

PETER MEYER, Göttingen

Monitoring der eigendynamischen Gehölzverjüngung in Waldforschungsflächen des Nationalparks Harz (WFF) und niedersächsischen Naturwäldern

Zusammenfassung

Im vorliegend Beitrag werden das Monitoringverfahren für die Gehölzverjüngung in Waldforschungsflächen des Nationalparks Harz vorgestellt, Forschungsergebnisse zur eigendynamischen Gehölzverjüngung in Naturwaldgebieten des Harzes und darüber hinaus in Niedersachsen präsentiert und der Frage nach dem natürlichen Einfluss des Schalenwildes auf die Gehölzverjüngung nachgegangen.

Als Hauptergebnis aus Untersuchungen am Bruchberg und Quitschenberg im Harz kann festgehalten werden, dass der Bestand des Waldes in den Harzhochlagen durch Gehölzverjüngung gewährleistet ist. Die Untersuchungen in den Harzer Fichtenwäldern und in einem größeren Kollektiv an Laubwald-Naturwäldern zeigen allerdings einen stark negativen Einfluss des Schalenwildes auf die Verjüngungsentwicklung und insbesondere die vom Wild bevorzugten Mischbaumarten, wie die Eberesche.

Aktuelle Studien deuten auf eine „Top-Down“-Kontrolle von Ökosystemen durch Spitzen-Prädatoren hin. Daraus ergibt sich, dass die heutigen Schalenwildbestände erheblich über dem natürlichen Niveau liegen und die Verhältnisse in gezäunten Untersuchungsflächen eher eine natürliche Situation widerspiegeln als nicht gezäunte Flächen.

Bis zur erfolgreichen Etablierung der ausgerotteten Spitzen-Karnivoren ist das Management von Schalenwildpopulationen eine wichtige Voraussetzung für eine naturnahe Entwicklung von Wald-Nationalparks. Als Indikator für das Management des Schalenwildes wird die Eberesche vorgeschlagen.

1. Einleitung

Wie in vielen anderen Entwicklungs-Nationalparks Deutschlands spielt auch im Nationalpark Harz die Frage der eigendynamischen Gehölzverjüngung eine zentrale Rolle. Durch aktiven Waldumbau und natürliche Störungen, wie Windwürfe und Borkenkäferbefall, läuft in diesem Großschutzgebiet ein vergleichsweise schneller Wandel der Waldvegetation ab. Fichten dominierte Bestände werden von Wäldern abgelöst, in denen Laubbäumen eine zunehmende Bedeutung zukommen soll – insbesondere Rotbuche und Eberesche als wichtigste naturnahe Haupt- bzw. Mischbaumarten im Harz.

Die Restauration einer naturnahen Baumartenzusammensetzung wird häufig als Voraussetzung dafür angesehen, Waldbestände in die eigendynamische Entwicklung zu entlassen und damit das Kernziel eines Nationalparks „Natur Natur sein lassen“ erfüllen zu können. Im Nationalpark Harz soll die IUCN-Vorgabe einer natürlichen Waldentwicklung auf mindestens 75% der Fläche spätestens im Jahr 2022 erfüllt werden (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 2011).

Die jüngste Evaluation der deutschen Nationalparke zeigt, dass insbesondere die Forschungsaufgaben von diesen Großschutzgebieten nicht immer optimal erfüllt werden (HEILAND & HOFFMAN 2013). Dokumentation, Monitoring und analytische Forschung sind aber die Voraussetzungen dafür, die richtigen Management-Entscheidungen, einschließlich des Nichts-Tuns, zu treffen und im Rahmen der Umweltbildung und Öffentlichkeitsarbeit die Schutzgebietsentwicklung darstellen zu können. In Waldnationalparks ist dabei insbesondere die Gehölzverjüngung ein wichtiges Forschungsthema.

Vor diesem Hintergrund wird in diesem Beitrag zunächst das Monitoringverfahren für die Gehölzverjüngung in Waldforschungsflächen des Nationalparks Harz erläutert und anschließend anhand von Ergebnissen aus der Naturwaldforschung den folgenden Fragestellungen nachgegangen:

- Wie ist die eigendynamische Regenerationskraft der Waldbestände in der natürlichen Fichtenstufe im Harz einzuschätzen?
- Wie groß ist der Einfluss des Schalenwildes auf die eigendynamische Gehölzverjüngung in Naturwaldgebieten im Harz und darüber hinaus in Niedersachsen?
- Liegt der gegenwärtige Einfluss des Schalenwildes auf die Gehölzverjüngung auf einem annähernd natürlichen Niveau?

2. Konzept für das Monitoring der eigendynamischen Waldverjüngung – Überblick

Das Monitoring der Waldverjüngung im Nationalpark Harz stützt sich auf mehrere Verfahren, die auf verschiedene Fragestellungen abzielen:

- Das Kontrollzaunsystem (RAIMER 2004) dient vor allem dazu, den Einfluss des Schalenwildes auf Gehölzverjüngung und Bodenvegetation zu untersuchen.
- Das Traktverfahren (RAIMER 2004) stellt eine großräumige Erhebung von Gehölzverjüngung und Verbissprozenten dar.
- Die zurzeit in der Aufnahme befindlichen Waldforschungsflächen (WFF) dienen der Untersuchung von Waldstruktur, Vegetation und Fauna in repräsentativen Ausschnitten der Waldvegetation des Nationalparks (NATIONALPARKVERWALTUNG Harz 2012).
- Die für das Gesamtgebiet in absehbarer Zeit ins Auge gefasste Stichprobeninventur der Waldstruktur schließt ebenfalls die Gehölzverjüngung ein und stellt ein repräsentatives

Monitoring des gesamten Schutzgebietes dar. Kausale Fragestellungen können durch Verschneiden der Stichprobendaten mit Standortinformationen, der jeweiligen Waldbehandlung und anderen Quellen beantwortet werden.

