

## **Aspekte der Biodiversität von Buchenwäldern - Konsequenzen für eine naturnahe Bewirtschaftung**

Aspects of the biodiversity of beech forests –  
consequences for near to nature management

*Peter Meyer und Marcus Schmidt*

### **Zusammenfassung**

Vor dem Hintergrund der aktuellen Debatte um den Schutz und die Nutzung von Buchenwäldern werden Aspekte ihrer Biodiversität beleuchtet und Kennzeichen einer naturnahen Bewirtschaftung abgeleitet. Dabei wird davon ausgegangen, dass sich naturnahe Lebensgemeinschaften durch eine typische und möglichst vollständige Arten- und Strukturausstattung auszeichnen.

Die Verbreitung von Buchenwäldern ist durch große naturräumliche Unterschiede mit einem Schwerpunkt im westdeutschen Hügel- und Bergland sowie einer erheblichen Fragmentierung im Tiefland gekennzeichnet. Anstrengungen zum Waldumbau in Richtung naturnaher Buchenwälder sollten auf die Defiziträume konzentriert werden. Im Tiefland sollten in die verbliebenen Restbestände gesellschaftsfremde Mischbaumarten nicht aktiv eingebracht werden.

Buchenwälder gelten zu Unrecht als artenarme Lebensgemeinschaften. Zwar sind für die weit verbreiteten Buchenwaldtypen relativ geringe Artenzahlen in der

Bodenvegetation kennzeichnend, doch ist die Vielfalt der an Altbäume und Totholz gebundenen Arten ausgesprochen hoch.

Rund 80 % der bewirtschafteten Buchenwälder mittlerer Standorte zeichnen sich durch das Auftreten von Störungszeigern und Offenlandarten in der Bodenvegetation aus. Diese werden insbesondere durch anthropogene Stoffeinträge sowie durch die Effekte forstwirtschaftlicher Maßnahmen (Bodenverwundung und –verdichtung, Auflichtungen) gefördert.

Hinsichtlich der an Totholz gebundenen Käferarten werden in bewirtschafteten Buchenwäldern Defizite festgestellt. Am Beispiel dieser Artengruppe lässt sich erneut zeigen, dass die Erhaltung und Entwicklung von Alt- und Totholz ein essenzieller Bestandteil einer naturnahe Buchenwaldbehandlung ist.

Anhand einer Analyse der Lücken- und Verjüngungsdynamik sowie der Waldentwicklungsphasen wird verdeutlicht, dass Buchenurwälder keineswegs strukturarm sind. Typisch ist hingegen ein kleinräumiges Mosaik verschiedener Entwicklungsphasen, die sich zudem zeitlich und räumlich überlappen. Einzelstamm- bis femelartige Behandlungskonzepte sowie lange Verjüngungszeiträume ähneln diesen natürlichen Mustern und können als Kennzeichen einer naturnahen Buchenwirtschaft bestätigt werden. Auch für Gefäßpflanzen, Moose und Flechten stellt dies die günstigste Bewirtschaftungsform dar.

Insgesamt wird empfohlen, die naturschutzfachliche und waldbauliche Planung stärker als bisher landschaftsökologisch auszurichten, um das Ziel einer wirksamen Erhaltung der biologischen Vielfalt mit einer ökonomisch tragfähigen Waldbewirtschaftung zu verbinden.

**Stichworte:** Hainsimsen-Buchenwald, Waldmeister-Buchenwald, Artenvielfalt, Strukturvielfalt, Naturnähe, Totholz

## Abstract

In this paper, aspects of beech forest diversity relevant to the current debate about beech forest conservation are elaborated and characteristics of a near to nature management are derived. Conceptually it is assumed that the main characteristic of near to nature biotic communities is a typical, near complete assemblage of species and structural elements.

The distribution of beech forests, marked by considerable natural spatial variation, primarily is concentrated in the hilly and mountainous regions of western Germany. In the lowlands beech forests are highly fragmented. Thus, forest conversion efforts towards near to nature beech forests should be concentrated in the lowlands. In these remnant forests in the lowlands, the introduction of tree species atypical for these forest types should not be supported actively.

Beech forests unjustifiably are considered species poor communities. Although relatively few species are present in the ground vegetation in the widely distributed beech forest types, an extraordinarily high species diversity occurs in old trees and dead wood.

The presence of disturbance indicators and open land plant species is evident in the ground vegetation of about 80 % of the commercially managed beech forests on moderate sites. These derive from anthropogenic nutrient inputs, in particular, as well as through the effects of forestry practices (soil damage and compaction, and opening up).

In managed beech forests, a deficit of saproxylic beetles was established. Consequently, the maintenance and development of old growth and woody debris is an important facet of a near to nature beech forest management regime.

An analysis of gap and regeneration dynamics, and the forest development phases shows that virgin beech forests are in no way structurally poor. In contrast, a mosaic of small forest patches in different phases of development with some temporal and spatial overlap is typical. Single-tree to group selection management systems, and long regeneration periods emulate these natural patterns. These management approaches also present favourable systems for vascular plants, mosses and lichens.

We recommend a strengthening of the landscape ecology emphasis in conservation and silvicultural planning in order to harmonise conservation of biological diversity and economically feasible forest management.

**Key words:** woodrush beech forest, woodruff beech forest, biodiversity, forest structure, near to nature forestry, dead wood

## 1 Einleitung

Vor dem Hintergrund der 2008 von Deutschland ausgerichteten 9. Vertragsstaatenkonferenz zur Konvention über die biologische Vielfalt hat sich die Debatte über den Schutz und die Nutzung von Buchenwäldern verschärft (z. B. PANEK 2007, 2008, BfN 2008, NABU 2008). Im Kern spitzt sich die Diskussion auf zwei Fragen zu:

- In welchem Umfang sollen Buchenwälder aus der Nutzung genommen werden?
- Was kennzeichnet eine multifunktionale und nachhaltige Buchenwaldbewirtschaftung, die naturschutzfachlichen und ökonomischen Zielen gleichermaßen gerecht wird?

Diese Diskussion ist nicht neu (vgl. LANA 1992, SCHERZINGER 1997, SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN 2000, 2004). Seit mehreren Jahrzehnten wird in Deutschland intensiv über eine naturschutzgerechte Waldbewirtschaftung

debattiert (KRUG et al. 2006). Ab Mitte der 1990er Jahre rückten dabei Buchenwälder verstärkt in den Fokus (z. B. ABS 1996).

In der Forstwirtschaft zeichnen sich dabei zwei Entwicklungslinien ab: Auf der einen Seite haben nach großflächigen Windwürfen und der Bedrohung durch das „Waldsterben“ fast alle Landesforstverwaltungen in den 1990er Jahren naturnahe Waldbauprogramme mit z. T. ambitionierten naturschutzfachlichen Zielsetzungen aufgelegt (DOHRENBUSCH u. ROSIN 2002). Naturnähe ist zu einem Leitbegriff der Waldbewirtschaftung in Deutschland und darüber hinaus geworden (BIELING u. SCHRAML 2003, POMMERENING u. MURPHY 2004). Auf der anderen Seite ist Forstwirtschaft in Deutschland durch erhebliche Rationalisierungsanstrengungen im Verbund mit gestiegenen Holzpreisen und erhöhten Holzeinschlägen wieder rentabel geworden. Auch zukünftig dürfte weltweit und in Deutschland die Nachfrage nach Holz erheblich steigen (FAO 2007), so dass die Verbindung von Schutz und Nutzung des Waldes weiterhin eine anspruchsvolle Aufgabe bleiben wird.

Auch aus Sicht des Naturschutzes sind kontrastierende Entwicklungen festzustellen: Die Anzahl und Flächengröße von (Buchenwald-)Schutzgebieten wurde in den letzten Jahrzehnten deutlich erhöht (BLAB 2003, BFN 2004). Naturschutzfachliche Regelungsinhalte spielen in der Rechtsetzung eine zunehmende Rolle - von der Umsetzung der FFH-Richtlinie in deutsches Recht bis hin zur Ausweitung der Umwelthaftung durch das im Jahr 2007 verabschiedete Umweltschadensgesetz. Der Kenntnisstand über die Biodiversität und ihre Gefährdungsursachen hat erheblich zugenommen (BFN 1997, BINOT-HAFKE et al. 2000, BLAB 2005, NIPKOW 2005, GÜNTHER et al. 2006). Dennoch konnte die Situation der biologischen Vielfalt in Deutschland bisher offenbar nicht entscheidend verbessert werden (ACHTZIGER et al. 2004, BINOT-HAFKE et al. 2003). Erfolge bei einzelnen Arten wie Kolkrabe, Schwarzstorch, Biber oder Luchs sind im Wesentlichen auf die Beendigung der direkten Verfolgung und aktive Stützungsmaßnahmen zurückzuführen. Die Wirksamkeit von Unterschutzstellungen ist nach den bisher vorliegenden Bilanzen unzureichend (HAARMANN u. PRETSCHER 1993, SSYMANK 1997).

In Wäldern wird die forstliche Bewirtschaftung nach wie vor als eine der wesentlichen Gefährdungsursachen für die biologische Vielfalt angesehen (REIF 1992, GÜNTHER et al. 2006). Dieser Feststellung wird von Seiten der Forstwirtschaft widersprochen (VOLK 1997, WILKE 2007) und stattdessen die Auffassung vertreten, dass die forstliche Bewirtschaftung ein hohes Niveau an biologischer Vielfalt gewährleistet (DFWR 2008).

Trotz der unterschiedlichen Auffassungen besitzen Naturschutz und Forstwirtschaft mit dem Bekenntnis zu einer naturnahen Waldwirtschaft ein gemeinsames Leitbild. Insbesondere für Buchenwälder, die natürlicherweise in Mitteleuropa vorherrschende Vegetationsform, gilt eine naturnahe Waldbehandlung als das vorrangige Ziel. Um als Wertmaßstab dienen zu können, bedarf der Begriff der Naturnähe allerdings einer Operationalisierung.

Eine Lebensgemeinschaft kann als naturnah gelten, wenn sie sowohl typisch als auch möglichst vollständig ausgeprägt ist, d. h., wenn sie diejenigen Arten und Strukturen aufweist, die für das Naturraumpotenzial unter Berücksichtigung von natürlichen Störungen charakteristisch sind (vgl. REIF 2000). Diese Definition entspricht dem qualitativen Ansatz des Übereinkommens über die biologische Vielfalt und setzt sich von dem Ziel einer bloßen Maximierung der Artenzahl deutlich ab.

Im Rahmen des vorliegenden Beitrages sollen Kennzeichen naturnaher Buchenwälder auf der Basis von Untersuchungen in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Beständen abgeleitet und Schlussfolgerungen für eine naturnahe Buchenwaldbewirtschaftung gezogen werden. Für eine Analyse des Ist-Zustandes werden die Vegetationsdaten der Bodenzustandserhebung (BZE) II in den Bundesländern Hessen und Niedersachsen genutzt. Folgende Teilaspekte und Fragestellungen werden im Einzelnen behandelt:

1. Verbreitung von Buchenwäldern
  - Welche Faktoren beeinflussen ihre heutige Verbreitung?
2. Artenvielfalt
  - Gelten Buchenwälder zu Recht als artenarm?
  - Wie naturnah ist derzeit die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation?
  - Wie wirkt sich die heutige forstliche Bewirtschaftung auf die Phytodiversität aus?
  - Wie vollständig ist die Zoozönose? – Das Beispiel der Käfer
3. Strukturvielfalt
  - Welches Störungsregime ist für Buchenwälder typisch?
  - Was kennzeichnet die natürliche Verjüngungsdynamik?
  - Wie verändert sich die Zusammensetzung nach Waldentwicklungsphasen mit steigender Naturnähe?
  - Welchen Beitrag leisten ungenutzte Buchenwaldflächen für den Totholzaufbau?

## 2 Verbreitung von Buchenwäldern

### 2.1 Historische Aspekte

Der Schwerpunkt der Buchenwaldverbreitung in Deutschland liegt im mittleren Westdeutschland und hier besonders im hessischen und niedersächsischen Hügel- und Bergland. Dieser Befund der Forsterhebung von 1927 (s. Abb. 1) gilt annähernd bis heute. Da Klima und Bodenbedingungen der Buche in Deutschland nur wenige Grenzen setzen (LEUSCHNER 1998), müssen vor allem historische Gründe zur Erklärung dieses Verbreitungsmusters herangezogen werden. Die Rot-

buche selbst ist die durch anthropogene Nutzung in Deutschland am stärksten zurückgedrängte Baumart (HESMER 1937, LEUSCHNER 1998). Entscheidenden Einfluss auf die heutige Verbreitung von Buchenwäldern hatte vor allem die Zeit der extensiven Landwirtschaft und Waldverwüstung, die vom frühen Mittelalter bis zur Mitte des 18. Jahrhunderts andauerte (HESMER u. SCHROEDER 1963, SCHROEDER 1998). Nach umfangreichen Waldrodungen bis zum 13. Jahrhundert (JAHN 1996), haben vor allem die Nieder- und Mittelwaldwirtschaft, die Waldweide und –mast sowie der immense Holzbedarf der frühneuzeitlichen Industrie (Köhlerei, Glashütten, Eisenhütten etc.) zu einer Verringerung des Buchenanteils in Wäldern geführt. Hauptgründe sind die vergleichsweise schlechte Fähigkeit zum Stockausschlag und geringe Verbisstoleranz der Rotbuche sowie die aktive Förderung der Eiche als Mastbaum und Bauholz.

