einigen Bereichen aufgrund der Wiedervernässung einiger Moore zu Gunsten der offenen Hochmoorflächen etwas zurückgehen. Wesentliche Veränderungen der Nahrungspotentiale dürfte diese Entwicklung jedoch nicht zur Folge haben (s. Kap. 4.3.2 u. 4.3.3). Die hochmontanen Fichtenwälder bleiben somit weiterhin einer der Bereiche mit den höchsten Vorräten an Äsungspflanzen während der Vegetationszeit, die jedoch in den Wintermonaten aufgrund von hohen Schneelagen oft kaum zugänglich sind (PRIEN 1997).

Bei den azonalen Waldgesellschaften wurden die Gehölzgesellschaften der Geröllhalden sowie die Block-Fichtenwälder aufgrund ihrer oft sehr unzugänglichen Lagen und unrentablen Holzproduktion kaum forstwirtschaftlich genutzt. Daher befinden sie sich auch heute noch in einem weitgehend naturnahen Zustand (DIERSCHKE & KNOLL 2002). Im Bereich der Bachuferwälder wurden jedoch oftmals forstwirtschaftlich wenig lukrative Weichgehölze durch Fichtenaufforstungen ersetzt (BARTH 2004). In einigen Bachbereichen ist die Zusammensetzung der Baumarten und Bodenvegetation jedoch noch verhältnismäßig naturnah (s. Kap. 4.1.6). Da so noch ausreichend Samenbäume vorhanden sind, dürfte durch das Zurückdrängen der Fichtenbestockung und die Förderung der Laubholzverjüngung eine naturnahe Entwicklung der Bachuferwälder in Zukunft gesichert sein. Die Qualität und Quantität an Äsungspflanzen wird durch diese Maßnahmen zukünftig noch weiter zunehmen (vgl. naturnahe und naturferne Bachuferwälder, Kap. 4.3.2 u. 4.3.3). Somit entsteht nach Abschluss der Renaturierungsmaßnahmen ein sehr wesentlicher, den gesamten Nationalpark durchziehender Teillebensraum mit hohen Äsungspotentialen für das Schalenwild, der auch einen Vernetzungseffekt - insbesondere in den Wintermonaten - mit sich bringt (RAESFELD et al. 1985, RAESFELD & REULECKE 1988, STUBBE 1997, WAGENKNECHT 2000, BÜTZLER 2001, BARTH 2004, MÜLLER & MÜLLER 2004).

Die gravierendsten waldbaulichen Maßnahmen und damit auch Veränderungen der Äsungspotentiale für das Schalenwild entstehen durch den großflächigen Umbau der Fichtenforste der kollinen bis obermontanen Höhenstufe. Diese Wälder nehmen im Nationalpark zwischen 53 % und 68 % der Waldfläche ein (NDS. FORSTPLANUNGSAMT 1992a, 1992 b, NDS. UMWELTMINISTERIUM 1992, NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 1996, 2000). Langfristig wird die Überführung der Fichtenbestände hin zu Hainsimsen-Buchenwäldern bzw. Buchen-Fichtenwäldern zu einem deutlichen Rückgang der Biomassen in der Bodenvegetation (WECKESSER 2003) und somit der Nahrungspotentiale für das Schalenwild führen. Mittelfristig ist jedoch sehr entscheidend, ob die heutigen Fichtenbestände durch den flächigen Voranbau von Buchen in einschichtige, gleichaltrige und strukturarme Buchenbestände umgewandelt werden, oder ob durch die waldbauliche Förderung von Laubbäumen die Naturverjüngung angeregt wird und sich dann die potentiell natürlichen Baumarten im interspezifischen Konkurrenzkampf gegenüber der Fichte behaupten müssen. Der flächige Umbau in Buchenbestände würde in den entsprechenden Bestandesbereichen die Nahrungspotentiale für das Schalenwild für die nächsten 80 bis 100 Jahre auf ein Minimum

reduzieren (s. Kap. 4.3.2 u. 4.3.3). Buchen-Fichten-Mischwälder haben dagegen ähnlich hohe Biomassenvorräte in der Bodenvegetation wie reine Fichtenforste (WECKESSER 2003).

Wie lange eine eigendynamische Renaturierung von künstlichen Fichtenforsten hin zur potentiell natürlichen Waldgesellschaft dauert und ob sie überhaupt jemals so abläuft, ist eine der wesentlichen forstlichen Fragestellungen, die ein Entwicklungs-Nationalpark wie der NP Harz beantworten kann. Anders als im Wirtschaftswald können in einem Nationalpark weder feste Zeiträume noch eine definierte prozentuale Baumarten-Zusammensetzung eine Zielvorgabe für die natürliche Entwicklung der Waldbestände sein. Vielmehr gilt es durch eine gezielte Förderung aber oftmals auch durch Unterlassen von Maßnahmen die natürliche Eigendynamik zu fördern. Entscheidend für die Entwicklung hin zu naturnahen Wäldern ist neben den Samenpotentialen von Altbäumen vor allem die Toleranz gegenüber biotischen und abiotischen Störungen innerhalb der Fichtenwälder (BARTH 1995, SCHERZINGER 1996, NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 2002, KEIDEL et al. 2008). Das Potential für eine eigendynamische Renaturierung zeigen die hohen Verjüngungsanteile der Laubgehölze im Bereich der Windwurfflächen (s. Kap. 4.1.4.3). Dabei gilt es jedoch den Wildverbiss auf ein Niveau zu regulieren, dass eine Regeneration der Laubgehölze ermöglicht (vgl. KEIDEL et al. 2008). Zukünftig vermehrt zu erwartende Totholz mengen könnte durch ihren Schutzeffekt den Verjüngungs- und Durchwachsprozess unterstützen (GUTHÖRL 1997). Durch einen Unterbau der Fichtenforste mit Buche wird in relativ kurzer Zeit eine per definitionem hohe Naturnähe erreicht und eine Entwicklung in Richtung der potentiell natürlichen Vegetation gewährleistet. Der Unterstützung einer eigendynamischen Regeneration durch die Förderung der Verjüngung und Ausbreitung von Haupt- und Nebenbaumarten der potentiell natürlichen Waldgesellschaften ist jedoch wo immer möglich Vorrang vor einer künstlichen Neubegründung der Bestände einzuräumen (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 1996).

5.8 Schalenwildmanagement in Nationalparks

Nach der Diskussion der Ergebnisse und der zukünftig zu erwartenden Entwicklung der Waldgesellschaften soll im Weiteren darauf eingegangen werden, in wieweit der vorgefundene Schalenwildeinfluss für eine Waldentwicklung in Richtung der potentiell natürlichen Vegetation tragbar ist. Ferner gilt es zu klären welche Rolle die Schalenwildregulation im NP Harz zu dieser Zielsetzung beitragen kann.

Primäres Schutzziel von Nationalparks ist die Eigendynamik der Natur (Prozessschutz). Nach § 24 BNatSchG sollen Nationalparks den ungestörten Ablauf von Prozessen und die dynamischen Entwicklungen der Natur ermöglichen. Damit wären jagdliche Eingriffe durch den Menschen a priori ausgeschlossen. Ein wichtiger Einwand gegen das völlige Verbot der Jagd in diesen Schutzgebieten ist jedoch die relative Kleinflächigkeit der Nationalparks in Mitteleuropa und die Einbindung in angrenzende Gebietsstrukturen, so z.B. Privatwälder, landwirtschaftliche Flächen etc. Insbesondere sind jagdliche Eingriffe in Nationalparks dann notwendig, wenn es in der Vergangenheit durch die Zersiedlung der Landschaft zum Verlust von Winterlebensräumen für das Schalenwild gekommen ist (WOTSCHIKOWSKY 1974). Daher ist eine Ersatzregulation gemäß „Parks für das Leben“ (IUCN 1994) in Nationalparks möglich, wenn eine natürliche Vermehrungs- und Geburtenkontrolle durch Nahrungsmangel, Krankheiten oder Prädatoren als Regulativ fehlt.

Dieser Auffassung schließen sich viele Nationalparks an und halten eine Regulation der Huftierpopulation zu Gunsten einer „ungestörten“ Wald- und Vegetationsentwicklung für notwendig. Durch die Schalenwildregulation sollen Wechselwirkungen zwischen naturnahen Pflanzen- und Tiergesellschaften ermöglicht werden. Die heimische Großtierfauna soll dabei erhalten bleiben und in ihren natürlichen Sozialstrukturen nicht beeinflusst werden. Schließlich dient die Schalenwildregulation der Erreichung der Waldumbauziele und der sukzessionalen Entwicklung der Ökosysteme (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 2002).

Wo und wie diese Regulation in den einzelnen Nationalparks vorgenommen wird, divergiert jedoch in Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten. In den meisten Nationalparks Mitteleuropas erfolgt die Regulation innerhalb der Parkfläche. In einigen Hochgebirgs-Nationalparks, in denen das Schalenwild im Winter den Park überwiegend verlässt, wird das Schalenwild nur in den angrenzenden Jagdrevieren bejagt.

5.8.1 Beziehungsgefüge Wald-Wild

Natürliche Wälder sind Lebensgemeinschaften bestehend aus Produzenten, Konsumenten und Destruenten. Unter natürlichen Bedingungen reguliert sich ein intaktes Ökosystem von selbst. Die Nahrung ist stets das Hauptregulativ, wobei die pflanzliche Biomasse die Grundlage des gesamten Systems bildet. Zwischen allen Pflanzen als Produzenten und allen Tieren als Konsumenten pendelt sich ein Gleichgewichtszustand im Bereich der Lebensraumkapazität ein (BARTH 1995, SCHERZINGER 1996, WEGENER 1998).

Ganz Mitteleuropa war bis auf wenige Ausnahmen ursprünglich von Wald bedeckt. Jeder Waldstandort und jede Vegetationsform der heutigen Kulturlandschaft haben das Bestreben, nach Durchlaufen bestimmter Sukzessionsstadien wieder Wald zu werden (SCHERZINGER 1996, WEGENER 1998). Nach allen lokalen Störungen wie Windwurf, Insektenfrass und Feuer, oder während der altersbedingten Zerfallsphase gelangt zusätzliches Licht in den Bodenbereich der Wälder. Als Folge findet sich eine üppigere Bodenvegetation und mit ihr eine natürliche Verjüngung der Baumarten - je nach Standortbedingungen und vorhandener Samenbäume - unterschiedlich schnell und artenreich ein (SCHERZINGER 1996). Besonders in diesem Stadium entscheiden die großen Pflanzenfresser durch ihre Wilddichte und ihre unterschiedlichen Fresspräferenzen über die weitere Entwicklung der Vegetation und deren Konkurrenzverhältnisse. Herbivoren bilden daher in Naturwäldern eine entscheidende Steuerungsgröße sowohl für die Walddynamik als auch für die Zusammensetzung und Verteilung der Vegetation (u.a. KLÖTZLI 1965, SCHMIDT 1978, REIMOSER 1986, 1994, GERBER & SCHMIDT 1996, PRIEN 1997, SCHULZE 1998, SORGES 1999, MÄRKI et al. 2000, KIRBY 2001).