2.1 Waldforschungsflächen

Der Nationalpark Harz hat insgesamt vier Waldforschungsflächen eingerichtet, die die folgenden Waldgesellschaften und Waldbehandlungskategorien repräsentieren (NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ 2012):

- WFF Mittelberg: bodensaurer Buchenwald und Fichtenforst auf dem Standort bodensaurer Buchenwälder, Naturwaldentwicklung
- WFF Bruchberg und WFF Brocken-Osthang: zonale Hochlagen-Fichtenwälder im Kontaktbereich mit Fichtenmoorwald und weitgehend gehölzfreien Mooren, Naturwaldentwicklung
- WFF Eckertal/Meineckenberg (zwei disjunkte Teilflächen): Fichtenforst ohne Behandlung auf Standorten des bodensauren Buchenwaldes und Waldumbaufläche Fichte

Die Waldstruktur wird in den Waldforschungsflächen nach dem gleichen Verfahren wie ein niedersächsischer Naturwald aufgenommen (MEYER et al. 2006). Um repräsentative Aussagen für die Gesamtfläche der WFF machen zu können, werden 0,1 Hektar große Probekreise (Abbildung 1) an den Kreuzungspunkten eines Rasternetzes im Abstand von 100 m bzw. 150 m

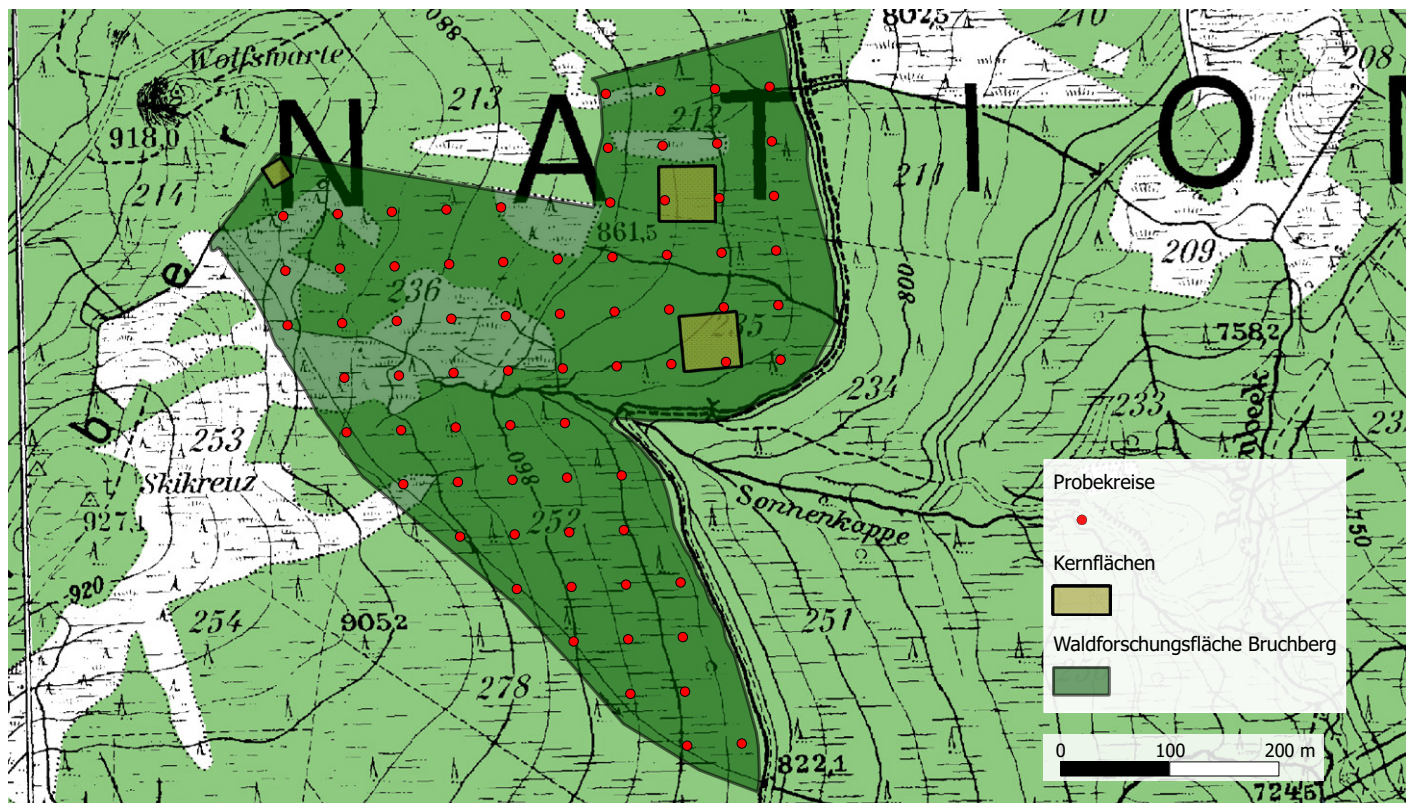


Abbildung 1: Probekreise und Kernflächen für das Monitoring der Waldstruktur in der WFF Bruchberg

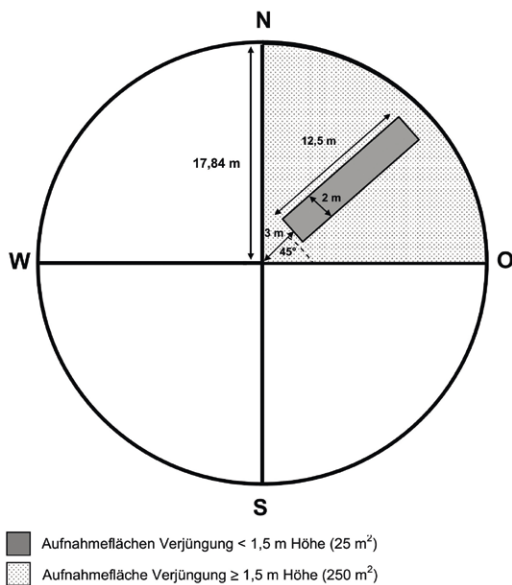


Abbildung 2: Aufnahmeflächen für die Gehölzverjüngung innerhalb des Probekreises

erfasst (Abbildung 2). Daneben dienen Kernflächen von meist 1 Hektar Größe, auf denen der Derbholzbestand vollständig und die Gehölzverjüngung stichprobenweise aufgenommen werden (Abbildung 3), der Untersuchung der Waldstruktur auf einem größeren Flächenausschnitt.

Folgende Aufnahmekompartimente werden unterschieden:

- Stehender Derbholzbestand: Alle senkrecht oder schräg stehenden, lebenden und toten Bäume, Baumstümpfe und Stubben mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD) ≥ 7 cm.