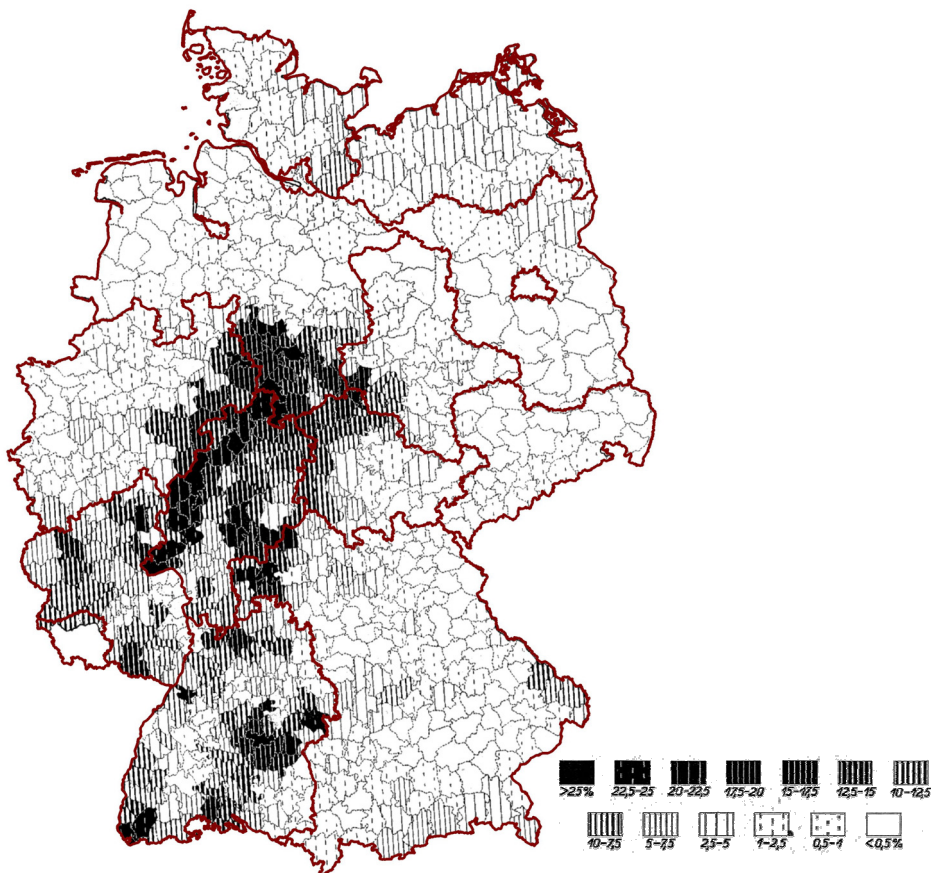


Abbildung 1: Vorkommen von Buchenwäldern in Deutschland 1927 nach Landkreisen in Prozent der Gesamtfläche (aus HESMER 1937, verändert)

Die in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts begonnene Ablösung von Trift und Weiderechten (ABEL 1978) begünstigte eine Wiederausbreitung der Buche. Seit Beginn des 19. Jahrhunderts wurden Nieder- und Mittelwaldbestände in den meisten Regionen verstärkt in Hochwald überführt. Durch Pflanzung und natürliche Wiederausbreitung erhöhte sich seitdem der Buchenanteil beträchtlich (u. a. HESMER 1937, WINTERHOFF 1963, ZACHARIAS 1996). In einigen seit mehr als 100 Jahren ungenutzten ehemaligen Eichen-Hutewäldern wie dem „Neuenburger Urwald“ oder dem „Urwald Sababurg“ hat die Buche inzwischen wieder die Vorherrschaft übernommen (MEYER et al. 2006, RAPP u. SCHMIDT 2006). Größere Verluste gab es hingegen erneut im 19. und 20. Jahrhundert durch Umwandlung in Nadelwald. So nahm allein im Zeitraum zwischen 1883 und 1913 die Buchenwaldfläche in Deutschland zu Gunsten von Kiefer und Fichte um 175.000 ha ab (HESMER 1937).

Während im Hügel- und Bergland das Relief (in der montanen Höhenstufe auch das Klima) dem Ackerbau Grenzen setzten, hat im Tiefland auf Sandböden vor allem die Heidewirtschaft (BEHRE 2000, LEUSCHNER u. IMMENROTH 1994), auf Lehm- und Lössböden besonders der Ackerbau die Buche zurückgedrängt (HESMER 1937). Im niedersächsischen Tiefland sind nur relativ wenige Buchenwälder erhalten geblieben, von denen sich heute fast zwei Drittel im Staatswald befinden. Sie gehen überwiegend auf landesherrlichen Besitz zurück und befinden sich zu etwa 90 % auf historisch alten Waldstandorten (HEINKEN 1995).

## 2.2 Aktuelle Situation

Zur Charakterisierung der aktuellen Situation der Buchenwälder und der Baumart Buche dienen hier die im Rahmen der BZE II in den Jahren 2006 und 2007 in den Bundesländern Hessen, Niedersachsen und Bremen auf einem systematischen Stichprobennetz (8 x 8 km-Raster) nach einheitlichem Verfahren gewonnenen Vegetationsaufnahmen. Auf 400 m<sup>2</sup> großen Probeflächen (Plots) wurden alle Arten der Baum-, Strauch-, Kraut- und Kryptogamenschicht mit ihren Deckungsgraden erfasst. Der Datensatz erlaubt für die Flächen-Bundesländer repräsentative Aussagen. Als Buchenwälder werden nachfolgend alle Bestände aufgefasst, bei denen die Buche in der ersten oder zweiten Baumschicht einen relativen Deckungsgrad von mindestens 50 % aufweist.

Von den insgesamt 312 Vegetationsaufnahmen der BZE II entfallen 202 auf das Hügel- und Bergland und 110 auf das Tiefland (Hessen: 139, Niedersachsen: 169, Bremen: 4). Davon werden 95 Waldbestände (30 %) nach den obigen Kriterien als Buchenwald eingestuft. Weitere 63 Vegetationsaufnahmen enthalten die Buche in der 1. und/oder 2. Baumschicht. In insgesamt 158 Beständen (51 %) kommt demnach die Buche in der Baumschicht vor. In weiteren 75 Beständen ist *Fagus sylvatica* in Strauch- und/oder Krautschicht vertreten. Damit enthalten

insgesamt 75 % aller Vegetationsaufnahmen des BZE-Datensatzes die Pflanzenart Buche.

Von den 95 Buchenbeständen liegen 94 (99 %) im Hügel- und Bergland, davon 70 (75 %) in Hessen und 24 (26 %) in Niedersachsen. Nur einer befindet sich im niedersächsischen Tiefland. Das Hügel- und Bergland weist somit laut BZE II insgesamt einen Buchenwaldanteil von 47 % (Hessen: 50 %, Niedersachsen: 38 %), das niedersächsische Tiefland von 1 % auf.

Diese Ergebnisse zeigen die weite Verbreitung der Baumart Buche in Hessen und im niedersächsischen Hügel- und Bergland. Wertet man ihr Auftreten als Hinweis auf die potenzielle Verbreitung von Buchenwäldern, so ist für das untersuchte Gebiet von einem potenziellen Buchenwaldanteil von mindestens 75 % auszugehen, ein Ergebnis, dass weitgehend mit anderen Erhebungen übereinstimmt (Niedersachsen: 67 %, s. NML 2004; Hessen: 90 %, s. HMULV 2006). Für die alten Bundesländer gibt LEUSCHNER (1998) einen potenziellen Anteil von 80 % an. Den hohen Anteilen im Hügel- und Bergland steht im Tiefland ein in erster Linie historisch bedingter Mangel an Buchenwäldern gegenüber (JAHN 1979, HEINKEN 1995).

Die im Rahmen der BZE II gewonnenen Ergebnisse über die aktuelle Verbreitung von Buchenwäldern stimmen weitgehend mit den Erhebungen der Bundeswaldinventur 2 (BWI<sup>2</sup>) in Niedersachsen überein. Deutliche Abweichungen ergeben sich allerdings in Hessen. Nach der BWI<sup>2</sup> sind hier 30 % (HMULV 2006), nach der BZE II 50 % der Waldfläche von der Baumart Buche dominiert. Als Hauptgrund für die Abweichung müssen Unterschiede bei der Definition von Buchenwäldern angesehen werden. Die im Rahmen der BZE II-Auswertung verwendete Definition ist relativ weit gefasst und bezieht auch mit Buche unterbaute (zweite Baumschicht), jedoch von anderen Baumarten in der ersten Baumschicht geprägte Bestände ein. Da diese aus vegetationskundlicher Sicht bereits Buchenwald-Charakter besitzen und sich nach gegenwärtigem Kenntnisstand in Richtung Buchenwald entwickeln werden, erscheint diese Einstufung gerechtfertigt.

Die aufgenommenen Buchenwald-Bestände lassen sich mithilfe der bei SSYMANK et al. (1998) aufgeführten Arten den beiden FFH-Lebensraumtypen 9110 (Hainsimsen-Buchenwald) und 9130 (Waldmeister-Buchenwald) zuordnen. Dabei entfallen 56 (59 %) auf den Hainsimsen-Buchenwald (Hessen: 43, Niedersachsen 12 im Bergland, 1 im Tiefland) und 39 (41 %) auf den Waldmeister-Buchenwald (Hessen: 27, Niedersachsen Bergland: 12). Der ebenfalls im Untersuchungsgebiet vorkommende, jedoch wesentlich seltenere Lebensraumtyp 9150 (Mitteluropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald) ist an den Probepunkten der BZE nicht anzutreffen.



### 3 Artenvielfalt

Aufgrund der von der Rotbuche dominierten Baumschicht und einer vor allem auf bodensauren Standorten nur mit geringem Deckungsgrad und ohne auffällige Blühaspekte ausgebildeten Krautschicht gelten Buchenwälder oft als artenarm. Zwar sind Gefäßpflanzen eine Schlüsselartengruppe in Waldökosystemen, doch müssen bei der Betrachtung der Artenvielfalt auch andere Organismengruppen wie Moose, Flechten, Pilze oder Insekten einbezogen werden. Über die Gesamtartenzahl der in mitteleuropäischen Buchenwäldern lebenden Pflanzen- und Tierarten existieren bisher nur grobe Schätzungen. So geht BÜCKING (2003) von ca. 4.320 Pflanzen- und Pilzarten aus, von denen ca. 1.169 nur im Buchenwald leben. Die Zahl der Tierarten wird von ihm auf 6.715 geschätzt, davon 1.792 nur im Buchenwald. DOROW u. KOPELKE (2007) fanden in drei zwischen 51 und 74 ha großen hessischen Buchenwaldgebieten zwischen 1.582 und 2.328 Tierarten. Für vergleichbar große Gebiete erwarten sie 5.000-6.000 Tierarten. Alt- und totholzreiche Buchenwälder haben besondere Bedeutung für xylobionte Pilz- und Käferarten (KÖHLER u. KLAUSNITZER 1998, SCHMID u. HELFER 1999, UTSCHIK 2001).

#### 3.1 Bodenvegetation

Die beiden weit verbreiteten Buchenwald-Lebensraumtypen mittlerer Standorte Hainsimsen-Buchenwald (auf stark sauren bis sauren Böden) und Waldmeister-Buchenwald (auf mäßig sauren bis alkalischen Böden) unterscheiden sich hinsichtlich der Struktur und Artenzusammensetzung ihrer Bodenvegetation deutlich. Während die Krautschicht des Hainsimsen-Buchenwaldes überwiegend weniger als ein Viertel und oft deutlich weniger als 10 % der Probeflächen bedeckt, beträgt die Krautschicht-Deckung des Waldmeister-Buchenwaldes meist mehr als 20 % und zeichnet sich insgesamt durch eine größere Variabilität aus (s. Abb. 2). Eine Moosschicht ist in 93 % der Hainsimsen-Buchenwälder und in 72 % der Waldmeister-Buchenwälder ausgebildet. Der Moosschicht-Deckungsgrad liegt in beiden Buchenwald-Lebensraumtypen meist bei unter 1 % der Aufnahme­fläche.

Auch bei den Artenzahlen der Gefäßpflanzen liegt der Waldmeister-Buchenwald (Median: 21, Mittelwert: 24) auf deutlich höherem Niveau als der Hainsimsen-Buchenwald (Median: 14, Mittelwert: 16, s. Abb. 3). Umgekehrt verhält es sich bei den Moosen; hier ist der Hainsimsen-Buchenwald etwas artenreicher (Median und Mittelwert: 4) als der Waldmeister-Buchenwald (Median und Mittelwert: 2).