Ein Naturwald mit mehreren Alterphasen eines Waldes auf einer Fläche (REMMERT 1991) beinhaltet mehr Teillebensräume und ist bei kleinräumiger Betrachtung meist artenreicher als ein wirtschaftlich geprägter Wald, in dem ertragsarme Sukzessionsstadien ausgeschlossen werden (BARTH 1995, SCHERZINGER 1996). Die Naturwalddynamik, Struktur- und Artenvielfalt stehen jedoch in unmittelbarem Zusammenhang mit der Höhe und Artenzusammensetzung des Wildbestandes. Sowohl eine zu geringe als auch eine zu hohe Schalenwilddichte kann zu einem Rückgang der Artenvielfalt führen (GILL 1992a, 1992b, HESTER et al. 2006). HUSTON (1979) spricht in dem Zusammenhang von einer maximalen Artenvielfalt bei einer mittleren Störung. Dabei darf eine höhere Artenzahl jedoch nicht mit einer höheren Naturnähe gleichgesetzt werden, wie der Vergleich zwischen Hainsimsen-Buchenwäldern und Fichtenforsten zeigt (s. Kap. 4.2.2). Es gilt vielmehr die den natürlichen Waldgesellschaften innewohnende Diversität zu beachten und von einer künstlich importierten Vielfalt zu differenzieren (WECKESSER 2003).

Die meisten unserer heimischen Schalenwildarten sind Wiederkäuer mit anaeroben, celluloseabbauenden symbiontischen Pansenbakterien, mit deren Hilfe auch schwer verdauliche pflanzliche Fasersubstanz aufgeschlossen werden kann (HOLMOLKA & HOMOLDOVA 1992, FIELITZ & ALBERS 1996, LANTHAM et al. 1999, CRANSAC et al. 2001). Solche Arten haben oft eine nomadische Lebensweise (BUBENIK 1959, GEORGII 1995,

HOFMANN 1995, SIMON 2003). Bei hoher Artendiversität können sie infolge unterschiedlicher Fresspräferenzen divergierende ökologische Nischen besetzen und vergleichsweise hohe Populationsdichten ohne Überweidung des Lebensraums aufweisen (ODUM 1980). Dies ist aber nur möglich, wenn das Wild die Chance hat, sich durch Wanderungen an die Äsungsverhältnisse anzupassen, was heute aber aufgrund der vielfältigen Zerschneidung der Landschaft durch Verkehrswege, Siedlungen und industrielle Nutzung oft nicht mehr möglich ist (BUBENIK 1959, BARTH 1995, SIMON 2003).

Die Zusammensetzung der Nahrung der heimischen Schalenwildarten wechselt unter natürlichen Bedingungen im Jahresverlauf erheblich. Während sich die Hauptnahrung des Wildes im Sommer aus Kräutern und Gräsern zusammensetzt, besteht die natürliche Notzeitnahrung im Winter hauptsächlich aus Knospen, Rinde und Zweigen der Bäume und Sträucher (KLÖTZLI 1965, CRANSAC et al. 2001, MOSER 2005). Bevorzugt beäst werden vor allem Pionier- und Weichholzarten, wie sie speziell auf größeren Störstellen der ansonsten meist dicht geschlossenen Bestände und in den Auenbereichen der Flüsse gehäuft vorkommen. Ihr Anteil macht im Winter bis zu 90 % der Nahrung des Schalenwildes aus (BUBENIK & LOCHMANN 1956, BUBENIK 1959). Dies kann in einen Nationalpark in der Waldumbauphase zu einer erheblichen Vegetationsbelastung führen (BARTH 2004, RAIMER 2004). In einem wirtschaftlich geprägten Fichtenforst mit wenigen samenfähigen Laubgehölzen kann schon ein relativ geringer Wildbestand durch seinen selektiven Verbiss das Aufkommen vor allem von Pionier- und sonstigen Laubgehölzen lange Zeit verhindern, obwohl er weniger als ein Promille der Primärproduktion verbraucht (REMMERT 1990).

Prädatoren bestimmen weitgehend die evolutionäre Anpassung der Schalenwildarten an ihren Lebensraum, deren Gesundheit und Raumnutzung. Sie sorgen durch ihre Bejagung für eine gleichmäßigere Verteilung der Beutetiere und verhindern eine Wildmassierung, wie sie bei einem weitgehenden Fehlen in der heutigen Kulturlandschaft sowohl beim Rehwild als auch insbesondere beim Rotwild vielerorts zu beobachten ist. Bei Rudeltieren führt die Prädation jedoch zu keiner Beeinträchtigung der Sozialstrukturen, die für das Raumnutzungsverhalten von entscheidender Bedeutung sind. Aufgrund des Mangels an Prädatoren bedarf es daher in der kulturell geprägten Wäldern Mitteleuropas einer Ersatzregulation des Schalenwildes (RAESFELD et al. 1985, RAESFELD & REULECKE 1988, WAGENKNECHT 2000, BÜTZLER 2001).

5.8.2 Wildbestandsregulierung in Nationalparks

In einem Nationalpark, in dem die Eigendynamik der Natur unter weitgehendem Ausschluss anthropogener Beeinflussungen oberstes Schutzziel ist, ist eine jagdliche Nutzung grundsätzlich ausgeschlossen. Ohne Prädatoren und ohne eine Ersatzregulation ist jedoch sehr schnell mit ausufernden Herbivoren-Populationen zu rechnen, von denen struktur- und artenverarmende Kettenreaktionen für das gesamte Ökosystem ausgehen (WOTSCHIKOWSKY 1974, BARTH 2004). Daher ist eine Schalenwildregulation in Nationalparks möglich, wenn ein natürliches Regulativ der Wildpopulation fehlt (vgl. Abs. 5.8).

Die Wildbestandsregulierung in Nationalparks dient somit ausschließlich der möglichst naturnahen Regulation der Schalenwildarten als Ersatz für die fehlenden Beutegreifer. Sie verfolgt keine Nutzungsziele und konzentriert sich auf die Erhaltung von natürlichen Sozialstrukturen innerhalb der Wildbestände. Ziel des Schalenwildmanagements in Nationalparks ist die Reduktion des ganzjährigen Jagddrucks sowie hohe jagdlicher Effizienz bei den Eingriffen in die Schalenwildbestände. Erreicht werden soll dies durch eine drastische Verkürzung der Jagdzeiten sowie einem Verzicht auf störungsintensive Jagdmethoden und einem Ende der Bejagung vor der winterlichen Notzeit (NATIONALPARK-VERWALTUNG HARZ 2002).

Das Wild gehört zum Ökosystem Wald und umgekehrt. Dieser Zusammenhang wird von keinem der zahlreichen Autoren bestritten. Für alle stellt sich aber die Frage, inwieweit diese natürliche Verhaltensweise der Beäsung von Pflanzen in ihren Auswirkungen für ein Waldökosystem tragbar ist. Wie hoch sind natürliche Wilddichten? Entscheidend für die für ein Ökosystem tragbare Wilddichte ist der Anteil der unterschiedlichen Sukzessionsstadien an der verwertbaren Biomasse (WOTSCHIKOWSKY 1974). Pauschale Angaben über Wilddichten für eine ganze Region sind ökologisch wenig aussagefähig, zu statisch, berücksichtigen zu wenig den örtlichen Bioenergieumsatz aller Pflanzenfresser und lassen sich weder objektiv noch exakt nachzählen (BARTH 2004). Die Frage der ökologischen Zuträglichkeit eines Wildbestandes lässt sich nur recht kleinräumig anhand der Vegetation beantworten (PETRAK 1991, RAIMER 2004). Die Austarierung der Wald-Wild-Frage ist somit deutlich komplizierter als durch Wildbestandsangaben und Abschussplanung in den meisten Gebieten üblicherweise gehandhabt.

In einem Nationalpark kann es - anders als in Wirtschaftswäldern praktiziert - keine festen Vorgaben für Wilddichten geben oder Zonen, aus denen Wildart auszuspüren sind. Ebenso kann eine Klassifizierung der Verjüngung in Sollzahlen pro Flächeneinheit, wie sie für den Wirtschaftswald gelten, in einem Nationalpark keine Anwendung finden. Weiser für einen ökologisch angepassten Bestand der Schalenwildarten ist aus Sicht der natürlichen Walddynamik der Zustand der Gesamtvegetation (WOTSCHIKOWSKY 1974, PETRAK 1991, RAIMER 2004). Bemessungsgrundlage der optimalen Wilddichte ist ausschließlich der fiktive Zustand der Vegetation und Waldstrukturen, wie er von Natur aus mit allen dort natürlich vorkommenden Pflanzen- und Tierarten herrschen würde (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 2002).

Die Wilddichte in einem Nationalpark ist demnach so zu regulieren, dass dem gesamten Ökosystem kein nachhaltiger Schaden entsteht. PRIEN (1997) definiert die ökologisch tragbare Wilddichte als diejenige Anzahl an Wildtieren je Bezugsfläche, bei der eine chronische und nachteilige Verschlechterung der Äsung und eine negative Auswirkungen auf Kondition und Gesundheitszustand des Wildes weitgehend ausgeschlossen wird. Aus Sicht der Vegetation in einem Nationalpark entsteht ein ökologischer Schaden durch den Verbiss von Schalenwild vor allem dann, wenn sich Baumarten der potentiell natürlichen Vegetation aufgrund von Wildverbiss nicht einstellen können oder Arten der Bodenvegetation aufgrund des Verbisses verdrängt werden (WOTSCHIKOWSKY 1974). Damit ist die tolerierbare Wilddichte entscheidend abhängig von der örtlichen waldbaulichen Ausgangskonstellation.

In einigen Nationalparks wurden zur Beurteilung des Schalenwildverbisses an der Waldverjüngung Richtzahlen im Bezug auf den Leittriebverbiss der einzelnen Baumarten definiert (u.a STUBBE et al. 1995, NATIONALPARK BERCHTESGADEN 2001, RAIMER 2004). Zusammen mit Zählergebnissen, Abschussplanung und Abschusserfolg der vorhergehenden Jahre, Populationsstruktur und Gesundheitszustand des Schalenwildes werden danach die aktuellen Abschusszahlen ermittelt. Eine Einführung solcher Richtzahlen kann in einem Nationalpark in gewissem Umfang sinnvoll sein (vgl. Abs. 5.5). Anhand der Zahlen lassen sich mögliche Erfolge der Waldumbaumaßnahmen und der Wildbestandsregulierung ablesen.

5.9 Konsequenzen für das Schalenwildmanagement im NP Harz

Die Waldgebiete des NPs Harz sind Teil eines der größten geschlossenen Lebensräume des Rotwildes in Deutschland. Kulturgeschichtlich bedingt ist die waldbauliche Ausgangslage im Harz insbesondere als Folge der Bergbauentwicklung in verschiedenen Bereichen vom Menschen stark beeinflusst (s. Kap. 2.5). Durch die forstliche Bewirtschaftung der Wälder kam es zu einer veränderten Baumarten- und Baumrassen-Zusammensetzung. Große Teile der Buchen- und Buchen-Fichtenwälder wurden durch Fichtenaufforstungen ersetzt. Auch in den hochmontanen Fichtenwäldern wurden bei den Wiederanpflanzungen oft fremde Herkünfte verwendet. Pioniergehölze sind heute als Folge der Bergfreiheiten, der Brennholznutzung, Waldweide und späteren Wildüberhege gegenüber dem Naturwald weit unterrepräsentiert. Die großflächigen Wiederaufforstungen in Folge von Übernutzung und Kalamitäten führten zu gleichförmigen Waldstrukturen. Durch die großflächigen Entwässerungen der Moore und Wälder sowie durch Immissionsschäden in den 1970er- bis 1980er-Jahren kam es zu einer nachhaltigen Standortsveränderungen im Harz. Gleichzeitig wurden die natürlichen Migrationsbedingungen des Schalenwildes im Tages- und Jahresablauf infolge von Zersiedlung, Straßenerschliessung, Relikten des Harzumfanggatters und touristischen Störungen deutlich eingeschränkt sowie deren natürliche Prädatoren ausgerottet.