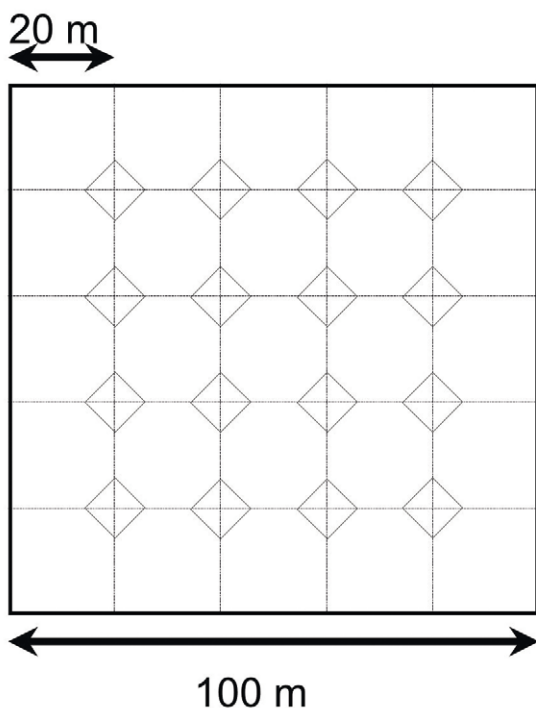
- Liegender Derbholzbestand: Alle linienhaften Gehölzobjekte, deren Längsachse ≤ 10 Gon zur Horizontalebene geneigt ist. Lebende Objekte werden ab einem BHD ≥ 7 cm und tote Objekte ab einem Durchmesser am stärkeren Ende ≥ 20 cm erfasst.
- Verjüngung: Alle lebenden Gehölzpflanzen außer Keimlingen mit einem BHD < 7 cm.

In der Gehölzverjüngung wird die Pflanzenzahl auf den jeweiligen Stichprobenflächen (Abbildung 2 und 3) nach Höhenklasse und Art ausgezählt.

2.1.1 Ergebnisse zur Regeneration von Hochlagen-Fichtenwäldern im Harz Waldforschungsfläche Bruchberg

Die WFF Bruchberg ist deckungsgleich mit dem bereits seit 1972 bestehenden Naturwald Bruchberg. Zur Zeit der Ausweisung stockten dort meist lückige, ungleichwüchsige Fichten-Baumhölzer in einem Alter von 83 bis zu 139 Jahren, die auf Teilflächen in geschlossene gleichwüchsige Fichtenbestände mit Birken und einzelnen Ebereschen übergingen (WECKESSER et al. 2006). In Wind- und Schneebruchlücken kam Naturverjüngung auf.

Windwürfe und Borkenkäferbefall haben seitdem die Waldentwicklung geprägt. Zunächst waren die Befallsherde klein und entgegen den allgemeinen Erwartungen weiteten sie sich in den 1970er Jahren nicht zu einer Massenvermehrung aus. Zu einem flächenhaften Absterben der Altbestände kam es jedoch in den Jahren 1996 und 1997. Entsprechend der Naturwald-



Legende:



Probefläche Verjüngungsaufnahme



20 x 20 m Rasternetz (Rasterflächen werden alphanumerisch bezeichnet und die Eck- und Mittelpunkte im Gelände dauerhaft verpflockt)

Abbildung 3: Aufnahmeflächen für die Gehölzverjüngung innerhalb der Kernfläche

und Nationalparkidee wurden keine Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt.

Die seit 1971 beobachtete Kernfläche 2 dokumentiert das Ineinandergreifen von Zerfall und Regeneration des Fichtenwaldes auf Mineralbodenstandorten in der WFF Bruchberg (Abbildung 4). Die ersten Ansätze der Baumverjüngung sind

ein Ergebnis der Windwürfe in den 1970er Jahren. Insbesondere stärker zersetztes Moderholz und der Stammfußbereich von abgestorbenen Altbäumen spielen als Ansatzstellen für die Verjüngung eine große Rolle. Die vor dem vollständigen Zusammenbruch der Altbestände etablierten Bäume wuchsen seit 1997 verstärkt in den Derbholzbestand ein (Abbildung 5). Ein großer Teil der störungsbedingten Mortalität wurde also durch die

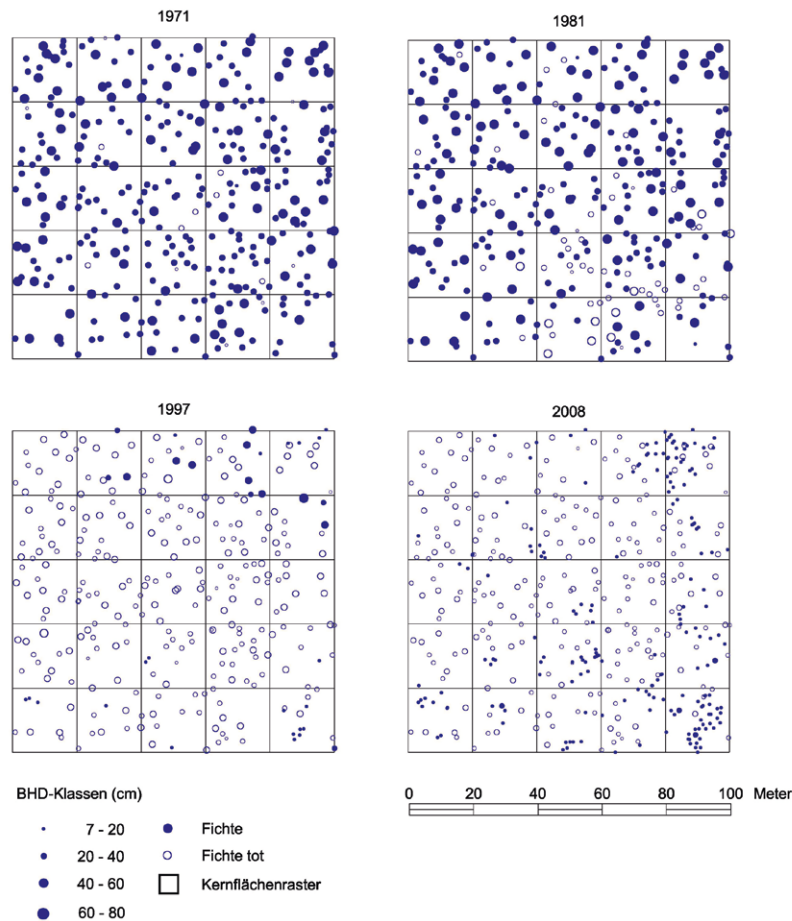


Abbildung 4: Entwicklung der Stammverteilung in der Kernfläche 2 der WFF Bruchberg von 1971 bis 2008. Dargestellt ist der stehende Baumbestand mit einem Durchmesser über 7 cm in Brusthöhe