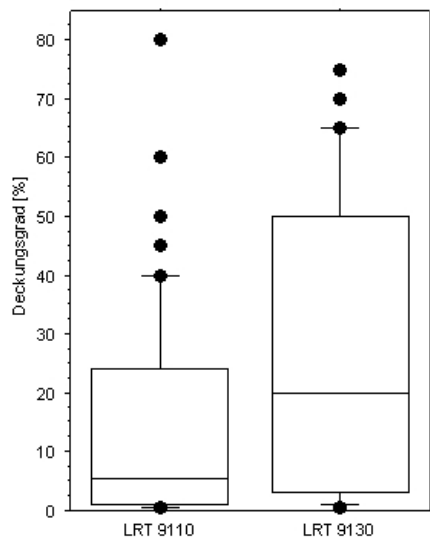


Abbildung 2:  
 Prozentuale Krautschicht-Deckungsgrade der  
 FFH-Lebensraumtypen 9110 (Hainsimsen-  
 Buchenwald) und 9130 (Waldmeister-  
 Buchenwald); Datengrundlage: BZE II

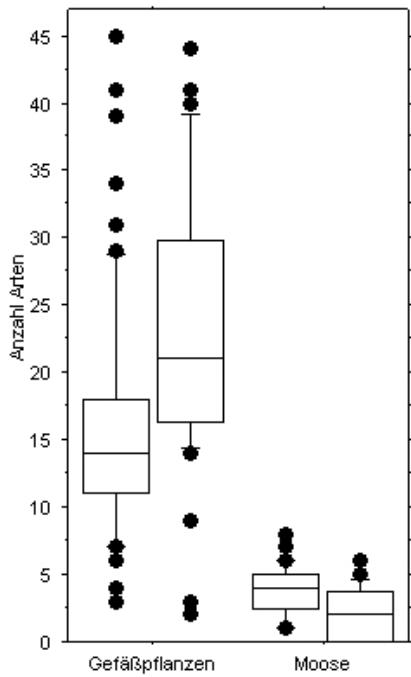


Abbildung 3:  
 Artenzahlen der Gefäßpflanzen und Moose in  
 den FFH-Lebensraumtypen 9110 (Hain-  
 simsens-Buchenwald, jeweils links) und 9130  
 (Waldmeister-Buchenwald); Datengrundlage:  
 BZE II

*Tabelle 1: Mittlere Gesamtartenzahlen (Gefäßpflanzen, Moose, Flechten) ausgewählter Waldgesellschaften auf der Grundlage überregionaler Vegetationsübersichten vorwiegend aus dem nördlichen und mittleren Deutschland. Die Anordnung erfolgt nach absteigender mittlerer Artenzahl. Die Vegetationstypen Waldmeister- und Waldgersten-Buchenwald entsprechen beide dem FFH-LRT Waldmeister-Buchenwald. Dabei erfolgt hier keine getrennte Darstellung. Datengrundlage (als Hochzahl in Klammern angegeben): 1 DIERSCHKE (1989), 2 GOLISCH (2002), 3 HÄRDTLE (1995), 4 HEINKEN u. ZIPPEL (1999), 5 HEINKEN (1995), 6 HEINKEN (in prep.), 7 MAST (1999), 8 SCHMIDT (2000), 9 BZE II.*

| Vegetationstyp                                      | mittlere Gesamtartenzahl  |
|---|---|
| <b><u>stark saure bis saure Standorte:</u></b>      |   |
| Torfmoos-Erlenbruchwald                             | 30 <sup>(7)</sup>   |
| Fichtenwald   | 26 <sup>(6)</sup>   |
| Habichtskraut-Eichenwald                            | 25 <sup>(2)</sup>   |
| Birken-Eichen-Wald                                  | 22 <sup>(2)</sup> , 24 <sup>(5)</sup>   |
| Drahtschmielen-Kiefernwald                          | 20 <sup>(5)</sup> , 22 <sup>(4)</sup>   |
| Weißmoos-Kiefernwald                                | 15 <sup>(4)</sup> , 22 <sup>(5)</sup>   |
| Flechten-Kiefernwald                                | 19 <sup>(4)</sup> , 21 <sup>(5)</sup>   |
| Scheidenwollgras-Moorwald                           | 19 <sup>(7)</sup>   |
| Hainsimsen-Buchenwald                               | 16 <sup>(2)</sup> , 18 <sup>(5)</sup> , 20 <sup>(9)</sup>   |
| <b><u>mäßig saure bis alkalische Standorte:</u></b> |   |
| Felsenahorn-Eichenwald                              | 42 <sup>(2)</sup>   |
| Winkelseggen-Erlen-Eschenwald                       | 41 <sup>(7)</sup>   |
| Steinsamen-Eichenwald                               | 39 <sup>(8)</sup>   |
| Hainsternmieren-Schwarzerlenwald                    | 37 <sup>(7)</sup>   |
| Karbonat-Kiefernwald                                | 36 <sup>(8)</sup>   |
| Orchideen-Buchenwald                                | 32 <sup>(1)</sup> , 35 <sup>(8)</sup>   |
| Walzenseggen-Erlenbruchwald                         | 29 <sup>(7)</sup>   |
| Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald                  | 27 <sup>(2)</sup>   |
| Waldmeister-/Waldgersten-Buchenwald                 | 21 <sup>(1)</sup> , 22 <sup>(2)</sup> , 24 <sup>(3)</sup> , 25 <sup>(1)</sup> , 26 <sup>(9)</sup> , 28 <sup>(5)</sup> |

Im Vergleich der Gesamtartenzahlen (Gefäßpflanzen, Moose, Flechten) mit anderen Waldgesellschaften (s. Tab. 1) zeigt sich, dass die beiden Buchenwaldgesellschaften mittlerer Standorte sowohl im Vergleich mit Waldtypen extremer Standorte (trocken, nass) als auch mit von anderen Baumarten geprägten Waldgesellschaften mittlerer Standorte (Ersatzgesellschaften von Buchenwäldern) relativ artenarm sind. So zeichnen sich Fichtenwälder oder Birken-Eichenwälder auf potenziellen Standorten des Hainsimsen-Buchenwaldes in der Regel durch eine

höhere Gesamtartenzahl aus (GÄRTNER u. ENGELHARD 2005, HEINKEN 1995, SCHMIDT 1999, WECKESSER 2002). Hauptgrund ist die im Durchschnitt geringere Transmissivität der Baumschicht von Buchenwäldern (HEINKEN 1995, WECKESSER 2002), die zu lichtarmen und homogenen Bedingungen in der Bodenvegetation führt. Zwar herrscht auch im artenreicheren Orchideen-Buchenwald ein typisches Rotbuchen-Lichtklima (SCHMIDT 2000), doch wirkt sich der trockenheitsbedingt geringere Kronenschluss in dieser Waldgesellschaft positiv auf die Gesamtartenzahl aus. Unter den annähernd gleichen Lichtbedingungen im Hainsimsen- und im Waldmeister-Buchenwald (BRÜNN 1992, HEINKEN 1995) beeinflusst vor allem die Basenversorgung des Bodens die Artenzahl (SCHMIDT et al. 2002). Generell liegen die Gesamtartenzahlen auf basenreichen Standorten auf höherem Niveau als auf bodensauren (s. Tab 1, vgl. LEUSCHNER 1999).

Bei der Bewertung dieser Ergebnisse muss berücksichtigt werden, dass eine untypische Maximierung der Artenvielfalt aus naturschutzfachlicher Sicht nicht zielführend ist. Vielmehr gilt es, eine Vollständigkeit des Arteninventars im Hinblick auf walddiagnostische bzw. für das jeweilige Waldökosystem typische Arten zu bewahren oder zu entwickeln. Deutlich über den Durchschnittswerten liegende Gefäßpflanzen-Artenzahlen können auf ein vermehrtes Auftreten von Störungszeigern und Offenlandarten hindeuten und sind unter dem Aspekt der Naturnähe negativ zu bewerten. Als Störungszeiger gelten hier insbesondere Anzeiger für anthropogene Stoffeinträge (Stickstoff-Deposition, Kalkung), Bodenverwundung und -verdichtung (vgl. JENSCH 2004). Die Definition von Störungszeigern muss dabei für jeden Waldtyp gesondert erfolgen (SCHMIDT et al. 2003). Grundlage für eine Referenzliste von Störungszeigern sind hier die von GRABHERR et al. (1998) für verschiedene Buchenwaldtypen erarbeiteten Störungszeigerlisten in Kombination mit den bei EBRECHT (2005) genannten Arten mit Schwerpunkt im Bereich von Waldwegen. Außerdem gingen in die Auswertung alle Neophyten sowie alle bei SCHMIDT et al. (2003) aufgeführten Waldarten mit Schwerpunkt im Offenland und alle Offenlandarten ein.

Der Datensatz der BZE II gibt Auskunft über die aktuelle Situation von bewirtschafteten Buchenwäldern im Hinblick auf das Auftreten solcher Störungszeiger und Offenlandarten (im Folgenden unter dem Begriff „Störungszeiger“ zusammengefasst). Dabei ergeben sich hinsichtlich ihrer Artenzahl und ihres Deckungsgrades keine prinzipiellen Unterschiede zwischen Hainsimsen- und Waldmeister-Buchenwald. Nur 20 % der Bestände weisen keine störungszeigende Gefäßpflanzenart auf. Die Mehrzahl der Buchenwälder (53 %) enthält 1-5 Störungszeiger auf 400 m<sup>2</sup>. Mit zunehmender Anzahl von Störungszeigern – maximal wurden 22 Arten in einem Plot gefunden – steigt auch ihr Anteil an der Gesamtdeckung der Krautschicht (s. Abb. 4).

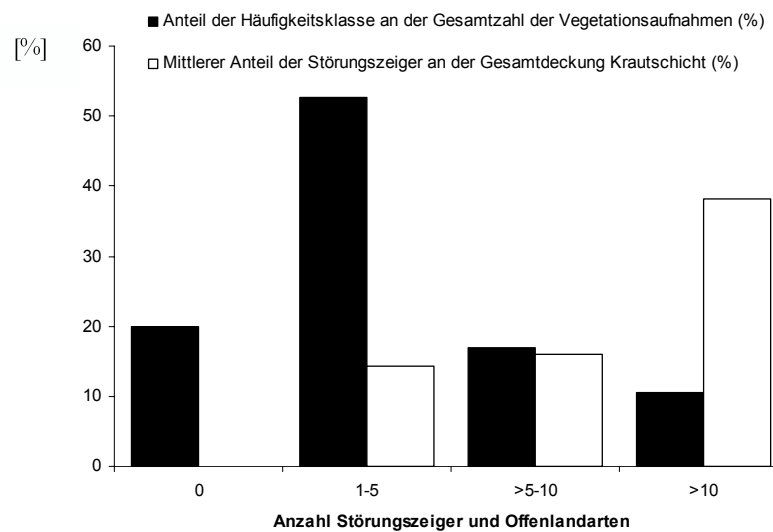


Abbildung 4: Anzahl von Störungszeigern und Offenlandarten in Buchenwäldern nach Häufigkeitsklassen und mittlerer Anteil der Störungszeiger an der Gesamtdeckung der Krautschicht; Datengrundlage: 400 m<sup>2</sup>-Plots der BZE II

Wegen ihrer geringen Zahl und Fläche ist über die spezifischen vegetationsökologischen Bedingungen mitteleuropäischer Buchen-Urwälder und die Unterschiede zu bewirtschafteten Wäldern nur wenig bekannt. Beim Vergleich von Eichen-Hainbuchen-Urwäldern des Bialowieża-Nationalparks mit Wirtschaftswäldern gleicher Baumartenzusammensetzung konnten ABS et al. (1999) in Letzteren ein gehäuftes Auftreten von Störungszeigern sowohl in der Bodenvegetation als auch in der Samenbank des Bodens nachweisen. Hauptgrund dafür ist, dass sich die in Urwäldern auftretenden natürlichen Störungen, etwa durch Windwurf oder Schwarzwild, in der Regel deutlich kleinflächiger auswirken als die in Wirtschaftswäldern.

Neben den wenigen aus der Urwaldforschung vorliegenden Daten kommt der Naturwaldreservateforschung eine besondere Bedeutung als Referenz zu. In hessischen Naturwaldreservaten (NWR) werden parallel zur waldkundlichen Inventur auch Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Da zudem eine weiterhin bewirtschaftete sogenannte Vergleichsfläche für die meisten NWR besteht und ebenfalls untersucht wird, kann der Effekt der Bewirtschaftung auf die Artenvielfalt der Gefäßpflanzen der Krautschicht unmittelbar untersucht werden. In der nachfolgenden Auswertung für die Waldmeister-Buchenwälder des NWR Hohestein (SCHREIBER et al. 1999, SCHMIDT u. MEYER 2007) wird das Ausmaß forstlicher Eingriffe anhand der Veränderung der Grundflächenhaltung von 1996 bis 2007 quantifiziert. Datengrundlage sind die Inventurergebnisse in 44 Probekreisen. Zwischen Bewirtschaftungsintensität (Eingriffsstärke) und Gefäßpflanzen-Arten-

zahl im Jahr 2007 ergibt sich ein signifikanter positiver Zusammenhang (s. Abb. 5). Bewirtschaftete und unbewirtschaftete Teilfläche unterscheiden sich deutlich in ihrer Artenvielfalt. Die Zunahme der Artenzahl an Gefäßpflanzen durch forstliche Bewirtschaftung bzw. deren Abnahme bei fehlender Bewirtschaftung ist ein vielfach bestätigter Befund (Lit. s. SCHMIDT u. SCHMIDT 2007). Veränderungen des Lichtklimas durch Auflichtung im Kronenraum, heterogene Bodenverhältnisse durch Rückarbeiten und eine höhere Wegedichte führen in Wirtschaftswäldern zu (mindestens vorübergehend) höheren Gefäßpflanzen-Artenzahlen pro Flächeneinheit.