Die heutige Schalenwildichte im NP Harz ist im Vergleich zu naturnahen Waldgebieten, in denen natürliche Prädatoren noch vorhanden sind, als sehr hoch einzuschätzen. Im NP Białowieża liegt die Rotwildichte bei z.T. unter einem Stück pro 100 ha (JĘDRZEJEWSKA & JĘDRZEJEWSKI 1998), im NP Harz dürfte sie nach Hochrechnung der Beobachtungs- und Abschusszahlen (s. Anhang 8) örtlich zwischen zwei und fünf Stück pro 100 ha liegen. Auch die Rehwildichten sind trotz des deutlichen Rückgangs der letzten Jahre noch deutlich höher als in naturnahen Waldökosystemen. Der hohe Wildbestand mit seiner unnatürlichen Verteilung führt zu einer erheblichen Verbissbelastung der nahrungsreichen Waldgebiete. Aufgrund des Mangels an samenfähigen Laubgehölzen der potentiell natürlichen Waldgesellschaften und der überhöhten Wildbestände bedarf es daher während der Renaturierungsphase einer deutlichen Reduktion des Wildbestandes (BARTH 2004).

Anders als in Hochgebirgs-Nationalparks wie dem Schweizer Nationalpark (HALLER 2002) oder dem NP Stilsfer Joch (CARMIGNOLA 2001) verlässt das Wild die Nationalparkfläche im Winter oftmals nicht, so dass eine Regulation innerhalb des Parks notwendig ist.

Im NP Harz beginnt die Jagd am ersten September jeden Jahres, wird aufgrund der Rotwildbrunft ab dem 10. bis zum 30. September unterbrochen, um schließlich bis spätestens zum 15. Dezember (in den Hochlagen etwas früher) den Abschuss zu beenden. Durch diese Jagdzeiten wird im NP Harz der Ruhe- und Raumbedarf des Wildes berücksichtigt. Gleichzeitig sollen durch die Art der Bejagung die natürlichen Sozialstrukturen der Schalenwildbestände nicht gestört werden (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 2002).

Aufgrund der Mosaik-Zyklus-Dynamik von Naturwäldern, mit Phasen unterschiedlichen Nahrungsangebotes (REMMERT 1991), kann eine großflächig pauschalisierende Zahlenregulation keine Grundlage für ein wildbiologisch angepasstes Schalenwildmanagement in einem Nationalpark bilden. Das Schalenwild muss als Element der Lebensgemeinschaft Wald örtlich beurteilt werden, da es regional lineare Beziehungen zwischen einem Wildbestand und seinem Einfluss auf den Lebensraum nicht gibt (s. Abs. 5.8).

Das im NP Harz eingeführte Vegetationsmonitoring soll helfen, die Beurteilung der räumlichen Verbissbelastung der Vegetation durch Schalenwild zu objektivieren. Die Einführung von Schwellenwerten für den Verbiss (vgl. Abs. 5.8) und kleinerer Bezugseinheiten ermöglicht eine örtlich differenzierte Bejagungsintensität. Der niedersächsische Teil des NP Harz ist daher in 80 Streifgebiete von durchschnittlich 200 ha Größe eingeteilt. Je nach Wildeinfluss können sich in Abhängigkeit vom aktuellen Waldzustand und der zu erwartenden Waldentwicklung für jedes Streifgebiet 5 unterschiedliche Bejagungsintensitäten ergeben (s. Kap. 2.7.2). Die Bandbreite der Möglichkeiten in den Schalenwildbestand einzugreifen reicht von einer Schwerpunktbejagung bis zu keiner Bejagung (RAIMER 2004).

Eine menschliche Bejagung bleibt jedoch immer eine Ersatzregulation und kann die natürlichen Wechselbeziehungen in einem Waldökosystem zwischen der Vegetation auf der einen Seite und Herbivoren und deren Prädatoren auf der anderen Seite nicht ersetzen. Dadurch kommt es im NP Harz trotz der räumlich angepassten Jagdintensität zu Schalenwildmassierungen in einigen Waldbereichen, die eine nachhaltige Veränderung der Vegetationsentwicklung zur Folge haben.

In den naturnahen Hainsimsen-Buchenwäldern ist der Verbisseinfluss aus Sicht der natürlichen Entwicklung der Wälder als gering zu bewerten. Die durchwegs arten- und massenarme Bodenvegetation wird von der Buchenverjüngung dominiert, deren Pflanzenzahlen kaum vom Schalenwild beeinflusst werden (s. Kap. 4:4.2 u. 4.5.2).

In den großflächigen Waldumbaubereichen der kollinen bis obermontanen Fichtenforste ist eine deutlicher selektiver Verbiss der Haupt- und Nebenbaumarten der natürlichen Buchenwälder festzustellen, der eine Entwicklung der Wälder in Richtung der potentiell natürlichen Waldgesellschaft verzögern oder gar gefährden kann. Daher gilt es sowohl durch die waldbaulichen Förderung als auch durch eine Konzentration der Schalenwildregulation auf Waldbereiche mit hohen Verjüngungsanteilen, die Erfolgsziele des Waldumbauprogramms sicherzustellen.

In den naturnahen hochmontanen Fichtenwäldern kommt es durch den Wegerückbau und die Einstellung forstwirtschaftlicher Maßnahmen zu einem deutlichen Rückgang anthropogener Störungen. Gleichzeitig wird durch den Rückbau der benötigten Infrastruktur eine Bejagung in einigen Bereiche nahezu unmöglich (Acker-Bruchberg). Dadurch kommt es zu einer Massierung der Wildbestände auf diesen äsungsreichen Waldflächen, was eine extrem hohe Verbissbelastung insbesondere der Laubgehölze zur Folge hat (s. Kap. 4.4.2), von der die Fichte profitieren kann (s. Kap. 4.5.2). Gleichzeitig erfahren die Laubgehölze nach Durchwachsen der Verjüngungsphase eine enorme Reduktion durch Schäl- und Schlagschäden (RAIMER 2009). Dies führte langfristig zu einer unnatürlichen Entmischung und Verarmung der Artenvielfalt der Gehölze (s. Kap. 4.5.2).

Bei örtlicher Betrachtung sind die Schalenwildbestände insbesondere in vielen Fichtenforsten und hochmontanen Fichtenwäldern als überhöht und vom Waldökosystem kaum tragbar einzuschätzen (s. Kap. 4.4.2 u. 4.5.2). Der sich in den letzten Jahren anhand der Abschusszahlen und Wildbeobachtungen andeutende Anstieg der Rotwildpopulation (s. Anhang 8) ist daher hinsichtlich der Entwicklungsziele als äußerst bedenklich einzuschätzen.

Es zeigt sich, dass die jagdlichen Eingriffe im NP Harz aufgrund der waldbaulichen Ausgangslage als auch der Wildbestandssituation immer noch von großer Bedeutung sind. Nach den Vorgaben der IUCN, die eine möglichst ungestörte Entwicklung der Ökosysteme fordern, ist die Jagd im NP Harz nach Beendigung der Renaturierungsmaßnahmen auf mindestens 75 % der Fläche einzustellen. Um eine natürliche Entwicklung der Wälder nach Einstellung der menschlichen Bejagung sicherzustellen, ist bei der sich schon heute zeigenden Verbissbelastung der Vegetation die Wiederansiedlung von Prädatoren eine entscheidende Grundvoraussetzung. Die intensive Vernetzung mit benachbarten Lebensräumen und das jahreszeitliche Wanderverhalten des Wildes machen es erforderlich, die Ziele und

Maßnahmen des Wildmanagements innerhalb und außerhalb des Nationalparks miteinander abzustimmen. Ein Wiederansiedlung aller natürlichen Prädatoren und die Einstellung der menschlichen Bejagd bedarf somit einer Abstimmung mit den benachbarten Grundeigentümern und Jagdausübungsberechtigten sowie eines Konsenses innerhalb der gesamten Bevölkerung.

In einem Nationalpark sollten alle noch vorhandenen natürlicher Regulationsmechanismen in das Schalenwildmanagement integriert werden. Schneereiche Winter selektieren schwache Tiere aus und tragen so zur Gesunderhaltung der Population bei (WOTSCHIKOWSKY 1974, JĘDRZEJEWSKA & JĘDRZEJEWSKI 1998). Gerade im Harz kommt es noch zu lang anhaltenden Wintern mit hohen Schneelagen, welche als natürliche Regulationsgröße in das Ökosystem eingreifen könnten, auch wenn dies alleine zur Regulation der Schalenwildbestände nicht ausreicht (SCHERZINGER 1996). Damit solch eine natürliche Populationsregulierung auch greifen kann, ist entscheidend, dass die Winteräsung des Wildes im NP Harz und seiner näheren Umgebung nicht durch Wildfütterungen künstlich erhöht wird.

6 Zusammenfassung

Vorrangiger Schutzzweck des NPs Harz ist die Erhaltung und Wiederherstellung der ungestörten Naturdynamik. Ziel des Nationalparks ist es, das Waldökosystem nach Jahrhunderten intensiver forstlicher Nutzung wieder in einen weitgehend naturnahen Zustand zu versetzen, um es anschließend seiner Eigendynamik zu überlassen. Insbesondere während der Renaturierung der naturfernen Waldbereiche beeinflusst die Beäsung durch Schalenwild die Entwicklung der Vegetation jedoch in erheblichem Umfang. Um den Verbisseinfluss durch Schalenwild objektiv quantifizieren zu können, wurde für den niedersächsischen Teil des NP Harz ein Vegetationsmonitoring entwickelt. Ziel der vorliegenden Untersuchung ist die Beschreibung der ökologischen Auswirkungen des Schalenwildverbisses auf die Vegetationsentwicklung in den unterschiedlichen Waldgesellschaften.

Das Untersuchungsgebiet umfasst eine Größe von 15.800 ha und reicht von der kollinen und submontanen Stufe des westlichen und nördlichen Harzrandes (ca. 250 m ü. NN) bis in die hochmontanen Lagen des Acker-Bruchberg-Zuges (927 m ü. NN). Die Jahresmitteltemperatur liegt zwischen 4,6 und 8,4 °C, die mittlere Niederschlagssumme zwischen 700 und 1400 mm.

Das Aufnahmeverfahren besteht aus 146 Flächenpaaren, die anhand eines 1 x 1 km Rasters über das gesamte Gebiet verteilt sind. Jedes Flächenpaar besteht aus einer gezäunten und einer ungezäunten Aufnahmefläche. Die Größe der Aufnahmefläche beträgt je 100 m². Um auch seltene Waldgesellschaften ausreichend zu erfassen, wurde das Aufnahmeraster in einigen Bereichen verdichtet. Die Größe der ungezäunten Zusatzflächen beträgt 400 m².