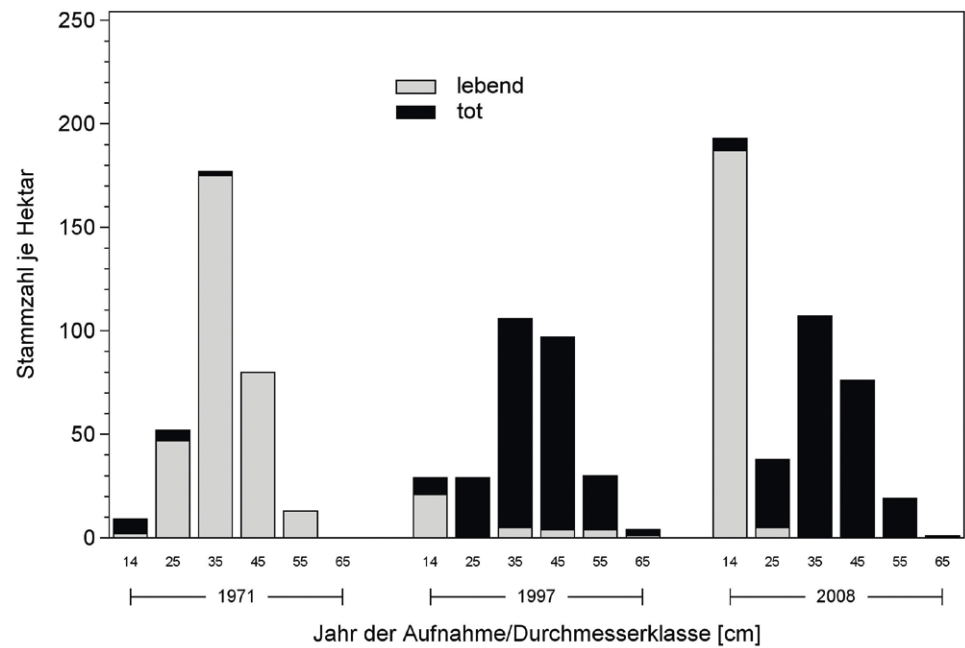


Abbildung 5: Durchmesserverteilung des Derbholzbestandes (Brusthöhendurchmesser ≥ 7 cm) in der Kernfläche 2 der WFF Bruchberg in den Jahren 1971, 1997 und 2008

Tabelle 1: Mittelwerte der Probekreiserhebungen (71 Probekreise) für die Stückzahl der Gehölzverjüngung im Jahr 2008 und Differenz zur ersten Inventur im Jahr 1997

Baumart(en)gruppe)	Aufnahmejahr und Differenz	Stückzahl je Höhenklasse			Summe
		<0,5 m	0,5 m - 2,0 m	> 2 m	
Fichte	2008	3.008	728	158	3.894
	Diff.	+1.876	+350	-15	+2.211
Birke	2008	158	23	-	180
	Diff.	-189	+9	-	-180
Eberesche	2008	62	23	1	85
	Diff.	+34	+20	+1	+55
Sonstige Laubbäume	2008	-	-	-	-
	Diff.	-3	-	-	-3
Summe	2008	3.228	773	158	4.159
	Diff.	+1.718	+379	-14	+2.083

nachrückende Generation junger Fichten ausgeglichen. Wie die Mittelwerte der Probekreisinventuren in der WFF Bruchberg zeigen, erhöht sich nach der großen Borkenkäferstörung gleichzeitig die Anzahl an Fichtenjungpflanzen unter einem Brusthöhendurchmesser von 7 cm (Tabelle 1). So hat sich die Jungpflanzenzahl in der untersten Höhenklasse von 1997 bis 2008 mehr als verdoppelt. Außer der Fichte spielen nur Moorbirke und Eberesche stellenweise eine gewisse Rolle. Ebereschen haben der Anzahl nach zugenommen und können auf einem sehr geringen Niveau auch aufwachsen.

Die potenzielle Bedeutung der Eberesche in den Hochlagenfichtenwäldern des Harzes wird aber erst deutlich, wenn ihre Verjüngung unter Ausschluss des Schalenwildeinflusses betrachtet wird. So konnten nach einem Windwurf im Jahr 1989

in der Nähe der Wolfswarte zahlreiche Ebereschen im Schutz eines dichten Verhauses aufwachsen (Abbildung 6). Ohne diesen Schutz vor dem Wild finden sich auf gleichem Standort in der Kernfläche 2 kaum Ebereschen. Nach einigen Jahren war der Verhaue aus Windwurfbäumen so stark zusammengesackt, dass die Schutzwirkung verloren gegangen ist. Von den vormals vorhandenen Ebereschen hatte im Jahr 2010 kaum ein Exemplar überlebt. Die wenigen verbliebenen Bäume zeigten starke Wildschäden (Abbildung 7).

2.1.2 Quitschenberg

Durch mehrfache Sturmwürfe und Befall durch Borkenkäfer ist ein Fichten-Altbestand auf dem Quitschenberg im Hoch-