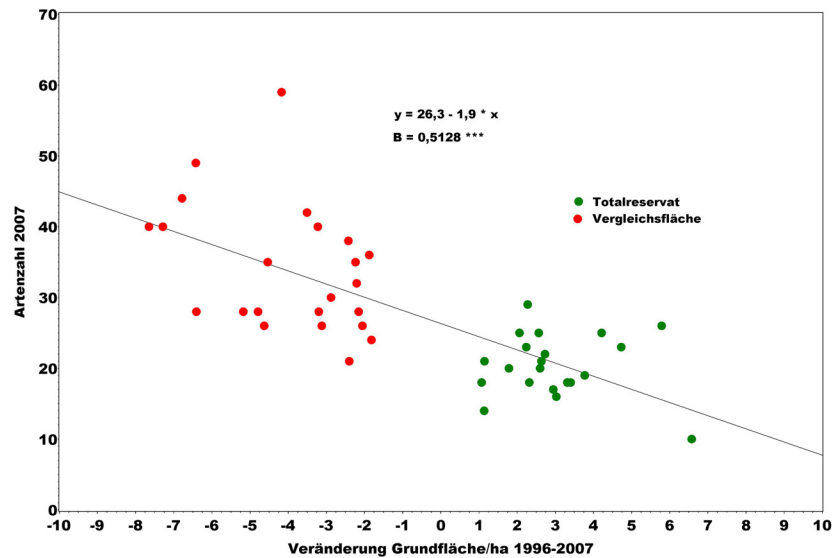


Abbildung 5: Artenzahl der Gefäßpflanzen (Krautschicht) in 250 m<sup>2</sup> großen Vegetationsaufnahme-flächen im NWR Hobenstein in Abhängigkeit von der Grundflächenveränderung von 1996 bis 2007 ( $B = \text{Bestimmtheitsmaß}$ , \*\*\* =  $p > F < 0,001$ )

Wird näher betrachtet, auf welche Arten die Zunahme der Vielfalt zurückgeht, so wird deutlich, dass es sich hierbei vor allem um Störungszeiger handelt (s. Abb. 6). Die Zunahme der Vielfalt ist demnach Ausdruck der Nivellierung von Unterschieden zwischen natürlicherweise verschiedenen Ökosystemen (s. o.). So ist die Zunahme von Bodenverdichtungszeigern nach Rückarbeiten (vgl. GAERTIG u. GREEN 2008), die ihren natürlichen Schwerpunkt in grundwassernahen Waldgesellschaften haben (z. B. *Carex remota*, *Juncus effusus*), in einem Waldmeister-Buchenwald ebenso untypisch wie die Zunahme von Ackerwildkräutern, Ruderal- oder Grünlandarten, wie sie beispielsweise nach Kompensationskalkungen zu beobachten ist (SCHMIDT 2002). Nur wenige der hier für Buchenwälder als Störungszeiger zu bewerteten Arten werden auch durch natürliche Störungen (z. B.

Windwurf, Auflichtung in der Zerfallsphase von Wäldern) gefördert (z. B. Rubus-Arten).

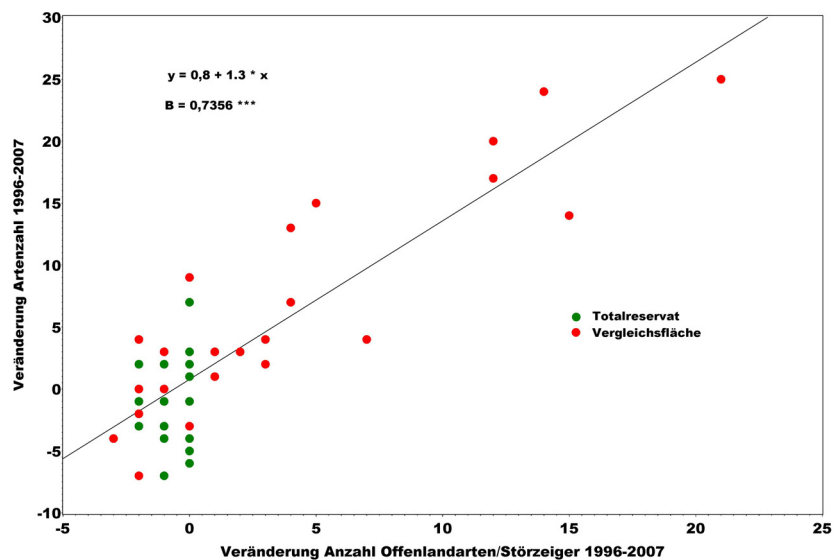


Abbildung 6: Veränderung der Artenzahl an Gefäßpflanzen in der Krautschicht in 250 m<sup>2</sup> großen Vegetationsaufnahmeflächen im NWR Hobenstein von 1996 bis 2007 in Abhängigkeit von der Veränderung an Arten des Offenlandes und von Störungszeigern (B = Bestimmtheitsmaß, \*\*\* =  $p > F < 0,001$ )

### 3.2 Käfer

Mittlerweile liegen für vier Buchen-NWR in Hessen umfangreiche Inventuren der Arthropodenfauna nach einer Standard-Methodik vor (DOROW et al. 1992). Die gefangenen Individuen wurden bis auf Artniveau bestimmt.

Die dabei ermittelten Artenzahlen können Aufschluss über die Vollständigkeit der untersuchten Lebensgemeinschaften geben. Dazu müssen sie anhand eines Vergleichsmaßstabs bewertet werden. Mindestvoraussetzungen für eine solche Bewertung ist die Kenntnis des Artenbestandes in den Wäldern des jeweiligen Bezugsraums (hier: Bundesland Hessen). Diese Voraussetzung ist für die Gruppe der Käfer gegeben. Hier ist der Kenntnisstand so weit fortgeschritten, dass KÖHLER u. KLAUSNITZER (1998) eine Liste aller in Deutschland vorkommenden Arten, ihrer Verteilung auf die Bundesländer und ihrer Habitat- und Biotoppräferenzen erarbeiten konnten. Als walddtypisch werden in der nachfolgenden Auswertung die dort mit der Biotoppräferenz „Wald-/Gehölzbiotope allgemein“ und „Wald-/Gehölzbiotope offene Strukturen“ eingestuft Arten angesehen. Durch diese Eingrenzung wird die Zahl der betrachteten Käferarten zwar erheblich einge-

schränkt. Dies erscheint jedoch angesichts der hohen Zahl an Offenlandarten (s. Tab. 2) notwendig, um den Waldbezug der Auswertungen zu gewährleisten. Obwohl der Wissensstand bei den Käfern vergleichsweise weit fortgeschritten ist, ist aber zurzeit keine spezifische Analyse für Buchenwälder möglich.

Tabelle 2: Anzahl der Käferarten in vier Naturwaldreservaten und in Hessen nach Biotoppräferenz

| Bezugsfläche | Anzahl Arten | Davon mit Biotoppräferenz: |                                |                             |
|--------------|--------------|----------------------------|--------------------------------|-----------------------------|
|              |              | Offenland                  | Wald/Gehölze offene Strukturen | Geschlossene, zonale Wälder |
| GZ           | 666          | 231                        | 45                             | 334                         |
| SC           | 736          | 270                        | 56                             | 334                         |
| NI           | 920          | 358                        | 69                             | 381                         |
| HO           | 698          | 238                        | 53                             | 326                         |
| Hessen       | 4.782        | 1.244                      | 588                            | 1.050                       |

Abkürzungen: GZ = NWR Goldbachs- und Ziebachsrück, SC = NWR Schönbuche, NI = NWR Niddahänge, HO = NWR Hohestein

Die Rote Liste der Käfer Deutschlands (GEISER 1998) wird als Maßstab zur Bewertung der Vollständigkeit der untersuchten Waldlebensgemeinschaften herangezogen. Wenn diese ein zutreffendes Bild von der Gefährdungslage der Käfer zeichnet, dann müssen die dort gelisteten Arten signifikant seltener gefunden werden als die nicht gefährdeten Arten. Ihr tatsächlich gefundener Anteil am Artenbestand wäre demnach unterproportional zu ihrem erwarteten Anteil, wie er sich aus dem Gesamtbestand an walddtypischen Käferarten in Hessen herleiten lässt. Als Maßzahl für die Abweichung vom Erwartungswert bietet sich die prozentuale Differenz zwischen dem tatsächlichen und dem erwarteten Artenanteil bei der gegebenen Artenzahl an (Gleichung 1). Mit dem Chi-Quadrat-Test wird geprüft, ob tatsächliche und erwartete Verteilung signifikant voneinander abweichen.

$$\%Diff_{\text{Erwartungswert}} = \left( \frac{p_{\text{beobachtet}}^i - p_{\text{erwartet}}^i}{p_{\text{erwartet}}^i} \right) \cdot 100 \quad (\text{Gleichung 1})$$

wobei:

- $\%Diff_{\text{Erwartungswert}}$  = prozentuale Abweichung vom Erwartungswert
- $p_{\text{beobachtet}}^i$  = beobachteter Anteil Arten des Gefährdungsgrades  $i$  am gesamten beobachteten Artenbestand
- $p_{\text{erwartet}}^i$  = erwarteter Anteil Arten des Gefährdungsgrades  $i$  am gesamten beobachteten Artenbestand



Die Ergebnisse bestätigen die Einstufung der Roten Liste (s. Abb. 7). Selbst bei außerordentlich hoher Untersuchungsintensität bleibt demnach die Zahl der gefundenen Arten mit Rote Liste-Status deutlich hinter der erwarteten Anzahl zurück. Überproportional vertreten sind die ungefährdeten Arten. Zwischen den NWR sind die Unterschiede äußerst gering.

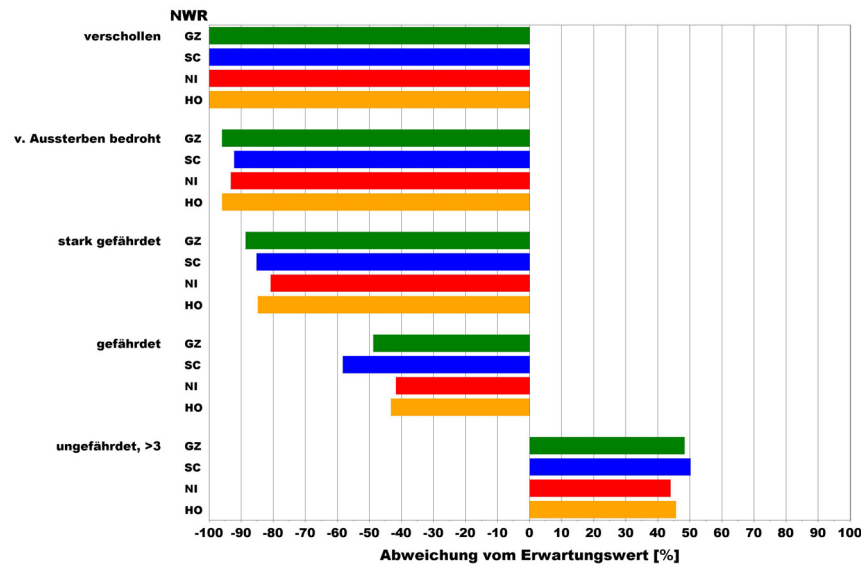


Abbildung 7: Prozentuale Abweichung zwischen gefundenen und erwarteten Artenzahlen an Käfern je Gefährdungsgrad auf der Grundlage der Roten Liste der Käfer Deutschlands. Die Abweichungen zwischen der beobachteten und der erwarteten Artenzahl sind in jedem NWR signifikant ( $p > \text{Chi-Quadrat} < 0,001$ ). Abkürzungen der NWR s. Tab. 2, „ungefährdet, >3“ = ungefährdete Arten oder Arten mit einem Rote Liste-Status > Kategorie 3.

Um zu klären, hinsichtlich welcher Habitats oder Strukturen die untersuchten Wald-Lebensgemeinschaften Defizite aufweisen, wird nach dem oben beschriebenen Verfahren die tatsächliche und die bei Vollständigkeit erwartete Verteilung auf die Habitatpräferenzen nach KÖHLER u. KLAUSNITZER (1998) betrachtet. Die Ergebnisse zeigen, dass die NWR insbesondere bei den Totholzbesiedlern deutlich unter dem Erwartungswert liegende Artenanteile aufweisen (s. Abb. 8).

Zum Zeitpunkt der Fauneninventuren entsprechen die erst wenige Jahre aus der Nutzung genommenen NWR typischen Buchen-Wirtschaftswäldern. Die Untersuchungsergebnisse belegen daher bewirtschaftungsbedingte Defizite in der Artenausstattung insbesondere im Hinblick auf die an Totholz gebundenen Arten.

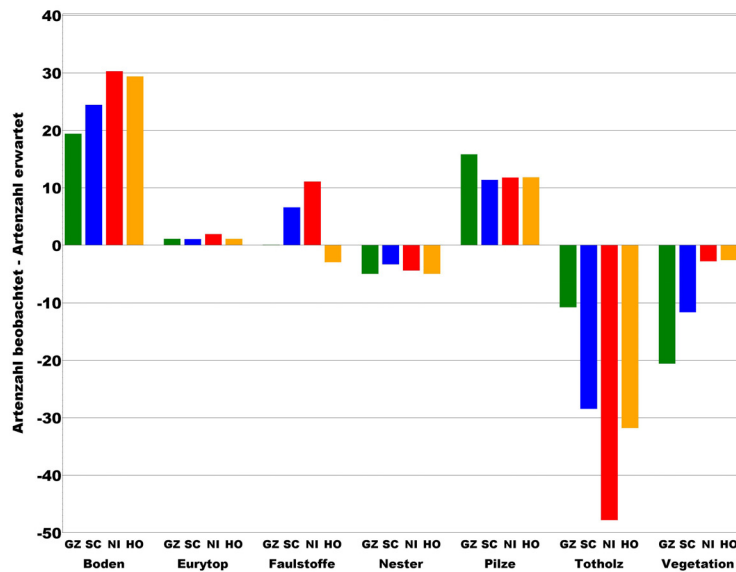


Abbildung 8: Prozentuale Abweichung zwischen gefundenen und erwarteten Artenzahlen an Käfern je Habitatpräferenz. Die Abweichungen zwischen der beobachteten und der erwarteten Artenzahl sind in jedem NWR signifikant ( $p > \text{Chi-Quadrat} < 0,001$ ). Abkürzungen der NWR s. Tab. 2, eurytop = ohne spezifische Habitatpräferenz.