Durch das systematische Aufnahmeraster werden mehrere Waldgesellschaften erfasst. Bis in die montane Stufe dominieren von Natur aus Hainsimsen-Buchenwälder, bei besserer Basenversorgung finden sich auch Waldmeister-Buchenwälder. Ab der obermontanen Höhenstufe werden die reinen Buchenwälder von Buchen-Fichtenwäldern abgelöst. In den höchsten Lagen überwiegen Reitgras-Fichtenwälder, an die sich Moor-Fichtenwälder und offenen Hochmoore angliedern. In den Tälern zeigen sich verschiedene Ausbildungen von Bachuferwäldern. An einigen Berggipfeln und Steilabbrüchen finden sich offene Geröllhalden oder Block-Fichtenwälder. Weite Teile des Nationalparks werden jedoch durch naturferne Fichtenforste eingenommen. Die Waldgesellschaften wurden anhand des Bestandesalter und der Naturnähe in 24 Straten zusammengefasst.

Die Biomassen der Bodenvegetation und damit die quantitativen Äsungspotentiale nehmen in den zonalen Waldgesellschaften mit abnehmendem Schlussgrad der Baumschicht von den Hainsimsen-Buchenwäldern über die Fichtenforste zu den Reitgras-Fichtenwäldern und Moor-Fichtenwäldern kontinuierlich zu. In den Buchenwäldern ist das Kronendach weitgehend geschlossen, so dass der Lichtgenuss am Waldboden besonders in den jungen und mittelalten Beständen sehr gering ist. Dadurch besitzen die Hainsimsen-Buchenwälder eine nur spärliche Krautschicht mit wenigen Äsungspflanzen. Die reicheren Buchenwälder haben etwas höhere Äsungspotentiale, was hauptsächlich auf einige Frühblüher zurückzuführen ist. In den Fichten-Waldgesellschaften besitzt ein Großteil der stark forstwirtschaftlich geprägten jungen und mittelalten Bestände relativ geringe Biomassevorräte, die jedoch deutlich über denen der meisten Buchenwälder liegen. Erst in den Altbeständen, die in den hochmontanen Fichtenwäldern mit ihren plenterartigen Strukturen schon vieler Orts auch eine natürliche Verjüngung aufweisen, sind die Vorräte an Äsungspflanzen deutlich höher. In den azonalen Geröllhalden und Block-Fichtenwäldern gehen die Vorräte aufgrund des Mangels an Feinboden im Vergleich zu den angrenzenden zonalen Waldgesellschaften deutlich zurück. Die Bachuferwälder besitzen dagegen aufgrund des hohen Licht- und Nährstoffangebotes und der oft kleinräumig wechselnden Standortbedingungen eine sehr arten- und massenreiche Krautschicht. Sie haben neben den Windwurfflächen vor allem die größten Potentiale an sehr beliebten Äsungspflanzen.

Die Äsungspflanzen mit den größten Biomassevorräten sind vor allem typische Fichtenwaldarten wie *Vaccinium myrtillus* und *Calamagrostis villosa*. Auch weitere bedeutende Äsungspflanzen wie *Calamagrostis arundinacea*, *Deschampsia flexuosa*, *Dryopteris carthusiana* und *Luzula sylvatica* finden ihre höchste Verbreitung in den natürlichen Fichtenwäldern bzw. in Fichtenforsten. Zu den beliebtesten Äsungspflanzen zählen vor allem Farne wie *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris carthusiana* und *D. dilatata*, die besonders frische Standorte bevorzugen sowie lichtbedürftige Schlagflurarten wie *Epilobium angustifolium*, *Rubus fruticosus*, *R. idaeus*, *Senecio ovatus* und *Urtica dioica*.

Ein signifikanter Rückgang der Gesamtbiomasse durch den Verbiss von Schalenwild ist nur bei *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata*, *Epilobium angustifolium*, *Mycelis muralis* und *Rubus idaeus* feststellbar. Diese Arten zeigen auch einen deutlichen Anstieg der mittleren Deckungsgrade seit der Zäunung. Andere Arten können trotz ihres regelmäßigen Verbisses durch die Veränderung der Konkurrenzverhältnisse profitieren und

im Vergleich zu den Zaunflächen in ihren Vorräten zulegen. Dies sind vor allem Gräser wie *Calamagrostis arundinacea*, *C. villosa*, *Deschampsia cespitosa* und Kleinsträucher wie *Calluna vulgaris*.

Die Gesamtanzahl an Jungpflanzen der Gehölze ist im Wesentlichen abhängig von Samenjahren der Mutterbäume und den Auflaufzeiten der Sämlinge. Für die Anzahl an Pflanzen die die Verjüngungsphase durchwachsen können, um sich im späteren Bestand zu behaupten und fortzupflanzen, ist neben dem Ausgangspotential und der interspezifischen Konkurrenzkraft der einzelnen Baumarten, die Verbissbelastung durch Schalenwild ein entscheidender Faktor. Die Verjüngung der Hauptbaumarten wird durch den Verbiss von Schalenwild nur unwesentlich beeinflusst, während Nebenbaumarten einer deutlichen Verbissbelastung unterliegen. Die Fichte verjüngt sich in allen Waldgesellschaften zahlreich. Auch die Buche ist durch den Verbiss in den Hainsimsen-Buchenwäldern kaum belastet. In den Fichtenforsten zeigt sich bei der Buche jedoch ein deutlicher selektiver Verbiss. Bergahorn, Eberesche und sonstigen Nebenbaumarten können in den Hainsimsen-Buchenwäldern aufgrund ihrer geringen Konkurrenzkraft gegenüber der Buche unabhängig vom Zäunungszustand kaum die Verjüngungsphase durchwachsen. In den Fichtenwäldern können sie jedoch deutlich von einer Zäunung profitieren.

Ein statistisch belegbarer Einfluss des Wildverbisses auf die Gesamtartenvielfalt und Gesamtbiomasse der Bodenvegetation zeigt sich bei den Untersuchungen nicht. Entscheidend für die Anzahl an Arten und den Biomassevorrat der Bodenflora ist insbesondere in den ansonsten sehr vegetationsarmen Hainsimsen-Buchenwäldern vor allem die Strukturvielfalt der Bestände und damit das Lichtangebots am Waldboden.

Durch die zukünftige Entwicklung der Waldbestände in Richtung der potentiell natürlichen Vegetation wird es für den gesamten Nationalpark - insbesondere durch den Umbau der Fichtenforste zu Buchenwäldern - zu einem deutlichen Rückgang der Nahrungspotentiale für das Schalenwild kommen. Dies kann in gewissem Umfang durch die höhere Naturnähe und Strukturvielfalt der zukünftigen Wälder kompensiert werden.

Das Schalenwildmanagement im NP Harz dient der Regulation des Schalenwildes, da natürliche Prädatoren insbesondere für das Rotwild im Untersuchungsgebiet weitgehend fehlen. Dadurch soll eine natürliche Entwicklung der Ökosysteme sichergestellt werden. Eine menschliche Bejagung bleibt jedoch immer eine Ersatzregulation und kann die natürlichen

Wechselbeziehungen in einem Waldökosystem zwischen der Vegetation auf der einen Seite und Herbivoren und deren Prädatoren auf der anderen Seite nicht ersetzen. Insbesondere das Raumnutzungsverhalten des Schalenwildes und damit die Verteilung der Verbissbelastung der Vegetation wird durch das Fehlen natürlicher Prädatoren deutlich verändert. Es kommt zu einer Massierung der Wildbestände in äsungsreichen und störungsarmen Waldbereichen. Dadurch kann eine natürliche Waldentwicklung in einigen Waldgesellschaften stark gefährdet werden. Die Schalenwildbestände sind bei örtlicher Betrachtung insbesondere in einigen Fichtenforsten und hochmontanen Fichtenwäldern als überhöht und vom Waldökosystem kaum tragbar einzuschätzen. Der sich in den letzten Jahren anhand der Abschusszahlen und Wildbeobachtungen andeutende Anstieg der Rotwildpopulation ist daher hinsichtlich der Entwicklungsziele als äußerst bedenklich einzuschätzen. In großflächigen Buchenwald-Komplexen kann der Wildbestand dagegen als vertretbar und für eine natürliche Waldentwicklung unproblematisch beurteilt werden.

Das langfristige Ziel im Sinne des Prozessschutzes muss es sein, nach Abschluss aller geplanten Waldumbau- und Renaturierungsmaßnahmen eine natürliche Selbstregulierung zuzulassen und die Jagd auf der Fläche des Nationalparks einzustellen. Um langfristig eine natürliche Entwicklung des Waldökosystems sicherzustellen, ist bei der sich schon heute zeigenden Verbissbelastung der Vegetation die Wiederansiedlung von Prädatoren eine entscheidende Grundvoraussetzung. Nur wenn die natürlichen Wechselbeziehungen zwischen Wald, Wild und Prädatoren wieder hergestellt werden, können im NP Harz in Zukunft auch wieder „Urwälder aus zweiter Hand“ entstehen. Dazu ist es notwendig ein europaweites Netzwerk von Wildlebensräumen zu schaffen, in dem der NP Harz einen wesentlichen Trittstein bilden kann.

7 Literaturverzeichnis

- AMMER, C. (1996): Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *For. Ecol. Managem.* 88: 43-53.
- AMMER, C. (2009): Mythos Jagd – noch zeitgemäß? Plädoyer für eine Neuorientierung des Jagens. *Allg. Forstz.* 64: 146-149
- ANDREN, S., ANGELSTAM, P. (1993): Moose browsing on Scots pine in relation to stand size and distance to forest edge. *J. Appl. Ecol.* 30: 133-142.
- ANONYMOUS (1998): STATISTICA for Windows. StatSoft Inc. Tulsa OK. USA.
- AUGUSTINE, D.J., MCNAUGHTON, S.J. (1998): Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selection and plant tolerance. *J. Wildlife Managem.* 62: 1165-1183.
- BARANČEKOVÁ, M. (2004): The roe deer diet: Is floodplain forest optimal habitat? *Folia Zool.* 53: 285-292.
- BARTH, W.-E. (1995): Naturschutz: Das Machbare – Praktischer Umweltschutz für alle. 2. Verb. u. erw. Aufl. Parey. Haumburg: 467 S.
- BARTH, W.-E. (2004): Naturwalddynamik und Schalenwild-Bestandskontrolle im Nationalpark Harz. *Forst u. Holz.* 59/7: 323-329.
- BERGER, W.H., PARKER, F.L. (1970): Diversity of planctonic Foraminifera in deep sea sediments. – *Science* 168: 1345-1347.
- BERGSTRÖM, R., DANELL, K. (1987): Effect of simulated browsing by moose on morphology and biomass of two birch species. *J. Ecol.* 75: 533-544.
- BERGSTRÖM, R., DANELL, K. (1995): Effect of simulated summer browsing by moose on leaf and shoot biomass of birch (*Betula pendula*). *Oikos* 72: 132-138.
- BOBEK, B., PERZANOWSKI, K., SIANOWICZ, J., ZIELINSKI, J. (1979): Deer pressure on forage in a deciduous forest. *Oikos* 32: 373-380.
- BOHN, U. (1996): Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200 000 – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt CC 5518 Fulda. – *Schr.reihe Veg.kd.* 15: 1-364.