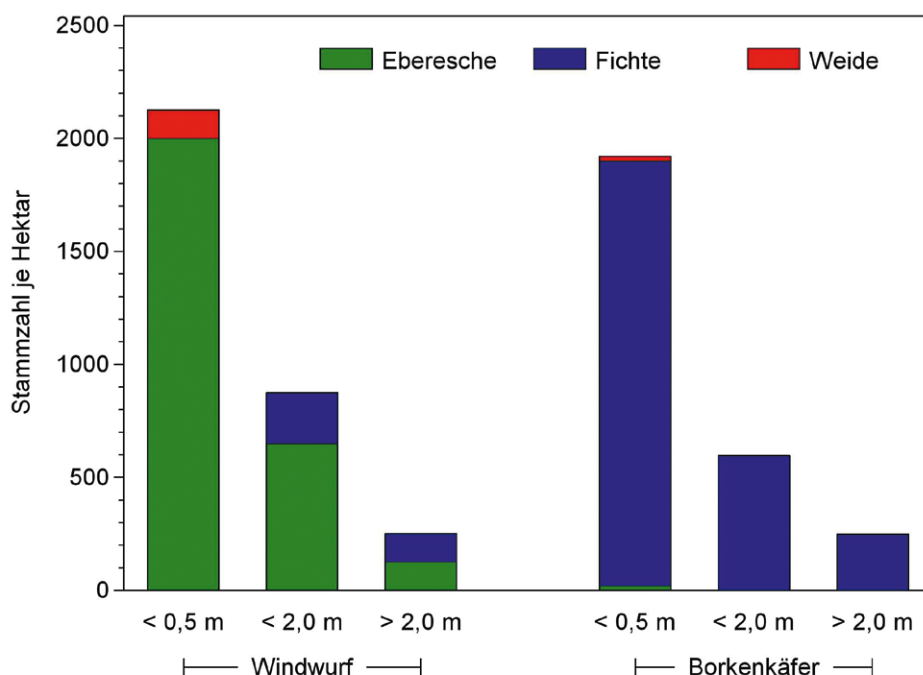


Abbildung 6: Gehölzverjüngung nach Höhenklassen und Baumarten in der WFF Bruchberg in Kernfläche 2 (Borkenkäfer) und Kernfläche 3 (Windwurf) im Jahr 1997



Abbildung 7: Verbleibende Ebereschen in der Nähe der Kernfläche 3 der WWF Bruchberg im Jahr 2010

harz während der 1990er Jahre weitgehend abgestorben. Im Jahr 1994 wurden Beobachtungsflächen zur Entwicklung der Gehölzverjüngung nach diesen Störungen eingerichtet. Bis 2006 wurden in einem überwiegend jährlichen Turnus alle Gehölz-

Jungpflanzen auf 100 m² großen Probekreise nummeriert und aufgenommen (KEIDEL et al. 2008). Die Untersuchungsflächen verteilen sich auf die fünf Untersuchungseinheiten lebender Fichtenbestand, stehendes Totholz, Mischstratum (Übergang vom lebenden Bestand zu stehendem Totholz im Untersuchungszeitraum), Verhau und Freifläche. In jeder Einheit wurde ein Teil der Probekreise gezäunt.

In allen Untersuchungseinheiten hat die Verjüngungsdichte seit 1995 zugenommen und schwankte im Jahr 2006 zwischen 1.350 und 3.940 Jungpflanzen je Hektar. Eine dauerhafte Wiederbewaldung des Bestandes ist damit gesichert. Die Gehölzverjüngung bestand im Wesentlichen aus Fichte und Eberesche. Signifikant höhere Etablierungsraten der Fichte wurden in denjenigen Bereichen festgestellt, in denen ein größerer Teil des Fichtenaltbestandes überlebt hatte (Abbildung 8). Daran zeigt sich, dass die erfolgreiche Fichtenverjüngung wesentlich vom Sameneintrag der verbleibenden Altbäume abhängt. Hingegen erreicht die Eberesche auch weit entfernt liegende Flächen, da sie über Vögel effektiv verbreitet wird. Daher sind ihre jährlichen Etablierungsraten in allen Untersuchungseinheiten in etwa gleich hoch (Abbildung 8).

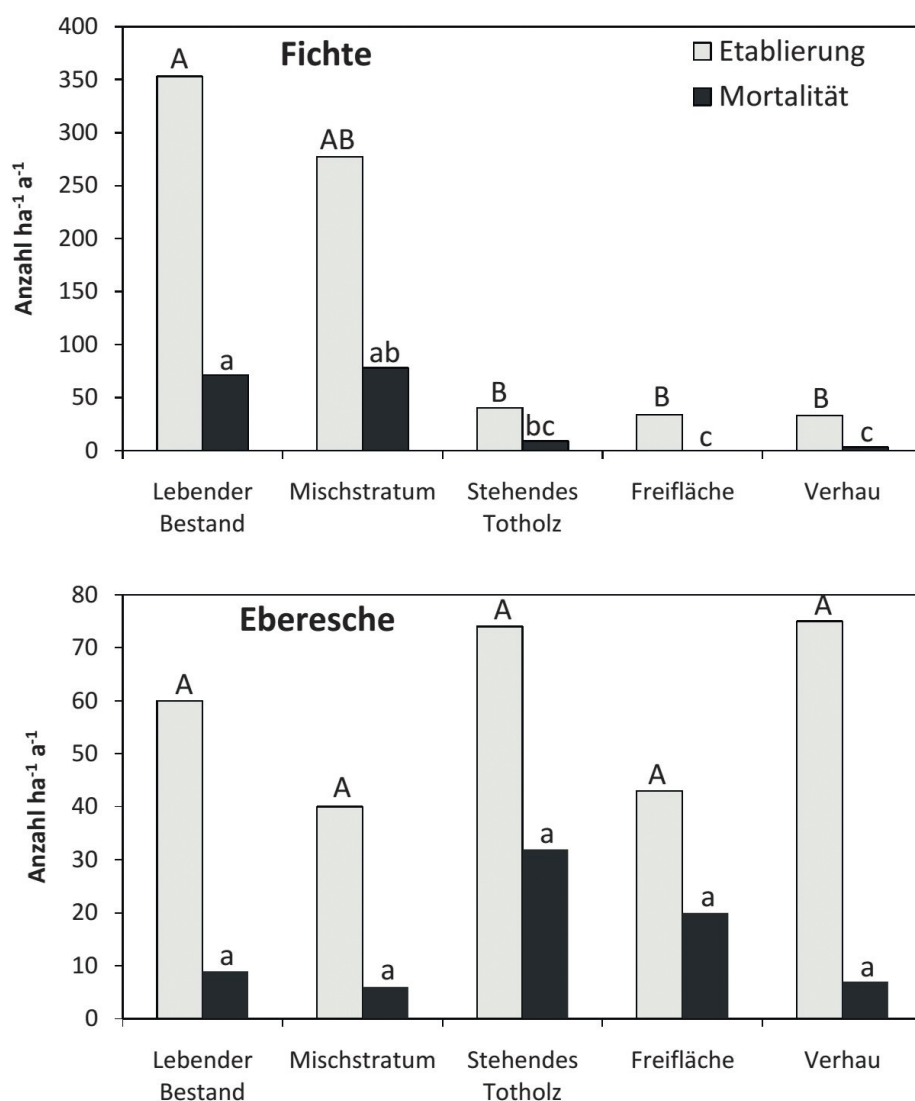


Abbildung 8: Mittlere jährliche Etablierungs- und Mortalitätsraten von Fichten und Ebereschen am Quitschenberg in den verschiedenen Untersuchungseinheiten. Signifikante Unterschiede werden durch unterschiedliche Großbuchstaben angezeigt (Scheffé-Test). Graphik aus: KEIDEL et al. (2008)