#### 4 Strukturvielfalt

Die Strukturvielfalt eines Waldes wird wesentlich durch die Häufigkeit und Größe von natürlichen und anthropogenen Störungen bestimmt (PICKETT u. WHITE 1985, ATTIWILL 1994, JAX 1999, DALE et al. 1998, BENGTTSSON et al. 2000, BÖNSEL u. MATTHES 2007). In mitteleuropäischen Wäldern führen natürlicherweise vor allem Stürme, Pilz- und Insektenbefall zur Ausbildung von Lücken und Löchern im Kronendach oder fallweise auch zum Absterben ganzer Waldbestände. Störungen lassen Strukturvielfalt entstehen - beispielsweise durch aufkommende Gehölzverjüngung oder Totholz. Nach Störungen werden aber auch die innerhalb der Lebensgemeinschaft zur Verfügung stehenden Ressourcen neu verteilt.

In mitteleuropäischen Buchenwäldern entwickelt sich die Gehölzverjüngung i. d. R. erst nach einer Störung. Dabei können zwei Grundmuster unterschieden werden: Großflächige Störungen führen häufig zu einer mehr oder weniger altersgleichen Verjüngung auf großer Fläche. Daraus gehen homogene, strukturarme Waldbestände hervor. Hingegen fördern kleinflächige Störungen die Gehölzverjüngung punktuell (und oft nur zeitlich befristet), so dass sich ein kleinräumiges Mosaik an Entwicklungsphasen und damit ein heterogen aufgebautes, struktur-

reicher Wald herausbildet. Auch forstliche Eingriffe lassen sich als Störungen im ökologischen Sinne auffassen.

Diese Überlegungen machen deutlich, dass das Verständnis des Zusammenspiels von Störungen und Gehölzverjüngung wesentlich ist, um die Strukturvielfalt von Buchenwäldern zu charakterisieren. In den folgenden beiden Kapiteln werden daher die Struktur und Dynamik von Kronendachlücken und die Entwicklung der Gehölzverjüngung in mitteleuropäischen Buchenwäldern nach Störungen untersucht.

#### 4.1 Kronendachlücken

In den zwei seit 1972 unbewirtschafteten niedersächsischen NWR Limker Strang und Lüßberg (s. Tab. 3) wurde die Lückendynamik des Kronendaches über mehrere Jahrzehnte auf der Basis von Luftbildern analysiert (MEYER u. ACKERMANN 2005). Dabei werden unter Lücken alle Unterbrechungen des geschlossenen Kronendaches mit einer Mindestgröße von 20 m<sup>2</sup> verstanden, in denen der Nachwuchs weniger als die Hälfte der Höhe des umgebenden Bestandes erreicht hat (vgl. RUNKLE 1981). Die Luftbildzeitreihen umfassen 22 Jahre im NWR Limker Strang und 27 Jahre im NWR Lüßberg. Die zwei NWR waren von einem außergewöhnlich starken Orkan im November 1972 betroffen (KREMSER 1973). Die Kronendachlücken, die auf den Luftbildern Ende der 1970er und Anfang der 1980er Jahre zu erkennen sind, gehen auf dieses Störereignis und davor liegende Durchforstungen zurück.

Tabelle 3: Charakterisierung der untersuchten Naturwaldreservate

|                                   | <b>Limker Strang</b>              | <b>Lüßberg</b>                           |
|-----------------------------------|-----------------------------------|--|
| Bezugsfläche Kronendach 2004 [ha] | 19,5                              | 16,3                                     |
| Baumarten                         | Buche, (Fichte)                   | Buche, (Eiche, Fichte)                   |
| Alter im Jahr 2004                | 153                               | 184                                      |
| Waldtyp/FFH-LRT                   | Hainsimsen-Buchenwald             | Hainsimsen-Buchenwald                    |
| Wasserhaushalt                    | frisch - vorratsfrisch            | mäßig frisch                             |
| Nährstoffversorgung               | (gut) mesotroph                   | schwach mesotroph                        |
| Geologie                          | Löss über mittlerem Buntsandstein | Schmelzwassersand über Geschiebedecksand |
| pH Oberboden Lücken               | 3,2*                              | 2,8*                                     |
| C/N Oberboden in Lücken           | 20*                               | 27*                                      |
| Organische Auflage in Lücken [cm] | 3,0*                              | 5,5*                                     |

\* Mittelwerte nach Daten von KABER (2005) und LANGER (2006)

Die wichtigsten Kenngrößen der Lückenstruktur zeigen, dass sich das Kronendach der untersuchten NWR nach den Störungen schließt (s. Tab. 4). So hat in beiden Gebieten die Lückenfläche und –anzahl stark abgenommen. Pro Jahrzehnt wurden durchschnittlich 38 % (Limker Strang) bzw. 27 % aller Kronendachlücken komplett geschlossen. Hingegen sind, bezogen auf den jeweiligen Ausgangsbestand, nur 8 % bzw. 10 % neue Lücken entstanden. Auch visuell ist der zunehmende Kronenschluss deutlich zu erkennen (s. Abb. 9). Die mittlere Lückengröße ist vergleichsweise gering und liegt im Bereich der Fläche einer Altbuchenkrone (vgl. NAGEL 1999). Wie die Maximalwerte zeigen, gibt es aber in beiden Naturwäldern auch erheblich größere Öffnungen im Kronendach, die jedoch vergleichsweise selten auftreten.

*Tabelle 4: Kennwerte der Lückenstruktur in den beiden Naturwaldreservaten und in den albanischen Buchen-Urwäldern (Mirdita, Puka und Rajca, Daten aus TABAKU 1999)*

| Naturwald     | Jahr | Flächenanteil [%] | Anzahl je ha | Mittlere Größe*1 [m <sup>2</sup> ] | Maximale Größe [m <sup>2</sup> ] |
|---------------|------|-------------------|--------------|------------------------------------|----------------------------------|
| Limker Strang | 1982 | 10,8              | 8,5          | 127 ± 230                          | 2.258                            |
|               | 2004 | 2,5               | 3,2          | 77 ± 96                            | 660                              |
| Lüßberg       | 1977 | 18,1              | 11,4         | 159 ± 310                          | 3.174                            |
|               | 2004 | 7,1               | 6,4          | 111 ± 174                          | 1.289                            |
| Mirdita       | 1997 | 6,6               | 9,0          | 74 ± 54                            | 273                              |
| Puka          | 1997 | 3,4               | 5,6          | 61 ± 30                            | 133                              |
| Rajca         | 1997 | 3,3               | 4,8          | 69 ± 37                            | 209                              |

\*1 Arithmetischer Mittelwert ± Standardabweichung

Die Kennwerte der beiden NWR stimmen in ihrer Größenordnung recht gut mit denen aus albanischen Buchen-Urwäldern überein. Allerdings liegt dort die mittlere und maximale Lückengröße noch unter den entsprechenden Werten der NWR (zu methodischen Unterschieden s. TABAKU u. MEYER 1999).

Lückenerweiterungen treten nur selten auf. So beträgt die jährliche Rate, mit der Bäume am Lückenrand ausfallen, im NWR Limker Strang lediglich 0,12 % und im NWR Lüßberg 0,45 %. Im NWR Limker Strang fallen Bäume im geschlossenen Bestand mit einer fast identischen Wahrscheinlichkeit wie am Lückenrand aus (0,10 %). Im NWR Lüßberg ist die Ausfallrate im geschlossenen Bestand hingegen deutlich geringer (0,17 %) als am Lückenrand.

Die Ergebnisse belegen die hohe Standfestigkeit und Reaktionsfähigkeit der Altbuchen in den beiden Untersuchungsgebieten, wobei allerdings die Werte des NWR Lüßberg – vermutlich alters- und/oder standortbedingt (s. Tab. 3) – deutlich unter denen im Limker Strang liegen. Dieser Unterschied setzt sich auch hinsichtlich des seitlichen Kronenwachstums der Randbäume fort (s. Tab. 5).



Insgesamt wird deutlich, dass das natürliche Störungsregime in Buchenwäldern auf den meisten Standorten im Wesentlichen durch kleinflächige Störungsereignisse gekennzeichnet ist. Zusammenbrüche ganzer Bestände sind offenbar selten und treten vermutlich in Zeitabständen auf, die erheblich über der Lebensdauer einer Buchengeneration liegen. In dieser Hinsicht ähneln mitteleuropäische Buchenwälder anderen Laubmischwäldern der gemäßigten Zone. Kleinflächige, häufigere Störungen scheinen ein generelles Kennzeichen sommergrüner Laubwälder zu sein (RUNKLE 1991, TABAKU u. MEYER 1999).

#### 4.2 Gehölzverjüngung

Im Jahr 2005 wurde in den beiden NWR in 30 (Limker Strang) bzw. 25 Lücken (Lüßberg) die Gehölzverjüngung untersucht. In beiden Untersuchungsgebieten besteht diese fast ausschließlich aus Rotbuchen. Die Wahrscheinlichkeit, dass sich Jungpflanzen über 1,5 m Höhe (= gesicherte Verjüngung) nach 33 Jahren (Lückentstehung 1972, Aufnahme 2005) entwickelt haben, unterscheidet sich erheblich zwischen den beiden NWR. Obwohl der Lückenanteil im NWR Lüßberg deutlich höher ist, weisen hier nur rund ein Drittel aller beobachteten Lücken eine gesicherte Gehölzverjüngung auf. Hingegen hat sich im NWR Limker Strang in ca. 90 % der Lücken gesicherte Gehölzverjüngung entwickelt. Als Erklärungsursache für den Unterschied bietet sich der Oberbodenzustand und insbesondere die unterschiedliche Höhe der organischen Auflage an. So ist der hemmende Einfluss der organischen Auflage auf die Verjüngung der Buche bekannt (BURSCHEL et al. 1964).

Trotz der erheblichen Unterschiede sind sich die beiden NWR in einem Punkt ähnlich: Gehölzverjüngung hat sich nur in Lücken, d. h. bei abgesenkter Dichte des Oberstandes entwickelt. Ihre Textur entspricht damit dem sog. „Schweizer Käse-Modell“: in die Grundmasse des dicht geschlossenen Bestandes sind scharf abgegrenzte Lücken eingesprengt, die fallweise mit Gehölzverjüngung gefüllt sind. Beobachtungen in weiteren NWR legen nahe, dass dieses Modell in gleichaltrigen, oligo- bis mesotrophen Buchenwäldern häufig zutrifft. Anders verläuft die Entwicklung allerdings auf eutrophen Standorten. Hier gewährleistet ein ständiges Vorkommen von Eschen- und Ahorn-Jungpflanzen, dass sich die Gehölzverjüngung unmittelbar im Anschluss an eine Störung entwickelt (KOMPA u. SCHMIDT 2005). Das „Schweizer Käse-Modell“ greift zu kurz, da sich unterschiedliche Entwicklungsphasen räumlich überlappen, statt horizontal scharf voneinander getrennt zu sein. Entscheidend für die Reaktionsfähigkeit eines Waldes auf Störungen ist daher vor allem die Vorverjüngung (SPURR 1956).

Die dargestellten Zusammenhänge gelten für gleichaltrige und erst wenige Jahrzehnte aus der Nutzung genommene Buchenwälder. Ob natürliche Buchenwälder eine ähnliche Verjüngungsdynamik zeigen, wird anhand der Ergebnisse von TABAKU (1999) sowie Verjüngungsinventuren in den NWR Vogelherd und Limker

Strang (beide im Solling, Niedersachsen) aus den Jahren 1998 und 1999 untersucht. Als Vergleichsgröße für den Verjüngungserfolg wird die Trieb längensumme der Jungpflanzen je  $m^2$  Beobachtungsfläche (FEI et al. 2006) in Abhängigkeit von der Grundflächenhaltung des Oberstandes herangezogen (s. Abb. 10).

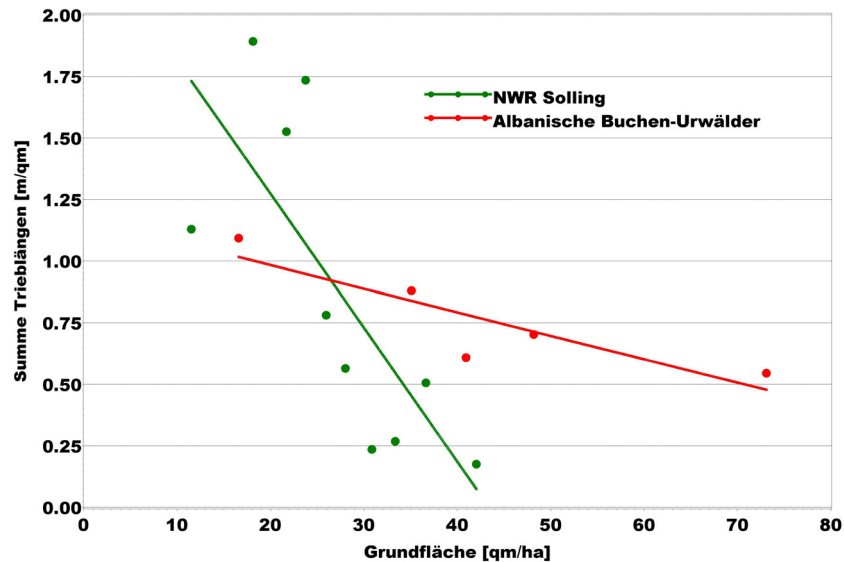


Abbildung 10: Beziehung zwischen kleinräumiger Grundflächenhaltung des Oberstandes (ermittelt in Probekreisen von 10 m Radius) und der Summe der Trieb längen der Gehölzpflanzen < 7 cm BHD je  $m^2$  in Buchen-Naturwaldreservaten im Solling (NWR Solling) und Buchen-Urwäldern Albaniens. Die Wertepaare sind Mittelwerte von Grundflächen-Rangklassen. Die Regressionen sind in beiden Fällen signifikant (NWR:  $p > F = 0,0111$ , Urwälder:  $p > F = 0,0465$ ). Das Bestimmtheitsmaß beträgt für die NWR 0,5209 und für die Urwälder 0,7090.