- BORNHARDT, W. (1943): Der Oberharzer Bergbau im Mittelalter. Archiv für Landeskunde Niedersachsen 2: 449-502.
- BOLTE, A. (1999): Abschätzung von Trockensubstanz-, Kohlenstoff- und Nährelementvorräten der Waldbodenflora – Verfahren, Anwendung und Schätztafeln. Forstwiss. Beiträge Tharandt. Contributions to Forest Science 7: 129 S.
- BOLTE, A., ANDERS, S., ROLOFF, A. (2002): Schätzmodelle zum oberirdischen Vorrat der Waldbodenflora an Trockensubstanz-, Kohlenstoff und Makroelementen. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 173: 57-66.
- BRAUN-BLANQUET, J., SISSINGH, G., VLIENER, G. (1939): Prodomus der Pflanzengesellschaften, Fasz. 6, Klasse der Vaccinio-Piceetea. Montpellier: 123 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964). Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer. Wien: 865 S.
- BRÜNING, K. (1928): Alte und neue Wasserwirtschaft im Harz und ihre natürlichen Grundlagen. Jahrbuch der Geographischen Gesellschaft Hannover 1928: 113-140.
- BUBENIK, A. (1959): Grundlagen der Wildernährung. – Dt. Bauernverl. Berlin: 299 S.
- BUBENIK, A., LOCHMANN, J. (1956): Futtermittelverbrauch und Tagesrhythmus der Futteraufnahme bei Reh- und Rotwild. Z. Jagdwiss. 2: 112-118.
- BÜTZLER, W. (2001): Rotwild: Biologie, Verhalten, Umwelt und Hege. 5. überarb. und erw. Aufl. BLV. München: 264 S.
- CARMIGNOLA, G. (2001): Das Rotwild im Nationalpark Stilfser Joch – Erhebung des Einflusses auf den Wald in Abhängigkeit von Lebensraum und Bestandesdichte. (Hrsg.): Konsortium Nationalpark Stilfser Joch: 100 S.
- CLUTTON-BROCK, T.H., GUINNESS, F.E., ALBON, S.D. (1982): Red Deer – Behavior and Ecology of Two Sexes. In: Wildlife Behavior and Ecology. Edinburgh Univ. Press: 400 S.
- CORNELIS, J., CASAER, J., HERMY, M. (1999): Impact of season, habitat and research techniques on diet composition of roe deer (*Capreolus capreolus*): a review. J. Zool. 2: 195-207.

- CORNEY, P.M., KIRBY K.J., LE DUC, M.C., SMART, S.M., MCALLISTER, H.A., MARRS, R.H. (2008): Changes in the field-layer of Wytham Woods – assessment of the impacts of a range of environmental factors controlling change. *J. Veg. Sci.* 19: 287-298.
- CRANSAC, N., CIEBIEN, C., ANGIBAULT, J.M., MORELLET, N., VINCENT, J.P., HEWISON, A.J.M. (2001): Seasonal variation in the diet of roe deer (*Capreolus capreolus*) according to sex in a very dense forest (Dourdan, France). *Mammalia* 65: 1-12.
- CUNNINGHAM, C., ZIMMERMANN, N.E., STOECKLI, V., BUGMANN, H. (2006): Growth response of Norway spruce saplings in two forest gaps in the Swiss Alps to artificial browsing, infection with black snow mold, and competition by ground vegetation. *Can. J. For. Res.* 36: 2782-2793.
- DAMM, C. (1994): Vegetation und Florenbestand des Brockengebiets. *Hercynia N.F.* 29: 5-56.
- DANELL, K.; BERGSTRÖM, R., EDENIUS, L., ERICSSON, G. (2003): Ungulates as drivers of tree population dynamics at module and genet levels. *For. Ecol. Managem.* 181: 67-76.
- DANELL, K.; BERGSTRÖM, R., DUNCON, P., PASTOR, L. (eds.) (2006): Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation. *Conservation Biol.* 11: 506 S.
- DENECKE, D. (1978): Erzgewinnung und Hüttenwesen des Mittelalter im Oberharz und im Harzvorland. *Archeologisches Korrespondenzblatt* 8: 78-85.
- DIERSCHKE, H., OTTE, A., NORDMANN, H. (1983): Die Ufervegetation der Fließgewässer des Westharzes und seines Vorlandes. – *Natursch. u. Landschaftspfl. Nieders.* 4: 83 S.
- DIERSCHKE, H. (1985): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsen. II. Syntaxonomische Übersicht der Laubwaldgesellschaften und Gliederung der Buchenwälder. *Tüxenia* 5: 491-521.
- DIERSCHKE, H. (1989): Artenreiche Buchenwald-Gesellschaften Nordwestdeutschlands. *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 1: 107-148.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart: 683 S.
- DIERSCHKE, H., KNOLL, J. (2002): Der Harz, ein norddeutsches Mittelgebirge. *Natur und Kultur unter botanischem Blickwinkel. Tuexenia* 22: 279-422.

- DIERßEN, K., KIEHL, K. (2000): Theoretische Grundlagen, Messung und Bedeutung von Diversität. – Schr.reihe Veg.kd. 32: 7-21.
- DOBIÁŠ, K. (1998): Monitoring von Wildbestand und Lebensraum in Brandenburg. Allg. Forstz. 6/1998: 301-303.
- DRACHENFELS, O.v. (1990): Naturraum Harz – Grundlagen für ein Biotopschutzprogramm. Auswertung der Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen und Folgerungen für den Biotopschutz. Natursch. Landschaftspfl. Nieders. 19: 102 S.
- DRESCHER-KADEN, U., SEIFELNASR, E.A. (1977): Untersuchungen am Verdauungstrakt von Reh, Damhirsch und Mufflon. Z. Jagdwiss. 23: 6-11.
- DZIĘCIOŁOWSKI, R. (1979): Structure and spatial organisation of deer populations. Acta Theriologica 24 (1): 3-21.
- ECKHARDT, H., GERLACH, A., GROSS, A., WOLFF, B. (1992): Der Harz. Neumanns Landschaftsführer. Radebeul: 190 S.
- EIBERLE, K. (1975): Ergebnisse einer Simulation von Wildverbiss durch Triebsschnitt. Schweiz. Z. Forstw. 126: 821-839.
- ELLENBERG, HEINZ (1956): Grundlagen der Vegetationsgliederung - Bd. 4. Ulmer. Stuttgart: 136 S.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. Ulmer. Stuttgart: 1095 S.
- ELLENBERG, H., MAYER, R., SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986. Ulmer. Stuttgart. 507 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. Scr. Geobot. 18: 262 S.
- ELLENBERG, HERMANN (1974): Beiträge zur Ökologie des Rehes (*Capreolus capreolus*) – Daten aus dem Stammhamer Versuchsgehege. Diss. Univ. Kiel: 120 S.
- ELLENBERG, H. (1977): Das Reh in der Landschaft. Jahrbuch d. Vereins z. Schutz d. Bergwelt 4/2: 1-22.
- ELLENBERG, H. (1978): Die Populationsökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L. Cervidae) in Mitteleuropa. Spixiana Suppl. 2: 1-211.

- ELLWANGER, G.-J. (1996): Die Vegetation der Moore des Brockengebietes. –
I. Pflanzengesellschaften soliger Hangmoore. *Hercynia N.F.* 30: 69-97.
- ENTZEROTH, R. (1978): Floristische Aufnahmen von Wildgehegen im Rheinland zur
Ermittlung der von wiederkäuenden Schalenwildarten verschmähten Pflanzen.
Z. Jagdwiss. 24: 187-194.
- ERTL, G. (1989). Kontrollzäune – Wertvolle Erkenntnisse für die Wald- und
Wildbewirtschaftung. *Österr. Forstz.* 100/1: 39.
- FALINSKI, J. (1986): Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests.
Ecological studies in Bialowieza forest. *Geobotany* 8: 537 S.
- FIEDLER, H.J., HÖHNE, H. (1987): Stoffproduktion und Nährelementgehalte von
Calamagrostis villosa (CHAIX) J.F. GMELIN im Fichtenforst. *Flora* 179: 109-123.
- FIELITZ, U., ALBERS, U. (1996): Nahrungsspektrum von Rehen aus dem Bayerischen Wald.
Z. Jagdwiss. 42: 195-202.
- FISCHER, A. (1999): Der Einfluß des Schalenwildes auf die Bodenvegetation.
In: *Ökologischer Jagdverein Bayern (Hrsg.): Wald-Ökosystem und Schalenwild: 23-44.*
- FISCHER, A., LINDNER, M., ABS, C., LASCH, P. (2002): Vegetation dynamics in central
european forest ecosystems (near-natural as well as managed) after storm events.
Folia Geobotanica 37: 17-32.
- FISCHER, A. (2003): Forstliche Vegetationskunde. Eine Einführung in die Geobotanik. 3. Aufl.
Ulmer. Stuttgart: 421 S.
- FISCHER, A. WOTSCHIKOWSKY, U. (2004): Wald und Wild in den Isarauen. Waldökologisch-
wildbiologisches Gutachten für das Rotwildgebiet Isarauen. *Forstl. Forschungsber.*
München 197: 1-109.
- FISCHER, M. (1984): Schätzung von Bestand, Überlebensrate und Nettozuwachs durch Fang-
Wiederfang-Methode bei Rehen (*Capreolus capreolus* L.). Diss. LMU München: 194 S.
- FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT BADEN-WÜRTERMBERG (1994): Systematisches
Kontrollzaunverfahren. Eine Methode zur Objektivierung der Verbissbeurteilung.
Merkbl. 46: 13 S.

- FRANKLAND, F., NELSON, T. (2003): Impacts of white-tailed deer on spring wildflowers in Illinois, USA. *Nat. Areas J.* 23: 341-348.
- GARRISON, G.A. (1953): Effect of clipping on some range shrubs. *J. Range Managm.* 6: 309-317.
- GARVE, E., HULLEN, M. (2002): Flora und Vegetation im Nationalpark Harz. *Tuexenia* 22: 127-150.
- GASTON, K.J., SPICER, J.I. (2002): Biodiversity. An introduction. Blackwell Science. Oxford: 113 S.
- GEBZYNSKA, Z. (1980): Food of the roe deer and the red deer in the Bialowieza Primeval Forest. *Acta Theriol.* 25: 487-500.
- GEORGII, B. (1995): Raum und Zeitverhalten von Rotwild – Bedeutung für die Rotwildbejagung. In: Landesjagdverbände Bayern, Hessen und Thüringen (Hrsg.): Gemeinsame Lösungsansätze zum Rotwildmanagement in Bayern, Hessen und Thüringen. *Schr.reihe. d. Landesjagdverb. Bayern e.V.* 1: 33-38.
- GERBER, R., SCHMIDT, W. (1996): Einfluß des Rehwildes auf die Vegetation von Eichen-Hainbuchenwäldern im südlichen Steigerwald. *Verh. Ges. Ökol.* 26: 345-353.
- GERLACH, A. (1970): Wald- und Forstgesellschaften im Solling. *Schr.reihe Veg.kd.* 5: 79-98.
- GILL, R.M.A. (1992a): A review of damage by mammals on north temperate forest: 1. Deer. *Forestry* 65: 145-169.
- GILL, R.M.A. (1992b): A review of damage by mammals on north temperate forest: 3. Impact on trees and forest. *Forestry* 65: 363-388.
- GILL, R.M.A. (2001): The impact of deer on woodlandbiodiversity. *Forestry commision. Information Note* 36: 6 S.
- GILL, R.M:A. (2006): The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamic. In: Danell, K.; Bergström, R., Duncon, P., Pastor, J. (eds.): Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation. *Conservation biol.* 11: 170-218.
- GILL, R.M.A., BEARDALL, V. (2001): The impact of deer on woodlands - the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry* 74: 209-218.