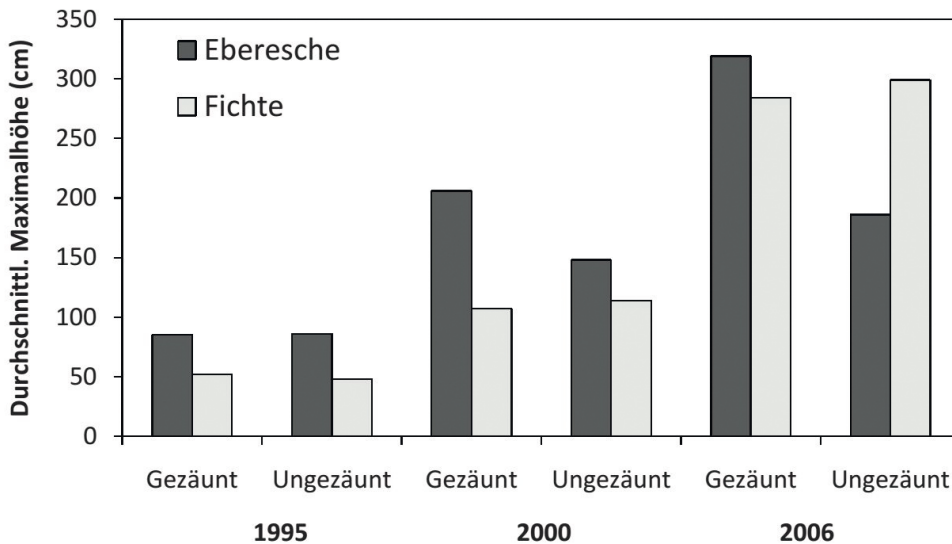


Abbildung 9: Durchschnittliche Maximalhöhen von Fichte und Eberesche in den gezäunten und ungezäunten Probestflächen am Quitschenberg. Graphik aus: KEIDEL et al. (2008)

Anhand des Vergleichs der erreichten Maximalhöhen je Probekreis und Baumart in den gezäunten und nicht gezäunten Flächen wird der Einfluss des Wildverbisses auf die Höhenentwicklung erkennbar (Abbildung 9). Während sich bei den Fichten die Höhen kaum unterschieden, waren die Maximalhöhen der Ebereschen in den nicht gezäunten Flächen erheblich geringer. Im Jahr 2006 ist dieser Unterschied statistisch signifikant (Mann Whitney Test, $p = 0,018$). Durch den starken Verbissdruck außerhalb der Zäune wurden die Höhenverhältnisse zwischen den beiden Baumarten im Laufe des Untersuchungszeitraumes umgekehrt: die ursprünglich überlegenen Ebereschen sanken schließlich in ihrer Höhenentwicklung unter den Wert der Fichten ab.

3. Untersuchung des Wildeinflusses in niedersächsischen Naturwäldern

In einer Analyse niedersächsischer Naturwälder haben MEYER & RICHTER (2013) die Auswirkungen des Wildeinflusses auf die eigendynamische Gehölzverjüngung untersucht. Hierzu wurde ein großes Kollektiv an Stichprobenflächen aus Naturwäldern zusammengestellt, die mindestens 20 Jahre wilddicht gezäunt waren. Diesen wurden standörtlich und bestandestruktuell vergleichbare, nicht gezäunte Stichprobenflächen des gleichen Naturwaldes gegenübergestellt. Das Auswertungskollektiv von insgesamt 561 Stichproben verteilt sich auf 15 Naturwälder und deckt ein weites Spektrum an Bestockungs- und Standortverhältnissen mit einem Schwerpunkt auf Buchen- und Eichenwäldern ab. Als Parameter der Gehölzverjüngung wurden die Anzahl Pflanzen je m^2 , die Längensumme der Haupttriebe der Gehölzpflanzen je m^2 (Maß für die Biomasseproduktion der Verjüngung) und die Artenzahl der Gehölzpflanzen $\geq 1,5$ m Höhe je $100 m^2$ errechnet. Diese Parameter wurden mit einem allgemeinen linearen Modell (proc glm unter SAS 9.1) auf ihre Abhängigkeit von den Einflussgrö-

ßen Dichte des Altbestandes (Grundfläche je ha), Nährstoffversorgungsstufe und Zauneffekt getestet.

Die Modellierung zeigt, dass der Zauneffekt die größte Bedeutung für die Entwicklung der Gehölzverjüngung hat (Tabelle 2). Auf eutrophen Standorten sind Stückzahl und Trieb längensumme im Zaun etwa doppelt so hoch wie außerhalb (Tabelle 3). Auf den nicht eutrophen Standorten liegen die Relationen bei 1:8,2 (Stückzahl) bzw. 1:4,8 (Trieb längensumme). Die Artenzahl an Gehölzpflanzen oberhalb einer Höhe von 1,5 m beträgt unabhängig von der Trophie des Standortes 160% des Wertes außerhalb des Zauns.

Insgesamt ist zu erkennen, dass Pflanzenzahl, Biomasseproduktion und Artenvielfalt der Gehölzverjüngung unter Ausschluss waldbaulicher Maßnahmen durch den Wildeinfluss erheblich negativ beeinflusst werden. Im Kontext der vielfältigen Faktoren, die auf die Verjüngung einwirken, erweist sich das Schalenwild

Tabelle 2: Hauptergebnisse der Modellierung verschiedener Kenngrößen der Gehölzverjüngung in Abhängigkeit von Altbestandsdichte, Nährstoffversorgungsstufe (eutroph = ja oder nein) und Zauneffekt. $p > |t|$ = Wahrscheinlichkeit einer größeren Prüfgröße, Koeffizient = Koeffizient der linearen Gleichung.