Die Ergebnisse deuten auf erhebliche Unterschiede hinsichtlich der Dichteabhängigkeit des Verjüngungserfolgs hin. Während in den Buchen-NWR die Trieb längensumme deutlich negativ mit der Grundfläche des Derbholzbestandes korreliert, ist diese Beziehung in den Buchen-Urwäldern erheblich schwächer ausgeprägt. Selbst bei ausgesprochen hoher Grundflächenhaltung findet sich in den Urwäldern noch Gehölzverjüngung in einem erheblichen Ausmaß. Deren Präsenz selbst bei hoher Dichte des Altbestandes zeigt, dass sich in den südost-europäischen Buchen-Urwäldern die verschiedenen Baumgenerationen sowohl zeitlich wie räumlich überlappen - offenbar ein typisches Kennzeichen (KORPEL 1995).

Als Erklärungsursache kommt vor allem der lange und vollständige Lebenszyklus von Urwäldern einschließlich älterer Entwicklungsphasen mit geringer Konkurrenzskraft des Oberstandes in Betracht. Hierdurch bestehen im Vergleich

zu Wirtschaftswäldern bessere Bedingungen für die Etablierung und Entwicklung von Jungpflanzen. Entscheidend dürfte weiterhin sein, dass Buchen aufgrund ihrer Schattenfestigkeit über sehr lange Zeiträume unter einem geschlossenen Kronendach existieren können (DENGLER 1931). Diese Präsenz von Vorverjüngung garantiert schließlich ein unmittelbares Ineinandergreifen von Störereignis und Entwicklung der Verjüngung. Der Einfluss des Standortes auf das Zusammenspiel zwischen Störungen und Verjüngung wurde in Buchen-Urwäldern allerdings bisher nicht systematisch untersucht.

### 4.3 Zusammensetzung nach Entwicklungsphasen

Waldentwicklungsphasen klassifizieren den Entwicklungszustand eines in gewissen Grenzen homogenen und räumlich zusammenhängenden Baumkollektivs. Prinzipiell wird zwischen den Phasen Etablierung, Aufbau, Reife und Zerfall unterschieden. Dieses Grundschema wird allerdings je nach Untersuchungsansatz mehr oder weniger stark abgewandelt (vgl. LEIBUNDGUT 1959, ZUKRIGL et al. 1963, KORPEL 1995, MEYER 1999, TABAKU 1999, DRÖSSLER u. MEYER 2006). Das Verteilungsmuster der Entwicklungsphasen spiegelt den Lebenszyklus, das Störungsregime und auch die Strukturvielfalt eines Waldes wider.

In der nachfolgenden Auswertung wird die von DRÖSSLER u. MEYER (2006) auf der Grundlage der Arbeit von TABAKU (1999) entwickelte Methodik zur numerischen Bestimmung von Waldentwicklungsphasen verwendet. Die Phasenausscheidung erfolgt auf 12,5 x 12,5 m großen Unterflächen.

Als Datengrundlage werden die Aufnahmen von TABAKU (1999) und DRÖSSLER (2006) in Buchen-Wirtschaftswäldern, -Naturwaldreservaten und -Urwäldern genutzt. Es handelt sich ausschließlich um von der Rotbuche dominierte Bestände. Betrachtet wird die relative Zusammensetzung nach Waldentwicklungsphasen (s. Abb. 11).

Die Phasenzusammensetzung der slowakischen und albanischen Urwälder ist sehr ähnlich (s. Abb. 11). Davon weichen die Wirtschaftswälder und das seit rund 35 Jahren ungenutzte Buchen-NWR Limker Strang erheblich ab. Plenter-, Alters- und Zerfallsphase fehlen in der letztgenannten Gruppe weitgehend. Das seit rund 150 Jahren aus der Nutzung genommene NWR Heilige Hallen zeichnet sich durch Gleichaltrigkeit der fortschreitend zerfallenden Altbäume aus (TABAKU u. MEYER 1999). Diese Kohortenstruktur auf größerer Fläche dürfte der wichtigste Grund für den hohen Anteil an Lücken und jungen Entwicklungsphasen sein. Die Buchen-Wirtschaftswälder sind durch einen insgesamt deutlich verkürzten Lebenszyklus gekennzeichnet, in dem strukturreiche und fortgeschrittene Entwicklungsphasen kaum eine Rolle spielen. Infolge der Plenterbewirtschaftung erreicht allerdings der Buchenbestand Bleicherode einen mit Urwäldern vergleichbaren Anteil der Plenterphase.



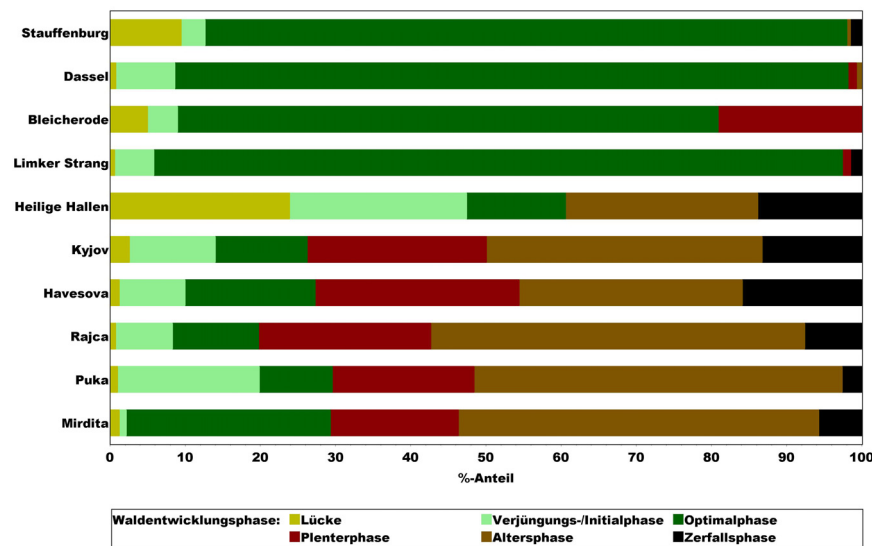


Abbildung 11: Anteile der verschiedenen Waldentwicklungsphasen in Buchen-Wirtschaftswäldern (Zielstärkennutzung = Stauffenburg und Dassel, Plenterwald = Bleicherode), Bu-Naturwaldreservaten (seit rd. 35 Jahren aus der Nutzung = Limker Strang, ca. 150 Jahre ungenutzt = Heilige Hallen) und Bu-Urwäldern (Ostslowakei = Kyjov und Havesova, Albanien = Rajca, Puka und Mirdita)

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass der Entwicklungszyklus von Buchenwäldern durch die forstliche Bewirtschaftung verkürzt und um wesentliche Phasen reduziert wird. In den fünf Urwäldern ist bei bemerkenswert großer Übereinstimmung die Strukturvielfalt erheblich höher als in den Wirtschaftswäldern.

#### 4.4 Totholz

Als wesentliches Strukturelement der Alters-, Zerfalls- und Verjüngungsphase spielt Totholz eine zentrale Rolle für die biologische Vielfalt in natürlichen Buchenwäldern (SCHUCK et al. 2004). Vergleichende Studien zeigen, dass ungenutzte Buchenwälder Totholzvorräte von durchschnittlich 130 m<sup>3</sup>/ha enthalten (CHRISTENSEN et al. 2005). Welchen Effekt das Aussetzen der forstlichen Nutzung auf die Totholzdynamik hat, wird nachfolgend näher betrachtet.

In insgesamt 9 über rund 25 Jahre beobachteten Buchen-Untersuchungsflächen (1,0-1,5 ha Flächengröße) wurde die Totholzdynamik retrospektiv analysiert. Auf der Grundlage der Angaben von MÜLLER-USING (2005) über die Dauer von Zersetzungsgraden und den Volumenabbau mit fortschreitender Zersetzung wurden rückwirkend die Input- und Output-Raten modelliert. Aus der Bilanz der beiden Größen ergibt sich der im jeweiligen Jahr vorhandene Totholzvorrat (s. Abb. 12).

Im Mittel der Jahre und Untersuchungsflächen beträgt die Differenz zwischen Input und Output  $1,10 \text{ m}^3$  je Hektar und Jahr (Spannweite  $<0,01\text{--}4,36$ ). Nach 25 Jahren kann durchschnittlich der Aufbau einer Totholzmenge von rund  $25 \text{ m}^3$  je Hektar erwartet werden. In diesem Zeitraum werden Mengen akkumuliert, die im Bereich der Schwellenwerte für das Vorkommen gefährdeter Arten liegen (BÜTLER u. SCHLÄPFER 2004, MÜLLER et al. 2007). Durch Nutzungsverzicht können demnach bereits mittelfristig signifikante Totholz mengen aufgebaut werden. Anlass für die aktive Schaffung von Totholz dürfte es daher nur in Ausnahmefällen geben.

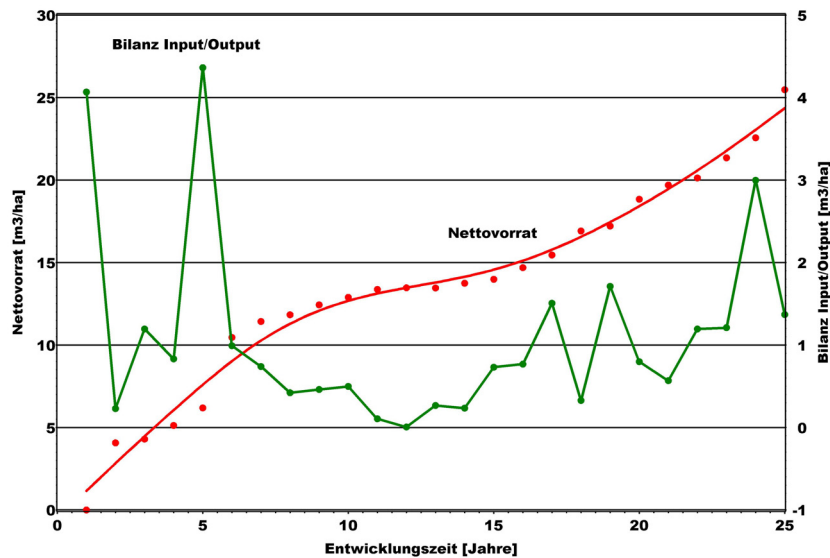


Abbildung 12: Nettovorrat und Differenz zwischen Input- und Output an Totholz  $>7 \text{ cm}$  Durchmesser in Abhängigkeit von der Dauer eigendynamischer Entwicklung (= Entwicklungszeit) in Buchen-Naturwaldreservaten. Mittelwerte aus 9 Buchen-Untersuchungsflächen (Altersspanne der Bestände im Beobachtungszeitraum 100–160 Jahre).

## 5 Schlussfolgerungen

Aus den vorgestellten Ergebnissen lassen sich folgende Eckpunkte für eine naturnahe Buchenwirtschaft im Sinne der Konvention zur Biologischen Vielfalt ableiten:

Eine *einzelstamm- bis femelartige Bewirtschaftung* kommt dem bisher bekannten natürlichen Störungsregime mitteleuropäischer Laubwälder am nächsten und kann daher als naturnahes Waldbauverfahren für Buchenwälder bestätigt werden. Einschränkung ist allerdings festzuhalten, dass die natürliche Häufigkeit großflächiger Störungen in mitteleuropäischen Buchenwäldern bisher nicht genau bekannt ist. Zudem können auch einzelstamm- bis femelartige Eingriffe bei einem aus ökonomischen Gründen nach wie vor verkürzten Lebenszyklus zu homogen aufgebauten

Beständen führen (SCHÜTZ 2002). Kleinflächige Eingriffe verhindern eine übermäßige Förderung konkurrenzstarker Störungszeigerarten in der Bodenvegetation und schaffen Vielfalt der Wuchsbedingungen durch kleinräumige Wechsel. Die Ausbreitungspotenziale der einheimischen Waldarten werden nicht überfordert (BRUNET u. OHEIMB 1998, BRUNET 2007). Homogene Eingriffe auf großer Fläche wie Kahl- oder Schirmschläge haben hingegen einen negativen Einfluss auf die Artenvielfalt der Bodenvegetation wie auch der epiphytischen Moose und Flechten (ECKHARDT et al. 2003, OHEIMB 2003, TEUBER 2006).

*Lange Verjüngungszeiträume* greifen das für Urwälder typische Überlappen der Baumgenerationen auf und erhöhen gleichzeitig die Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Naturverjüngung.

Anhand der Vergleichsuntersuchungen von Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern zeigt sich, dass die typische Ausprägung der Bodenvegetation wesentlich vom Ausmaß der Bodenstörungen abhängt. Hier liegt ein Konflikt zwischen Naturnähe und Bewirtschaftung vor, der nicht grundsätzlich gelöst, jedoch durch den Verzicht auf flächiges Befahren und einen *möglichst weiten Abstand zwischen Rückegassen* vermindert werden kann. Während sich der erstgenannte Grundsatz mittlerweile in allen üblichen Bewirtschaftungs- und Zertifizierungsstandards findet, ist bezüglich der derzeit üblichen Abstände zwischen Rückegassen noch Diskussionsbedarf gegeben.

Naturnahe Buchenwälder sind häufig arm an Mischbaumarten. Diese Tatsache ist kein Mangel, sondern ein wesentliches Kennzeichen, das für die Erhaltung einer typischen Lebensgemeinschaft von großer Bedeutung ist (AMMER u. UTSCHICK 2004). *Ausreichend große Komplexe von mehr oder weniger reinen Buchenwäldern ohne gesellschaftsfremde Baumarten* sind daher ein wichtiges Kennzeichen einer naturnahen Buchenwirtschaft. Die Auswertungen zur Buchenwaldverbreitung bestätigen eine starke Fragmentierung im nordwestdeutschen Tiefland. Die Einbringung von gesellschaftsfremden Mischbaumarten in die verbliebenen Restbestände sollte hier konsequent unterbleiben, um deren typische Vielfalt zu erhalten.