- Gossow, H. (1976): Wildökologie: Begriffe, Methoden, Ergebnisse, Konsequenzen. BLV-Verl.-ges. München: 316 S.
- GOSSOW, H. (1977): Waldstrukturen und Wildstandsentwicklung. Allg. Forstz. (Wien) 88: 327-328.
- GREGER, O. (1991): Erfassung von Reliktvorkommen des autochtonen Fichtenvorkommens im Hochharz. Diss. Univ. Göttingen: 319 S.
- GUTHÖRL, V. (1990): Rehwildverbiss in Buchenwaldökosystemen. Untersuchungen über Informationsgehalt, Funktion und Schäden. Diss. Univ. Saarbrücken: 153 S.
- GUTHÖRL, V. (1997): Natürliche Waldentwicklung ist unberechenbar. Wild u. Hund 20/1997: 36-41.
- HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation – Untersuchungen zum Diversitäts-Begriff. Dissertationes Botanicae 65. Vaduz: 268 S.
- HÄRDITZ, W. (1995): Zur Synsystematik und Synökologie artenarmer Buchenwälder („Flattergras/Sauerklee-Buchenwälder“) in Schleswig-Holstein. Tüxenia 15: 45-51.
- HALLER, H. (2002): Der Rothirsch im Schweizerischen Nationalpark und dessen Umgebung – Eine alpine Population von *Cervus elaphus* zeitlich und räumliche dokumentiert. Nationalpark-Forschung in der Schweiz 91: 144 S.
- HARLOW, R.F., HALLS, L.K. (1972): Response of yellow poplar and dogwood seedlings to clipping. J. Wildlife Managem. 36: 1076-1080.
- HARTMANN, F.K. (1974): Mitteleuropäische Wälder. Stuttgart: 214 S.
- HEES, A.F.M. v., KUITER, A.T., SLIM, A. (1996): Growth and development of silver birch, pedunculate oak and beech as affected by deer browsing. For. Ecol. Managm. 88: 55-63.
- HEINKEN, T. (1995): Naturnahe Laub und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortsbedingungen, Dynamik. Diss. Botanicae. Band 239. Cramer. Berlin/ Stuttgart: 311 S.
- HENNICKE, W. (1998): Aufnahmeanweisung zur Schnelleinschätzung von Vegetation und Schalenwildeinfluss im Traktverfahren (Linientaxation mit Probekreisen). (Hrsg.): Nationalpark Harz: 7 S.

- HESPELER, B. (2003): *Rehwild heute: Neue Wege für Hege und Jagd*. 7. neu bearb. Aufl. BLV-Verl.-ges. München: 240 S.
- HESTER, A.J., EDENIUS, L., BUTTENSCHØN, R.M. (2000): Interactions between forests and herbivores: the role of controlled grazing experiments. *Forestry* 73: 381-391.
- HESTER, A.J., MILLARD, P., BAILLIE, G., WENDLER, R. (2004): How does timing of browsing affect above- and below-ground growth of *Betula pendula*, *Pinus sylvestris* and *Sorbus aucuparia*? *Oikos* 105: 536-550.
- HESTER, A.J., BERGMAN, M., IANSON, G.R., MOEN, J. (2006): Impact of large herbivores on plantcommunity, structure and dynamics. In: Danell, K.; Bergström, R., Duncon, P., Pastor, J. (eds.): *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*. *Conservation biol.* 11: 97-141.
- HILL, M. O., GAUCH, H. G. (1980): Detrended correspondence analysis - an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- HILLEBRECHT, M.-L. (1982): *Die Relikte der Holzkohlenwirtschaft als Indikator für Waldnutzung und Waldentwicklung. Untersuchungen an Beispielen aus Südniedersachsen*. *Göttinger Geographische Abhandlungen* 79: 80 S.
- HOBBS, N.T. (1996): Modification of ecosystems by ungulates. *J. Wildlife Managem.* 60: 695-713.
- HOBOHM, C. (2000): *Biodiversität*. Quell & Meyer. Wiebelsheim: 214 S.
- HÖHNE, H. (1962): Vergleichende Untersuchung über Mineralstoff- und Stickstoffgehalt sowie Trockensubstanzproduktion von Waldbodenpflanzen. *Archiv f. Forstwesen* 11: 1085-1143.
- HÖVERMANN, J. (1963): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 99 Göttingen. *Geographische Landesaufnahme 1:200.000. Naturräumliche Gliederung Deutschlands*.
- HOFMANN, R.R. (1978): *Wildbiologische Informationen für den Jäger*. Bd. 1. Arbeitsk. *Wildbiol. u. Jagdw.* Gießen: 142 S.
- HOFMANN, R.R. (1981): Wildernährung in unnatürlicher Umwelt. *Wild u. Hund* 83: 617-621.
- HOFMANN, R.R. (1989): Evolutionary steps of ecophysiological adaption and diversification of ruminants: A comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78: 443-457.

- HOFMANN, R.R. (1995): Digestive Physiology of Deer - Their Morphophysiological Specialisation and Adaption. Biology of Deer Produktion. The Royal Society of New Zealand. Bulletin 22: 393-407.
- HOLISOVA, V., KOZENA, I., OBERTL, R. (1986): Rumen content vs. fecal analysis to estimate roe deer diets. Folia. Zool. 35: 21-32.
- HOMOLKA, M. (1993): The food niches of three ungulate species in a woodland complex. Folia Zool. 42: 193-203.
- HOMOLKA, M., HOMOLDOVA, M. (1992): Similarity of the results of stomach and faecal contents analyses in studies of the ungulate diet. Folia Zool. 41: 193-208.
- HONKANEN, T., HAUKIOJA, E., KITUNEN, V. (1999): Responses of *Pinus sylvestris* branches to simulated herbivory are modified by tree sink/source dynamics and by external resources. Funct. Ecol. 13: 126-140.
- HUBER, T. (1998): The situation of the lynx (*Lynx lynx*) in Austria. Hystrix 10: 43-54.
- HULLEN, M., MEDERAKE, R., DÖRING-MEDERAKE, U. (1992): Nationalparkplanung im Harz. Bestandsaufnahme Naturschutz. Hannover: 69 S.
- HURLBERT, S. H. (1971): The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters. Ecology 52: 577-586.
- HUSS, J., BUTLER-MANNING, D. (2006): Entwicklungsdynamik eines buchendominierten „Naturwald“-Dauerbeobachtungsbestands auf Kalk im Nationalpark Hainich/Thüringen. Waldökologie online 3: 67-81.
- HUSTON, M. (1979): A general hypothesis of species diversity. American Naturalist 113: 81-101.
- IUCN (1994): Parke für das Leben – Aktionsplan für Schutzgebiete in Europa. Gland. Cambridge: 150 S.
- JACKSON, J. (1980): The annual diet of roe deer (*Capreolus capreolus*) in the New Forest, Hampshire, as determined by rumen content analysis. J. Zool. Lond. 192: 71-83.
- JAHN, G. (1977): Die Fichtenwaldgesellschaften in Europa. In Schmidt-Vogt: Die Fichte – Bd. 1: Taxonomie, Verbreitung, Morphologie, Ökologie, Waldgesellschaften. Parey. Hamburg/ Berlin: 468-561.

- JANSEN, M., JUDAS, M., SABOROWSKI, J. (2002): Spatial Modelling in Forest Ecology and Management – A Case Study. Springer. Berlin/ Heidelberg: 225 S.
- JAUCH, E. (1987): Der Einfluß des Rehwildes auf die Waldvegetation in verschiedenen Forstrevieren Baden-Württembergs. Diss. Univ. Hohenheim: 187 S.
- JĘDRZEJEWSKA, B., JĘDRZEJEWSKI, W. (1998): Predation in Vertebrate Communities. The Białowieża Primeval Forest as a Case Study. Springer: 450 S.
- JĘDRZEJEWSKI, W., JĘDRZEJEWSKA, B., OKARMA, H., RUPRECHT, A.L. (1992): Wolf predation and snow cover as mortality factors in the ungulate community of Białowieża National Park, Poland. *Oecologia* 90/1: 27-36.
- JENSEN, U. (1961): Die Vegetation des Sonnenberger Moores im Oberharz und ihre ökologischen Bedingungen. *Natursch. u. Landschaftspfl. Nieders.* 1: 85 S.
- JENSEN, U. (1987): Die Moore des Hochharzes. Allg. Teil. *Natursch. u. Landschaftspfl. Nieders.* 15: 93 S.
- KACZENSKY, P. (1998): Schadensaufkommen und Kompensationssysteme für Luchsschäden in Europa. *Der Luchs in Mitteleuropa. Schriftenreihe LJV Bayern* 5: 41-45.
- KATSMA, D.E., RUSCH, D.H. (1980): Effect of simulated and natural deer browsing on mountain maple. *J. Wildlife Managm.* 30: 481-488.
- KECH, G. (1993): Beziehung zwischen Rehdichte, Verbiß und Entwicklung der Verjüngung in einem gegatterten Fichtenforst als Basis einer waldgerechten Rehwildbewirtschaftung. Diss. Univ. Freiburg: 148 S.
- KEIDELT, S., MEYER, P., BARTSCH, N. (2008): Regeneration eines naturnahen Fichtenwald-ökosystems im Harz nach großflächiger Störung. *Forstarchiv* 79: 187-196.
- KIRBY, K.J., MITCHELL, F.J.G., HESTER, A.J. (1994): A role for large herbivores (deer and domestic stock) in nature conservation management in British semi-natural woods. *Arboric. J.* 18: 1-182.
- KIRBY, K.J. (2001): The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Inst. of Chartered Foresters. Forestry* 74/3: 219-229.

- KLAPPAUF, L. (1995): Montanarcheologie im Harz. In: Dilg, P., Keil, G. und Moser D.R. (Hrsg.): Rhythmus und Saisonalität. Kongress des 5. Symposiums des Mediävistenverbandes in Göttingen 1993: 403-418.
- KLIMEŠ L., KLIMEŠOVÁ J., HENDRIKS R., GROENENDAEL J. v. (1997): Clonal plant architectures: a comparative analysis of form and function. In: Kroon H.D., Groenendael, J.v. (eds.): The ecology and evolution of clonal plants. Backhuys Publishers. Leiden. the Netherlands: 1-29.
- KLÖTZLI, F. (1965): Qualität und Quantität der Rehäsung in Wald- und Grünland-Gesellschaften des nördlichen Schweizer Mittellandes. Diss. ETH Zürich. Stift. Rübel 38: 185 S.
- KLOTZ, S., KÜHN, I., DURKA, W. (2002): BIOFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Sch.reihe Veg.kd. 38: 334 S.
- KOMPA, T. (2004): Die Initialphase der Vegetationsentwicklung nach Windwurf in Buchen-Wäldern auf Zechstein- und Buntsandstein-Standorten des südwestlichen Harzvorlandes. Diss. Univ. Göttingen. Online Resource: 190 S.
- KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W., GRADSTEIN, R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. Schr.reihe Veg.kd. 34: 519 S.
- KOPPISCH, D. (1994): Nährstoffhaushalt und Populationsdynamik von *Calamagrostis villosa* (CHAIX) J.F. GMEL., einer Rhizomenpflanze des Unterwuchses von Fichtenwäldern. Bayreuther Forum Ökologie 12: 187 S.
- KORPEL, Š. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Stuttgart. 310 S.
- KOSSAK, S. (1981): Development of food habits in roe deer. Acta Theriol. 26: 483-494.
- KOSSAK, S. (1983): Trophic relations of roe deer in a fresh deciduous forest. Acta Theriol. 28: 83-127.
- KRAUS, P. (1987): Vegetationsbeeinflussung als Indikator der relativen Rotwilddichte. Z. Jagdwiss. 33/1: 42-59.
- KRAUSE, S., MÖSELER, B.M. (1995): Pflanzensoziologische Gliederung der Hainsimsen-Buchenwälder (Luzulo-Fagetum Meusel 1937) in der Nordrhein-Westfälischen Eifel. Tüxenia 15: 53-72.