Kenngröße	Modellparameter	$p > t $	Koeffizient
Pflanzenzahl je m^2	Achsenabschnitt	n.s.	0,73
	Dichte	n.s.	-
	Eutroph	0,0003	3,02
	Zaun	<0,0001	4,39
Trieb längensumme [m je m^2]	Achsenabschnitt	0,0199	0,87
	Dichte	n.s.	-
	Eutroph	0,0020	1,54
	Zaun	< 0,0001	3,28
Artenzahl $\geq 1,5$ m Höhe je $100 m^2$	Achsenabschnitt	< 0,0001	1,75
	Dichte	n.s.	-
	Eutroph	n.s.	-
	Zaun	< 0,0001	0,97

Tabelle 3: Ergebnisse der Modellierung verschiedener Kenngrößen der Gehölzverjüngung in Abhängigkeit von Altbestandsdichte, Nährstoffversorgungsstufe (eutroph = ja oder nein) und Zauneffekt. Die modellierten Ergebnisse der Kenngrößen werden in Form eines Index als Vielfache des Modellwertes ohne Zaun auf nicht eutrophen Standorten ausgedrückt.

Kenngröße	Zaun	eutroph	Index
Pflanzenzahl je m ²	nein	nein	1,0
		ja	5,2
	ja	nein	8,2
		ja	11,2
Triebblängensumme [m je m ²]	nein	nein	1,0
		ja	2,8
	ja	nein	4,8
		ja	6,5
Artenzahl $\geq 1,5$ m Höhe je 100 m ²	nein	-	1,0
	ja	-	1,6

als eine dominante Einflussgröße. In Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus den Hochlagen-Fichtenwäldern des Harzes zeigt sich, dass insbesondere der Aufwuchs von Mischbaumarten behindert, wenn nicht gar vollständig ausgeschlossen wird (vgl. RAIMER 2004, MANN 2009). Da der Wildeinfluss an dem Schlüsselprozess der Gehölzverjüngung ansetzt, werden hierdurch die „Weichen“ von Regeneration und Sukzession in Naturwäldern dauerhaft gestellt.

4. Diskussion

4.1 Verjüngungspotenzial von Hochlagen-Fichtenwäldern

Aus den seit Anfang der 1970er Jahre laufenden Untersuchungen des Naturwalds Bruchberg in Kombination mit der Studie am Quitschenberg wird die hohe Regenerationsfähigkeit von Fichtenwäldern der Harzhochlagen nach großflächigen Störungen deutlich. Im Zuge der Naturwaldentwicklung wird der Bestand des Waldes in den Harzhochlagen durch einen vergleichsweise langsam verlaufenden und räumlich sehr heterogenen Verjüngungsprozess gewährleistet (WECKESSER et al. 2006). Dies führt mittel- und langfristig zu einem hohen Maß an struktureller Heterogenität, die wiederum positive Auswirkungen auf die Diversität der Lebensgemeinschaften erwarten lässt (MÜLLER et al. 2010).

Sowohl die Untersuchungen in den Fichtenwäldern der Harzhochlagen als auch diejenigen in einem größeren Kollektiv an Laubwald-Naturwäldern zeigen aber auch den entscheidenden Einfluss des Schalenwildes auf die Verjüngungsentwicklung und insbesondere die vom Wild bevorzugten Mischbaumarten. Hier ist im Harz an erster Stelle die Eberesche zu nennen.

An sich sind Verbiss, Schäl-, Fegen und Schlagen von Gehölzen durch das Schalenwild natürliche Prozesse. Vor dem Hinter-

grund der Zielstellung von Naturwäldern und Nationalparks stellt sich allerdings die Frage, welches Ausmaß sie natürlicherweise annehmen.

4.2 Natürlicher Windeinfluss auf die Gehölzverjüngung

Zu dieser Frage gehen die Ansichten weit auseinander. Das ursprüngliche Bild Mitteleuropas als natürlicherweise weitgehend geschlossene Waldlandschaft (COTTA 1821, ELLENBERG 1986) wurde in den 1990er Jahren durch die Megaherbivoren-Hypothese (GEISER 1992, Vera 2002) erschüttert. Danach wäre Mitteleuropa auch ohne den Einfluss des Menschen eine halboffene Landschaft, da die (ausgestorbenen) großen Pflanzenfresser den Wald stark zurückdrängen würden. Verbiss, Schäl- und Fegen wären in einem starken Ausmaß natürlich. Auch wenn pollenkundliche Untersuchungen deutlich gegen diese Hypothese sprechen (BRADSHAW et al. 2003, MITCHELL 2005), bleibt die Frage nach dem natürlichen Wildeinfluss bestehen. In Zaun-/Nicht-Zaun-Versuchen kann lediglich der Effekt des jeweiligen Schalenwildbestandes quantifiziert, nicht jedoch geklärt werden, wie nahe die Situation im Zaun natürlichen Verhältnissen kommt.

Wichtige Hinweise auf den natürlichen Einfluss von Herbivoren auf die Pflanzendecke geben neuere Studien zur Auswirkung von Spitzenprädatoren, wie Wolf, Bär und Luchs, auf Herbivorenbestände (ESTES et al. 2011, RIPPLE & BESCHTA 2012). Die Untersuchungen liefern Belege für die sog. „Exploitation Ecosystem Hypothesis“ (OKSANEN et al. 1981, zit. n. RIPPLE & BESCHTA 2012), nach der die Herbivorendichten mit steigender Netto-Primärproduktivität von Ökosystemen durch Prädatoren weitgehend konstant gehalten werden. Umgekehrt bedeutet diese natürliche „Top-Down“-Kontrolle von Ökosystemen, dass die Herbivorendichte bei Abwesenheit von Prädatoren, wie vor allem Wölfen, auf ein Vielfaches des natürlichen Niveaus ansteigen kann (RIPPLE & BESCHTA 2012). Da in Mitteleuropa Spitzenprädatoren nach wie vor weitgehend fehlen, ist davon auszugehen, dass hier der Wildbestand gegenüber natürlichen Verhältnissen deutlich erhöht ist. Die zusätzliche Steigerung der Lebensraumkapazität durch den Einfluss der Landwirtschaft und die Eutrophierung von Ökosystemen dürfte zu einer weiteren Erhöhung gegenüber natürlichen Verhältnissen beitragen. Unter diesem Blickwinkel erscheint die Verjüngungsdynamik in den gezäunten Untersuchungsflächen erheblich naturnäher als außerhalb der Zäune. Bestätigung findet diese Einschätzung auch aus den Untersuchungen von LÄSSIG und MOCALOV (2000) auf Windwurfflächen im Ural unter Anwesenheit von Spitzenprädatoren im Vergleich zur Schweiz.

Besonders kritisch ist der offensichtlich unnatürlich hohe Wildbestand für Mischbaumarten wie die Eberesche (vgl. RAIMER 2004, MANN 2009), die aus Sicht der natürlichen Biodiversität und Dynamik der Harzer Hochlagenwälder eine Schlüsselrolle spielt. In einer vergleichbaren Situation war bis zur Wiederein-

führung des Wolfs Mitte der 1990er Jahre die Aspe (*Populus tremuloides*) im Yellowstone-Nationalpark (KAY 2000). Durch die Effekte der Wolfspopulation auf das Schalenwild konnte sie sich mittlerweile wieder erfolgreich ausbreiten (KAUFFMANN et al. 2010).

In einer Parallele zum Yellowstone-Nationalpark bietet sich im Nationalpark Harz die Eberesche als Indikator für die Regulation der Wildbestände an – ein Vorschlag, der bereits von RAIMER (2004) gemacht wurde. So lange, wie die Eberesche ihre Rolle als Pionier- und Mischbaumart nicht angemessen im Vergleich zu den gezäunten Weiserflächen übernehmen kann, ist eine weitere Reduktion der Bestandesdichten erforderlich. Mit dem Kontrollgattersystem verfügt der Nationalpark Harz bereits über ein etabliertes Monitoring, das in dieser Hinsicht genutzt werden kann.

5. Literatur

- BRADSHAW, R.H.W.; HANNON, G.E. & LISTER, A.M. (2003): A long-term perspective on ungulate-vegetation interactions. *Forest Ecology and Management*, 181, 267-280.
- COTTA, H. (1821): Anweisung zum Waldbau. 3. Auflage, Arnoldische Buchhandlung, Dresden, 351 S.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 4. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 989 S.
- ESTES, J.A.; TERBORGH, J.; BRASHARES, J.S.; POWER, M.E.; BERGER, J.; BOND, W.J.; CARPENTER, S.R.; ESSINGTON, T.E.; HOLT, R.D.; JACKSON, J.B.C.; MARQUIS, R.J.; OKSANEN, L.; OKSANEN, T.; PAINE, R.T.; PIKTICH, E.K.; RIPPLE, W.J.; SANDIN, S.A.; SCHEFFER, M.; SCHOENER, T.W.; SHURIN, J.B.; SINCLAIR, A.R.E.; SOULÉ, M.E.; VIRTANEN, R. & WARDLE, D.A. (2011): Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, 333, 301-306.
- GEISER, R. (1992): Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. Laufener Seminarbeiträge, 2, 22-34.
- HEILAND, S. & HOFFMAN, A. (2013): Erste Evaluierung der deutschen Nationalparks: Erfahrungen und Ergebnisse. *Natur und Landschaft*, 88 (7), 303-308.
- KAUFFMAN, M.; BRODIE, J.F. & JULES, E.S. (2010): Are wolves saving Yellowstone's aspen? A landscape-level test of a behaviorally mediated trophic cascade. *Ecology*, 91(9), 2742-2755.
- KAY, C.E. (1997): Yellowstone: Ecological Malpractice. *PERC Reports Special Issue*, 15 (2), 32 S.
- KEIDEL, S.; MEYER, P. & BARTSCH, N. (2008): Regeneration eines naturnahen Fichtenwaldökosystems nach großflächiger Störung. *Forstarchiv*, 79, 187-196.
- LÄSSIG, R. & MOCALOV, S.A. (2000): Frequency and characteristics of severe storms in the Urals and their influence on the development, structure and management of the boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 135, 179-194.
- MANN, T. A. (2009): Vegetationsökologisches Monitoring im Nationalpark Harz unter besonderer Berücksichtigung des Schalenwildeinflusses und der Waldstruktur, Cuvillier Verlag, Göttingen.
- MEYER, P. & RICHTER, O. (2013): Einfluss des Schalenwildes auf die Gehölzverjüngung in Naturwäldern. *AFZ/Der Wald*, 3, 4-5.
- MEYER, P.; WEVELL v. KRÜGER, A.; STEFFENS, R. & UNKRIG, W. (2006): Naturwälder in Niedersachsen – Schutz und Forschung. Band 1. Leinebergland Druck, Alfeld, 339 S.
- MITCHELL, F. (2005): How open were European primeval forests? Hypothesis testing using palaeoecological data. *Journal of Ecology*, 93, 168-176.
- MÜLLER, J.; NOSS, R. F.; BUSSLER, H. & BRANDL, R. (2010): Learning from a "benign neglect strategy" in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biological Conservation*, 143, 2559-2569.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2011): Nationalparkplan. Nationalpark Harz, 131 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2012): Waldforschung im Nationalpark Harz – Waldforschungsfläche Bruchberg: Methodik und Aufnahme 2008/09. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, 9, 120 S.
- RAIMER, F. (2004): Monitoring-Verfahren zur Waldentwicklung und der Einfluss des Schalenwildes im Nationalpark Harz. *Forst und Holz*, 59 (7), 331-335.
- RIPPLE, W.J. & BESCHTA, R.L. (2012): Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. *European Journal of Wildlife Research*, 58, 733-742.
- VERA, F.W.M. (2002): Grazing ecology and forest history. CABI International, Reading, 505 S.

WECKESSER, M.; SCHMIDT, J. E. U.; MEYER, P.; UNKRIG, W.
& WEVELL v. KRÜGER, A. (2006): Der Naturwald Bruchberg
im Nationalpark Harz. Vegetation, Waldstruktur und Ar-
thropodenfauna. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der
Universität Göttingen und der Nordwestdeutschen Forstlichen
Versuchsanstalt. 141, 132 S.

Anschrift des Autors:

Dr. Peter Meyer
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstr. 2
37079 Göttingen
Tel.: 0551/69401-180
Peter.Meyer@nw-fva.de