Durch ihre intensiven Anstrengungen, Nadelwälder in Richtung Laub- und Laubmischwälder umzubauen, hat die Forstwirtschaft bereits einen signifikanten Anstieg der Buchenwaldfläche erreicht. Während in einigen Gebieten naturräumlich und geschichtlich bedingt ein hoher Buchenanteil zu verzeichnen ist, bestehen in anderen Regionen noch erhebliche Defizite (z. B. nordwestdeutsches Tiefland). Die Anstrengungen zum *Waldumbau* sollten *auf diese Defiziträume konzentriert* werden.

Aus ökonomischen Gründen kann die Verkürzung des Lebenszyklus in Wirtschaftswäldern grundsätzlich nicht vermieden, sondern nur vermindert werden. Durch *punktuellen oder flächenhaften Nutzungsverzicht* (Einzelbäume, Altholzinseln, Naturwaldreservate, Großschutzgebiete) lassen sich die damit einhergehenden Verluste der biologischen Vielfalt verhindern. Entsprechende Konzepte sind bereits entwickelt worden und befinden sich zurzeit in der Umsetzung (STEIN

1981, NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN 2000, MÜLLER et al. 2007). Ihre Wirksamkeit konnte bestätigt werden (JEDICKE 2006, BUSSLER et al. 2008). Um das Ziel eines ausreichenden Lebensraumangebotes für die an Altbäume und Totholz gebundenen Arten auf größerer Fläche zu erreichen, erscheint allerdings eine weitergehende Verbreitung und konsequentere Umsetzung erforderlich.

Die Schwellenwerte für ein Totholzangebot, das die Situation gefährdeter Arten wirksam verbessern kann, liegen auf einem so hohen Niveau ( $>30 \text{ m}^3/\text{ha}$ , s. BÜTLER u. SCHLAEPFER 2004, MÜLLER et al. 2007), dass die entsprechenden Mengen kaum dauerhaft auf ganzer Fläche bereitgestellt werden können. Damit rückt die Frage der räumlichen Schwerpunktsetzung und der Vernetzung von Lebensräumen in den Vordergrund (Biotopverbund, vgl. JEDICKE 1990, AMLER et al. 1999, HARRISON u. BRUNA 1999, BURKHARDT et al. 2003, BAILLEY 2007). Eine *stärkere Orientierung der waldbaulichen und naturschutzfachlichen Planung an landschaftsökologischen Zusammenhängen* erscheint insgesamt notwendig, um das Ziel einer Erhaltung der biologischen Vielfalt in unseren Wäldern bei gleichzeitiger Realisierung ökonomischer Ziele zu erreichen.

Danksagung:

Wir möchten uns bei allen Personen bedanken, die mit der Bereitstellung von Daten, der Mitwirkung bei der Auswertung und durch ihre Diskussionsbereitschaft einen besonderen Anteil am Zustandekommen des vorliegenden Beitrags haben. Besonders danken wir den Herren Frank Koehler (Bornheim), Theo Blick, Dr. Wolfgang H. O. Dorow und Dr. Jens-Peter Kopelke (Forschungsinstitut Senckenberg, Frankfurt), Dr. Jan Evers und Dr. Uwe Paar (Sachgebiet Waldzustand und Boden der NW-FVA) sowie Herrn Jörg Ackermann (Sachgebiet Luftbild und GIS der NW-FVA).

## Literatur

- ABEL, W. (1978): Geschichte der deutschen Landwirtschaft vom frühen Mittelalter bis zum 19. Jahrhundert. 3. Aufl., Stuttgart, 370 S.
- ABS, C. (Red.) (1996): Buchenwälder. Ihr Schutz und ihre Nutzung. 100 S.
- ABS, C.; FISCHER, A. u. FALINSKI, J. B. (1999): Vegetationsökologischer Vergleich von Naturwald und Wirtschaftswald, dargestellt am Beispiel des *Tilio-Carpinetum* im Waldgebiet von Bialowieza/Nordost-Polen. *Forstw. Cbl.*, 118, 181-196
- ACHTZIGER, R.; STICKROTH, H. u. ZIESCHANK, R. (2004): Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt - ein Indikator für den Zustand von Natur und Landschaft in Deutschland. *Angewandte Landschaftsökologie*, 63, 1-5 und 72-75
- AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P. u. SETTELE, J. (Hrsg.) (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Verlag Eugen Ulmer, 336 S.
- AMMER, U. u. UTSCHICK, H. (2004): Folgerungen aus waldökologischen Untersuchungen auf hochproduktiven, nadelholzreichen Standorten für eine an Naturschutzzielen orientierte Waldwirtschaft. *Forst und Holz*, 59, 119-128

- ATTIWILL, P.M. (1994): The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management*, 63, 247-300
- BAILEY, S. (2007): Increasing connectivity in fragmented landscapes: An investigation of evidence for biodiversity gain in woodlands. *Forest Ecology and Management*, 238, 7-23
- BEHRE, K.-E. (2000): Der Mensch öffnet die Wälder – Zur Entstehung der Heiden und anderer Offenlandschaften. *Rundgespr. Komm. Ökol.*, 18, 103-116
- BENGTSSON, J.; NILSSON, S.; FRANC, A. u. MENOZZI, P. (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management*, 132, 39-50
- BfN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (Hrsg.) (1997): Erhaltung der biologischen Vielfalt. Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, 352 S.
- BfN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2004): Daten zur Natur 2004. Landwirtschaftsverlag, Münster, 474 S.
- BfN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2008): Bonner Thesen zum „Naturerbe Buchenwälder“. Download unter [http://www.bfn.de/6.html?&cHash=8affa1489b&tx\\_ttnews%5Btt\\_news%5D=1115](http://www.bfn.de/6.html?&cHash=8affa1489b&tx_ttnews%5Btt_news%5D=1115)
- BIELING, C. u. SCHRAML, U. (2003): Was ist der Natur näher als der Wald? Zur Wahrnehmung des Waldzustandes durch private Eigentümer. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 175, 41-48
- BINOT-HAFKE, M.; GRUTTKE, H.; LUDWIG, G. u. RIECKEN, U. (2000): Bundesweite Rote Listen - Bilanzen, Konsequenzen, Perspektiven. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, 255 S.
- BINOT-HAFKE, M.; MARTENS, H.; BOYE, P.; GRUTTKE, H.; HAUPT, H. u. PRETSCHER, P. (2003): Entwicklungen im zoologischen Artenschutz. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, 75, 43-51
- BLAB, J. (2003): Leistungen im Gebietsschutz. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, 75, 52-60
- BLAB, J. (2005): Rote Listen – Etappen und Meilensteine einer Erfolgsgeschichte. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 18, 7-20
- BÖNSEL, A. u. MATTHES, J. (2007): Prozessschutz und Störungsbiologie - Naturschutzthesen seit dem ökologischen Paradigmenwechsel vom Gleichgewicht zum Ungleichgewicht der Natur. *Natur und Landschaft*, 82, 323-327
- BRUNET, J. (2007): Plant colonization in heterogenous landscapes: an 80-year perspective on restoration of broadleaved forest vegetation. *J. Appl. Ecol.*, 44, 563-572
- BRUNET, J. u. OHEIMB, G. V. (1998): Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *J. Ecol.*, 86, 429-438
- BRÜNN, S. (1992): Kleinräumige Vegetations- und Standortsdifferenzierung in einem Kalkbuchenwald. Diplomarb. Syst.-Geobot. Inst. Univ. Göttingen, 112 S.
- BÜCKING, W. (2003): Naturwaldreservate. „Urwald in Deutschland“. Bonn, 66 S.
- BURKHARDT, R.; BAIER, H.; BENDZKO, U.; BIERHALS, E.; FINCK, P.; JENEMANN, K.; LIEGL, A.; MAST, R.; MIRBACH, E.; NAGLER, A.; PARDEY, A.; RIECKEN, U.; SACHTELEBEN, J.; SCHNEIDER, A.; SZEKELY, S.; ULLRICH, K.; HENGEL, U. v. u. ZELTNER, U. (2003): Naturschutzfachliche Kriterien zur Umsetzung des § 3 BNatSchG "Biotopverbund". *Natur und Landschaft*, 78, 418-427
- BURSCHEL, P.; HUSS, J. u. KALBHENN, R. (1964): Die natürliche Verjüngung der Buche. *Schriftenr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen*, 34, 1-186
- BUSSLER, H.; BLASCHKE, M. u. WALENTOWSKI, H. (2008): Das Rothenbucher Totholz- und Biotopbaum-Konzept. *AFZ/Der Wald*, 4, 200-203
- BÜTLER, R. u. SCHLAEPFER, R. (2004): Wie viel Totholz braucht der Wald? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 155, 31-37
- CHRISTENSEN, M.; HAHN, K.; MOUNTFORD, E.; ÓDOR, P.; STANDOVÁR, T.; ROZENBERGAR, D.; DIACI, J.; WIJDEVEN, S.; MEYER, P.; WINTER, S. u. VRŠKA, T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 210, 267-282

- DALE, V. H.; LUGO, A. E.; MACAHON, J. u. PICKETT, S. T. A. (1998): Ecosystem management on the context of large infrequent disturbances. *Ecosystems*, 1, 546-557
- DENGLER, A. (1931): Aus den südosteuropäischen Urwäldern. II: Die Ergebnisse einer Probeflächenaufnahme im Buchenwald Albaniens. *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen*, 62, 20 ff.
- DFWR (2008): Biologische Vielfalt in Deutschlands Wäldern. Positionspapier des Deutschen Forstwirtschaftsrates e. V. (DFWR). Internetquelle: <http://www.dfwr.de/download/DFWR-Position-Biologische%20Vielfalt.pdf>
- DIERSCHKE, H. (1989): Artenreiche Buchenwald-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. *Ber. Reinh. Tüxen-Ges.*, 1, 107-148
- DOHRENBUSCH, A. u. ROSIN, A. (2002): Waldbaukonzepte im nationalen Vergleich. Tagung der Sektion Waldbau im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten, 11.-13.09.2002, Berlin, 27-40
- DOROW, W. H. O.; FLECHTNER, G. u. KOPELKE, J.-P. (1992): Naturwaldreservate in Hessen: Zoologische Untersuchungen Konzept. *Naturwaldreservate in Hessen*, 3, 1-159
- DOROW, W. H. O. u. KOPELKE, J.-P. (2007): Naturwaldreservate in Hessen. 7/2.2. Hohestein. *Zoologische Untersuchungen 1994 - 1996, Teil 2. Mitt. Hess. Landesforstverw.*, 42, 1-341
- DRÖSSLER, L. (2006): Struktur und Dynamik von zwei Buchenurwäldern in der Slowakei. *Diss. Fak. Forstwiss. Waldökol. Univ. Göttingen*, 101 S.
- DRÖSSLER, L. u. MEYER, P. (2006): Waldentwicklungsphasen in zwei Buchen-Urwaldreservaten in der Slowakei. *Forstarchiv* 77, 155-161
- EBRECHT, L. (2005): Vegetation, Standortverhältnisse und Ausbreitungsbiologie von Pflanzen auf Rückegassen und Waldwegen im Göttinger Wald und im Solling. *Göttingen*, 317 S.
- ECKHARDT, M.; GÜNZL, B.; SCHMIDT, M. u. KRIEBITZSCH, W.-U. (2003): Welche Faktoren beeinflussen die Artenvielfalt baumbewohnender Flechten in Laubwäldern? *AFZ/DerWald*, 58, 1083-1085
- FAO (2007): State of the world's forests: 2007. FAO, Rom
- FEI, S.; GOULD, P. J.; STEINER, K. C. u. FINLEY, J. C. (2006): Aggregate height - a composite measure of stand density for tree seedling populations. *Forest Ecology and Management*, 223, 336-341
- GAERTIG, T. u. GREEN, K. (2008): Die Waldbodenvegetation als Weiser für Bodenstörungen. *AFZ-DerWald* 6/2008, 300-301
- GÄRTNER, S. u. ENGELHARD, J. (2005): Diversität versus Naturnähe – Einfluss von Baumarten auf die Bodenvegetation im Südschwarzwald und auf der Mittleren Schwäbischen Alb. *Ber. Freib. Forstl. Forsch.* 60, 37-47
- GEISER, R. (1998): Rote Liste der Käfer. In: BINOT, M. et al.: Rote Liste gefährdeter Tierarten Deutschlands. *Schriftenr. Landschaftspf. Natursch.* 55, 168-230
- GOLISCH, A. (2002): Waldgesellschaften grundwasserferner Standorte im südwestlichen Rheinischen Schiefergebirge unter besonderer Berücksichtigung wärmeliebender Wälder und ihrer Standortbedingungen. *Diss. Bot.* 357, 1-246
- GRABHERR, G.; KOCH, G.; KIRCHMEIR, H. u. REITER, K. (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. *Veröff. Österr. MaB-Prog.*, 17, 1-493
- GÜNTHER, A.; NIGMANN, U.; ACHTZIGER, R. u. GRUTKE, H. (2006): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. *Natursch. Biol. Vielf.*, 21
- HAARMANN, K. u. PRETSCHER, P. (1993): Zustand und Zukunft der Naturschutzgebiete in Deutschland. Die Situation im Süden und Ausblicke auf andere Landesteile. *Schriftenr. Landschaftspf. Natursch.*, 39, 1-266
- HÄRDTLE, W. (1995): Vegetation und Standort der Laubwaldgesellschaften (Quercus-Fagetes) im nördlichen Schleswig-Holstein. *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schlesw.-Holst. Hamb.*, 48, 1-441
- HARRISON, S. u. BRUNA, E. (1999): Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography*, 22, 225-232
- HEINKEN, T. (in prep.): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Dicrano-Pinion