- KRÜSI, B.O., MOSER, B. (2000): Der Einfluss von Schnee und Huftieren auf den Sukzessionsverlauf in einem Bergföhrenwald im Schweizerischen Nationalpark (Munt La Schera). In: Schütz, M., Krüsi, B.O., Edwards, P.J. (Hrsg.): Sukzessionsforschung im Schweizerischen Nationalpark. Nat.park-Forsch. Schweiz 89: 259 S.
- KUBIČEK, F. (1980): Productivity of herb layer in natural spruce ecosystems in Slovakia. In: Klimo, E. (eds.): Stability of spruce forest ecosystems – International symposium: 495-504.
- KUEN, H., BUBENIK, A.B. (1980): Botanische Pansenanalysen bei Rotwild (*Cervus elaphus hippelaphus*), Rehwild (*Capreolus capreolus*) und Gamswild (*Rupicapra rupicapra*) – Alpine Umweltprobleme: Beiträge zur Umweltgestaltung: A 67 5/9: 41-60.
- KUITERS, A.T., MOHREN, G.M.J., WIEREN, S.E.V. (1996): Ungulates in temperate forest ecosystems. For. Ecol. Managm. 88: 1-5.
- LANGBEIN, J. (1997): The ranging behaviour, habitat use and impact of deer in oak woods and heather moors of Exmoor and the Quantok Hills. Fordingbridge. The deer Society.
- LANTHAM, J., STAINES, B.W., GORMAN, M.L. (1999): Comparative feeding ecologie of red (*Cervus elaphus*) and row deer (*Capreolus capreolus*) in Scottish plantation forests. J. Zool. Lond. 247: 409-418
- LEIBUNDGUT, H. (1978): Über die Dynamik europäischer Urwälder. – Allg. Forstz. 33/24: 686-690.
- LIU, Q., HYTTEBORN, H. (1991): Gap structure, disturbance and regeneration in aprimeval *Picea abies* forest. J. Veg. Sci. 2: 391-402.
- LÖNS, H. (1912): Der Harzer Heimatpark. Appelhans. Braunschweig: 8 S.
- LOHMEYER, W., BOHN, U. (1972): Karpartenbirkenwälder als kennzeichnende Gehölzgesellschaften der Hohen Rhön und ihre Schutzwürdigkeit. – Natur u. Landschaft 47/7: 196-200.
- MÄRKI, K., NIEVERGELT, B., GIGON, A., SCHÜTZ, M. (2000): Einfluss der selektiven Nahrungsaufnahme des Rothirsches auf die langfristige Vegetationsentwicklung im Schweizerischen Nationalpark. In: Schütz, M., Krüsi, B.O., Edwards, P.J. (Hrsg.): Sukzessionsforschung im Schweizerischen Nationalpark. Nat.park-Forsch. Schweiz 89: 259 S.

- MAGURRAN, A.E. (2004): Measuring biological diversity. Blackwell Science: 256 S.
- MCCUNE, B., MEFFORD, M.J. (1999): PC_Ord - Multivariate analysis of ecological data. Version 4. MjM Software Design. Gleneden Beach. Oregon.
- MCINNES, P., NAIMAN, R.J., PASTOR, J., COHEN, Y. (1992): Effect of Moose browsing on vegetation and litter of the boreal forest, Isle Royale, Michigan, USA. Ecology 73: 2059-2075.
- MILLARD, P., HEST, A.J., WENDLER, R., BAILLIE, G. (2001): Remobilisation of nitrogen and recovery of *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, and *Sorbus aucuparia* saplings after simulated browsing damage. Funct. Ecol.15: 535-543.
- MOHR, K. (1984): Harz. Westlicher Teil. Sammlung geologischer Führer. Bd. 58, 4. Aufl., Berlin/ Stuttgart. 201 S.
- MORELLET, N., GILLARD, J.-M., HEWISON, A.J.M., BALLON, P., BOSCARDIN, Y., DUNCAN, P., KLEIN, F., MAILLARD, D. (2007): Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. J. Appl. Ecol. 44: 634-643.
- MOSER, B. (2005): Plant-herbivore interactions in temperate lowland forests: diet selection by roe deer and plant tolerance to herbivory. Diss. ETH Zürich: 74 S.
- MÜLLER, F., MÜLLER, D.G. (Hrsg.) (2004): Wildbiologische Informationen für den Jäger. - Bd. 1 Haarwild. 2. Aufl. Remagen/ Kassel/ St. Gallen: 324 S.
- MUELLER-DOMBOIS, D., ELLENBERG, H. (1974): Aims and methods of vegetation ecology. Wiley & Sons Inc. New York: 547 S.
- MÜRI, J. (1978): Beobachtung und Experimente zum Futterverhalten des Rehes. Z. Säugetierk. 43/3: 171-186.
- NATIONALPARK BERCHTESGADEN (2001): Nationalparkplan. (Hrsg.): Bayerisches Staatsministerium f. Landesentwicklung u. Umweltfragen: 202 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (Hrsg.) (1996): Nationalparkplan 2000: 173 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (Hrsg.) (2000): Das Naturerbe bewahren. Der Nationalpark Harz mitten in Deutschland. St. Andreasberg: 103 S.

- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (Hrsg.) (2002): Ökologische Grundlagen der Bestandeskontrolle beim Schalenwild im Nationalpark Harz und daraus resultierende Regelungen: 88 S.
- NDS. FORSTPLANUNGSAMT (1992a): Biotopkartierung für das Staatliche Forstamt Braunlage.
- NDS. FORSTPLANUNGSAMT (1992b): Biotopkartierung für das Staatliche Forstamt Oderhaus.
- NDS. FORSTPLANUNGSAMT (1992c): Waldentwicklung im Harz, Fachgutachten – (Hrsg.): Nds. Ministerium f. Landwirtschaft u. Forsten. Hannover: 126 S.
- NDS. FORSTPLANUNGSAMT (Hrsg.) (2003): Allgemeiner Teil zur Waldeinrichtung – Nationalpark Harz. Stichtag: 1.10.2003: 157 S.
- NDS. UMWELTMINISTERIUM (Hrsg.) (2006): Nationalpark Harz: Zwei Bundesländer – ein Schutzgebiet: 25 S.
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche. Text- und Tabellenband. 2. Aufl. Fischer. Jena: 282 S.
- ODUM, E.P. (1983): Grundlagen der Ökologie. Thieme. Stuttgart: 836 S.
- OHEIMB, G.V., ELLENBERG, H., HEUVELDOP, J., KRIEBITZSCH W.U. (1999): Einfluß der Nutzung unterschiedlicher Waldökosysteme auf die Artenvielfalt und -zusammensetzung der Gefäßpflanzen in der Baum-, Strauch- und Krautschicht unter besonderer Berücksichtigung von Aspekten des Naturschutzes und des Verbissdruckes durch Wild. In: Scholz, F., Degen, B. (Hrsg.): Wichtige Einflussfaktoren auf die Biodiversität in Wäldern. Mittl. BFH 195: 279-450.
- OHEIMB, G.V. (2003): Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. Diss. Uni. Hamburg: 261 S.
- OLFF, H., RITCHIE, M.E., PRINZ, H.H.T. (2002): Global environmental controls of diversity in large herbivores. Nature 415: 901-904.
- OTTO, H.-J. (1991): Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die niedersächsischen Landesforsten. Bd. 2. Aus dem Walde 43: 1-519.
- PARTL, E., SZINOVATZ, V., REIMOSER, F. SCHWEIGER-ADLER, J. (2002): Forest restoration and browsing impact by roe deer. For. Ecol. Managm. 159: 87-100.

- PASSARGE, H. (1980): Über mesophile Fagetalia-Säume im Süd-Harz. Mitt. Flor.soziol. Arbeitsgem. N.F. 22: 111-124.
- PASTOR, J., NAIMAN, R.T. (1992): Selective foraging and ecosystem processes in boreal forests. Amer. Nat. 139: 691-705.
- PETRAK, M. (1991): Wechselbeziehung zwischen Wild und Vegetation. Allg. Forstz. 46: 172-174.
- PETRAK, M. (1996): Der Mensch als Störgröße in der Umwelt des Rothirsches (*Cervus elaphus* L.). Z. Jagdwiss. 42: 180-194.
- PFLUME, S. (1999): Laubwaldgesellschaften im Harz: Gliederung, Ökologie, Verbreitung. Archiv naturw. Diss. 9: 238 S.
- POTT, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Ulmer. Stuttgart: 427 S.
- PRECHT, M., KRAFT, R. (1993): Bio-Statistik 2. Hypothesentests – Varianzanalysen – Nichtparametrische Statistik – Analyse von Kontingenztafeln – Korrelationsanalysen – Regressionsanalysen – Programmbeispiele in MINITAB, STATA, N; StatXact und TESTIMATE. 5. Aufl. Oldenburg/ München/ Wien: 457 S.
- PREISING, E. (1984): Bestandesentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme der Pflanzengesellschaften in Niedersachsen. Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Niedersachsen. 2. völlig Neubearb. U. erw. Fassung. Mskr., Hannover.
- PRIEN, S. (1997): Wildschäden im Wald - Ökologische Grundlagen und integrierte Schutzmaßnahmen. Parey: 257 S.
- PRIETZEL, J., AMMER, C. (2008): Montane Bergmischwälder der Bayerischen Kalkalpen: Reduktion der Schalenwildsdichte steigert nicht nur den Verjüngungserfolg, sondern auch die Bodenfruchtbarkeit. Allg. Forst- und J.-Ztg. 179: 104-112.
- PUTMAN, R.J. (1994): Effects of grazing and browsing by mammals on woodland. Br. Wildlife 5: 205-213.
- PUTMAN, R.J. (1996): Ungulates in temperate forest ecosystems - perspectives and recommendations for future research. For. Ecol. Managm. 88: 205-214.
- RAESFELD, F.V., NEUHAUS, A.H., SCHAICH, K. (1985): Das Rehwild: Naturgeschichte, Hege und Jagd. Parey. Hamburg/ Berlin: 453 S.

- RAESFELD, F.V., REULECKE, K. (1988): Das Rotwild: Naturgeschichte, Hege, Jagdausübung. 9. Auflage. Parey. Hamburg/ Berlin: 416 S.
- RAIMER, F. (1998): Aufnahmeanweisung zum systematischen Kontrollzaunverfahren – NP Harz: Methoden zur Zustandserfassung der aktuellen Waldentwicklung. (Hrsg.): Nationalparkverwaltung Harz: 15 S.
- RAIMER, F. (2004): Monitoring-Verfahren zur Waldentwicklung und der Einfluss des Schalenwildes im Nationalpark Harz. Forst u. Holz. 7/2004: 331-335.
- RAIMER, F. (2009): Vegetationserhebungen zur Frage des Wildeinflusses auf die Waldentwicklung. Unser Harz 4/09: 77-79.
- REIMOSER, F. (1986): Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwildverteilung und Rehwildbejagbarkeit in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform. VWGÖ-Verlag. Wien: 319 S.
- REIMOSER, F. (1994): Wildökologie und Waldbau. Habil.-Schr. Univ. f. Bodenkultur Wien: 132 S.
- REIMOSER, F., SUCHANT, R. (1992): Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 163: 27-31.
- REIMOSER, F., GOSSOW, H. (1996): Impact of ungulates on forst vegetation and its dependence on the silvicultural system. For. Ecol. Managem. 88: 107-119.
- REMMERT, H. (1990): Naturschutz: ein Lesebuch nicht nur für Planer, Politiker, Polizisten, Publizisten und Juristen. 2. Aufl. Springer. Berlin/ Heidelberg: 202 S.
- REMMERT, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz. Bayerische Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspfl. 60 S.
- ROTH, R. (1995): Der Einfluß des Rehwildes (*Capreolus capreolus* L., 1758) auf die Naturverjüngung von Mischwäldern. Mitt. FVA Baden-Württemberg 191: 117 S.
- ROTH, R. (1996): Der Einfluß des Rehwildes auf die Naturverjüngung von Mischwäldern. Z. Jagdwiss. 42: 143-156.
- SACHS, L. (2002): Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden. 10. Aufl. Springer/ Berlin: 889 S.

- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer. Stuttgart: 447 S.
- SCHMIDT, K. (1958): Torfgewinnung aus den Harzmooren, ein geschichtlicher Rückblick. Aus dem Walde 2: 79-87.
- SCHMIDT, M., EWALD, J., FISCHER, A., OHEIMB, G. v., KRIEBITZSCH, W.-U., SCHMIDT, W., ELLENBERG, H. (2003): Liste der in Deutschland typischen Waldgefäßpflanzen. Mitt. BFH. 212: 32 S.
- SCHMIDT, W. (1978): Einfluss einer Rehwildpopulation auf die Waldvegetation - Ergebnisse von Dauerbeobachtungsflächen im Rehgatter Stammham 1972-1976. Phytocoenosis 7: 43-59.
- SCHMIDT, W. (1991): Die Veränderung der Krautschicht in Wäldern und ihre Eignung als pflanzlicher Bioindikator. Schr.reihe Veg.kd. 21: 77-96.
- SCHMIDT, W. (2002): Die Naturschutzgebiete Hainholz und Staufenberg am Harzrand – Sukzessionsforschung in Buchenwäldern ohne Bewirtschaftung. Tuexenia 22: 151-213.
- SCHMIDT, W. (2004): Äsungskapazität des Waldes in Abhängigkeit von Standort und Überschirmung im Vergleich zu Grünlandflächen. Tagung für die Jägerschaft 2004, BAL Gumpenstein: 47-56.
- SCHMIDT, W., WECKESSER, M. (2002): Structure and species diversity of forest vegetation as indicators of forest sustainability. In: Spellmann, H. (eds.): Presentations of the 5th International Workshop of the EU-LIFE-Project: Demonstrations of Methods to Monitor Sustainable Forestry: 68-78.
- SCHMITZ, O.J., SINCLAIR, R.E. (1997): Rethinking the role of deer in forest ecosystem dynamik. In: McShea, W.J., Underwood, H.B., Rappole, J.H. (eds.): The science of overabundance - Deer ecology and population management. Smithsonian Inst. Press. Washington DC: 201-223.
- SCHÜTZ, J.-P. (2001): Der Plenterwald und weitere Formen strukturieter und gemischter Wälder. Parey. Berlin. 207 S.
- SCHULZE, K. (1998): Wechselwirkung zwischen Waldbauform, Bejagungsstrategie und der Dynamik von Rehwildbeständen. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme Univ. Göttingen. A 150: 265 S.

- SCHWIETERT, B. (1989): Geologie, Klima und Forststandorte des Harz. Allg. Forstz. 20/5: 449-453.
- SIMON, O. (2003): Rotwild im Salmwald – Lebensraumgutachten Gerolstein, Situationsanalyse und Konzepte zur Wildschadensreduzierung und revierübergreifenden Wildbewirtschaftung. Zeitbuch. Gerolstein: 157 S.
- SIUDA, A., ŻUROWSKI, W., SIUDA, H. (1969): The food of the roe deer. Acta Theriol. 14: 247-262.
- SORGES, A. (1999): Einfluß des Rotwildes (*Cervus elaphus* Linné, 1758) auf die Vegetation im Naturpark Nordeifel-Hohes Venn. Z. Jagdwiss. 45: 250-261.
- SPÖNEMANN, J. (1970): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 100 Halberstatt. Geographische Landesaufnahme 1:200.000. Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Inst. f. Landeskunde. Bad Godesberg: 37 S.
- STANGAARD, H. (1972): The roe deer (*Capreolus capreolus*) population at Kalø and the factors regulating its size. Danish Rev. Game Biol. 7: 211 S.
- STÖCKER, G. (1962): Vorarbeiten zu einer Vegetationsmonographie des Naturschutzgebietes Bodetal - I. Offene Pflanzengesellschaften. Wiss. Z. Univ. Halle. Math.-Nat. R. 8: 897-936.
- STÖCKER, G. (1997): Struktur und Dynamik der Berg-Fichtenwälder im Hochharz. Ber. Naturhist. Ges. Hannover. 139: 31-61.
- STUBBE, C., ELLENBERG, H., SIEFKE, A., MAHNKE, I., DREIFE, R. (1995): Wildbestandsregulierung im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft und im Müritznationalpark. – Gutachten d. BFH. Inst. Forstökol. Walderfassung. Hamburg.
- STUBBE, C. (1997): Rehwild: Biologie, Ökologie, Bewirtschaftung. 4. neubearb. Aufl. Parey. Berlin: 568 S.
- TER BRAAK, C.J.F., PRENTICE, I.C. (1988): A theory of gradient analysis. Adv. Ecol. Res. 18: 271-317.
- TIXIER, H., DUNCAN, P., SCEHOVIC, J., GLEIZES, M., YANI, A., LILA, M. (1997): Food selection by European roe deer (*Capreolus capreolus*) - effects of plant chemistry, and consequences for nutritional value of their diets. J. Zool. Lond. 242: 229-245.

- TREMBLAY, J.-P., HUOT, J., POTVIN, F. (2007): Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. *J. Appl. Ecol.* 44: 552-562.
- TRISL, O. (1998): Untersuchungen zur Entwicklung eines optimalen Stichprobenverfahren für die langfristige Beobachtung der Schälschadenssituation. Diss. Univ. Göttingen. Hainholz: 230 S.
- VOSER-HUBER, M.L., NIEVERGELT, N. (1975): Das Futterverhalten des Rehes in einem voralpinen Revier. *Z. Jagdwiss.* 21: 197-215.
- WAGENKNECHT, E. (2000): Rotwild. 5. überarb. u. erw. Aufl. Nimrod-Verl. Suderburg: 605 S.
- WALCH, J. (1988): Wilddichte Kontrollzäune zur Beurteilung der Verjüngungsverhältnisse. *Tiroler Forstz.* 2: 3-4.
- WEBSTER, C.R., JENKINS, M.A., ROCK, J.H. (2005): Long-term response of spring flora to chronic herbivory and deer exclusion in Great Smoky Mountain National Park, USA. *Biol. Conserv.* 125: 297-307.
- WECKESSER, M. (2003): Die Bodenvegetation von Buchen-Fichten-Mischbeständen im Solling – Struktur, Diversität und Stoffhaushalt. Diss. Univ. Göttingen. Cuvillier: 157 S.
- WECKESSER, M., SCHMIDT, J.E.U., MEYER, P., UNKRIG, W., WEVELL, A. (2006): Der Naturwald Bruchberg im Nationalpark Harz – Vegetation, Waldstruktur und Anthropodenfauna. *Schr.reihe Forstl. Fak. Univ. Göttingen.* Bd. 141: 132 S.
- WEGENER, U. (1998): Naturschutz in der Kulturlandschaft: Schutz und Pflege von Lebensräumen. Fischer. Jena: 456 S.
- WHITTAKER, R.H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- WILMANN, O. (1993): Ökologische Pflanzensoziologie: Eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas, 6. neu bearb. Aufl. Quelle u. Meyer. Wiesbaden: 405 S.
- WILSON, J.B. (1991): Methods for fitting dominance/diversity curves. *J. Veg. Sci.* 2: 35-46.
- WISSKIRCHEN, R., HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Mit Chromosomenatlas. Bd. 1. Ulmer. Stuttgart: 765 S.
- WOLF, G. (1991): Vegetationskundliche Dauerbeobachtung auf Probestreifen am Beispiel der Naturwaldzelle „Oberm Jägerkreuz“. *Schr.reihe Vg.kd.* 21: 185-208 S.

WOLF, B., BOLTE, A., BIELEFELDT, J., CZAJKOWSKI, T. (unveröffentlicht): Biomasse- und Elementvorräte im Unterwuchs von Versuchsflächen des forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz (BZE, Level II).

WOTSCHIKOWSKY, U. (1974): Nationalpark – Modell für moderne Schalenwild-Hege? Nationalpark 3/74: 17-22.

ZERBE, S. (1993): Fichtenforsten als Ersatzgesellschaft von Hainsimsen-Buchenwäldern - Vegetation, Struktur und Vegetationsveränderungen eines Forstökosystems. Ber. Forsch.zent. Waldökosyst. Bd. 100: 173 S.

LEBENS LAUF

Tim Eric Mann

geboren am 03. Dezember 1974

in Gelsenkirchen

SCHULISCHER WERDEGANG

Aug. 1981 bis Juli 1985	Grundschule Heistraße, Gelsenkirchen
Aug. 1985 bis Mai 1995	Leibniz-Gymnasium, Gelsenkirchen
Mai 1995	Allgemeine Hochschulreife

ERSATZDIENST

Sept. 1995 bis Sept. 1996	Zivildienst im Sozialwerk St. Georg, Gelsenkirchen
---------------------------	--

STUDIUM

Okt. 1996 bis Sept. 1998	Grundstudium an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen mit Abschluss des Bachelors
Okt. 1999 bis Dez. 2002	Hauptstudium, mit Schwerpunkt Forstbetrieb und Waldnutzung, an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen mit Abschluss des Masters.
Mai 2002 bis Dez. 2002	Masterarbeit in Forstbotanik zum Thema: „Wachstum in den Kronen von Rotbuchen (<i>Fagus sylvatica</i> L.) in Abhängigkeit von der Witterung auf einem basaltbeeinflussten Kalkstandort“
Jan. 2003 bis Aug. 2009	Promotionsstudium am Institut für Waldbau an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen

BERUFLICHER WERDEGANG

April 2003 bis März 2005	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Waldbau der Georg-August-Universität Göttingen, Abt. I Waldbau der gemäßigten Zonen und Waldökologie
April 2005 bis Jan. 2006	Mitarbeit im Network of Excellence des EU-Projektes: „Global Change and Ecosystems“ in der Arbeitsgruppe: „Impacts of the main natural and anthropogenic drivers and pressures on biodiversity“ (ALTER-Net RA3)
Juni 2006 bis Mai 2008	Referendariat des Höheren Forstdienstes beim Niedersächsischen Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