- HEINKEN, T. (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortsbedingungen, Dynamik.. Diss. Bot. 239, 1-311
- HEINKEN, T. u. ZIPPEL, E. (1999): Die Sand-Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) im norddeutschen Tiefland: syntaxonomische, standörtliche und geographische Gliederung. *Tuexenia*, 19, 55-106
- HESMER, H. (1937): Die heutige Bewaldung Deutschlands. Berlin, 52 S.
- HESMER, H. u. SCHROEDER, F.-G. (1963): Waldzusammensetzung und Waldbehandlung im Niedersächsischen Tiefland westlich der Weser und in der Münsterschen Bucht bis zum Ende des 18. Jahrhunderts. *Decheniana Beih.*, 11, 1-304
- HMULV (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2006): Hessen – ein Buchenland. BWT<sup>2</sup> Bundeswaldinventur. Wiesbaden, 45 S.
- JAHN, G. (1979): Zur Frage der Buche im nordwestdeutschen Flachland. *Forstarchiv*, 50, 85-95
- JAHN, G. (1996): Von der ursprünglichen zur heutigen potentiellen Vegetation. *Natur- & Kulturlandschaft* 1, 16-20
- JAX, K. (1999): Natürliche Störungen: ein wichtiges Konzept für Ökologie und Naturschutz? *Zeitschrift Ökologie u. Naturschutz*, 7/4, 241 – 253
- JEDICKE, E. (1990): Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Ulmer, Stuttgart, 254 S.
- JEDICKE, E. (2006): Altholzinseln in Hessen – Biodiversität in totem Holz. Grundlagen für einen Alt- und Totholz-Biotopverbund. HGON, 80 S.
- JENSCH, D. (2004): Der Einfluss von Störungen auf Waldbodenvegetation. Experimente in drei hessischen Buchenwäldern. Diss. Bot. 386: 1-388
- KABER, T. (2005): Lückendynamik und Buchennaturverjüngung im Naturwald Limker Strang. Unveröff. Diplomarb. Fachhochsch. Hildesh.-Holzminden, Fachber. Forstwirtschaft., Göttingen, 92 S.
- KRUG, A.; HÖLTERMANN, A. u. KLEIN, M. (2006): Hundert Jahre Naturschutz und Landnutzung - zwischen Konfrontation, Ideologie und neuen Allianzen. *Natur und Landschaft*, 81, 27-31
- KÖHLER, F. u. KLAUSNITZER, B. (Hrsg.) (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. *Entomol. Nachr. Ber., Beih.* 4, 1-185
- KOMPA, T. u. SCHMIDT, W. (2005): Buchenwald-Sukzession nach Windwurf auf Zechstein-Standorten des südwestlichen Harzvorlandes. *Hercynia*, 38, 233-261
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Stuttgart, Jena, New York, 310 S.
- KREMSEMER, W. (1973): Lacerati turbine ventorum - vom Sturm zerfetzt! Ein Orkan verheert Niedersachsens Wälder. *Neues Archiv für Niedersachsen*, 22, 219 ff.
- LANA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR NATURSCHUTZ, LANDSCHAFTSPFLEGE UND ERHOLUNG) (1992): Lübecker Grundsätze des Naturschutzes. Schriftenreihe LANA, 3.
- LANGER, M. (2006): Lückendynamik und Naturverjüngung im Naturwald Lüßberg. Unveröff. Diplomarb. Fachhochsch. Hildesh.-Holzminden, Fachber. Forstwirtschaft., Göttingen, 85 S.
- LEIBUNDGUT, H. (1959): Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalysen von Urwäldern.. *Schweiz. Zeitschr. f. Forstwesen*, 110, 111-124
- LEUSCHNER, C. (1998): Mechanismen der Konkurrenzüberlegenheit der Rotbuche. *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.*, 10, 5-18
- LEUSCHNER, C. (1999): Zur Abhängigkeit der Baum- und Krautschicht mitteleuropäischer Waldgesellschaften von der Nährstoffversorgung des Bodens. *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.*, 11, 109-131
- LEUSCHNER, C. u. IMMENROTH, J. (1994): Landschaftsveränderungen in der Lüneburger Heide 1770 - 1985. Dokumentation und Bilanzierung auf der Grundlage historischer Karten. *Arch. Natursch. Landschaftsforsch.*, 33, 85-139
- MAST, R. (1999): Vegetationsökologische Untersuchung der Feuchtwald-Gesellschaften im niedersächsischen Bergland. *Arch. naturwiss. Diss.*, 8, 1-283
- MEYER, P. (1999): Bestimmung der Waldentwicklungsphasen und der Texturdiversität in Naturwäldern. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitschrift*, 170, 203-211

- MEYER, P. u. ACKERMANN, J. (2005): Muster und Dynamik von Kronendachlücken in drei bodensauren Buchen-Naturwäldern. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, 60, 89-98
- MEYER, P.; WEVELL v. KRÜGER, A.; STEFFENS, R. u. UNKRIG, W. (2006): *Naturwälder in Niedersachsen – Schutz und Forschung. Band 1.* Alfeld, 339 S.
- MÜLLER, J.; BUBLER, H. u. UTSCHICK, H. (2007): Wie viel Totholz braucht der Wald? - Ein wissenschaftsbasiertes Konzept gegen den Artenschwund der Totholzzönosen. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 39, 165-170
- MÜLLER-USING, S. (2005): Totholzdynamik eines Buchenbestandes im Solling. *Ber. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A*, 193, 1-175
- NABU (NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND E.V., BUNDESVERBAND) (2008): *Waldwirtschaft 2020. Perspektiven und Anforderungen aus Sicht des Naturschutzes.* Berlin, 67 S.
- NAGEL, J. (1999): Konzeptionelle Überlegungen zum schrittweisen Aufbau eines waldwachstumkundlichen Simulationssystems für Nordwestdeutschland. *Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen Nieders. Forstl. Versuchsanst.*, 128, 1-122
- NIPKOW, M. (2005): Zum Wert Roter Listen für den Artenschutz und die Naturschutzpolitik. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 18, 187-197
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN (2000): *Habitatbäume und Totholz im Wald.* Merkblatt Nr. 38 der Niedersächsischen Landesforsten, 16 S.
- NML (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2004): *Der Wald in Niedersachsen. Ergebnisse der Bundeswaldinventur II. Aus dem Walde.* Schriftenr. Waldentwicklung Niedersachs., 55, 1-43
- OHEIMB, G. v. (2003): Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. – *Schriftenr. Naturwiss. Forschungsergebnisse*, 1-261
- PANEK, N. (2007): *Naturerbe im Würgegriff. Zur Situation der deutschen Buchenwälder im Natura 2000-Netz.* Nationalpark, 2, 26-30
- PANEK, N. (2008): *Rotbuchenwälder in Deutschland. Beitrag zur Umsetzung einer Schutzstrategie.* *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 40, 140-146
- PICKETT, S. T. A. u. WHITE, P. S. (1985): *The ecology of natural disturbance and patch dynamics.* Academic Press, Orlando, 472 S.
- POMMERENING, A. u. MURPHY, S. T. (2004): A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry*, 77, 27-44
- RAPP, H.-J. u. SCHMIDT, M. (2006): *Baumriesen und Adlerfarn. Der „Urwald Sababurg“ im Reinhardswald.* Kassel, 192 S.
- REIF, A. (1992): Zur Kritik von VOLK und SCHLENK in *Forst und Holz*, 46 (1991), Heft 24, S. 687-693: "Rote Listen und Forstwirtschaft. Der Wald - kein sicherer Schutz für gefährdete Pflanzen?" *Forst und Holz*, 47, 151-155
- REIF, A. (2000): Das naturschutzfachliche Kriterium der Naturnähe und seine Bedeutung für die Waldwirtschaft. *Z. Ökol. Natursch.*, 8, 230-250
- RUNKLE, J. R. (1981): Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States. *Ecology*, 62, 1041-1051
- RUNKLE, J. R. (1991): Gap Dynamics of Old-Growth Eastern Forests: Management Implications. *Natural Areas Journal*, 11 (1), 19-25
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2000): *Umweltgutachten 2000: Schritte ins nächste Jahrtausend.* Stuttgart, 114 S.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (Hrsg.) (2004): *Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern.* 650 S.
- SCHERZINGER, W. (1997): Kritische Formulierung einer Zieldiskussion zum Naturschutz im Wald. *Schr. Aktivitäten des Ersten Voralberger Coleopterologischen Vereins*, 10, 1-68



- SCHMID, H. u. HELFER, W. (1999): Die Bedeutung der Naturwaldreservate für den Pilzartenschutz. NUA-Seminarber., 4, 140-146
- SCHMIDT, M.; ELLENBERG, H.; HEUVELDOP, J.; KRIEBITZSCH, W.-U. u. OHEIMB, G. v. (2002): Wichtige Einflussfaktoren auf die Gefäßpflanzen-Artenvielfalt von Wäldern. Treffpunkt Biol. Vielfalt, 113-118
- SCHMIDT, M.; EWALD, J.; FISCHER, A.; OHEIMB, G. v.; KRIEBITZSCH, W.-U.; SCHMIDT, W. u. ELLENBERG, H. (2003): Liste der Waldgefäßpflanzen Deutschlands. Mitt. Bundesforschungsanst. Forst- Holzwirtsch., 212, 1-34
- SCHMIDT, M. u. MEYER, P. (Red.) (2007): Hessische Naturwaldreservate im Portrait: Hohestein. Kassel, 34 S.
- SCHMIDT, M. u. SCHMIDT, W. (2007): Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. Forstarchiv, 78, 205-214
- SCHMIDT, W. (1999): Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften – Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern. Ber. Reinh.-Tüxen-Ges., 11, 133-155
- SCHMIDT, W. (2002): Einfluss der Bodenschutzkalkung auf die Waldvegetation. Forstarchiv, 73, 43-54
- SCHREIBER, D.; KEITEL, W. u. SCHMIDT, W. (1999): Hohestein. Waldkundliche Untersuchungen (Schwerpunkt Flora und Vegetation). Naturwaldreservate in Hessen 7/1, 1-191
- SCHROEDER, F.-G. (1998): Lehrbuch der Pflanzengeographie. Wiesbaden, 457 S.
- SCHUCK, A.; MEYER, P.; MENKE, N.; LIER, M. u. LINDNER, M. (2004): Forest biodiversity indicator: Dead wood: a proposed approach towards operationalising the MCPFE indicator. In: Marchetti, M. (Hrsg.). Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – from ideas to operationality. EFI Proceedings, 51, 49-77
- SCHÜTZ, J. PH. (2002): Silvicultural tools to develop irregular and diverse forest structures. Forestry, 75, 327-337
- SPURR, S. H. (1956): Natural restocking of forests following the 1938 hurricane in Central New England. Ecology, 37, 443-451
- SSYMANK, A. (1997): Schutzgebiete für die Natur: Aufgaben, Ziele, Funktionen und Realität. In: ERDMANN, K.-H. u. SPANDAU, L. (Hrsg. 1997): Naturschutz in Deutschland. Strategien, Lösungen, Perspektiven. Stuttgart, 11-38
- SSYMANK, A.; HAUKE, U.; RÜCKRIEM, C. u. SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebiets-system NATURA 2000. Schriftenr. Landschaftspf. Natursch., 53, 1-560
- STEIN, J. (1981): Biotopschutzprogramm Altholzinseln im hessischen Wald. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ., 20, 91-110
- TABAKU, V. (1999): Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern. Göttingen, 206 S.
- TABAKU, V. u. MEYER, P. (1999): Lückemuster in Buchenwäldern unterschiedlicher Nutzungsintensität. Forstarchiv, 70, 87-97
- TEUBER, D. (2006): Ergebnisse flechtenkundlicher Untersuchungen aus vier bodensauren Buchenwäldern. Mitt. Hess. Landesforstverw., 40, 1-86
- UTSCHIK, H. (2001): Schutzstrategien für Waldpilze. LWF-Ber., 33, 14-17
- VOLK, H. (1997): Schutz der Buchenwälder in Deutschland - isoliert in Schutzgebieten oder integriert in die Forstwirtschaft? Forst und Holz, 52, 267-274
- WECKESSER, M. (2002): Die Bodenvegetation von Buchen-Fichten-Mischbeständen im Solling – Struktur, Diversität und Stoffhaushalt. Göttingen, 157 S.
- WILKE, C. (2007): Waldland Hessen. AFZ/Der Wald, 62, 798-801
- WINTERHOFF, W. (1963): Vegetationskundliche Untersuchungen im Göttinger Wald. Nachr. Akad. Wiss. Göttingen Math.-Phys. Kl., 2, 21-79

- ZACHARIAS, D. (1996): Flora und Vegetation von Wäldern der Querc-Fagetea im nördlichen Harzvorland Niedersachsens – unter besonderer Berücksichtigung der Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder. Natursch. Landschaftspfl. Nieders., 35, 1-150
- ZUKRIGL, K.; ECKHARDT, G. u. NATHER, J. (1963): Standortkundliche und waldbauliche Untersuchungen in Urwaldresten der niederösterreichischen Kalkalpen. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanstalt, 62, Wien

Korrespondierender Autor:

Dr. Peter Meyer  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt  
Grätzelstr. 2  
37073 Göttingen  
E-Mail: [Peter.Meyer@nw-fva.de](mailto:Peter.Meyer@nw-fva.de)  
URL: [www.nw-fva.de](http://www.nw-fva.de)

Dr. Marcus Schmidt  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt