

Abschlussbericht
des von der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt
geförderten Projekts

**Entwicklung eines Managementmoduls für
Totholz im Forstbetrieb**

Peter Meyer, Norbert Menke, Jürgen Nagel, Jan Hansen, Heike Kawaletz, Uwe Paar
und Jan Evers



Projektleitung: Prof. Dr. Hermann Spellmann, Dr. Peter Meyer

Inhalt

1	Zusammenfassung	1
2	Einleitung	4
2.1	Problemstellung	4
2.2	Zielsetzung des Vorhabens.....	5
2.3	Lösungsweg.....	6
3	Projektablauf.....	8
4	Datenbasis und Vorgehensweise.....	13
4.1	Informationsquellen und eigenes Datenmaterial.....	13
4.2	Methoden.....	16
4.2.1	Totholzerfassung bei Naturwaldinventuren.....	16
4.2.2	Totholzerfassung bei der BWI ²	24
4.2.3	Totholzerfassung bei der niedersächsischen Betriebsinventur	25
4.2.4	Totholzerfassung bei der BZE ²	27
4.2.5	Objektbezogene Wiederholungsaufnahmen.....	27
4.2.6	Eignungstest verschiedener Zersetzungsggradansprachen	28
4.2.7	Berechnung des Totholzvolumens	29
4.2.8	Quantifizierung des Totholzabbaus	32
4.2.8.1	Stand des Wissens.....	32
4.2.8.2	Eigene Vorgehensweise.....	38
5	Ergebnisse zu Menge und Qualität des Totholzangebotes.....	42
5.1	Ergebnisse der BWI ² für Deutschland und Niedersachsen.....	42
5.2	Modellregion Solling.....	46
5.3	Bodenzustandserhebung 2008	50
5.4	Entwicklungstrend der Totholzmenge im Wirtschaftswald	52
5.5	Buchen-Naturwälder in Niedersachsen	52
6	Ergebnisse zur Aufnahmemethodik von Totholz	55
6.1	Definition von Totholz.....	55
6.1.1	Bedeutung der Totholzqualität für die Artenvielfalt	55
6.1.2	Einfluss der Aufnahmegrenze auf die ermittelte Menge.....	56
6.2	Überschätzung des Totholzvolumens	59
6.3	Ansprache des Zersetzungszustands	61
7	Ergebnisse zur Totholzdynamik	67
7.1.1	Veränderungsraten	67
7.1.2	Nachlieferung in Naturwäldern	71
7.1.3	Totholzabbau	75
7.1.3.1	Fotodokumentation einzelner Stücke.....	75

7.1.3.2	Volumenabbau	81
7.1.3.3	Standzeitmodell stehendes Totholz	85
8	Prognose der Totholzentwicklung	86
8.1	Totholzmodul im DSS-WaldPlaner	86
8.2	Totholzdynamik in Naturwäldern	87
8.3	Beispiele für die Prognose der Totholzentwicklung	88
8.3.1	Wirtschaftswälder im Solling	88
8.3.2	Buchen-Naturwälder	90
9	Eckpunkte einer wirksamen Schutzstrategie	93
10	Eigene Publikationen mit Bezug zum Vorhaben.....	98
11	Betreute Bachelor-, Diplom- und Masterarbeiten	98
12	Literatur	99

Danksagung

Das Projekt ist durch die Förderung der Deutschen Bundesstiftung Umwelt erst ermöglicht worden. Für diese großzügige Unterstützung möchten wir uns im Namen der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt bedanken.

Nur durch das Engagement vieler Kolleginnen und Kollegen konnten wir das Vorhaben erfolgreich durchführen. Einigen von ihnen möchten wir namentlich ganz besonders danken.

An erster Stelle ist Herr Reinhard Stock von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt zu nennen, der das Projekt unkompliziert, engagiert und stets verständnisvoll begleitet hat. Für die Förderung des Vorhabens möchten wir ihm herzlich danken.

Das Team des Sachgebietes Waldnaturschutz/Naturwaldforschung hat durch umfangreiche Feldaufnahmen und Datenbearbeitungen ganz wesentlich zum Gelingen beitragen. Hierfür möchten wir insbesondere Roland Steffens, Stefan Brößling und Friedrich Eimer danken. Mathias Schmidt gilt ein herzliches Dankeschön für seine wertvolle Beratung in statistischen Fragen. Ulrike Gärtner hat dem Fehlerteufel mit der ihr eigenen Genauigkeit das Leben so schwer wie möglich gemacht. Vielen Dank für die Korrektur des Manuskripts.

Den Projektpartnern, den Niedersächsischen Landesforsten und hier insbesondere Herrn Thomas Böckmann und Herrn Peter Wollborn sowie der Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen, insbesondere Herrn Norbert Bartsch, möchten wir für die gute Zusammenarbeit danken.

1 Zusammenfassung

Die Deutsche Bundesstiftung Umwelt hat von 2005 bis 2009 ein Forschungsvorhaben an der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) gefördert, in dem ein Managementmodul für Totholz im Forstbetrieb als Bestandteil des Entscheidungsunterstützungssystems „DSS WaldPlaner“ der NW-FVA erarbeitet wurde. Zusätzlich wurde ein „Totholzkalkulator“ entwickelt, der auf der Website der NW-FVA angeboten wird. Damit kann abgeschätzt werden, in welchem Umfang auf Holznutzung verzichtet werden muss, wenn eine bestimmte Totholzmenge nachhaltig bereitgestellt werden soll.

Die entwickelten Werkzeuge beruhen auf volumenbezogenen Abbau- und Ausfallmodellen für liegendes und stehendes Totholz ≥ 20 cm Durchmesser in Verbindung mit Nachlieferungsraten von Totholz sowohl im bewirtschafteten wie im unbewirtschafteten Wald.

Als Datenbasis zur Ableitung der Modelle dienten Inventuren aus niedersächsischen Naturwäldern. Zusätzliche Aufnahmen und umfangreiche Programmierarbeiten waren erforderlich, um überregional gültige Ergebnisse für Nordwestdeutschland auf einer möglichst breiten Datenbasis zu erarbeiten. Daten aus insgesamt 783 Probekreisen und 35 Kernflächen in 26 Naturwäldern sind in die Analyse eingeflossen.

In erster Linie wurden Modelle für die Buche erarbeitet, die in einem zweiten Schritt auf die Hauptbaumarten Fichte, Eiche und Kiefer übertragen wurden.

Zur Quantifizierung des Abbaus von liegendem Totholz zeigt ein lineares Modell die beste Anpassung. Ein Durchmesserereffekt auf die Abbaugeschwindigkeit wird nicht nachgewiesen. Das Modell für die Buche wird proportional zu den betreffenden dichtebezogenen Abbaukonstanten auf die Baumarten Fichte, Eiche und Kiefer übertragen. Während der Abbau stehenden Totholzes anhand der vorliegenden Datengrundlage nicht abgeschätzt werden kann, lässt sich mit Hilfe eines Standzeitmodells die Ausfallwahrscheinlichkeit von stehendem Totholz erfolgreich für alle vier Hauptbaumarten modellieren.

In Methodenstudien wird die Eignung verschiedener Zersetzungsgradschlüssel getestet und ein Korrekturfaktor für die Volumenermittlung fortgeschritten zersetzten Totholzes abgeleitet. Die Ergebnisse sind Grundlage für die Modellierung des Totholzabbaus und fließen in das Monitoring von Naturwäldern ein.

Als Informationsquellen für die Totholzausstattung im Wirtschaftswald werden die Ergebnisse der Bundeswaldinventur 2 (BWI²), der Betriebsinventur (BI) der

Niedersächsischen Landesforsten (NLF) in der Modellregion Solling sowie der Bodenzustandserhebung 2 (BZE²) in den Bundesländern Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt herangezogen. Insbesondere die Ergebnisse der BZE² aus dem Jahr 2008 im Vergleich zu älteren Erhebungen deuten auf eine erhebliche Erhöhung der Totholzmenge im deutschen Wirtschaftswald seit den 1990er Jahren hin und zeigen, dass auch im Wirtschaftswald ein großes Potenzial zur Totholzanreicherung besteht.

Die in einem umfangreichen Kollektiv von Naturwäldern ermittelten Totholz mengen liegen i. d. R. über den Mengen im Wirtschaftswald. Zudem unterscheidet sich das Totholzangebot in seiner Struktur. Es ist im unbewirtschafteten Wald durch ganze geworfene Bäume und Baumstümpfe gekennzeichnet. Hingegen machen Erntereste und Stubben das Gros des Totholzangebotes im Wirtschaftswald aus.

Anhand von Simulationsrechnungen auf der Grundlage der Daten der BZE² kann gezeigt werden, dass das Ergebnis einer Totholz inventur sehr stark von der Durchmesser grenze und der Frage, ob Stubben erfasst werden, abhängt. Eine Standardisierung von Totholzerhebungen erscheint daher dringend erforderlich. In diesem Sinne wird vorgeschlagen, die Totholzerfassung auf Objekte ≥ 20 cm Durchmesser zu begrenzen.

Anhand der Auswertung der vorliegenden Naturwaldinventuren wird gezeigt, dass sich Totholz in nutzungsfreien, von der Buche dominierten Wäldern in einem erheblichen Maß anreichert. Die Akkumulationsrate steigt mit dem Anteil störungsanfälliger Baumarten wie der Eiche und ist in reinen Buchenwäldern geringer als in Buchenmischwäldern. Die Nachlieferungsrate an Totholz steigt insbesondere mit der Dauer des nutzungsfreien Zeitraums an.

Für die Modellregion Solling wird auf der Grundlage der BI die Entwicklung der Totholzmenge von 2000 bis 2030 unter einem Szenario mit einer naturnahen Waldbehandlung simuliert. Auch diese Simulationsrechnung macht das erhebliche Potenzial zur Totholzanreicherung im Wirtschaftswald deutlich.

Simulationsrechnungen zur Totholzentwicklung in nutzungsfreien Buchenwäldern zeigen eine starke Abhängigkeit der Ergebnisse von den Nachlieferungsraten. Bei erwartungsgemäß steigenden Nachlieferungsraten werden in 100 Jahren Totholz mengen um 200 m^3 je Hektar prognostiziert. Dieser Wert stimmt mit Messungen in älteren Naturwaldreservaten überein.

Abschließend werden Eckpunkte einer Schutzstrategie für die Lebensgemeinschaften der späteren Waldentwicklungsphasen diskutiert. Trotz des großen Anreicherungs potenzials von Totholz im Wirtschaftswald erscheint ein vollflächiger Nutzungsverzicht auf mindestens 20 Hektar großen Waldflächen ausgehend von noch intakten Lebensgemeinschaften als wirksamste Schutzstrategie. Damit können vor allem die wenig mobilen, gefährdeten Arten mit ihrem typischerweise geringen Raumanspruch geschützt werden. Das Konzept sollte mit einem flächendeckenden Mindeststandard für den Erhalt von Habitatbäumen und Totholz kombiniert werden.

Dieser Vorschlag steht im Kontrast zur Buchenwald-Initiative des Bundesamtes für Naturschutz, die auf den großflächigen Prozessschutz von Buchenwäldern fokussiert.

2 Einleitung

2.1 Problemstellung

Zahlreiche Untersuchungen belegen den maßgeblichen Einfluss des Totholzangebotes auf die Biodiversität von Wäldern (Andersson & Hytteborn 1991, Samuelson et al. 1994, Bader et al. 1995, Christensen & Emborg 1996, Nilsson & Baranowski 1997, Bakke 1999, Ferris et al. 2000, Martikainen et al. 2000, Ódor & Standovár 2001, Sippola et al. 2001, Siitonen 2001). Viele Tier- und Pflanzenarten sind unmittelbar auf Totholz als Lebensraum und Nahrungsquelle angewiesen. Dazu zählen zahlreiche Insekten wie allein rund 1.350 Käferarten in Deutschland (Köhler 2000, Schmidl & Bußler 2004) sowie Säugetiere, Vögel, Pilze, Moose und Flechten (Harmon et al. 1986, Samuelson et al. 1994, Siitonen 2001). Der zurzeit hohe Anteil von xylobionten Arten in den Roten Listen (Binot et al. 1998, Berg et al. 2002, Alexander 2003) spiegelt die Tatsache wider, dass im Wirtschaftswald geeignete Totholzstrukturen nicht ausreichend vorhanden sind bzw. waren.

Mittlerweile ist ein angemessener, naturschutzfachlich wirksamer Totholzanteil ein weitgehend unstrittiges Ziel des Waldnaturschutzes (Bütler 2005). Dieses Ziel kann jedoch nicht allein durch die Ausweisung von großflächigen Schutzgebieten erreicht werden (Scherzinger 1996, Ammer & Utschick 2004, Bütler et al. 2006). Vielmehr sollten auch kleinere Vorrangflächen und der weiterhin forstwirtschaftlich genutzte Wald einen signifikanten Beitrag zur Entwicklung von Totholzlebensräumen leisten. Erst diese Verbindung von segregativen und integrativen Elementen zeichnet ein umfassendes Naturschutzkonzept aus (Winkel et al. 2005, Winkel 2008).

Seit einigen Jahren liegen Untersuchungen vor, in denen Schwellenwerte für ein naturschutzfachlich wirksames Totholzangebot abgeleitet wurden (Müller 2005, Müller et al. 2007, Bütler & Schlaepfer 2004). Diese liegen übereinstimmend auf einem vergleichsweise hohen Niveau von mehr als 30 m³ je Hektar liegen (Tab. 1).

Es dürfte unstrittig sein, dass die z. T. ausgesprochen hohen Schwellenwerte nicht flächendeckend angestrebt werden können. Fraglich bleibt, mit welcher Naturschutzstrategie sie auf welchen Teilflächen erreicht werden können und sollen.

Mittlerweile haben die meisten Landesforstbetriebe Konzepte für die Anreicherung von Totholz und alten Bäumen im Wald entwickelt und mit deren Umsetzung begonnen (z. B. Nds. ML 2000, Bayerische Staatsforsten 2009). Dabei geht es nicht allein um die Totholzanreicherung, sondern im übergreifenden Sinne um die Integration von Elementen der späten Waldentwicklungsphasen in den Wirtschaftswald. Auch bei den verbreiteten

Wald-Zertifizierungssystemen PEFC und FSC spielen Totholz und Biotopbäume eine bedeutende Rolle.

Tab. 1: Totholzschwellenwerte für bestimmte Arten und Artengruppen

Art(engruppe)	Schwellenwert [m ³ /ha]	Quelle
Weißrückenspecht	60	Frank (2002)
Dreizehenspecht	33	Bütler et al. (2004)
Holzkäfer		Müller (2005)
Rote Liste Arten (Artenzahl)	38	
Rote Liste Arten (Individuenzahl)	144	
Naturnähezeiger (Artenzahl)	58	
Mollusken	50	Müller et al. (2005)

Bisher ist jedoch unklar, welchen Effekt die Nutzungsaufgabe für die Totholzdynamik hat und mit welcher Strategie bestimmte Zielwerte an Totholz nachhaltig erreicht werden können. Hierzu bedarf es eines geeigneten Managementsystems, das auf Modellvorstellungen von Totholznachlieferung und –abbau in Abhängigkeit von wesentlichen Einflussfaktoren fußt. Die methodischen Grundlagen dafür sind gelegt (Mindermann 1968, Harmon et al. 1986, Jonsson & Krus 2001), sodass zur angewandten Forschung übergegangen werden kann.

2.2 Zielsetzung des Vorhabens

Im Rahmen des durchgeführten Vorhabens wird ein naturwissenschaftlich fundiertes Managementsystem für Buchen-Totholz im Forstbetrieb entwickelt. Kern des Managementsystems ist die Prognose der zukünftigen Totholzdynamik in Abhängigkeit von der Betriebsstruktur (Baumartenzusammensetzung, Alter, Holzvorrat) und der Waldbehandlung.

Das Planungsinstrument ist ein Modul des Entscheidungsunterstützungssystems DSS-WaldPlaner (s. laufendes DBU-Projekt „WaldPlaner4all“, Hansen 2006, Albert & Hansen 2007). Damit wird es möglich, das Teilziel „Erhaltung eines angemessenen Totholzanteils“ mit anderen Teilzielen einer multifunktionalen Waldwirtschaft abzugleichen. Zudem lässt sich der erforderliche Nutzungsverzicht – auch als Grundlage für Ausgleichszahlungen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes – realistisch prognostizieren.

Wegen der Komplexität der Totholzproblematik wird der Schwerpunkt der Untersuchungen auf Buchenwälder gelegt. Andere Baumarten werden jedoch nachgelagert einbezogen.

2.3 Lösungsweg

Die waldökologische Forschung in Mitteleuropa hat sich in den letzten Jahren verstärkt mit Totholz beschäftigt und damit die Verfahren und z. T. auch die Datengrundlage für die Entwicklung eines Managementmoduls Totholz erheblich verbessert (Bretz Guby & Dobbertin 1996, Ďurský 1997, Mackensen & Bauhus 1999, Boncina 2000, Saniga & Schütz 2001, Bobiec 2002, Butler et al. 2002, Mountford 2002, Christensen & Hahn 2003). Das Projekt greift diese Ausgangslage auf und geht dabei von den nachfolgend dargestellten Überlegungen aus.

Menge, Struktur und raum-zeitliche Dynamik des Totholzangebotes sind eine Funktion von Nachlieferung und Abbau. Im Wirtschaftswald tritt die natürliche Nachlieferung von Totholz durch Mortalität und Kronenabbrüche gegenüber der nutzungsbedingten Nachlieferung in den Hintergrund. Folglich hängen hier Menge und Struktur des Angebotes ganz entscheidend vom gegenwärtigen und zukünftigen Waldaufbau (Alters- und Vorratsstruktur, Baumartenzusammensetzung) und der forstlichen Bewirtschaftung ab. Diese Faktoren können in erheblichem Maße direkt gesteuert werden.

Hingegen kann der Totholzabbau kaum beeinflusst werden. Der Abbauprozess erstreckt sich über mehrere Jahrzehnte und ist von einer Vielzahl von Faktoren abhängig (Boddy & Swift 1984, Alban & Pastor 1993, Mackensen & Bauhus 1999, Naesset 1999, Schäfer 2002, Kahl 2003, Mackensen et al. 2003, Müller-Using & Bartsch 2003). Er kann mit verschiedenen Ansätzen modelliert werden. Klassische Abbaumodelle quantifizieren den Volumenverlust in Abhängigkeit von der Zeitdauer (s. Mackensen & Bauhus 1999). Bei Matrixmodellen werden die Übergangswahrscheinlichkeiten zwischen den Zersetzungsgraden je Zeitschritt betrachtet (Kruys et al. 2002). Überlebensmodelle schließlich eignen sich zur Modellierung der Ausfallwahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von der Zeit (Lee 1992) – ein Ansatz, der für die Standzeiten stehenden Totholzes genutzt werden kann (nachfolgend Standzeitmodell genannt).

Im durchgeführten Vorhaben werden diese Modellansätze für Buchentotholz getestet und die geeigneten Ansätze in das „DSS-WaldPlaner“ implementiert. Zur Parametrisierung der Modelle dienen vor allem Daten aus Naturwaldinventuren in Niedersachsen. Die Ergebnisse beschränken sich auf das Totholzvolumen ≥ 20 cm Durchmesser.

Während einige Untersuchungen zum dichtebezogenen Abbau von liegendem Buchen-Totholz vorliegen (vgl. Rock et al. 2008), fehlen Studien zum volumenbezogenen Abbau, zum Abbau stehenden Totholzes sowie zum Übergang von stehendem zu liegendem Totholz. Durch das Vorhaben werden hierzu erstmalig Ergebnisse vorgelegt. Ausgehend von dem gewählten Schwerpunkt auf Buchen-Totholz wird versucht, die gewählten Modellansätze auch auf andere Hauptbaumarten zu übertragen.

Die wichtigste Datenbasis des Vorhabens sind vorliegende und im Rahmen des Vorhabens fortgeführte Inventuren in niedersächsischen Naturwäldern. Sie liefern Angaben über Vorräte, Stückzahlen und Zersetzungsgrade von Totholz in Kernflächen und permanenten Probekreisen. Aus den Wiederholungsinventuren lassen sich zudem die natürlichen Nachlieferungsraten abschätzen.

Wiederholungsaufnahmen von einzelnen Totholzobjekten sind die Grundlage für die Parametrisierung der Zersetzungsmodelle. Hier wurde die Datenbasis im Rahmen des Projekts erheblich erweitert.

Zu Vergleichszwecken werden die Daten zur Totholzdynamik der Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität in Göttingen genutzt. Auf einer 8 ha großen Versuchsfläche im Solling ist die Totholzentwicklung in einem seit 1967 ungenutzten Buchenaltholz dokumentiert worden. Auf der Grundlage von Totholzaufnahmen in den Jahren 1990, 1994, 1998, 2000 und 2008 konnten Nachlieferungsraten für Totholz und ein Abbaumodell abgeleitet werden (Müller-Using 2005, Müller-Using & Bartsch 2003, 2009, Langner 2008), die als Vergleichswerte dienen.

Am Beispiel der Staatswälder im Solling wird die Funktionsweise des Managementmoduls getestet und demonstriert. Flächendeckende Daten zum Totholzvorrat liegen hier aus dem Jahr 2000 aus der Betriebsinventur (BI) vor. Die BI liefert auch Daten über die Vorrats- und Altersstruktur sowie die Baumartenzusammensetzung der Forstämter des Modellgebietes.

Nach der Integration der Modelle in „DSS-WaldPlaner“ werden unterschiedliche Nutzungsszenarien für den Beispielraum erstellt, hinsichtlich ihrer Konsequenzen bewertet und daraus Empfehlungen für eine zielgerichtete Behandlungsstrategie abgeleitet.

In einer Abschlussveranstaltung werden Methodik und Ergebnisse des Vorhabens mit der Forstpraxis und –wissenschaft diskutiert.

3 Projektablauf

Die Arbeiten an dem Forschungsvorhaben wurden im Mai 2005 aufgenommen.

Die Auswertung und Dokumentation der in den letzten Jahren stark zunehmenden Anzahl an Publikationen zu den Themenbereichen Totholz sowie Alters- und Zerfallsphase von Wäldern erfolgte laufend. In der LIDOS-Literaturdatenbank des Sachgebietes Waldnaturschutz/Naturwaldforschung sind zum Abschluss des Vorhabens mehr als 300 diesbezügliche Quellen gespeichert und verschlagwortet.

Neben den unmittelbaren Kooperationspartnern - den Niedersächsischen Landesforsten (NLF), der Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen der Forstlichen Fakultät der Georg-August-Universität Göttingen und dem von der DBU geförderten Vorhaben DSS-WaldPlaner an der NW-FVA - erfolgte eine Zusammenarbeit mit dem ebenfalls von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Öko-Konto-Projekt des BUND, dem europaweit angelegten Forest Biodiversity Test-phase Assessment (ForestBIOTA-Projekt, s. www.forestbiota.org), dem Waldbau-Institut der Albert Ludwigs-Universität Freiburg (Promotion Steffen Herrmann), dem Max-Planck-Institut für Biogeochemie in Jena und dem Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Waldökologie und Waldinventuren in Eberswalde.

Die Zwischenergebnisse des Vorhabens wurden laufend im Rahmen von Präsentationen sowohl dem wissenschaftlichen Publikum als auch in forstlichen und Naturschutzkreisen vorgestellt (Tab. 2). Zwei Workshops dienten der Diskussion von Zwischenergebnissen und der Vorstellung der Hauptergebnisse. Auf dem Abschluss-Workshop im Mai 2009 haben zudem Vertreter weitgehend aller forstlichen Landesbetriebe ihre Konzepte für den Schutz von Alt- und Totholzlebensräumen vorgestellt und diskutiert.

In insgesamt 7 Publikationen sind die Ergebnisse des Vorhabens eingeflossen (s. Kap. 10). Jeweils eine Bachelor-, eine Diplom- und eine Masterarbeit wurden im Rahmen des Vorhabens betreut.

Der erste Schritt der inhaltlichen Bearbeitung des Vorhabens bestand in der Auswertung der vom Niedersächsischen Forstplanungsamt (NFP) zur Verfügung gestellten Aufnahmedaten der Betriebsinventur (BI) in der Modellregion Solling. Hierzu wurden Analyseroutinen unter SAS 9.1 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA) programmiert, die vor allem der Ermittlung der Volumina der erfassten Totholzstücke sowie der Berechnung verzerrungsfreier Mittelwerte dienten. Die Ergebnisse wurden unter SAS 9.1 deskriptiv ausgewertet und mit ArcView 3.1 graphisch dargestellt.

Im Winterhalbjahr 2005/2006 wurde eine Auswahl von 114 BI-Aufnahmepunkten im Hinblick auf das Totholzvorkommen wiederholt erfasst, um dessen Dynamik (Export, Nachlieferung, Zersetzung) zu quantifizieren. Da nach einer Zwischenauswertung extreme, nicht immer befriedigend zu erklärende Veränderungen festgestellt wurden (von durchschnittlich 2,8 Totholzstücken je Hektar im Jahr 2000 wurden im Jahr 2005 1,2 nicht mehr gefunden; durchschnittlich 1,0 Stücke waren hinzugekommen), erschien diese Wiederholungsaufnahme als ungeeignet, um mit angemessenem Aufwand plausible Veränderungsgrößen ableiten zu können.

Tab. 2: Veranstaltungen, auf denen die Ziele und Ergebnisse des Vorhabens präsentiert wurden

26.-27.04.2005	Seminar der Niedersächsischen Naturschutzakademie „Leben in totem Holz – Ansätze zur Förderung von Struktur- und Artenvielfalt im Wald“, Schneverdingen
02.05.2005	Aufzeichnung eines Radio-Beitrages für den Deutschlandfunk zum Thema Totholz
05.10.2005	Fortbildung der NW-FVA „Forschung für den Waldnaturschutz“, Münchehof
10.02.2006	Workshop zum Thema Totholz des Max-Planck-Instituts für Bio-Geochemie, Jena
07.03.2006	Workshop der NW-FVA „Transektkartierungsverfahren zur Erfassung seltener Strukturelemente im Wald“, Göttingen
21.-22.09.2006	Forstwissenschaftliche Tagung 2006, Tharandt
05.10.2006	Workshop der NW-FVA „Das DBU-Projekt Totholzmanagement“, Göttingen
02.-03.04.2007	Workshop „Totholzinventur“ des Johann Heinrich von Thünen Institut, Institut für Waldökologie und Waldinventuren, Eberswalde
26.04.2007	Statusseminar des DBU-Projektes „Ökokonto im Wald“, Frankfurt a. Main
09.10.2007	Fortbildung der NW-FVA „Forschung für den Waldnaturschutz“, Münchehof
28.-29.04.2008	2. Hessisches Naturwaldforum Buche, Bad Wildungen
21.05.2008	Projektgruppe „Naturschutzleitlinie Hessen-Forst“, Gießen
01.-02.07.2008	Fortbildung der NW-FVA „Langfristige ökologische Waldentwicklung (LÖWE), Buchenwälder“, Fürstenberg
07.-08.07.2008	Seminar der Niedersächsischen Naturschutzakademie „Totholz“, Camp Reinsehen
09.07.2009	Projektgruppe „Naturschutzleitlinie Hessen-Forst“, Gießen
09.-10.09.2008	Buchen-Symposium der NW-FVA, Göttingen
22.-25.10.2008	Workshop „Naturerbe Buchenwald“ des Bundesamtes für Naturschutz, Insel Vilm
28.10.2009	Fortbildung der NW-FVA „Forschung für den Waldnaturschutz“, Münchehof
12.11.2008	Fortbildung der NW-FVA „Forschung für den Waldnaturschutz“, Schotten
18.11.2008	Workshop DBU-Projekt „Ökokonto“, Frankfurt a. Main
09.12.2008	Koordinationsgespräch der NW-FVA „Naturwaldforschung“, Göttingen
15.12.2008	Projektgruppe „Naturschutzleitlinie Hessen-Forst“, Kassel
23.03.2009	Workshop „Lübecker Buchenwirtschaft“, Ratzeburg
11.05.2009	Fortbildung „Wald-Naturschutz“ für niedersächsische Forstreferendarinnen und –referendare, Ehrhorn
13.-15.05.2009	Workshop „Naturerbe Buchenwald“ des Bundesamtes für Naturschutz, Insel Vilm
28.05.2009	Abschluss-Workshop des Vorhabens in Göttingen

Die nachfolgenden Arbeiten konzentrierten sich daher auf die Auswertung und Erweiterung des vorhandenen Datenbestandes aus Naturwäldern einschließlich der Weiterentwicklung der unter SAS 9.1 entwickelten Analyseroutinen sowie die Wiederholungsaufnahme von bereits vorher erfassten Stücken hinsichtlich ihres Zersetzungsgrades und ihres Volumens. Aufgrund von Methodenwechseln der Zersetzungsgradansprache in den vergangenen 20 Jahren ergaben sich Schwierigkeiten bei der Ableitung von schlüssigen Übergangswahrscheinlichkeiten zwischen den Zersetzungsgraden. Daher wurden nach den Erfahrungen mit Wiederholungsaufnahmen einzelner Objekte der Ansatz eines Matrixmodells fallen gelassen und stattdessen die Arbeiten auf die Ableitung von Abbau- und Standzeitmodelle konzentriert.

In methodischer Hinsicht wurde die Verzerrung der Totholzkubierung stärker zersetzter Stücke sowie die Reproduzierbarkeit unterschiedlicher Klassifikationsverfahren für den Zersetzungsgrad von Totholz untersucht.

Auf der Grundlage der vervollständigten Datenbasis wurden Abbaumodelle für liegendes und stehendes Buchentholz abgeleitet und auf weitere Holzarten übertragen. Die Modelle wurden in das „DSS-WaldPlaner“ integriert. Für die Modellregion Solling wurden Szenarien des Totholzaufkommens bei naturnaher Waldbehandlung und unterschiedlicher Holzaufarbeitung errechnet.

Um der Forst- und Naturschutzpraxis die Berechnung der zu einem bestimmten Zeitpunkt zu erwartenden Totholzmenge in Abhängigkeit von der Nachlieferung zu erleichtern, bietet die NW-FVA als Ergebnis des Vorhabens auf ihrer Website zusätzlich einen sog. „Totholzkalkulator“ an.

Abschließend wurden praktische Empfehlungen für den Schutz von Alt- und Totholzhabitaten abgeleitet.

Der Projektablauf entsprach in weitem Umfang dem geplanten Vorgehen, musste jedoch insbesondere wegen der Änderung des Modellansatzes und der unbefriedigenden Ergebnisse der Wiederholungsaufnahme der Zersetzungsgrade und der BI modifiziert werden. Nachfolgend wird der reale Projektablauf den Planungen aus dem Projektantrag gegenübergestellt:

1. Planung Projektantrag: Räumliche Abgrenzung des Modellbetriebes, Zusammenstellung und Aufbereitung modellrelevanter Informationen sowie Erstellung thematischer Karten

(Bestandesalter, Standort, Baumartenmischung, Vorratsstruktur etc.) auf der Grundlage von Forsteinrichtungs- und Betriebsinventurdaten (1,5 Monate)

Realer Projektablauf: Planmäßig durchgeführt.

2. Planung Projektantrag: Aufbereitung der vorhandenen Daten aus den vorliegenden Betriebs- und Naturwaldinventuren, Auswahl der Stichprobenpunkte für die partielle Wiederholungsaufnahme der Betriebsinventurpunkte und die Erhebungen in Naturwäldern (1,5 Monate)

Realer Projektablauf: Die Datenaufbereitung war deutlich zeitaufwändiger. Die restlichen Arbeiten konnten planmäßig durchgeführt werden. Der Zeitaufwand belief sich insgesamt auf ca. 10 Monate.

3. Planung Projektantrag: Literaturlauswertung (3 Monate)

Realer Projektablauf: Planmäßig durchgeführt.

4. Planung Projektantrag: Durchführung der Wiederholungsaufnahmen in den Probeflächen der Betriebs- und Naturwaldinventur (6 Monate)

Realer Projektablauf: Die Wiederholungsaufnahme der BI-Stichproben wurde nach einer Zwischenauswertung mit unbefriedigenden Ergebnissen abgebrochen (s. o.). Die Naturwaldinventuren und Wiederholungsaufnahmen einzelner Objekte wurden planmäßig durchgeführt. Nach einer Erprobungsphase wurden die Wiederholungsaufnahme des Zersetzungsgrades fallengelassen und stattdessen die Aufnahmen auf die Volumenentwicklung einzelner Totholzobjekte konzentriert. Der Zeitaufwand entsprach dem Planungsansatz.

5. Planung Projektantrag: Aufbereitung der Daten der Wiederholungsaufnahmen (2 Monate)

Realer Projektablauf: Planmäßig durchgeführt.

6. Planung Projektantrag: Datenanalyse: Auswertung der vorhandenen Daten der Betriebs- und Naturwaldinventuren sowie der Wiederholungsaufnahmen (6 Monate).

Realer Projektablauf: Insgesamt planmäßig durchgeführt; allerdings wurden die Auswertungsschwerpunkte wegen des veränderten Modellansatzes verschoben. Der Zeitaufwand belief sich insgesamt ca. 8 Monate.

7. Planung Projektantrag: Auswertung der Daten der Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen: Berechnung der Volumenabnahme im Zersetzungsverlauf und

der Übergangswahrscheinlichkeiten zwischen den Zersetzungsklassen in Abhängigkeit von Durchmesser und Lage (0,5 Monate)

Realer Projektablauf: Die Daten der Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen wurden als unabhängiger Vergleichsdatensatz genutzt. Die Auswertung der Übergangswahrscheinlichkeiten wurde durchgeführt, dann aber wegen geringer Erfolgsaussichten nicht weiterverfolgt. Die Analyse der Volumenabnahme erwies sich als deutlich zeitaufwändiger, da methodische Vorarbeiten zur korrekten Volumenschätzung erforderlich wurden und die Zusammenführung und Qualitätsprüfung der Datenbestände hinsichtlich des Aufwandes unterschätzt worden sind. Der Zeitaufwand belief sich insgesamt auf ca. 5 Monate.

8. Planung Projektantrag: Ableitung eines zersetzungsgradabhängigen Matrixmodells (0,5 Monate)

Realer Projektablauf: Dieser Ansatz wurde nach einer Testphase nicht weiter verfolgt.

9. Planung Projektantrag: Modellentwicklung (Prognose von Struktur und Volumen der Nachlieferung in Abhängigkeit von Betriebsstruktur und Waldbehandlung, zersetzungsgradbasiertes Matrixmodell der Totholzdynamik) (5 Monate)

Realer Projektablauf: Zusätzlich wurde die Nachlieferung in Naturwäldern detailliert analysiert. Die Abschätzung der Nachlieferung im Wirtschaftswald geschieht über das DSS-WaldPlaner. Der Ansatz des Matrixmodells wurde nach einer Testphase nicht weiter verfolgt. Der Zeitaufwand betrug 3 Monate.

10. Planung Projektantrag: Integration des Managementmoduls Totholz in DSS-WaldPlaner (4 Monate)

Realer Projektablauf: Planmäßig durchgeführt. Der Zeitaufwand betrug ca. 2 Monate.

11. Planung Projektantrag: Simulation der Auswirkungen unterschiedlicher Zielvorgaben und Totholzmanagementstrategien auf die Struktur des Totholzangebotes in den Modellbetrieben (2 Monate)

Realer Projektablauf: Vorerst wurde eine vereinfachte Simulation mit einem naturnahen Waldbau-Szenario und unterschiedlicher Intensität der Holzaufbereitung durchgeführt. Der Zeitaufwand betrug ca. 1 Monat.

12. Planung Projektantrag: Diskussion der Ergebnisse und ihrer Konsequenzen im Hinblick auf die konzeptionellen Vorgaben, die Waldbehandlung und andere Wirtschafts- und

Nutzungsziele mit den Forstämtern und dem NFP, Ableitung von Empfehlungen für realistische Zielvorgaben und zielgerichtete Handlungsstrategien (1 Monat)

Realer Projektablauf: Die Zwischenergebnisse des Vorhabens wurden im Projektverlauf mit den Akteuren diskutiert. Eine Diskussion der Schlussresultate geschieht im Zuge der Beratungen und Lehrgänge der NW-FVA. Der bisherige Zeitaufwand belief sich insgesamt auf ca. 0,5 Monate.

13. Planung Projektantrag: Abschlussbericht und –veranstaltung (3 Monate)

Realer Projektablauf: Insgesamt planmäßig durchgeführt. Die Lieferung des Abschlussberichts erfolgte verzögert.

Zusätzlich zu den laut Projektantrag geplanten Arbeiten wurden Methodenstudien zu den Auswirkungen der Aufnahmegrenze auf die Totholzerhebung, zur Reproduzierbarkeit der Zersetzungsgradansprache und zur Korrektur der Volumenüberschätzung bei fortgeschritten zersetztem Totholz durchgeführt.

4 Datenbasis und Vorgehensweise

4.1 Informationsquellen und eigenes Datenmaterial

Im Rahmen des Vorhabens wurden verschiedene Informationsquellen genutzt, um die Totholzausstattung im deutschen Wald und dessen zeitliche Veränderung zu beurteilen. Insbesondere Mehrzweck-Großrauminventuren wie die zweite Bundeswaldinventur (BWI²), einzelne Landeswaldinventuren und die zweite Bodenzustandserhebung (BZE²) liefern in diesem Zusammenhang repräsentative und flächendeckende Informationen.

So gibt die BWI² für die Stichjahre 2001/2002 einen deutschlandweiten Überblick über die Menge an Totholz > 20 cm Durchmesser und dessen Verteilung auf Baumarten, Zustandstypen und Zersetzungsgrade. Mit den online verfügbaren Auswertungsroutinen wurden die Inventurdaten im Hinblick auf weiterführende Fragen ausgewertet. Die Daten der niedersächsischen Betriebsinventur für die Modellregion Solling aus dem Jahr 1999 wurden durch selbst entwickelte SAS 9.1 Routinen ausgewertet. Die jüngste Datenquelle stellt die von der NW-FVA im Jahr 2008 durchgeführte BZE² in den Bundesländern Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt dar. Hierbei wurde die Methodik der Totholzerfassung aus der Naturwaldforschung der NW-FVA übernommen. Daher konnten die entsprechenden, im Rahmen des Vorhabens weiter optimierten Auswertungsroutinen unmittelbar angewendet werden. Bei der BZE² wurde Totholz bereits ab 10 cm Durchmesser erfasst.

Auf der Grundlage von Inventurdaten aus Naturwäldern (NW) wurde abgeschätzt, welche Totholzvorräte nach Aufgabe der forstwirtschaftlichen Nutzung erwartet werden können und

welche Faktoren die Totholznachlieferung im Wesentlichen bestimmen. Hierzu wurden Probekreis- und Kernflächeninventuren aus insgesamt 26 NW ausgewertet (Tab. 3).

Zur Entwicklung der Abbau- und Standzeitmodellen wurden die vorhandenen Inventurdaten durch Wiederholungsaufnahmen zahlreicher einzelner Totholzstücke ergänzt.

Tab. 3: Die für die Datenauswertung genutzten Naturwälder (KF = Kernfläche, PK = Probekreise)

Naturwald	Probe- fläche(n)	Ohne Nutzung seit ^{*1}	Höhe ü. NN [m]	Anzahl Tage >10 °C ^{*2}	Trophie ^{*3}	Alter Buche ^{*4}
Nordahner Holz	KF1	1972	8	161	eutroph	135
	KF2	1972	8	161	eutroph	135
	KF3	1972	7	161	eutroph	150
Franzhorn	KF1	1972	40	159	gut mesotroph	164
	KF2	1972	20	160	gut mesotroph	149
Walbecker Warte	KF1	1972	155	166	gut mesotroph	188
Großer Freeden	KF1	1972	260	163	eutroph	134
	KF2	1972	230	163	eutroph	121
	KF3	1972	260	158	eutroph	85
Hünstollen	PK alt	1972	335-425	148	eutroph	114
	PK neu	1989	335-425	148	eutroph	149
	KF1	1989	415	147	eutroph	147
	KF2	1989	330	153	eutroph	153
	KF3	1972	410	147	eutroph	143
	KF4	1972	400	147	eutroph	148
Großer Staufenberg	PK alt	1972	450-554	144	gut mesotroph	150
	PK neu	1988	450-554	144	gut mesotroph	151
	KF1	1972	540	146	gut mesotroph	149
	KF2	1972	520	142	eutroph	152
Stöberhai	KF1	1972	186	123	schwach mesotroph	164
Bruchberg	KF1	1972	850	100	oligotroph	-
	KF2	1972	860	100	schwach mesotroph	-
Landwehr	PK alt	1972	17	163	schwach mesotroph	198
	PK neu	1985	17	163	schwach mesotroph	153
	KF1	1972	16	164	schwach mesotroph	208
	KF2	1972	16	164	schwach mesotroph	208
Lüßberg	PK alt	1974	107-118	156	schwach mesotroph	189
	PK neu	1985	108-115	156	schwach mesotroph	66
Ehrhorner Dünen	PK alt	1972	73-80	159	oligotroph	166
	PK neu	1998	70-80	159	oligotroph	163
Stechpalmenwald	KF1	1972	90	156	schwach mesotroph	199
Sonnenkopf	PK alt	1972	630-730	109	schwach mesotroph	155
	PK neu	1990	580-730	113	schwach mesotroph	155

Fortsetzung Tab. 3: Die für die Datenauswertung genutzten Naturwälder (KF = Kernfläche, PK = Probekreise)

Naturwald	Probe- fläche(n)	Ohne Nutzung seit ^{*1}	Höhe ü. NN [m]	Anzahl Tage >10 °C ^{*2}	Trophie ^{*3}	Alter Buche ^{*4}
Vogelherd	KF1	1972	490	137	gut mesotroph	170
	KF2	1972	495	137	gut mesotroph	170
Limker Strang	PK	1972	320-495	145	gut mesotroph	158
	KF1	1972	400	145	gut mesotroph	158
	KF2	1972	410	145	gut mesotroph	158
Königsbuche	PK alt	1972	210-270	155	gut mesotroph	124
	PK neu	1993	220-280	156	gut mesotroph	127
	KF1	1972	240	153	gut mesotroph	124
Friedeholz	KF1	1974	43	163	eutroph	144
Lohn	PK alt	1974	55-70	161	eutroph	148
	PK neu	1992	60-88	161	eutroph	98
	KF1	1974	65	161	eutroph	148
Meinsberg	PK alt	1974	320-342	147	eutroph	143
	PK neu	1997	300-350	146	eutroph	152
	KF1	1974	332	148	eutroph	143
	KF2	1974	330	146	eutroph	143
Braken	PK	1989	33-45	160	eutroph	140
	KF1	1989	42	160	eutroph	154
	KF2	1989	43	160	eutroph	171
Weichel	PK	1986	25-30	164	gut mesotroph	137
Meninger Holz	PK	1985	83-107	157	schwach mesotroph	145
Saubrink/Oberberg	KF1	1986	310	152	eutroph	148
	KF2	1986	320-340	152	gut mesotroph	166
	KF3	1986	280	152	eutroph	166
	KF4	1986	280-270	153	eutroph	121
Totenberg	KF1	1989	400	157	schwach mesotroph	158
	KF2	1989	390	156	gut mesotroph	158
Winterlieth	PK	1994	400-500	142	gut mesotroph	123
Hainholz	PK	1991	232-290	153	eutroph	90

^{*1} Jahr der Ausweisung als Naturwald

^{*2} aus Gauer & Aldinger (2005)

^{*3} nach aktueller Forstlicher Standortkartierung (Quelle: Niedersächsisches Forstplanungsamt)

^{*4} Mittelwerte aus dem Datensatz der Forsteinrichtung der Niedersächsischen Landesforsten, Bezugsjahr 2009

4.2 Methoden

4.2.1 Totholzerfassung bei Naturwaldinventuren

Zu Beginn der 1970er Jahre wurde in Niedersachsen damit begonnen, Waldflächen aus der Nutzung zu nehmen, um die vom Menschen weitgehend ungestörte Dynamik von Waldökosystemen beobachten zu können. Bis heute wurden in Niedersachsen 106 Waldgebiete mit einer Fläche von zusammen ca. 4.470 ha zu Naturwäldern erklärt (Abb. 1). Die Auswahl der Flächen hatte zum Ziel, die wichtigsten Standorte und Waldgesellschaften in den Wuchsgebieten möglichst repräsentativ abzubilden. Daher sind Buchenwälder verschiedener Ausprägungen vorherrschend (Abb. 2).

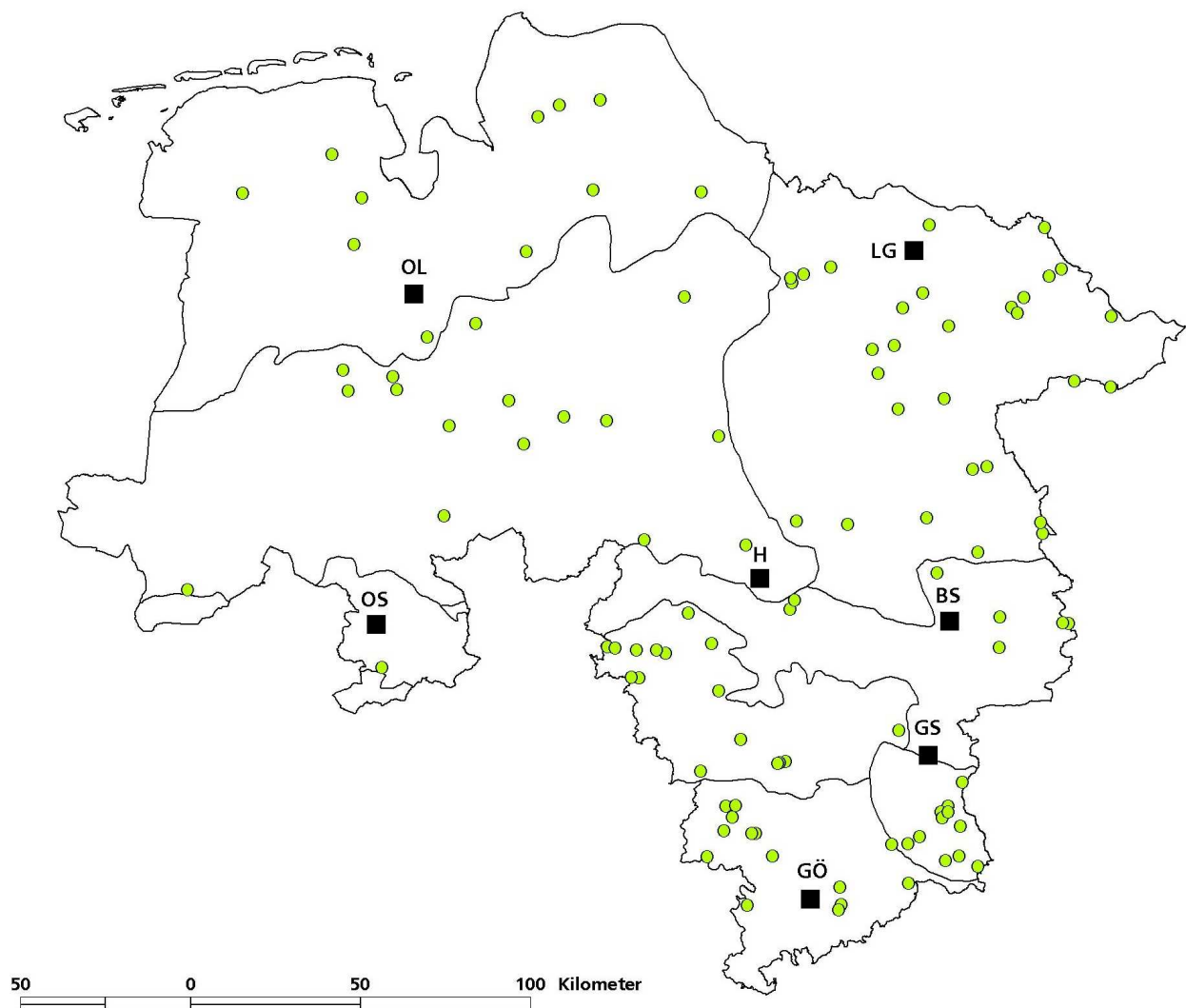
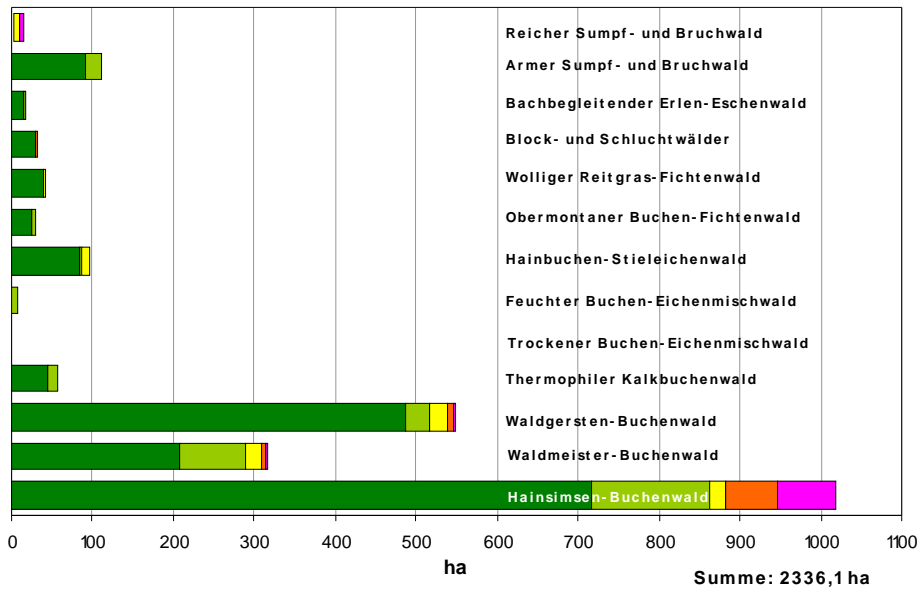
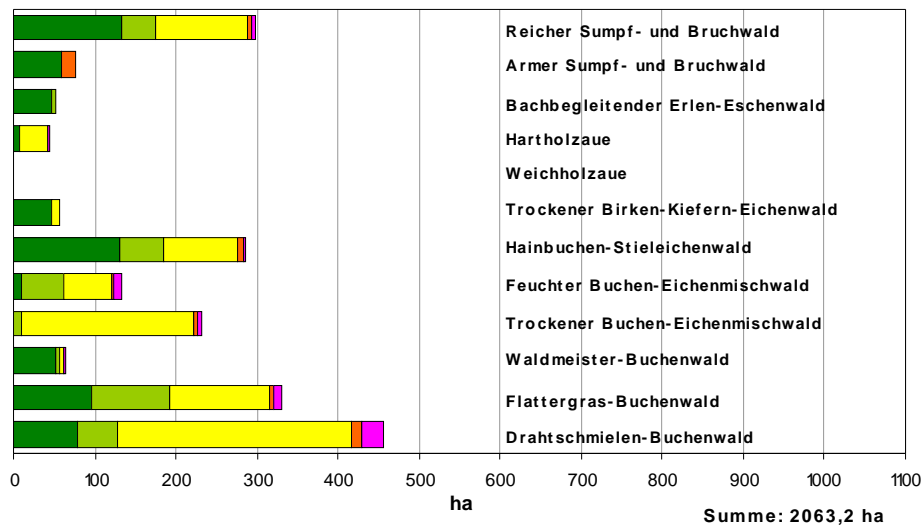


Abb.1: Das niedersächsische Naturwaldnetz

Niedersächsisches Bergland



Niedersächsisches Tiefland



- Naturnähestufen:
- < 10 % gesellschaftsfremde Baumarten
 - 10 - 50 % gesellschaftsfremde Baumarten
 - > 50 % Pionier- oder Nebenbaumarten
 - 50 - 90 % gesellschaftsfremde Baumarten
 - > 90 % gesellschaftsfremde Baumarten

Abb. 2: In den niedersächsischen Naturwäldern vertretene Waldgesellschaften differenziert nach Naturnähestufen (Datenbasis: Erster Durchgang der Waldbiotopkartierung des Niedersächsischen Forstplanungsamtes)

Parallel zur Ausweisung der Flächen wurde ein Monitoringprogramm mit dem Ziel begonnen, die wichtigsten Prozesse waldstruktureller Veränderungen zu erfassen und die Ergebnisse sowohl für die Waldwirtschaft als auch den Waldnaturschutz nutzbar zu machen.

Die ersten, Anfang der 1970er Jahre durchgeführten Untersuchungen erfolgten auf i. d. R. 1 Hektar großen Kernflächen (KF). Für einzelne KF liegen mittlerweile vier Aufnahmen vor. Die Wiederholungsaufnahmen erfolgten im Durchschnitt in einem Abstand von ca. 12 Jahren.

Um die räumliche Heterogenität der Strukturen und Prozesse in den Naturwäldern besser abzubilden und mathematisch-statistisch repräsentative Daten für einen ganzen Naturwald zu erheben, werden ab Ende der 1980er zusätzlich systematische Stichprobeninventuren durchgeführt. Der Abstand der aufgenommenen Probekreise von 0,05 (Radius=12,62 m) bzw. 0,1 ha (Radius=17,84 m) Größe beträgt 50x50 bzw. 100x100 Meter (Abb. 3).

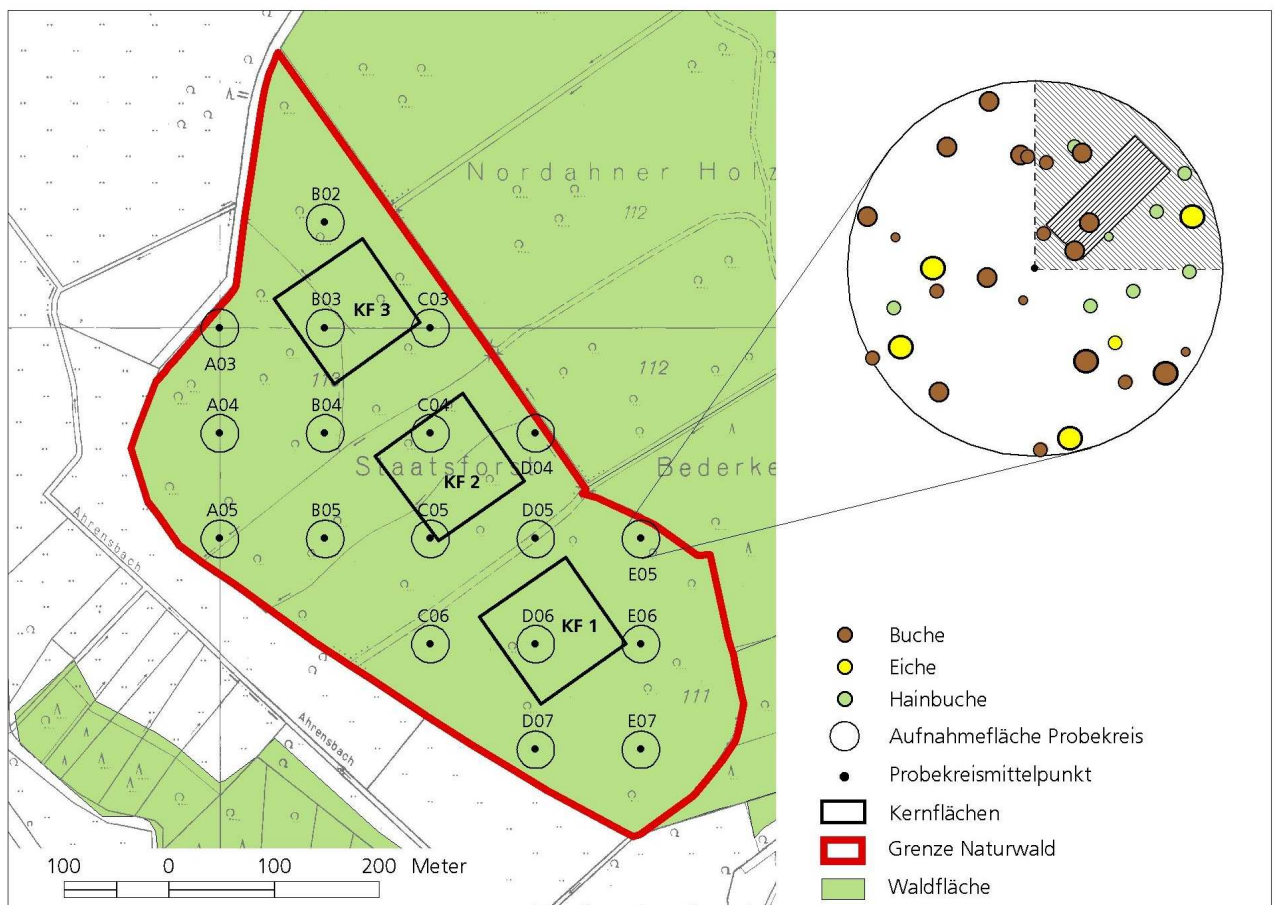


Abb. 3: Kombination von systematischer Stichprobeninventur und Kernflächenaufnahme in niedersächsischen Naturwäldern

Die Auswahl und Untersuchung der NW wurde bis zum Ende der 1980er Jahre vom Waldbauinstitut der Universität Göttingen (WB) wahrgenommen. Seitdem werden die Inventuren von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) durchgeführt. Im Verlauf der Untersuchungen wurde das Aufnahmeverfahren mehrfach modifiziert. Betroffen waren sowohl die erhobenen Parameter als auch die eingesetzten Methoden.

Die folgende Methodenbeschreibung beschränkt sich in erster Linie auf die Methoden zur Erfassung von Totholz.

In den Kernflächen wird der lebende und tote stehende Bestand ab einem Durchmesser ≥ 7 cm vollständig erfasst. Liegendes Totholz wurde allerdings erst seit den 1980er Jahren teilweise und seit den 1990er Jahren vollständig in das Untersuchungsprogramm integriert (Tab. 4). Anders als in den Kernflächen liegt die Aufnahmegrenze für den liegenden Bestand in den Probekreisen bei einem Durchmesser am stärkeren Ende von 20 cm. Zudem werden stehende Objekte $< 1,30$ m Höhe (vor allem Stubben) nicht erfasst. Eine Ansprache von Zersetzungsgraden wurde Ende der 1980er Jahre zunächst für das liegende, seit Mitte der 1990er Jahre auch für das stehende Totholz eingeführt. Die Ansprache erfolgte insgesamt nach drei verschiedenen Zersetzungsgradschlüsseln (Tab. 6).

Tab. 4: Entwicklung der Totholzerfassung in den niedersächsischen Naturwäldern (WB = Institut für Waldbau, NW-FVA = Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Z° = Zersetzungsgrad)

Verfahren (Zeitraum)	WB I (1970-1978)	WB II (1980-1989)	NW-FVA I (1989-1996)	NW-FVA II (ab 1996)
KF: stehendes Totholz	≥ 7 cm BHD	≥ 7 cm BHD	≥ 15 cm BHD und >1,3m Höhe	≥ 7 cm BHD (einschl. Stubben <1,3m Höhe)
	keine Z°-Ansprache	keine Z°-Ansprache	keine Z°-Ansprac he	4-stufiger und ab. 1999 5-stufiger Z°- Schlüssel
KF: liegendes Totholz	nicht aufgenommen	≥ 7 cm BHD, soweit bei Voraufnahme als stehendes Objekt aufgenommen	≥ 15 cm am starken Ende; ≥ 5 m lang (ausnahmsweise >3m)	≥ 7 cm am starken Ende
		keine Z°-Ansprache	3-stufiger Z°-Schlüssel	4-stufiger und ab 1999 5-stufiger Z°-Schlüssel
PK: stehendes Totholz	nicht aufgenommen		≥ 15 cm BHD und >1,3m Höhe	≥ 7 cm BHD (keine Stubben und Stümpfe <1,3m Höhe)
			keine Z°-Ansprache	4-stufiger und ab 1999 5-stufiger Z°-Schlüssel
PK: liegendes Totholz	nicht aufgenommen		≥ 15 cm am starken Ende; ≥ 5 m lang (ausnahmsweise >3m)	≥ 20 cm am starken Ende
			3-stufiger Z°-Schlüssel	4-stufiger und ab 1999 5-stufiger Z°-Schlüssel

Nach dem seit 1996 „stabilen“ Verfahren der NW-FVA wird auf den Kernflächen eine Vollaufnahme aller stehenden lebenden und toten Bäume und Baumstümpfe mit einem Durchmesser in Brusthöhe (BHD) ≥ 7 cm, aller liegenden Gehölzobjekte mit einem Durchmesser am stärkeren Ende ≥ 7 cm und aller Stubben ≥ 7 cm Durchmesser durchgeführt. Auf den Probekreisen wird das liegende Totholz ab 20 cm Durchmesser am stärkeren Ende aufgenommen, stehendes Totholz jedoch bereits ab 7 cm BHD. Eine Erfassung der Stubben erfolgt hier nicht.

Grundlage für die Beschreibung der Entwicklung der Baumindividuen ist deren eindeutige Identifizierung. Hierzu wird für jedes Objekt eine Baumnummer vergeben. Bis zum Ende der 1980er Jahre erfolgte eine Kennzeichnung der Objekte im Gelände. Seitdem erfolgt die Identifizierung der Einzelobjekte durch ihre Standpunktkoordinaten. Allerdings wird das liegende Totholz < 20 cm nur summarisch 20 x 20 m großen Unterflächen zugeordnet und kann damit nicht individuell reidentifiziert werden.

Sowohl auf Kernflächen als auch auf Probekreisen werden linienförmigen Objekte bis zur Flächengrenze gemessen. Auch die von außen hereingefallenen Objekte werden aufgenommen (Abb. 4).

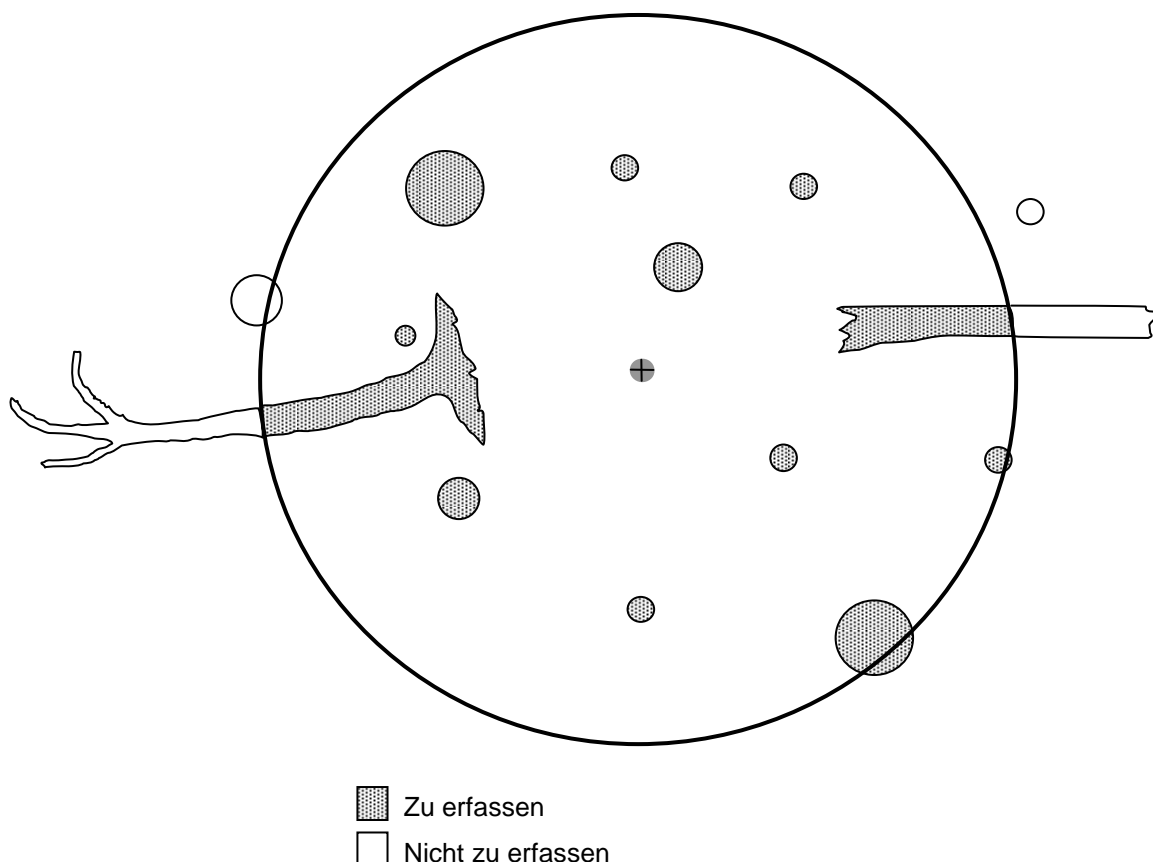


Abb. 4: Die auf dem Probekreis erfassten Objekte bzw. Objektteile

Im Einzelnen werden die folgenden Messgrößen bei stehenden Totholzobjekten erhoben:

- Zweigliedrige Objektnummer: Beginnend mit der Obernummer 1 im stehenden Bestand werden die Objekte in der Reihenfolge ihrer Erfassung fortlaufend nummeriert. Handelt es sich um eingliedrige Objekte wie Kernwüchse oder ganze liegende Bäume, so erhält die Unternummer den Wert 1. Bei Bruchstücken von lebenden Bäumen werden die „Abkömmlinge“ des ursprünglichen Objektes beginnend mit der Unternummer 2 fortlaufend nummeriert. Das Ursprungsobjekt erhält immer die Unternummer 1. Der Zusammenhang zwischen Ursprungsobjekt und dessen „Abkömmlingen“ wird auch zwischen dem stehenden und dem liegenden Bestand hergestellt.
- Azimut zwischen Probekreismittelpunkt/Bezugspunkt Kleinraster der Kernfläche und jeweiligem Objekt [in Neugrad]. Zielpunkt ist die Objektmitte in Brusthöhe. Die Brusthöhe wird in geneigtem Gelände von der Bergseite bestimmt.
- Geländeentfernung zwischen Probekreismittelpunkt/Bezugspunkt Kleinraster der Kernfläche und Objekt [in cm]. Der Zielpunkt ist die Vorderseite der Baummitte in Brusthöhe.
- Neigung zwischen Probekreismittelpunkt/Bezugspunkt Kleinraster der Kernfläche und Objekt [in %]
- Brusthöhendurchmesser mit Kluppe [in mm]. Der Kluppschenkel muss auf den Mittelpunkt des Probekreises/Bezugspunktes Kleinraster der Kernfläche zeigen und die Kluppe ist waagrecht zu halten.
- Baum- bzw. Stumpfhöhe [in dm]
- Botanische Gehölzart. Wenn keine eindeutige Bestimmung der Art möglich ist (z. B. wegen fortgeschrittener Zersetzung), können auch die Gattung oder die Gruppen „Laubholz“ und „Nadelholz“ verschlüsselt werden.
- Zustandstyp (Klassifizierung nach Tab. 5)
- Zersetzungsgrad (Klassifizierung nach Tab. 6)
- Absterbeursache (Klassifizierung nach Tab. 6); nicht relevant bei Bruchstücken

Die folgenden Messgrößen werden bei liegenden Totholzobjekten erhoben:

- Zweigliedrige Objektnummer, s. o.
- Azimutwerte des Fuß- und Wipfelpunktes [in Neugrad]. Der End- oder Wipfelpunkt ist bei über die Probeflächengrenze hinausragenden Objekten immer der Schnittpunkt mit der Probekreisgrenze.
- Geländeentfernung des Fuß- und Wipfelpunktes vom Probekreismittelpunkt/Bezugspunkt Kleinraster der Kernfläche [in cm].
- Neigung vom Mittelpunkt in Richtung Fuß- und Wipfelpunkt [in %]
- Erster Durchmesser am Anfangspunkt und zweiter Durchmesser in 3 Meter Entfernung vom ersten Durchmesser bei liegenden Objekten [in mm]. Bei Objekten mit Wurzelteller und einer Länge $\geq 1,3$ m wird der erste Durchmesser an der Stelle des (ehemaligen) BHD gemessen. Bei Stubben wird der obere Durchmesser bestimmt. Bei stärkerem Zersetzungsfortschritt wird ein „idealisiert“ Durchmesser bestimmt, der der äußeren Begrenzungslinie des Objektquerschnitts am nächsten kommt. Der Kluppschenkel ist waagrecht zu halten (Übersicht zur Verfahrensweise in Abb. 5).
- Gehölzart, s. o.
- Zustandstyp, s. o.
- Zersetzungsgrad, s. o.
- Absterbeursache, s. o.; nur bei abgestorbenen Bäumen anzusprechen, nicht relevant bei Bruchstücken

Tab. 5: Schlüssel zur Klassifikation der oberirdischen Gehölzobjekte des Derbholzbestandes (LKL = Vitalitätsklasse, PKL = Positionsklasse, KKL = Klasse Baumkomponenten)

Nr.	Kriterien	Klassenzuordnung			Weiter zu Nr.
		LKL	PKL	KKL	
1	Objekt eindeutig lebend	L			3
	Nicht so				2
2	Objekt eindeutig tot	T			5
	Keine eindeutige Zuordnung	A			3
3	Senkrecht stehend (≥ 10 Gon zur Horizontalebene)	L/A	S		4
	Liegend (< 10 Gon zur Horizontalebene)	L/A	L		4
4	Keine relevanten Kronen- und/oder Starkastverluste (< 25 % der Krone)	L/A	S/L	v	-
	Relevante Kronen- und/oder Starkastverluste (≥ 25 % der Krone)	L/A	S/L	(v)	-
5	Senkrecht stehend (s. o. 3)*	T	S		7
	Liegend (s. o. 4)	T	L		7
7	Baumkomponenten (Wurzel, Stamm(stück), Krone) unterscheidbar	T	L		8
	Baumkomponenten nicht unterscheidbar	T	L	s	-
8	Alle Baumkomponenten zumindest in Teilen vorhanden	T	S/L	v	-
	Mindestens eine Komponente fehlend	T	S/L		9
9	Stamm(stück) und Kronen(stück), Wurzel abgetrennt	T	L	sk	-
	Nicht so	T	S/L		10
10	Wurzelteller und Stammstück (Höhe Stammstück $\geq 0,3$ m), Wurzelteller z. T. oder ganz aus dem Boden gehoben	T	L	ws	-
	Einzelkomponente	T	S/L	-	11
11	Wurzelteller (Höhe Stammstück, falls vorhanden $< 0,3$ m)	T	S/L	w	
	Kein Wurzelteller	T	S/L		12
12	Stammstück oder Starkast (auch die aus dem Kronenbereich des stehenden Bestandes stammenden Objekte)	T	S/L		13
	Krone oder Kronenteil (außer einzelnen Starkästen aus dem Kronenbereich des stehenden Bestandes)	T	S/L	k	-
13	Stubben (= Stümpfe $< 1,3$ m Höhe)	T	S	(s)	-
	Starkast*, Stammteil* oder Stumpf	T	S/L	s	-

* = im Boden steckende Bruchstücke werden als liegende Objekte angesprochen

Tab. 6: Klassifizierung des Zersetzungsgrades und der Mortalitätsursache

Variable	Klassen
5-stufiger Schlüssel Zersetzungsgradansprache	1 = frisch tot 2 = beginnende Zersetzung 3a = fortgeschritten zersetzt; Holz mit „weichfaulen“ Anteilen <50 % des Volumens. Eiche und andere Kernhölzer mit zersetztem Splint, aber beifestem Kernholz 3b = fortgeschritten zersetzt; Holz mit „weichfaulen“, nicht mehr beifesten Anteilen >50 % des Volumens, Umriss aber noch klar erkennbar. 4 = stark zersetzt, vermodert; Umriss nicht mehr klar erkennbar, liegendes Holz bereits zu einem erheblichen Teil in den Boden eingesunken.
4-stufiger Schlüssel Zersetzungsgradansprache	s. Tab. 8 Schlüssel nach Albrecht (1990)
3-stufiger Schlüssel Zersetzungsgradansprache	0 = ohne größere Zersetzungserscheinungen im inneren und äußeren Holzbereich 1 = Strukturzerfall im äußeren Holzbereich 2 = starker Zerfall im gesamten Stammbereich
Mortalitätsursache	D = konkurrenzbedingt bzw. dichteabhängig E = exogene Ursachen abiotischer oder biotischer Natur A = altersbedingt M = durch menschlichen Einfluss

Position	Objekt	Messstellen
Stehend	Ganzer Baum oder Baumstumpf	
	Stubben	
Liegend	Ganzer Baum ≥ 20 cm d	
	Stammteil oder Starkast ≥ 20 cm d	
	Stamm mit Krone ≥ 20 cm d	Wie ganzer Baum ≥ 20 cm d, jedoch ohne Wurzeltellereckpunkte und ehemaligen Standpunkt, allerdings mit Messung des D2.
	Verhau und Totholzhaufen	Verhau: Messung der ganzen Bäume (s. o.), wobei Umrisskoordinaten nur vom gesamten Verhau gemessen werden. Totholzhaufen: nur Umrisskoordinaten messen.
	Linienobjekte > 7 cm d und < 20 cm d	

Abb. 5: Messmodus für Totholzobjekte bei der niedersächsischen Naturwaldinventur

4.2.2 Totholzerfassung bei der BWI²

Die Totholzerfassung im Rahmen der zweiten Bundeswaldinventur (BWI², Stichjahre 2001-2002) erfolgte auf Probekreisen mit einem Radius von 5 m (Fläche von 78,5 m²). Diese Probekreise liegen an den Eckpunkten von quadratischen Stichprobentrakten, die i. d. R. in einem systematischen 4 x 4 km weiten Gitternetz auf die Waldfläche Deutschlands verteilt sind. Die Gitternetzpunkte orientieren sich am Gauss-Krüger Koordinatennetz. In einigen Bundesländern wurde das Rasternetz zur Erhöhung des Stichprobenumfangs verdichtet.

Zur Charakterisierung des Totholzes wurden neben der Dimension (Durchmesser, Länge) auch die Baumartengruppe (Nadelbäume, Laubbäume (außer Eiche), Eiche), der Zersetzungsgrad (Schlüssel nach Albrecht 1990) sowie der Totholztyp (liegende und stehende Stämme, stehende Bruchstücke $\geq 1,3$ m Höhe, Wurzelstöcke $< 1,3$ m Höhe und Abfuhrreste) erfasst.

Liegendes Totholz wurde ab einer Länge von 10 cm und einem Mindestdurchmesser von 20 cm am stärkeren Ende aufgenommen. Gemessen wurde der Mittendurchmesser in cm (je nach Beschaffenheit mit oder ohne Rinde) sowie die Länge des Stückes in dm.

Ob ein Totholzobjekt aufgenommen wurde, richtete sich nach dem „Herkunftsprinzip“. Alle Objekte, deren wurzelseitiges Ende innerhalb des Probekreises lag, wurden vollständig (auch mit ihren außerhalb des Probekreises liegenden Teilen) erfasst. Von außen hereinfließendes Totholz blieb hingegen unberücksichtigt. Voneinander getrennte Abschnitte eines Totholzobjektes wurden wie ein Stück aufgenommen, wenn sie innerhalb des Probekreises lagen

Auch die Aufnahme des stehenden Totholzes und der Wurzelstöcke mit einer Höhe von mehr als 50 cm erfolgte ab einem Durchmesser (Brusthöhendurchmesser bzw. oberer Durchmesser) von 20 cm. Wurzelstöcke mit einer Höhe unter 50 cm (= Stubben) wurden erst ab einem Schnittflächendurchmesser von 60 cm aufgenommen. Der Schnittflächendurchmesser wurde an der breitesten Stelle des Stockes (einschließlich der Wurzelanläufe) gemessen.

Unter einer Moosschicht verborgenes Totholz ging in die Inventur ein. Hingegen wurde Totholz, das voraussichtlich nicht bis zur vollständigen Zersetzung im Bestand verbleibt, nicht erfasst.

Wurde ein Probekreis von Waldrändern geschnitten, erfolgte die Totholzaufnahme nur auf dem Teilkreis, in dem auch die Traktecke lag.

Das Volumen von liegendem Totholz wird bei der BWI² anhand von Länge und Durchmesser nach der Volumenformel eines Zylinders ermittelt. Für das stehende Totholz berechnet sich das Volumen anhand von BHD und Stumpfhöhe mithilfe des BWI-Programmes BDAT (Kublin & Scharnagl 1988). Hierbei wird zunächst die Baumhöhe in Abhängigkeit des BHD geschätzt und anschließend das Volumen für die tatsächlich gemessene Länge mit dem Programm BDAT bestimmt.

Das Volumen von Wurzelstöcken wird anhand der Höhe und des Schnittflächendurchmessers mit der Zylinderformel berechnet.

4.2.3 Totholzerfassung bei der niedersächsischen Betriebsinventur

Zur Bestimmung der Startwerte für den lebenden Bestand (Alter, Baumartenzusammensetzung, Vorrat etc.) in der Modellregion Solling wurde auf die Daten der Betriebsinventur (BI) aus dem Jahr 2000 zurückgegriffen.

Die BI erfolgt auf Probekreisen mit einem Radius von 13 Metern. Aufgenommen werden Totholzobjekte mit einem Mindestdurchmesser von 30 cm am stärkeren Ende und einer Mindestlänge von 1,30 Metern. Angesprochen werden Baumart, Brusthöhendurchmesser (BHD), Positions- (liegend, stehend) und Längensklasse (ganzer Baum, > 10,0 m, 1,30 bis 10,0 m). Nicht erfasst wird der Zersetzungsgrad des Totholzes. Aus der Kombination von Positionsklasse und Längensklasse ergibt sich eine Zuordnung der Objekte zu sechs verschiedenen Totholztypen:

- Nat 3: stehendes Totholz, ganzer Baum
- Nat 4: stehendes Totholz, 1,30 bis 10,0 m
- Nat 5: stehendes Totholz, > 10,0 m
- Nat 6: liegendes Totholz, ganzer Baum
- Nat 7: liegendes Totholz, 1,30 bis 10,0 m
- Nat 8: liegendes Totholz, > 10,0 m

Lassen sich mehrere Einzelobjekte einem einzelnen Baumindividuum zuordnen, werden diese wie ein einzelnes Objekt behandelt (z. B. stehender Stumpf mit liegendem Kronenteil). Die Zuordnung zu den beiden Positionsklassen erfolgt jeweils nach dem größeren Volumenanteil. Daher sind nur eingeschränkt Aussagen über die Anteile von stehendem und liegendem Totholz möglich. Darüber hinaus kann nicht ausgeschlossen werden, dass sich aus der Zuordnung zu Längensklassen systematische Fehler bei der Vorratsermittlung ergeben, da zu vermuten ist, dass die tatsächlichen Objektlängen nicht gleichmäßig innerhalb der Längensklassen verteilt sind (z. B. kurze Stammabschnitte in Nat 7).

Das Probeflächendesign der BI beruht auf einem mehrstufigen Verfahren. In einem ersten Schritt wird ein regelmäßiges Raster (100 x 100 m) über das Untersuchungsgebiet gelegt. Für die Modellregion Solling ergeben sich so 34.094 Rasterpunkte, aus denen die tatsächlich aufzunehmenden Probekreise ausgewählt werden. Hierzu erfolgt zunächst eine Stratifizierung der Rasterpunkte in Abhängigkeit von Bestandestypengruppe (L=Laubwald, N=Nadelwald) und Alterstufe (1=0-40, 2=40-80, 3=80-120, 4=über 120 Jahre). Anschließend wird für die einzelnen Forstbetriebe und Straten der tatsächlich aufzunehmende Stichprobenumfang nach Maßgabe der angestrebten Fehlergrenzen bestimmt (NFP 2001). Aufgrund höherer Ansprüche an die statistische Genauigkeit der Daten mit zunehmender Stammstärke sind Probekreise in älteren Beständen in der BI überrepräsentiert. Die Auswahl der aufzunehmenden Probekreise aus dem Grundraster erfolgt durch eine Zufallsstichprobe. Zur Berechnung von verzerrungsfreien Mittelwerten auf Bestandestyp- und Betriebsebene wurden bei der Auswertung der Daten entsprechende Gewichtungsfaktoren zu Grunde gelegt. Der Auswertung liegen die Daten aus 5.952 Probekreisen zugrunde (Tab. 7).

Tab. 7: Anzahl Probekreise je Stratum in den Forstämtern der Modellregion (Abkürzungen: L=Laubwald, N=Nadelwald; Alterstufe 1= <40, 2=40-80, 3=81-120, 4= >120 Jahre)

Forstamt	Stratum								Gesamt
	L1	L2	L3	L4	N1	N2	N3	N4	
Dassel	103	82	139	243	247	574	252	57	1.697
Uslar	93	108	101	240	214	340	147	51	1.294
Neuhaus	116	60	80	177	312	525	359	68	1.697
Winnefeld	96	131	116	273	175	293	143	37	1.264
Solling	408	381	436	933	948	1.732	901	213	5.952

Bislang sind zwar Daten zum Totholzvorrat im Rahmen der BI erhoben worden, Auswertungsroutinen waren jedoch im Projektzeitraum nicht verfügbar. Ihre Entwicklung war daher eine Aufgabe im ersten Projektjahr. Die Programmentwicklung erfolgte unter SAS 9.1.

Als Grundlage für die Berechnung des Derbholzvolumens der einzelnen Totholzobjekte wurden baumartenspezifische Höhenkurven und Formzahlen abgeleitet. Da bei der BI keine exakten Längen der Totholzobjekte gemessen wurden, wurde für die Längensklassen 1,30 bis 10,0 jeweils die mittlere Länge der Klasse und bei der Klasse > 10 m die nach der Höhenkurve zu erwartende Baumhöhe unterstellt.

4.2.4 Totholzerfassung bei der BZE²

Von Januar-Juli 2008 wurden die Aufnahmen von Waldstruktur und Totholz im Rahmen der BZE² in den Bundesländern Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt in einem 8 x 8 km Raster durchgeführt. Die Totholzerfassung erfolgte auf einer Unterstichprobe in einem 16 x 16 km-Raster an insgesamt 90 Probepunkten.

Auf den Probekreisen mit einem Radius von 11,28 m (0,04 ha) wurden liegendes und stehendes Totholz sowie Stubben ab einem Durchmesser von 10 cm erfasst. Das Aufnahmeverfahren entsprach der Methodik der Naturwaldinventuren (Kap. 4.2.1).

4.2.5 Objektbezogene Wiederholungsaufnahmen

Aufgrund der Heterogenität des Totholzabbaus ist eine hohe Streuung der entsprechenden Messwerte zu erwarten (Harmon et al. 1986). Um für die Abbau- und Standzeitmodelle eine ausreichende Datenbasis zu erhalten und die Beobachtungsdauer zu verlängern, wurden daher zahlreiche stehende und liegende Totholzstücke aus vorherigen Naturwaldinventuren erneut erfasst. Einzelne Stücke konnten so bis zu 38 Jahre verfolgt werden. Die laut Datenbestand nicht wiedergefundenen Objekte wurden gezielt gesucht, um zu vermeiden, dass nicht korrekte „Fehlanzeigen“ die Modellanpassung verzerren. Tatsächlich konnte der größte Teil der Objekte wiedergefunden werden. Dies zeigt, dass die Wiederholungsaufnahme stärker zersetzter Totholzstücke bei einer Mehrzweckinventur selbst bei sorgfältiger Aufnahme und gut eingearbeiteten Inventurtrupps fehleranfällig ist.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass das Totholzvolumen mit fortschreitender Zersetzung systematisch überschätzt wird, da stärker zersetzte Zwischenteile und ein zunehmend elliptischer Querschnitt bei der regulären Erfassung nicht berücksichtigt werden (Meyer 1999). Im Rahmen einer Masterarbeit hat Kawaletz (2009) daher Totholzstücke erneut sektionsweise erfasst und einen entsprechenden Korrekturfaktor abgeleitet.

Bei der sektionsweisen Aufnahme wurde das Totholzobjekt in mehrere Sektionen von mindestens 50 cm und maximal 3 m Länge unterteilt, die hinsichtlich der Durchmesserabnahme und des Zersetzungsgrades homogen waren. Ausgehend vom Ende mit dem größeren Durchmesser bis zu einem Zopfdurchmesser von 20 cm wurden je Sektion der Mittendurchmesser und die jeweiligen Anfangs- und Enddurchmesser ermittelt. Dabei wurde nicht nur der horizontale, d. h. der parallel zur Geländeoberfläche liegende Durchmesser mittels einfacher Kluppung gemessen, sondern auch der vertikale, im rechten Winkel zur Geländeoberfläche liegende Durchmesser. Lag das Totholzstück nicht auf dem Waldboden auf, so wurde mit der üblichen, zweischenkeligen Kluppe gemessen. War dagegen kein Platz zwischen Stamm und Waldboden, so erfolgte die Messung mithilfe einer Kluppe, bei der der untere, feststehende Schenkel entfernt worden war.

Bei stark eingesunkenen Stämmen kann angenommen werden, dass der vertikale Durchmesser und somit auch das Volumen des Totholzes unterschätzt werden. Daher wurde zusätzlich die Einsinktiefe des Totholzstammes in den Waldboden ermittelt. Die diesbezüglichen Ergebnisse zeigten allerdings keinen Einfluss auf die Genauigkeit bei der Ermittlung des vertikalen Durchmessers (Kawaletz 2009).

4.2.6 Eignungstest verschiedener Zersetzungsgradansprachen

Auf einem Testparcour im Solling wurden in einem Buchen-Altbestand mit reichlichem Totholzanfall vier gebräuchliche Zersetzungsgradschlüssel auf ihre Reproduzierbarkeit und Praktikabilität untersucht.

Getestet wurden die vierstufigen Schlüssel nach Albrecht (1990) und Müller-Using & Bartsch (2003) sowie der fünfstufige Schlüssel der NW-FVA in zweifacher Ausführung (Tab. 8). Bei letzterem wurde zum einen Bezug auf den tatsächlich vorliegenden Rest des Totholzstammes, zum anderen auf das ursprünglich vorliegende Objekt genommen.

Tab. 8: Gegenüberstellung der getesteten Zersetzungsgradschlüssel

Z°	Albrecht (1990)	Müller-Using (2003)	NW-FVA
1	frisch tot (1 bis 2 Jahre)	frisch abgestorben, Kambium noch grün, Krone vollständig erhalten	frisch tot
2	beginnende Zersetzung: Rinde lose, Holz noch beifest, Kernfäule < 1/3 des Durchmessers	Rinde lose, Reisig abfallend meist feine Trockenrisse im Holz in Längsrichtung	beginnende Zersetzung
3	fortgeschrittene Zersetzung: Splint weich, Kern nur noch teilweise beifest, Kernfäule > 1/3 des Durchmessers	Ausweitung d. Trockenrisse durch Holzzersetzung, Entstehung von Furchen, Durchmesser d. verbleibenden Äste > 5cm	3a Holz mit „weichfaulen“ oder fehlenden Anteilen < 50% des Volumens, Eiche u. andere Kernhölzer mit zersetztem Splint, aber beifestem Kernholz
			3b Holz mit „weichfaulen“ oder fehlenden Anteilen > 50% des Volumens, Umriss aber noch klar erkennbar
4	stark vermodert: Holz durchgehend weich, Umriss aufgelöst	Stammform aufgelöst, Holz lässt sich leicht brechen, Krone vollständig zersetzt	stark zersetzt, vermodert: Umriss nicht mehr klar erkennbar, liegendes Holz zum Großteil in den Boden eingesunken

Der Test dieser beiden Varianten erschien sinnvoll, da bei der Z°-Ansprache im Laufe langfristiger Untersuchungen das Problem der „Rückläufigkeit“ der Z°-Entwicklung auftreten kann. Wenn im Verlauf des Abbaus nur die schwer zersetzbaren Objektteile verbleiben und damit das gleiche Objekt bei Folgeaufnahmen als weniger stark zersetzt eingestuft wird verläuft der Z° „rückwärts“. Bei der Anwendung eines Z°-basierten Matrixmodells stellt diese

Rückläufigkeit ein erhebliches Problem dar. Eine Lösungsmöglichkeit besteht darin, die Z²-Ansprache auf das ursprünglich vorhandene Objekt zu beziehen.

Vorbereitend wurden auf dem Testgelände für jeden der vier Schlüssel 15 liegende (n = 60) sowie fünf stehende (n = 20) Totholzstämme ausgewählt, nummeriert und per GPS eingemessen. Acht Testpersonen mit unterschiedlicher Erfahrung bei der Totholzaufnahme führten an jedem Stamm eine Z²-Ansprache durch, ohne sich dabei austauschen zu können. Anhand der paarweisen Übereinstimmung der Z²-Ansprache wurde die Reproduzierbarkeit der einzelnen Schlüssel in Bezug auf liegendes und stehendes Totholz bewertet (s. Kap. 6.3). Zusätzlich wurden die Testpersonen gebeten, die vier Schlüssel hinsichtlich ihrer Vor- und Nachteile zu beurteilen.

4.2.7 Berechnung des Totholzvolumens

Die Kubierung von Totholzobjekten, die im Rahmen der regulären niedersächsischen Naturwaldinventur erfasst wurden, erfolgt mit SAS 9.1 – Routinen nach der von Meyer (1999) entwickelten Verfahrensweise (Tab. 9). Die entsprechenden Ergebnisse werden bei der Analyse der Totholzmengen und der Totholzakкумуляtion verwendet.

Zur Ableitung von Abbau- und Standzeitmodellen wurde die Totholzvoluminierung vereinfacht, da hier große Mengen an Einzelobjekten mit unterschiedlichen Messstellen zusammengeführt werden mussten, die nach verschiedenen Aufnahmeverfahren erfasst wurden (s. Verfahrenswechsel Tab. 4). Die für die reguläre Kernflächen- und Probekreisauswertung entwickelten SAS-Routinen waren daher nicht direkt anwendbar. Zudem hätte die Vielfalt der unterschiedlichen Variablen zu sehr unübersichtlichen Dateien geführt.

Sowohl stehende als auch liegende Totholzobjekte wurden daher nach der Formel für einen konischen Paraboloiden kubiert (Tab. 10). Notwendige Eingangsgrößen sind die Anfangs- und Enddurchmesser sowie die Höhe bzw. Länge des Objektes. Falls die Durchmesser an anderer Stelle gemessen worden waren, wurden die Anfangs- und Enddurchmesser auf der Basis der vor Ort ermittelten oder - bei Überschreiten von Extremwerten - einer mittleren Abholzigkeit errechnet. Da die Abbaumodelle sich nur auf Totholz ≥ 20 cm Durchmesser beziehen, musste zudem die Länge bzw. Höhe des Objektes bis zum Zopfdurchmesser von 20 cm korrigiert werden. Auch dies geschah mit den entsprechenden Abholzigkeitswerten.

Tab. 9: Kubierung von Totholzobjekten im Zuge der regulären Auswertung von Kernflächen- und Probekreisdaten

Zustandstyp	Kubierungsansatz	Annahmen
Stehender ganzer Baum	Regionale Formzahlfunktionen	-
Baumstumpf	<ol style="list-style-type: none"> Stück von 0,5 m bis Endhöhe wird nach der Kegelstumpfformel kubiert, wobei die Anfangs- und Enddurchmesser aufgrund des BHD aus den Ausbauchungsreihen (SCHÖBER 1952) hergeleitet werden. Erdstammstück wird nach der Formel für den Neiloidstumpf kubiert. 	<p>zu 2.:</p> <p>Zur Herleitung des mittleren Durchmessers des Neiloidstumpfes wird eine Durchmesserzunahme von 12 % je lfd. m angenommen.</p> <p>Zur Herleitung des unteren Durchmessers des Neiloidstumpfes wird eine Durchmesserzunahme von 24 % je lfd. m angenommen.</p>
Stubben	Kubierung wie das Erdstammstück des Baumstumpfes.	Wie das Erdstammstück des Baumstumpfes.
Liegender ganzer Baum ≥ 20 cm BHD	Regionale Formzahlfunktionen. Die Länge wird aus der Höhenkurve hergeleitet.	-
Linienobjekte ≥ 20 cm Durchmesser außer Ganzbäumen einschl. Stammstücken mit Krone	Kubierung nach der Kegelstumpfformel. Rechnerische Ermittlung des Enddurchmessers und der Derbholzlänge aufgrund der sich aus der Differenz von D1 und D2 ergebenden Abholzigkeit.	Bei Verzweiselungen wird angenommen, dass die Masse der einzelnen Zwiesel der Masse einer gedachten durchgehenden Stammachse mit der abgeleiteten Abholzigkeit entspricht.
Linienobjekte ≥ 7 cm und < 20 cm Durchmesser am stärksten Ende	Kubierung nach der HÜBERSchen Formel. Korrektur des Mittendurchmessers und der Derbholzlänge, falls der aufgrund der angenommen Abholzigkeit errechnete Enddurchmesser < 7 cm ist.	Abholzigkeit von 1 cm je lfd. m

Um das fortgeschritten zersetzte liegende Totholz ausreichend genau kubieren zu können, hat Kawaletz (2009) Korrekturfaktoren in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad abgeleitet (vgl. Kap 6.2). In ihrer Arbeit konnte sie zeigen, dass das anhand der einfach (d. h. horizontal zur Geländeoberfläche) gemessenen Anfangs- und Enddurchmesser ermittelte Volumen mit zunehmender Zersetzung immer weiter überschätzt wird. Die Gründe hierfür sind eine unregelmäßige Zersetzung in Längsrichtung mit der Folge kollabierender Zwischenteile sowie ein zunehmend elliptischerer Querschnitt des Totholzes. Gemäß seinem Zersetzungsgrad wurde das Totholzvolumen mit den entsprechenden Korrekturfaktoren reduziert.

Tab. 10: Formeln, die zur Ermittlung des Totholzvolumens verwendet wurden

Huber	$V = g_m \cdot L$ <p>wobei:</p> <p>V = Volumen in m³ bis Zopf 20 cm g_m = Grundfläche Stammmitte (in m) L = Länge bzw. Höhe bis Zopf = 20 cm</p>
Kegelstumpf	$V = \frac{\pi}{12} \cdot (d_u^2 + d_o \cdot d_u + d_o^2) \cdot L$ <p>wobei:</p> <p>V = Volumen in m³ bis Zopf 20 cm d_u = Durchmesser am stärkeren Ende in m d_o = Zopfdurchmesser bzw. 0,2 bei Stücken mit Holz < 20 cm d L = Länge bzw. Höhe bis Zopf = 20 cm</p>
Konischer Paraboloid	$V = \frac{l}{12} \cdot \left(5 \cdot A_u + 5 \cdot A_o + 2 \cdot \sqrt{A_u \cdot A_o} \right)$ <p>wobei:</p> <p>V = Volumen in m³ bis Zopf 20 cm A_u = Querschnittsfläche am stärkeren Ende in m² A_o = Querschnittsfläche am Zopf bzw. bei d = 20 cm, wenn Stücke Holz < 20 cm d enthalten l = Länge bzw. Höhe</p>
Neiloidstumpf	$V = \frac{\pi \cdot h}{6} \cdot (r_1^2 + 4 \cdot r_2^2 + r_3^2)$ <p>wobei:</p> <p>V = Volumen in m³ bis Zopf 20 cm h = Höhe in m r₁ = Radius unten in m r₂ = Radius Mitte in m r₃ = Radius oben in m</p>
Ellipse	$A = \frac{\pi}{4} \cdot d_v \cdot d_h$ <p>wobei:</p> <p>A = Fläche der Ellipse d_v = Durchmesser vertikal d_h = Durchmesser horizontal</p>

Bei der Berechnung des abgebauten Totholzvolumens tritt ein systematischer Fehler auf, wenn mit einem bestimmten Zopfdurchmesser gearbeitet wird. Durch die Verringerung des Durchmessers im Zuge der Zersetzung kommt es zu einer „unechten Längenschumpfung“ und damit zu einer systematischen Überschätzung der Zersetzungsrates (Abb. 6). Zur Ableitung biologischer Abbauraten muss das verbleibende Stück unabhängig von seinem Zopfdurchmesser weiter betrachtet werden. Für die forstbetriebliche Schätzung der verbleibenden Totholzmenge ab einem bestimmten Mindestdurchmesser wäre dieses „Artefakt“ zu akzeptieren.

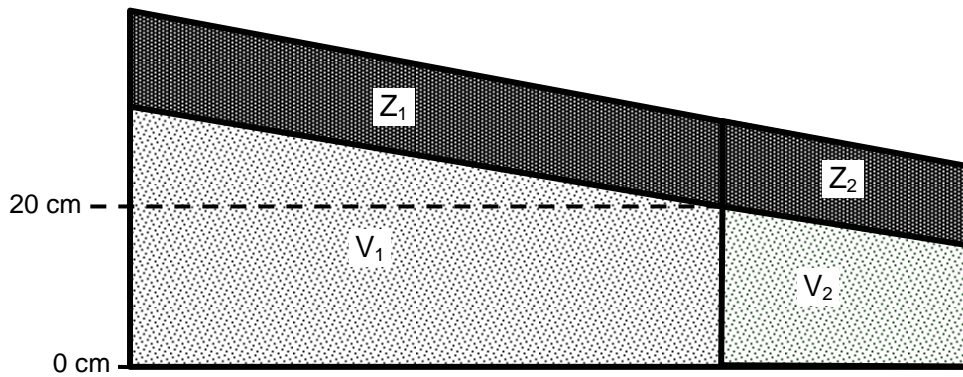


Abb. 6: Schematische Darstellung der unechten Längenschrumpfung im Zuge der Zersetzung. Die Teile Z1 und Z2 wurden abgebaut. V1 und V2 sind verblieben. Durch die Begrenzung auf Holz ab einem Zopfdurchmesser von 20 cm wird allerdings nur noch V1 als verbleibend gewertet und damit die Zersetzungsrage um den Betrag V2 überschätzt.

Im Rahmen der eigenen Untersuchung wurden biologische Abbauraten für Totholzstücke ab einem Mindestdurchmesser von 20 cm abgeleitet. Daher mussten für Stücke, deren Zopf bei der Wiederholungsaufnahme unter 20 cm gefallen war, nicht die gemessene, sondern die ursprüngliche Länge bis 20 cm zugrunde gelegt werden. Nach eigenen Beobachtungen kann angenommen werden, dass ein vollständiger Abbau des dünneren Endes und damit eine „echte Längenschrumpfung“ erst bei sehr fortgeschrittener Zersetzung erfolgt.

4.2.8 Quantifizierung des Totholzabbaus

4.2.8.1 Stand des Wissens

Neben der Nachlieferung entscheiden Art und Geschwindigkeit der Zersetzung über die raum-zeitliche Dynamik des Totholzangebotes. Dabei wird der Totholzabbau von zahlreichen Einflussfaktoren gesteuert (Boddy 2001; Janisch et al. 2005; Kahl 2008; Kraigher et al. 2003; Mountford 2002; Pyle & Brown 1999; Rayner & Boddy 1988; Rubinio & McCarthy 2003; Samuelson et al. 1994; Schimitschek 1953; Storaunet & Rolstad 2002).

Angesichts der langen Zersetzungszeiträume von Totholz sind echte Zeitreihenuntersuchungen selten (Arthur et al. 1993, Stone et al. 1998) und finden sich vorwiegend für sehr dünnes Material. In der überwiegenden Zahl der Untersuchungen wird hingegen der Versuch unternommen, den Totholzabbau im Rahmen von unechten Zeitreihen zu quantifizieren. Eine wesentliche Voraussetzung für Chronosequenzstudien ist es, das Absterbejahr hinreichend genau zu bestimmen. Dies kann entweder durch dendrochronologische Methoden oder durch die Zuordnung des Totholzmaterials zu bestimmten Störereignissen wie Waldbränden, Stürmen, Kahlschlägen oder Durchforstungen erfolgen. Letzteres ist oft nur bei großflächigen Störungen möglich.

Als ein Nachteil von Chronosequenzen erweist sich häufig, dass sich der Ausgangszustand der Messgrößen (z. B. Holzdichte, Volumen, Biomasse) nur ungenau rekonstruieren lässt und die Zersetzungsbedingungen während des abgelaufenen Zersetzungsprozesses (z. B. Stand- und Liegezeiten) unbekannt sind. Am häufigsten wird die Ausgangsdichte des Holzes durch Messungen an lebenden Bäumen eingeschätzt, weshalb die Abbaurate in der Regel als Dichteverlust bestimmt wird. Dabei lässt sich der Anteil von bereits vollständig zersetztem Material bzw. durch Fragmentierung bedingte Masseverluste kaum hinreichend genau abschätzen, womit die Gefahr einer Unterschätzung der Abbauraten gegeben ist.

Um einige der genannten Schwierigkeiten bei der Bestimmung von Abbauraten zu vermeiden, haben Harmon et al. (2000) eine Vorgehensweise vorgeschlagen, die Elemente der echten Zeitreihe sowie der Chronosequenzstudie verbindet. Diese als 'decomposition vector' beschriebene Herangehensweise wählt Totholzobjekte unterschiedlichen Alters bzw. Zersetzungsgrades und verfolgt die Veränderungen der relevanten Messgrößen über einen definierten Zeitraum. Zugleich können dadurch variierende Abbaugeschwindigkeiten im Abbauprozess besser aufgedeckt werden.

In den meisten Untersuchungen wird der Abbauprozess durch die Abnahme der Holzdichte beschrieben. Dichtemessungen beziehen sich auf das aktuelle Holzvolumen, während das Ausgangsvolumen bzw. die Ausgangsbiomasse insbesondere in Chronosequenzstudien unbekannt sind. Dadurch bleiben sowohl vollständig abgebaute Baumteile als auch der auf biologische Transformation und Fragmentierung zurückzuführende Abbau unberücksichtigt. Der Prozess der Fragmentierung kann aber in erheblichem Ausmaß an der Zersetzung beteiligt sein (Harmon et al. 1986). In einigen Untersuchungen wurde daher der Versuch unternommen, das Ausgangsvolumen bzw. die Ausgangsbiomasse zu rekonstruieren, um so den Fragmentierungsprozess in die Auswertungen einzubeziehen (Mackensen & Bauhus 1999). Darüber hinaus sind in Chronosequenzstudien schnell abgebaute Totholzobjekte i.d.R. unterrepräsentiert (Kruys et al. 2002). Die auf der Grundlage der Dichteentwicklung abgeleiteten Abbauraten haben daher in vielen Fällen eine Unterschätzung der tatsächlichen Abbaugeschwindigkeiten zur Folge (Mackensen & Bauhus 1999).

Insgesamt zeigt die Analyse der bislang vorgelegten Ergebnisse, dass auf experimentell angelegte Abbauprozesse unter kontrollierten Bedingungen, die z. B. den Einfluss verschiedener Einflussfaktoren berücksichtigen, nicht verzichtet werden kann (Mackensen & Bauhus 2003; Harmon et al. 2003).

Für Mitteleuropa liegen mittlerweile einige Ergebnisse zur Abbaugeschwindigkeit des Totholzes der wichtigsten Baumarten vor (Tab. 11, zusammenfassend Harmon et al. 2005 und Rock et al. 2008) vor. Diese beziehen sich allerdings in der Mehrzahl auf den dichte- und/oder gewichtsbezogenen Abbau liegenden Totholzes. Studien zur volumenbezogenen

Zersetzung liegenden Totholzes sind selten (Müller-Using 2005, Kahl 2008), Untersuchungen zum Volumenabbau und den Standzeiten von stehendem Totholz fehlen bisher.

Die Abbaugeschwindigkeit von Totholz wird von zahlreichen abiotischen und biotischen Faktoren kontrolliert (Harmon et al. 1986; Mackensen & Bauhus 1999; Garrett et al. 2007). An der Zersetzung sind mehrere Prozesse beteiligt: Fragmentierung, Leaching, Respiration und biologische Transformation (Harmon et al. 1986). Die letzten beiden Prozesse werden von einer artenreichen Zersetzergemeinschaft getragen. Faktoren, die deren Zusammensetzung und Aktivität direkt oder indirekt beeinflussen, wirken sich unmittelbar auf Verlauf und Geschwindigkeit der Totholzzersetzung aus (Edman et al. 2007).

Der Faktor Baumart integriert verschiedene holzchemische und –physikalische Eigenschaften wie z. B. die Holzdichte, die Konzentration verschiedener Nährelemente und sekundärer Holzinhaltstoffen, der Anteil von Lignin und Zellulose und das Wasserspeichervermögen. Die Substratqualität hat unmittelbaren Einfluss auf die Aktivität saprotropher Organismengruppen (Rayner & Boddy 1988). In zahlreichen Untersuchungen wurden daher unterschiedliche Zersetzungsraten für verschiedene Baumarten ermittelt (z.B. Alban & Pastor 1993; Brais et al. 2006; Brown et al. 1996; Harmon 1982; Janisch et al. 2005; Krankina & Harmon 1995; Laiho & Prescott 2004; Mackensen & Bauhus 2003; MacMillan 1988; Mäkinen et al. 2006; Mattson et al. 1987; Saint-Germain et al. 2007; Shorohova et al. 2008; Tarasov & Birdsey 2001).

Des Weiteren wird in zahlreichen Untersuchungen der Einfluss der Totholzdimension auf die Abbaugeschwindigkeit nachgewiesen. In den meisten Fällen wurde eine negative Beziehung zwischen Durchmesser und Abbaurrate gemessen (z. B. Beets et al. 2008; Eaton & Lawrence 2006, Edman et al. 2007; Müller-Using 2005; Stone et al. 1998; Tarasov & Birdsey 2001; Vanderwel et al. 2006). Als mögliche Erklärungen können u. a. unterschiedlich lange Phasen der Erstbesiedlung, abweichende Anteile von Kern- und Splintholz, günstigere Feuchtebedingungen und mikroklimatische Verhältnisse vermutet werden. Daneben finden sich aber auch Untersuchungen, die eine positive Korrelation fanden, sowie Ergebnisse, die keine eindeutige Abhängigkeit erkennen lassen (z. B. Chen et al. 2001; Guo et al. 2006; Foster & Lang 1982; Edmonds & Eglites 1989; Erickson et al. 1985; Fahey et al. 1991; Naesset 1999). Dabei scheint in vielen Fällen der Durchmesser einfluss durch andere Faktoren überlagert worden zu sein. Dies ist z. B. der Fall, wenn dünneres Material keinen Bodenkontakt hat oder stärker Witterungseinflüssen ausgesetzt ist und dadurch ungünstigere Temperatur- und Feuchtebedingungen eintreten.

Große Bedeutung für die Abbauraten haben die Holzfeuchte und –temperatur. Stehendes und liegendes Totholz unterscheiden sich hierin ebenso wie liegendes Totholz mit und ohne

Bodenkontakt (Barber & van Lear 1984; Boulanger & Sirois 2006; Brang 1989; Edmonds et al. 1986; Ganjegunte et al. 2004; Johnson & Greene 1991; Naesset 1999; Shorohova & Shorohov 2001). Der Feuchtegehalt hat wesentlichen Einfluss auf die Besiedlung, Entwicklung und Abbauleistung saproxyler Pilze (Rayner & Boddy 1988; Boddy & Swift 1984; Edman et al. 2007; Gough et al. 2007; Wang et al. 2002). Sowohl ein sehr geringer wie ein sehr hoher Wassergehalt beeinträchtigen die Entwicklungsmöglichkeiten der Pilze (Erickson et al. 1985; Harmon et al. 1986; Schmidt 1994). Am stehenden Totholz ist tendenziell ein geringerer Wassergehalt zu verzeichnen als an liegenden Stämmen (Boulanger & Sirois 2006). Da sich der Feuchtegehalt auch in Abhängigkeit vom Zersetzungszustand ändert, wurden auch variierende Respirationsraten in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad gemessen (Bond-Lamberty et al. 2003; Hale & Pastor 1998; Hermann & Prescott 2008; Müller-Using 2005).

Die Temperatur hat ebenfalls maßgeblichen Einfluss auf die Abbauleistung der Pilze (Rayner & Boddy 1988; Boddy & Swift 1984). So lassen sich regionale Unterschiede in der Abbaugeschwindigkeit zumindest teilweise ebenso durch unterschiedliche Temperaturen erklären wie im Jahresverlauf variierende Respirationsraten (Mackensen et al. 2003; Brown et al. 1996; Campbell & Laroque 2007). Viele der mit der Abbaugeschwindigkeit von Totholz korrelierten Einflussfaktoren scheinen durch die direkte oder indirekte Beeinflussung der Holzfeuchte und -temperatur zu wirken (z. B. regionale Unterschiede, Höhenlage, Hangexposition, Bestandesschluss, Bodenfeuchte).

Als Faktoren, die die Standzeiten abgestorbener Bäume bestimmen, sind u.a. die Mortalitätsursachen, die Baumart, die Dimension sowie die Bestandesdichte zu nennen (Bull et al. 1997; Chambers & Mast 2005; Conner & Saenz 2005; Ganey & Vojta 2005; Garber et al. 2005).

Aus Europa liegen einige Informationen zur Abbaugeschwindigkeit von Buchentotholz vor. Korpel (1995) schätzt die Abbaudauer von Buche in Südost-Europa auf 20-30 Jahre. Dagegen geben Ódor & Standovár (2003) und Kraigher et al. (2003) auf der Grundlage von Untersuchungen in Ungarn bzw. Slowenien eine Abbaudauer für Buchenstämme von 40-45 bzw. ca. 50 Jahren an. Auch Untersuchungen in den Niederlanden (van Hees 2003) und Dänemark (Christensen & Vesterdal 2003) beziffern die Abbaudauer auf ca. 50 Jahre. Auf Grundlage der Untersuchungen von Beneke (2002) in Thüringen wurde eine Abbauezeit von ca. 40 Jahren ermittelt (Harmon et al. 2005). Ebenfalls in Thüringen ermittelte Kahl (2008) für windgeworfene und durch Konkurrenz abgestorbene Bäume eine Abbauezeit von 67 Jahren. Dagegen belief sich der Wert für Buchen, die vor dem Absterben bereits von Pilzen befallen waren (Sprödbbruch), auf ca. 30 Jahre. Dieser Wert liegt geringfügig niedriger als die von Müller-Using (2005) im Solling für Buchentotholz mit einem Durchmesser von über 10 cm

ermittelte Abbaudauer von 34 Jahren. Die Mehrzahl der untersuchten Bäume war hier durch Sprödbbruch angefallen, so dass auch für diese Region eine längere Abbaudauer für zum Absterbezeitpunkt vollständig intakte Bäume angenommen werden muss. Schäfer (2002) berichtet über die Dichteentwicklung von Stämmen einer Windwurffläche. Nach 10 Jahren waren die Werte um 30 % niedriger als an frischen Stämmen. Der Vergleich mit der von Müller-Using (2005) berichteten Dichteentwicklung lässt aber eine deutlich längere Abbaudauer vermuten.

Schwachdimensionierte Stämme bzw. Stammteile werden deutlich schneller zersetzt als starkes Baumholz. Im Solling betrug die Abbaudauer von Totholz < 10 cm nur 17 Jahre (Müller-Using & Bartsch 2009). Hövemeyer & Schaueremann (2003) haben ebenfalls in Südniedersachsen schwache Stammabschnitte (4 -12 cm) untersucht. Die mitgeteilten Werte lassen - je nach unterstellter Abbaufunktion - auf eine Abbaudauer zwischen 12 und 18 Jahre schließen. Geringe Durchmesser scheinen sich also beschleunigend auf die Abbauraten auszuwirken. Allerdings stellen Müller-Using & Bartsch (2009) keinen Dimensionseffekt oberhalb von 10 cm fest. Die Beziehung zwischen Zersetzungsraten und Ausgangsdurchmesser ist bislang unzureichend aufgeklärt.

Tab. 11: Zersetzungskonstanten (k) und Verweilzeiten (*=selbst berechnet) für Totholz (k. A. = keine Angaben)

Baumart	Bezugsraum	Typ	Dimension	Zielgröße	k	Verweilzeit	Quelle
Rotbuche	Blean, Kent, England	liegend	k. A.	Masse	0,178	17*	Boddy & Swift (1984)
Rotbuche	Blean, Kent, England	liegend	k. A.	Masse (Äste)	0,160	18,8	Boddy & Swift (1984)
			k. A.	Masse (Zweige)	0,315	9,5	
Ahorn (Acer sp.)	Indiana, USA	liegend	> 5 cm	Dichte	0,0452	66*	MacMillan (1988)
Amerikan. Buche					0,0189	159*	
Eiche (Quercus sp.)					0,0175	171*	
Rotbuche	Westkarpaten	v. a. liegend	k. A.	Abbaudauer	0,1198	25*	Korpel (1995)
Rotbuche	Hainich	k. A.	k. A.	Volumen	0,095	32*	Beneke (2002)
Rotbuche	Weiherskopf, Hessen	liegend	k. A.	Dichte	0,045	66	Schäfer (2002)
Rotbuche	Suserup, Dänemark	liegend	> 20 cm	Z°	0,059	50	Christensen & Vesterdal (2003)

Fortsetzung nächste Seite

Fortsetzung Tab. 11: Zersetzungskonstanten (k) und Verweilzeiten (*=selbst berechnet) für Totholz
(k. A. = keine Angaben)

Baumart	Bezugsraum	Typ	Dimension	Zielgröße	k	Verweilzeit	Quelle
Rotbuche	Göttingen, Niedersachsen	liegend	4-11 cm	Masse (Äste)	0,166	18	Hövemeyer & Schauer mann (2003)
Rotbuche	Krokar, Slowenien	liegend	> 10 cm	Z°	0,059	51	Kraigher et al. (2003)
Rotbuche	Oserdo, Ungarn	liegend	> 5 cm	Z°	0,066-0,075	40-45	Ódor & Standovár (2003)
Rotbuche	Pijpebrandje, Niederlande	k. A.	k. A.	Z°	0,075-0,1	30-40	van Hees (2003)
Rotbuche	Solling Hochlagen	liegend (Äste)	1-10 cm	Masse	0,171	18	Müller-Using (2005)
		liegend (Stamm)	> 10 cm	Masse	0,089	34	
		liegend	> 10 cm	Volumen	Lineares Modell	34	
Rotbuche	Hainich, Thüringen	liegend	> 30 cm	Volumen	Lineares Modell	38 – 148*	Kahl (2008)
Rotbuche	Hainich, Thüringen	liegend	> 30 cm	Masse	Lineares Modell	30 – 67	Kahl (2008)
Rotbuche	Hainich, Thüringen	liegend	> 30 cm	Masse	0,025 – 0,075	40 -120	Kahl (2008)
Rotbuche	Deutschland	Mittelwert aus verschiedenen Quellen		Dichte	0,067	45*	Rock et al. (2008)
Eiche					0,0372	81*	
Waldkiefer					0,0575	52*	
Gemeine Fichte					0,0525	57*	
Gemeine Fichte	Norwegen	liegend	> 7 cm	Dichte	0,0435	69*	Naesset (1999)
Gemeine Fichte	Nordwest-russland	liegend & stehend	> 10 cm	Dichte	0,027	111	Harmon et al. (2000); Krankina et al. (1999)
			> 10 cm	Masse	0,033	91	
Gemeine Fichte	Wetterstein-gebirge, Thüringen	liegend & stehend	> 7 cm	Trocken-raum-dichte	0,0193 - 0,0207	145 -155	Kahl (2003)
Gemeine Fichte	Russland	liegend	> 10 cm	Dichte	0,026-0,049	61-115*	Yatskov et al. (2003)
		stehend			0,035-0,044	68-86*	
Hängebirke		liegend			0,042-0,078	39-71*	
		stehend			0,027-0,077	39-111*	
Waldkiefer		liegend			0,027-0,044	68-111*	
		stehend			0,004-0,037	81-750*	

4.2.8.2 Eigene Vorgehensweise

Der vorstehende Literaturüberblick zeigt, dass es bisher keinen befriedigenden Untersuchungsstand zum volumenbezogenen Abbau von Totholz der mitteleuropäischen Baumarten im Allgemeinen und der Rotbuche im Besonderen gibt. Die bisher vorliegenden Arbeiten sind auf einzelne Untersuchungsflächen beschränkt und umfassen nur einen geringen Stichprobenumfang. Arbeiten zum Volumenabbau stehenden Totholzes und zur Bruchwahrscheinlichkeit fehlen ganz.

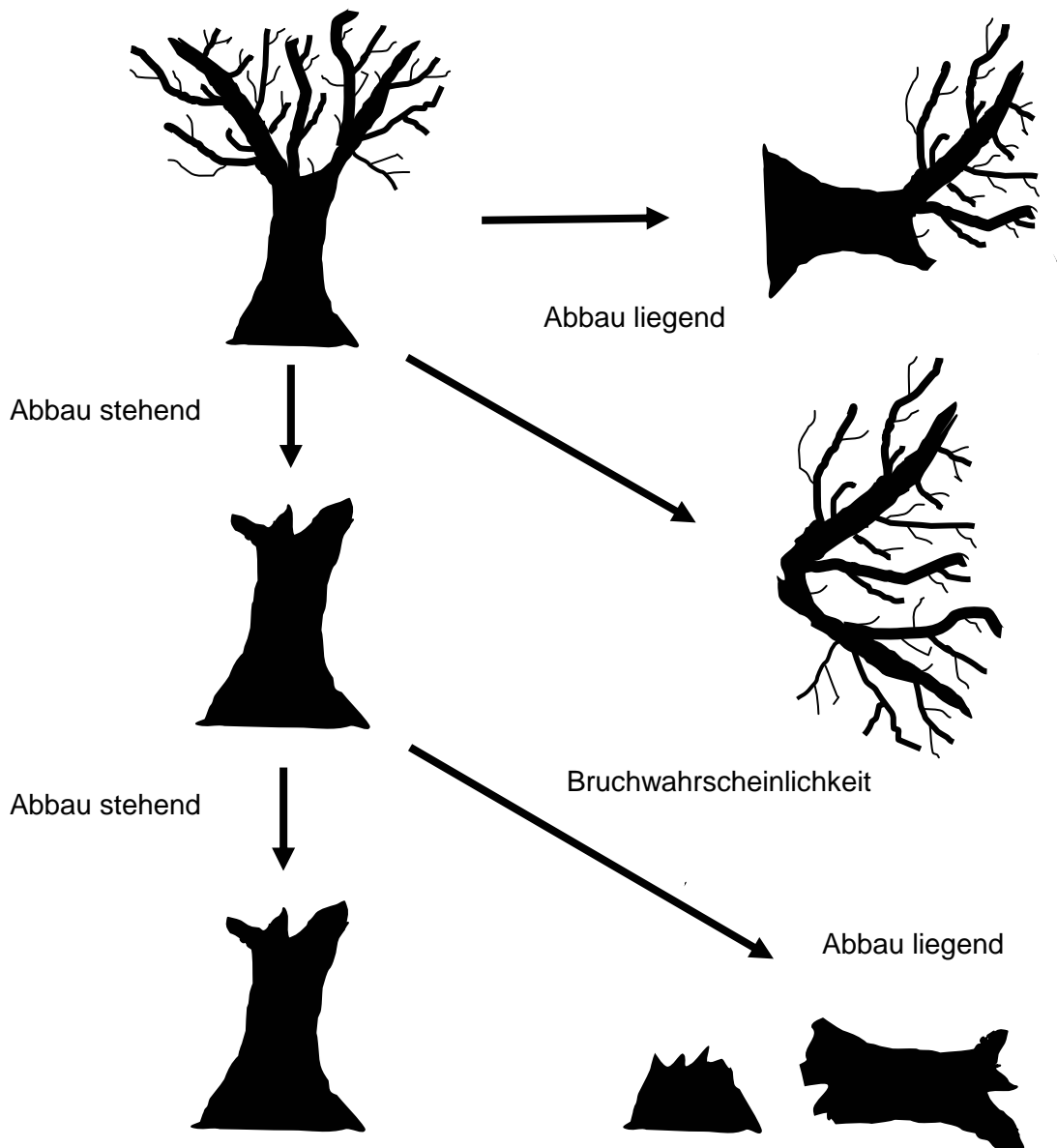


Abb. 7: Teilprozesse des Totholzabbaus, die im Zuge des eigenen Forschungsvorhabens modelliert wurden

Im Rahmen des eigenen Vorhabens wurde daher versucht, ein Abbaumodell für liegendes Totholz auf eine breitere, Nordwestdeutschland umfassende Grundlage zu stellen und erstmals Modellansätze für den Abbau sowie die Bruchwahrscheinlichkeit von stehendem Totholz (Standzeitmodell) vorzulegen (Abb. 7).

Die zur Ableitung von Abbau- und Standzeitmodellen brauchbaren Objekte mussten die folgenden Voraussetzungen erfüllen:

1. Abbaumodelle: Jahr des Absterbens und Volumen ≥ 20 cm Zopf zum Zeitpunkt des Absterbens ausreichend genau zu schätzen.
2. Standzeitmodell stehendes Totholz: Jahr des Absterbens und Jahr des Bruchs unterhalb von 1,3 m ausreichend genau zu schätzen

Da die zur Verfügung stehenden Waldinventurdaten i. d. R. einen zeitlichen Abstand von rund 10 Jahren aufweisen, konnte in einem ersten Schritt nur das Zeitintervall angegeben werden, in dem ein bestimmter Baum abgestorben war. Das genaue Absterbejahr wurde anschließend folgendermaßen geschätzt:

- 1.) Den bereits bei der Erstaufnahme toten, jedoch erst gering zersetzten Objekten wurden nach ihrem Z° die folgenden Absterbejahre zugeordnet:
 - a) frisch abgestorben: 1 Jahr vor der Erstaufnahme
 - b) beginnende Zersetzung: 4,5 Jahre vor der Erstaufnahme
 - c) ohne nennenswerte Zersetzungserscheinungen (alter Z° -Schlüssel): 3,5 Jahre vor der Erstaufnahme
- 2.) Anfänglich als lebende Bäume erfasste Objekte, die im Laufe des Untersuchungszeitraumes abgestorben sind:
 - a) Bäume des Oberstandes ($\geq 2/3$ der Oberhöhe): Zuordnung zu einem konkreten Störereignis (Novemberorkan 1972, Winterstürme 1976, Stürme Vivian und Wiebke 1990, lokaler Gewittersturm 1997, ... etc.), wenn möglich
 - b) Verbleibende Bäume und Bäume des Unterstandes ($< 2/3$ der Oberhöhe): Z° bezogene Zuordnung (s. o.), falls gering zersetzt.
- 3.) Verbleibende Bäume: Mitte der Periode.

Die bereits bei der Erstaufnahme toten Objekte sind mit ihrem gemessenen Volumenwert in die Modellierung eingegangen.

Bei den zwischen zwei Aufnahmen abgestorbenen liegenden Bäumen wurde das Volumen bis zum Absterbezeitpunkt mit mittleren jährlichen Durchmesser- und Höhenzuwächsen fortgeschrieben. Die entsprechenden Werte wurden individuell für jede Probefläche und getrennt nach Ober- und Unterstand errechnet. Um den Effekt einer unechten

Längenschrumpfung zu vermeiden, erfolgte ab der zweiten Aufnahme eines liegenden Totholzstückes die Volumenermittlung unabhängig vom jeweiligen Zopfdurchmesser auf der ursprünglichen Länge bis zu einem Zopfdurchmesser von ≥ 20 cm. Ausgenommen davon waren nur Objekte, bei denen eine echte Längenschrumpfung stattgefunden hatte. Dies wurde jedoch erst bei sehr fortgeschritten zersetzten Objekten festgestellt.

Bei Bruchstümpfen wurde zusätzlich zur Fortschreibung des Durchmessers bis zum Absterbejahr die Ausgangsbruchhöhe geschätzt (Gleichung 1). War die gemessene Stumpfhöhe geringer als der Schätzwert wurde die geschätzte Abbruchhöhe weiter verwendet.

$$h_{Bruch} = a + b \cdot \ln(BHD) \quad \text{Gleichung 1}$$

wobei:

h_{Bruch}	=	Abbruchhöhe [m]
\ln	=	Natürlicher Logarithmus zur Basis e
BHD	=	Brusthöhendurchmesser [cm]

Drei verschiedene Abbaumodelle wurden auf ihre Eignung zur Quantifizierung des Volumenabbaus getestet (Tab. 12).

Tab. 12: Getestete Modelleansätze zur Quantifizierung des Volumenabbaus

Modell	Formulierung
Einfach exponentiell	$V_t = V_0 \cdot e^{-k \cdot t}$ <p>wobei:</p> <p>V_t = Volumen zum Zeitpunkt t V_0 = Ausgangsvolumen k = Zersetzungskonstante t = Zeit in Jahren</p>
Linear	$V_t = V_0 - k \cdot t$ <p>wobei:</p> <p>V_t = Volumen zum Zeitpunkt t V_0 = Ausgangsvolumen k = Abbaurrate t = Zeit in Jahren</p>
Lag exponentiell	$V_t = 1 - (1 - e^{-k \cdot t})^{LAG}$ <p>wobei:</p> <p>V_t = Volumen zum Zeitpunkt t t = Zeit in Jahren k = Zersetzungskonstante LAG = Lag-time Konstante</p>

Modelliert wurde das verbleibende Volumen in Abhängigkeit von der Abbauezeit. Dabei unterstellen die Modelle verschiedene Verläufe für den Abbauprozess (Abb. 8). Das einfach exponentielle Modell geht davon aus, dass je Jahr ein konstanter Anteil des Vorjahresvolumens abgebaut wird. Die absolute abgebaute Menge sinkt daher beständig ab,

sodass sich das Restvolumen asymptotisch dem Wert Null annähert. Per Konvention wird angenommen, dass ein kompletter Abbau zu dem Zeitpunkt erreicht ist, an dem noch 5 % der ursprünglichen Menge verblieben ist. Eine Abwandlung dieses Ansatzes stellt das Lag-exponentielle Modell dar. Danach setzt der Abbauprozess erst verzögert nach einer sog. Lag-Phase ein, verläuft dann aber wie beim einfach exponentiellen Modell. Das lineare Modell schließlich geht von einem absolut gleichen und damit im Zeitverlauf relativ ansteigenden Abbaubetrag aus. Der Zeitpunkt des vollständigen Abbaus lässt sich genau bestimmen.

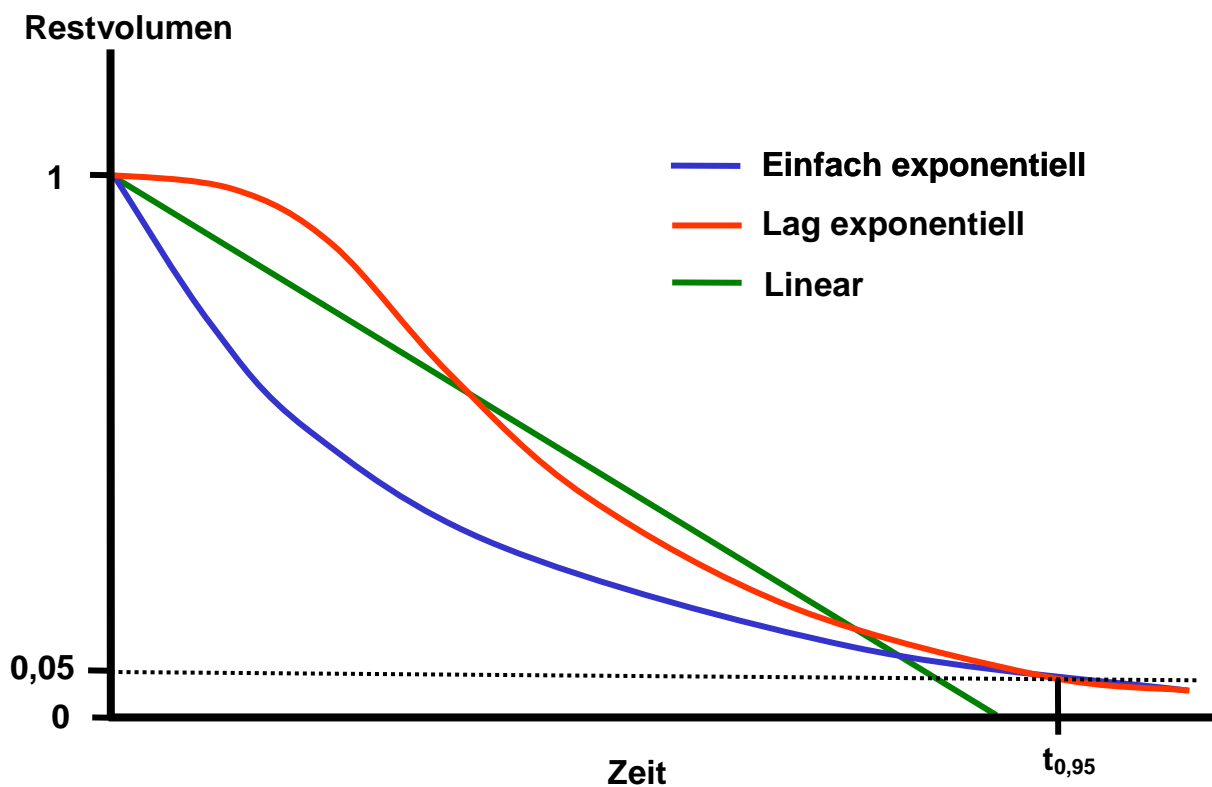


Abb. 8: Modelle für den Abbau von Totholz

Zur Modellierung der Standzeit von stehendem Totholz (Bruch unterhalb von 1,3 m Höhe oder Umfallen mit Wurzelteller) wird eine Weibull-Verteilung verwendet (Gleichung 2). Die Schätzung der Parameter erfolgte unter SAS 9.1 mit einem Standzeitmodell (proc lifereg). Der Absterbezeitpunkt wurde für die Modellierung jahresgenau geschätzt (s. o.). In Bezug auf die Standzeit sind zwei Fälle zu unterscheiden. Ist der Übergang vom stehenden zum liegenden Totholz im Untersuchungszeitraum eingetreten, so gehen die betreffenden Datensätze als sog. intervallskalierte Beobachtungen in die Modellierung ein. Ist das Ereignis jedoch noch nicht eingetreten sind sie als sog. rechtszensierte Datensätze zu kennzeichnen.

$$\text{Anteil}_{\text{Stehend}} = 1 - e^{\left(-\left(\frac{t-\theta}{\sigma}\right)^c\right)} \quad \text{Gleichung 2}$$

wobei:

Anteil _{Stehend}	=	Verbleibender Anteil stehenden Totholzes
θ	=	Schwellenwert Parameter
σ	=	Maßstabs-Parameter (charakteristische Lebensdauer)
c	=	Form-Parameter
t	=	Zeit in Jahren

5 Ergebnisse zu Menge und Qualität des Totholzangebotes

5.1 Ergebnisse der BWI² für Deutschland und Niedersachsen

Das im Jahr 2002 vorhandene Totholzangebot in Deutschland wird nachfolgend auf der Grundlage der zweiten Bundeswaldinventur (BWI²) (BMELV 2008) dargestellt.

Im bundesweiten Durchschnitt beläuft sich das Totholzangebot ≥ 20 cm auf 11,5 m³/ha (Tab. 13). Davon entfallen auf das Nadelholz 63 % und auf das Laubholz 37 %. Die Ergebnisse für die einzelnen Bundesländer lassen eine große Bandbreite erkennen. Während in Sachsen mit 3,5 m³/ha der geringste Wert gemessen wurde, beläuft sich das Totholzangebot in Baden-Württemberg auf über 19 m³/ha (davon 73 % Nadelholz). Der höchste Nadelholzanteil wurde mit 79 % für die bayerischen Wälder verzeichnet. Betrachtet man nur das Laubholz, ergeben sich für die Bundesländer Werte zwischen 1,5 m³/ha (Sachsen) und 9 m³/ha (Thüringen).

Unterschiede in der Totholzausstattung ergeben sich auch in Abhängigkeit von den Eigentumsverhältnissen. Im Vergleich zu den Landes- und Körperschaftswäldern (15,5 m³/ha bzw. 13,7 m³/ha) liegt das Angebot im Privatwald durchschnittlich deutlich niedriger (8,4 m³/ha).

Die Unterschiede in der Totholzausstattung sind offenbar auf Unterschiede in der Baumartenzusammensetzung, der Altersstruktur und auf großräumige Störereignisse, wie vor allem der Sturm „Lothar“ in Südwestdeutschland im Jahr 1999, zurückzuführen. Ein offensichtlicher Effekt unterschiedlicher Naturschutzanstrengungen ist bisher nicht zu erkennen.

In den Wäldern Niedersachsens beträgt der Totholzvorrat 8,2 m³/ha und liegt damit unter dem Bundesdurchschnitt. Das lässt sich auf den hohen Anteil jüngerer Waldbestände (< 60 Jahre) in diesem Bundesland (Reparationshiebe, Erstaufforstungen, Sturmschäden 1970er Jahre) zurückführen (Rüther et al. 2007). Zudem sind hier in den letzten zwei Jahrzehnten größere Sturmereignisse ausgeblieben, während durch den Sturm „Lothar“ im Süden

Deutschlands die durchschnittliche Totholzmenge erheblich erhöht worden ist. Der Laubholzanteil an der Totholzmenge beläuft sich auf 47 %.

Die folgenden Ausführungen zur Struktur des Totholzangebotes beschränken sich auf den niedersächsischen Landeswald.

Hier liegt das Totholzangebot mit 12,2 m³/ha verglichen mit den Landesforsten der anderen Bundesländer in einem mittleren Bereich (Nadelholzanteil 55 %). Dieses Ergebnis dürfte wiederum im Wesentlichen auf den Altersaufbau mit einem hohen Anteil an Jungbeständen und das Ausbleiben größerer Sturmereignisse zurückzuführen sein.

Tab. 13: Totholzvorräte (m³/ha) nach der BWI² in den Bundesländern, Quelle: BMELV (2008)

Bundesland	Baumartengruppe		Eigentumsart					Gesamt
	Nadelholz	Laubholz	Bund	Land	Körperschaft	Privat	Treuhand	
Baden-Württemberg	13,9	5,2	30,3	23,2	20,2	15,1	-	19,1
Bayern	10,2	2,7	10,0	23,5	9,7	8,2	-	12,9
Brandenburg	2,4	2,8	7,8	4,5	11,4	4,2	5,8	5,2
Hessen	6,7	5,5	20,4	12,3	13,7	9,5	-	12,2
Mecklenburg-Vorpommern	4,6	6,1	9,9	11,0	9,9	9,0	13,6	10,7
Niedersachsen, HB u. HH	4,4	3,8	3,7	12,2	10,4	6,2	-	8,2
Nordrhein-Westfalen	4,5	5,1	10,7	14,1	5,7	9,4	-	9,6
Rheinland-Pfalz	7,9	5,8	11,8	17,1	13,7	10,4	-	13,6
Saarland	9,2	7,5	-	17,3	21,1	12,4	-	16,6
Sachsen	2,0	1,5	1,9	4,9	2,8	2,8	2,7	3,5
Sachsen-Anhalt	2,8	2,8	2,8	10,1	3,6	3,5	5,6	5,6
Schleswig-Holstein	3,6	6,0	2,7	9,4	11,1	9,7	-	9,6
Thüringen	8,8	9,1	27,8	20,1	17,4	13,1	25,3	17,8
Deutschland	7,3	4,3	8,7	15,5	13,7	8,4	8,8	11,5

Mit 7,8 m³/ha (64 %) ist das liegende Totholz die vorherrschende Totholzform. 22 % entfallen auf das stehende Totholz und 14 % auf Stubben (Abb. 9).

Insgesamt wurde ein Anteil von 22 % der Zersetzungsklasse 'frisch abgestorben' zugeordnet. Auf die Klassen 'beginnende Zersetzung' und 'fortgeschrittene Zersetzung' entfallen Volumenanteile von 32 % und 33 %. Die verbleibenden 12 % wurden als „stark vermodert“ angesprochen.

Zwischen den Baumartengruppen sind deutliche Unterschiede auszumachen (Abb. 9). Während im Nadelholz das gering zersetzte Material dominiert, stellen beim Laubholz die fortgeschrittenen Zersetzungsgrade relativ höhere Volumenanteile. Mit annähernd 42 % war das „fortgeschritten zersetzte“ Material hier vorherrschend.

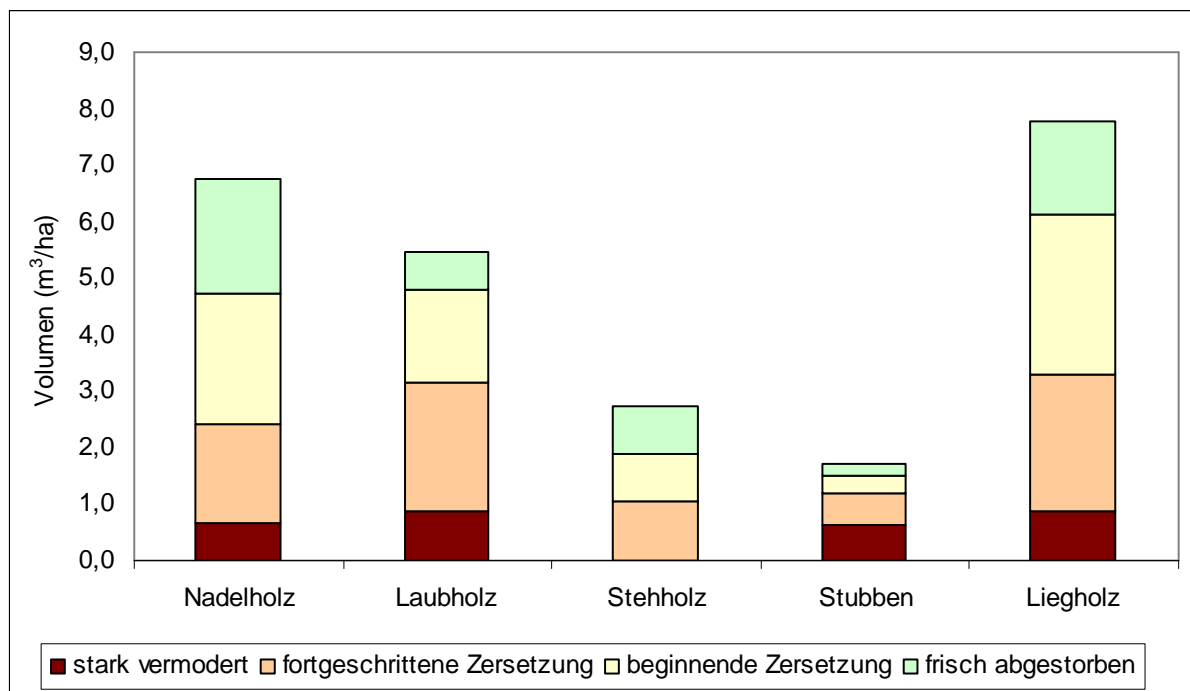


Abb. 9: Totholzangebot im niedersächsischen Landeswald: Verteilung auf Zersetzungsklassen, Baumartengruppen und Totholztypen, Quelle: BMELV (2008)

Das Totholzangebot wird in erster Linie von schwächer dimensioniertem Material gestellt (Abb. 10). So entfällt auf die Durchmesserklasse von 20-39 cm ein Anteil von 46 %. Beim Laubtotholz sind die stärker dimensionierten Objekte mit relativ höheren Anteilen vertreten als beim Nadeltotholz.

Die Unterschiede zwischen den Totholztypen spiegeln allerdings auch die Erfassungskriterien (Stubben erst ab 60 cm Durchmesser erfasst) und abweichende Regeln für die Durchmesserklassenzugehörigkeit wider. Während beim stehenden Totholz der BHD ausschlaggebend ist, wird beim liegenden Totholz der zwangsläufig geringere Mittendurchmesser herangezogen.

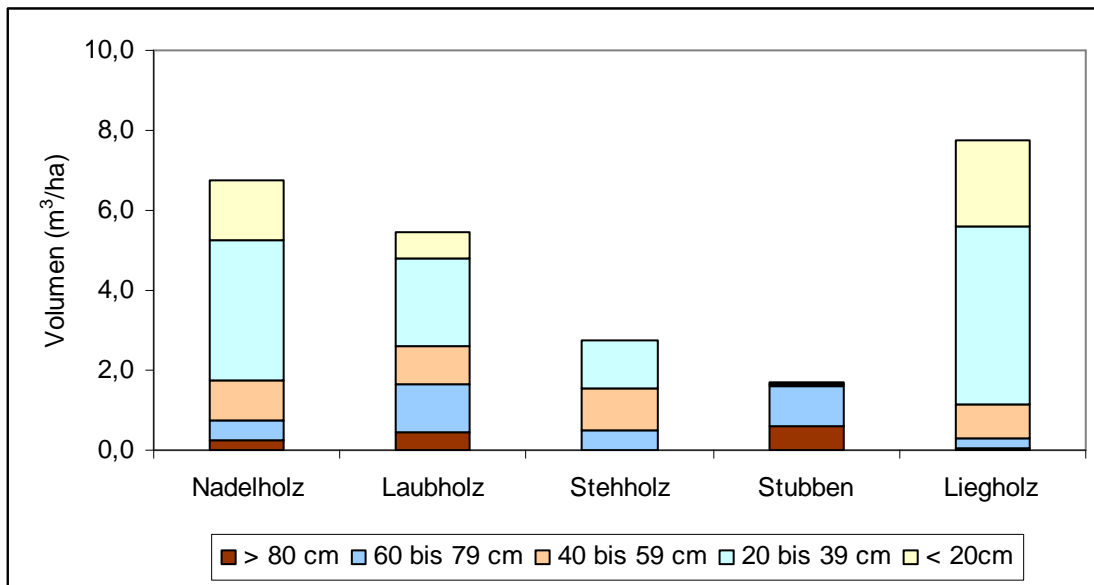


Abb. 10: Totholzangebot im niedersächsischen Landeswald: Verteilung auf Baumartengruppen, Totholztypen und Durchmesserklassen, Quelle: BMELV (2008)

Ein Vergleich der Baumarten hinsichtlich der Durchmesseranteile ist daher am ehesten nur innerhalb der Totholztypen möglich (Abb. 11). Stehendes Nadeltotholz > 59 cm ist nicht vorhanden. Beim Laubholz hat die Klasse zwischen 60 und 79 cm dagegen einen Volumenanteil von 42 %. Auch im liegenden Totholz finden sich bei den Laubhölzern höhere Anteile starkdimensionierter Objekte. Mit 58 % bzw. 56 % ist allerdings bei beiden Baumartengruppen die Stärkeklasse 20-39 cm vorherrschend.

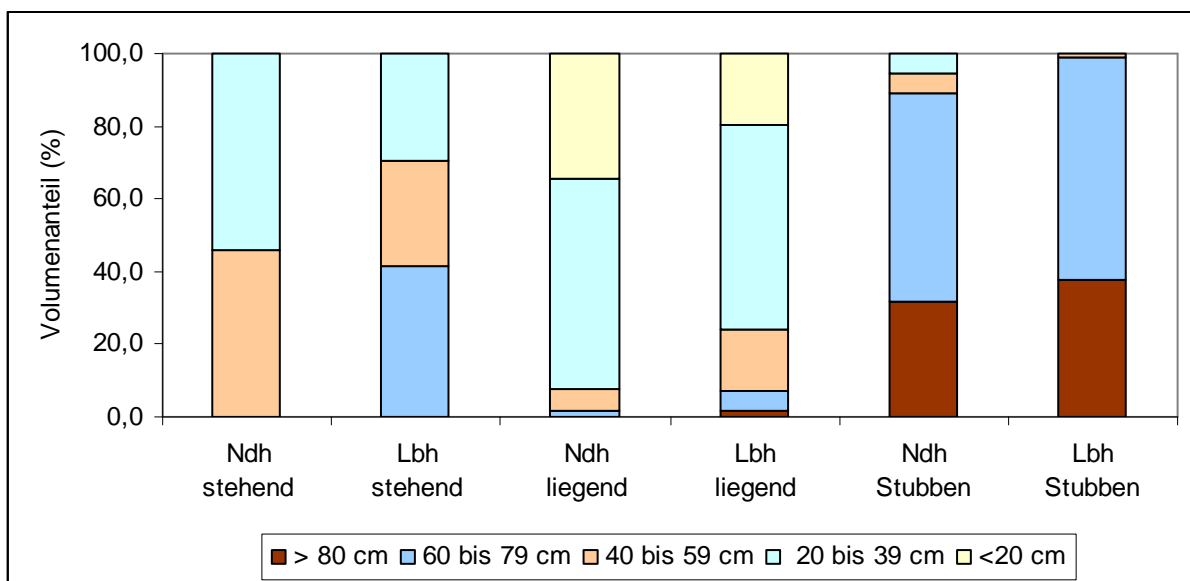


Abb. 11: Totholzangebot im niedersächsischen Landeswald: Relative Verteilung auf Baumartengruppen, Totholztypen und Durchmesserklassen (Lbh = Laubholz, Ndh = Nadelholz), Quelle: BMELV (2008)

5.2 Modellregion Solling

Für ein Totholzmanagement sollten möglichst planungsraumbezogene Daten herangezogen werden. Nicht zuletzt aufgrund des weiten Stichprobenrasters (i. d. R. 4 x 4 km) und der starken Streuung der Messwerte sind für kleinere Raumeinheiten wie z. B. die Sollingregion keine aussagekräftigen Auswertungen mit den Daten der BWI² möglich. Dies gilt umso mehr, wenn differenzierte Aussagen z. B. für Altersklassen und/oder Waldgesellschaften/Waldentwicklungstypen getroffen werden sollen.

Für die Niedersächsischen Landesforsten bieten die Ergebnisse von Betriebsinventuren differenziertere Informationen zur Totholzausstattung. Aufgrund methodischer Abweichungen ist eine Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen der BWI² allerdings nicht unmittelbar möglich (s. Kap. 6.1.2).

Von den insgesamt 5.952 im Rahmen der Betriebsinventur aufgenommenen Probekreisen enthielten 803 (14 %) Totholz \geq 30 cm. Mit zunehmendem Bestandesalter steigt auch die Wahrscheinlichkeit, Totholz über 30 cm Durchmesser anzutreffen, deutlich an (Abb. 12). Besonders ausgeprägt ist dieser Anstieg beim Nadelholz über 80 Jahre. Im Laubholz liegt die Wahrscheinlichkeit von Totholz in den fortgeschrittenen Alterstufen dagegen nur etwa halb so hoch.

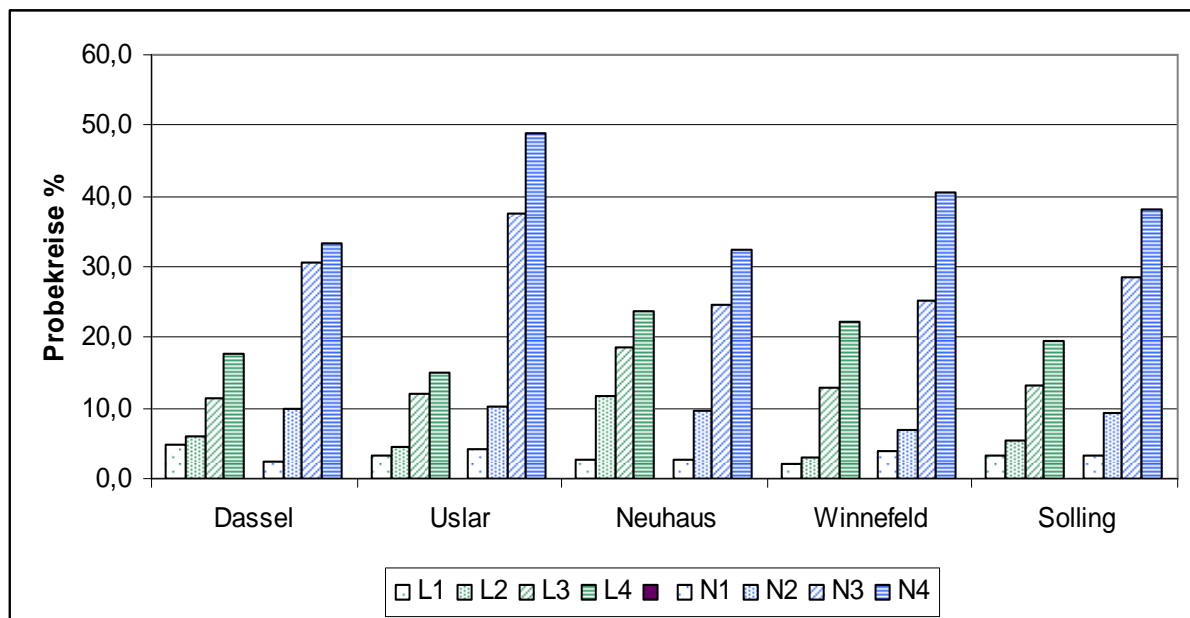


Abb. 12: Ergebnisse der Betriebsinventur Solling: Anteile der Probekreise mit Totholzvorkommen in den einzelnen Forstämtern und Befundeinheiten (Abkürzungen: L=Laubwald, N=Nadelwald; Alterstufe 1= <40, 2=40-80, 3=81-120, 4= >120 Jahre)

Insgesamt wurden 1.028 Totholzobjekte aufgenommen. Daraus resultiert ein Angebot von 2,8 Totholzobjekten pro Hektar. Mit zunehmendem Alter steigt auch die Objektdichte deutlich

an (Abb. 13). Mit 4,3 Objekten pro Hektar wird für Laubwälder der höchste Wert in Beständen über 120 Jahre registriert. In Nadelwäldern dieser Altersstufe beträgt das Totholzangebot sogar über 10 Objekte pro Hektar. Insgesamt wird in den Nadelwäldern der Modellregion eine höhere Objektdichte registriert als in den Laubholzbeständen (3,1 bzw. 2,6 Objekte/ha).

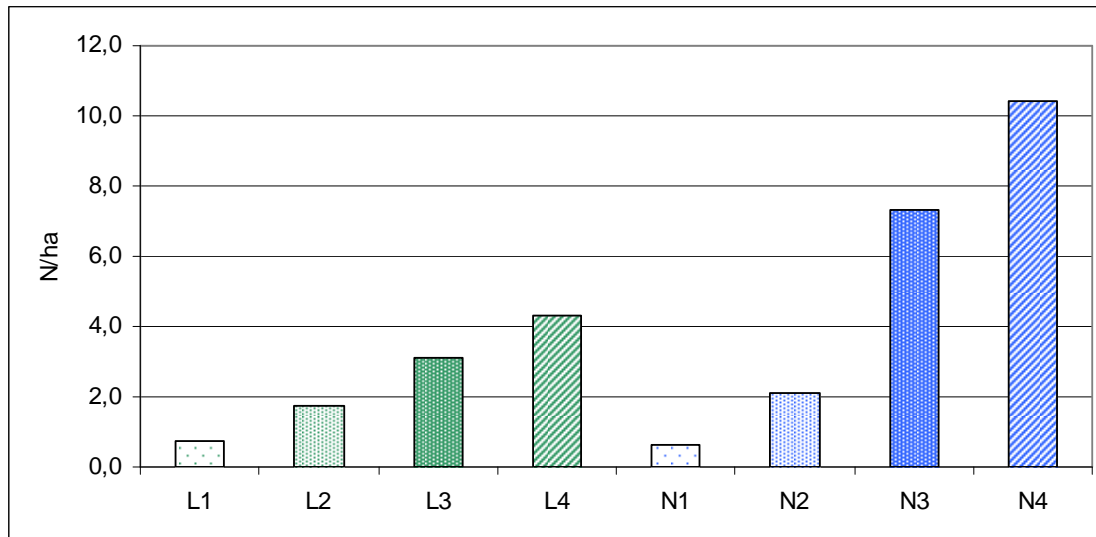


Abb. 13: Betriebsinventur Solling: Anzahl der Totholzobjekte (N/ha) in den Befundeinheit (Abkürzungen: L=Laubwald, N=Nadelwald; Alterstufe 1= <40, 2=40-80, 3=81-120, 4= >120 Jahre)

Mit zunehmendem Alter der Bestände nimmt auch das Totholzvolumen deutlich zu (Abb. 14). Besonders ausgeprägt ist dieser Trend in den Nadelholzbeständen. Im Laubwald erhöht sich der Totholzvorrat von 1,0 m³/ha in den bis zu 40 Jahre alten Beständen auf einen Wert von 11,4 m³/ha in den über 120 Jahre alten Beständen. Im Nadelholz steigt der Totholzvorrat von 1,2 m³/ha auf 19,5 m³/ha.

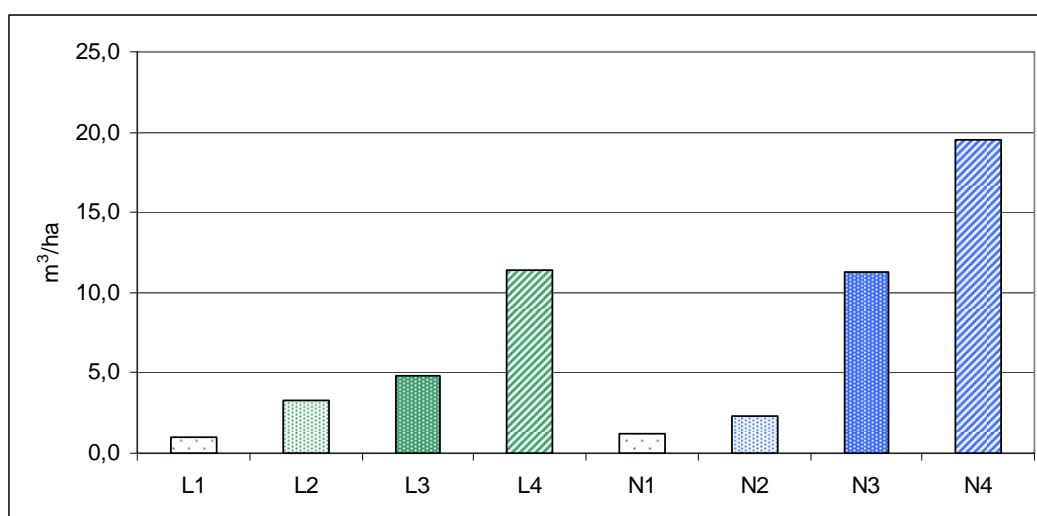


Abb. 14: Betriebsinventur Solling: Totholzvolumen (m³/ha) in Abhängigkeit vom Bestandesalter (Abkürzungen: L=Laubwald, N=Nadelwald; Alterstufe 1= <40, 2=40-80, 3=81-120, 4= >120 Jahre)

Insgesamt beläuft sich das Totholzangebot ≥ 30 cm in den Landesforsten im Solling auf 5,3 m^3/ha . Im Laubwald wurden durchschnittlich 5,7 und im Nadelwald 4,7 m^3/ha gemessen. Die Ergebnisse variieren zwischen den Forstämtern nur geringfügig (Abb. 15).

Die Fichte stellt mit 41 % den größten Anteil am Totholzvorrat im Solling (Abb. 15). Zweithäufigste Baumart ist die Buche mit einem Anteil von 31 %, gefolgt von der Eiche mit 18 %.

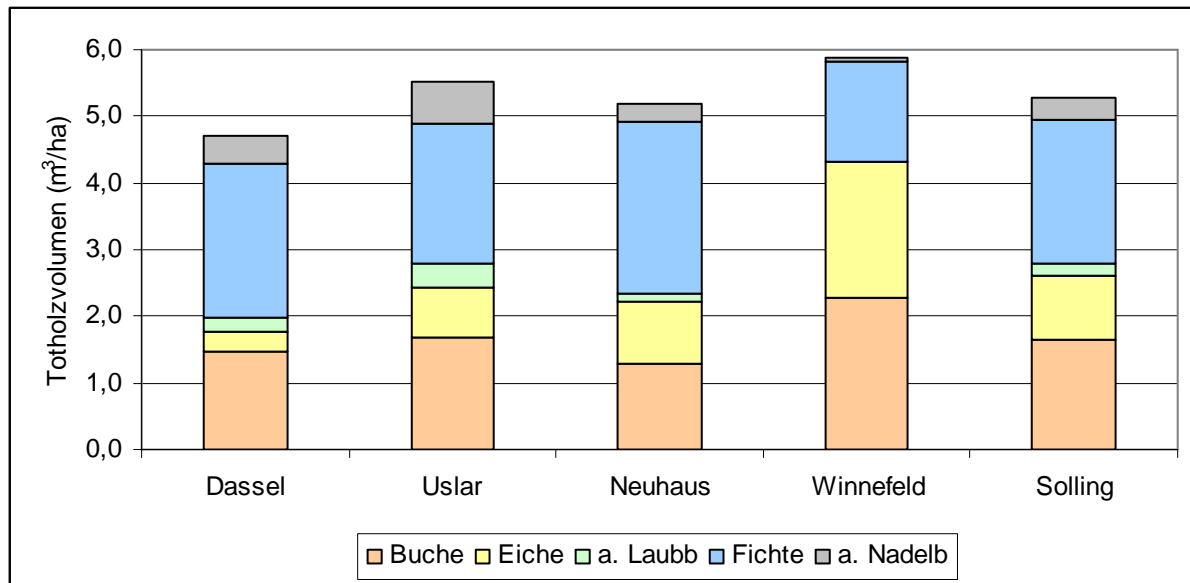


Abb. 15: Betriebsinventur Solling: Anteile der Baumartengruppen am Totholzvorrat (a. Laubb = andere Laubbäume, a. Nadelb = andere Nadelbäume)

Für die drei Hauptbaumarten lassen sich deutliche Unterschiede in der Struktur des Totholzangebotes feststellen (Abb. 16). Der Anteil des liegenden Totholzes (Nat6-8) übertrifft bei allen drei Baumarten das Stehholzangebot (Nat3-5). Bei der Buche beläuft sich der Stehholzanteil auf 26 %. Während stehende ganze Bäume (Nat3) eher selten angetroffen werden (2 %), sind die Klassen Nat4 und Nat5 mit 13 % bzw. 11 % am Vorrat beteiligt. Beim liegenden Buchentotholz dominiert die Klasse der 1,30-10,0 m langen Objekte.

Beim Eichentotholz spielen stehende Objekte eine deutlich größere Rolle (44 %). Dieser Anteil entfällt fast vollständig auf ganze Bäume (Nat3 40 %). Hierbei handelt es sich überwiegend um relativ gering zersetzte, durch das 'Eichensterben' verursachte Totholzbäume. Liegende ganze Bäume (Nat6) sind dagegen mit nur 9 % am Totholzvorrat beteiligt, während auf die Klassen Nat7 und Nat8 26 % bzw. 21 % entfallen.

Das Fichtentotholz verteilt sich zu 69 % auf das liegende und zu 31 % auf das stehende Totholz. Mit 23 % herrschen beim Stehholz Stümpfe kleiner als 10 m Höhe vor. Auch beim liegenden Totholz ist diese Längensklasse mit 61 % klar dominierend, wobei es sich v. a. um kurze, nutzungsbedingte Stammholzrollen handelt.

Die insgesamt geringere Menge an stehendem Totholz sowie an Laubtotholz wird auch deutlich, wenn die großräumige Verteilung des Totholzangebotes betrachtet wird (Abb.17).

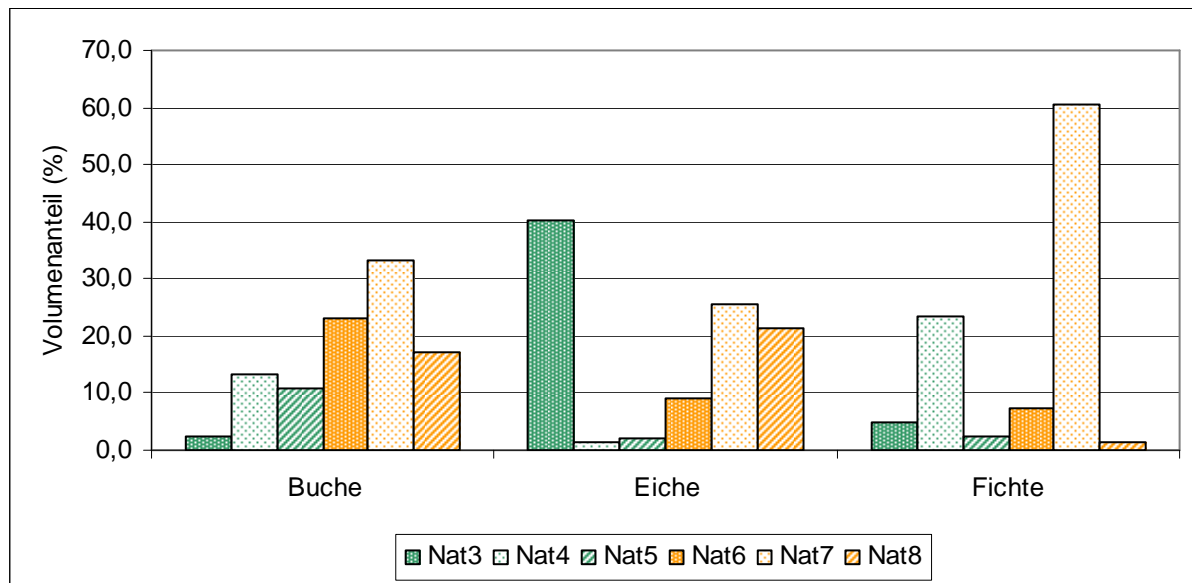


Abb. 16: Anteile der Totholzklassen am Totholzvorrat (Nat3: stehendes Totholz, ganzer Baum; Nat4: stehendes Totholz, 1,30 bis 10,0 m; Nat5: stehendes Totholz, > 10,0 m; Nat6: liegendes Totholz, ganzer Baum; Nat7: liegendes Totholz, 1,30 bis 10,0 m ; Nat8: liegendes Totholz, > 10,0 m)

Der aus den Daten der BI für die Sollingregion ermittelte Totholzvorrat erreicht nur etwa 50 % des für die Niedersächsischen Landesforsten im Rahmen der BWI² berechneten Wertes (ohne Wurzelstöcke). Die wesentliche Ursache hierfür ist in der höheren Aufnahmegrenze der BI von 30 cm zu suchen. Die Ergebnisse der BZE zeigen deutlich, dass geringdimensionierte Objekte einen erheblichen Anteil am Totholzvorrat stellen. Dies gilt in besonderem Maße für das liegende Material. Eine weitere Ursache für abweichende Ergebnisse von BWI und BI dürfte auch darin zu sehen sein, dass die Anteile der Bestandestypen und Alterklassen in der Modellregion Solling nicht dem landesweiten Durchschnitt entsprechen.

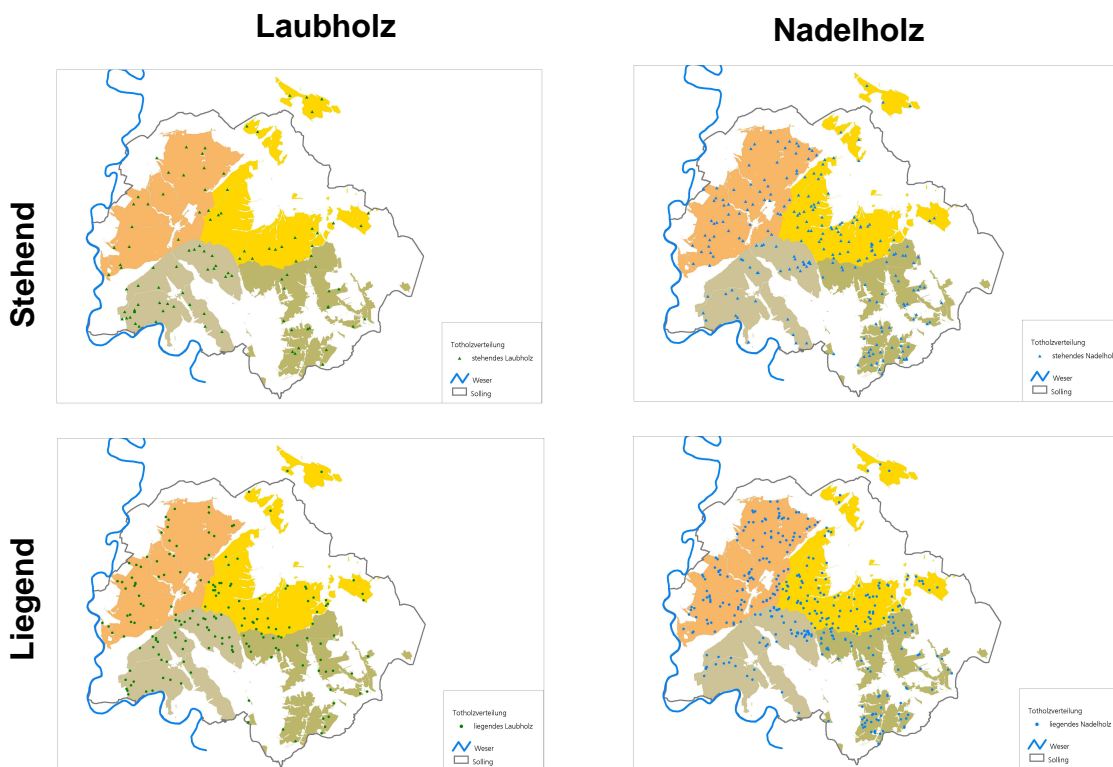


Abb. 17: Ergebnisse der Betriebsinventur Solling: Räumliche Verteilung der Probekreise mit liegendem und stehendem Laub- und Nadeltotholz

5.3 Bodenzustandserhebung 2008

Die BZE² ergibt eine überraschend hohe Totholzmenge (≥ 10 cm) von durchschnittlich 28,0 m³/ha im Wald der Bundesländer Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt (Tab. 14). Die statistische Absicherung der Werte ist recht hoch. So beträgt der prozentuale Standardfehler bei 90 erfassten Stichprobenpunkten 10,4 %.

In den drei betrachteten Bundesländern wurde überwiegend liegendes Totholz erfasst. Die geringste Menge macht das stehende Totholz aus. Totholz in den ersten beiden Zersetzungsgraden ist mit mehr als 13 m³/ha gemessen an der vergleichsweise kurzen Dauer dieser Zersetzungsgrade überproportional häufig. Dies deutet darauf hin, dass ein großer Teil der Totholzmenge erst vor wenigen Jahren angefallen ist.

Der Anteil von Laubtotholz beträgt etwas mehr als 40 %. Insgesamt ist ein gleichmäßiger Rückgang der Totholzmenge mit zunehmendem Mindestdurchmesser festzustellen (Abb. 18).

Tab. 14: Durchschnittliche Totholzmenge nach der Bodenzustandserhebung 2 in den Bundesländern Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt im Jahr 2008 [m³ je ha]. Datengrundlage: 90 Probekreise

Typ	Zersetzungsgrad					Summe
	Frisch tot	Beginnende Zersetzung	Fortgeschritten zersetzt	Stark zersetzt	Überwiegend vermodert	
Stubben	0,3	2,4	1,2	1,2	2,0	7,1
Stehendes Totholz	1,6	3,0	0,2	0,3	0,2	5,3
Liegendes Totholz	1,2	4,8	1,9	5,0	2,7	15,6
Summe	3,1	10,2	3,3	6,4	4,9	28,0

Im Vergleich zu den Werten der BWI² (Hessen: 12,2 m³/ha, Niedersachsen: 8,2 m³/ha, Sachsen-Anhalt: 5,6 m³/ha; mit der Waldfläche gewichteter Mittelwert der Bundesländer = 9,1 m³/ha) ist eine erhebliche Erhöhung der Totholzmenge festzustellen. Dies kann an methodischen Unterschieden liegen oder auf einer realen Veränderung der Totholzmenge in den zurückliegenden Jahren beruhen.

Wird nur noch Totholz ab einem Mindestdurchmesser von 20 cm betrachtet, so sinkt die Menge erheblich und nähert sich dem Wert der BWI² an (Abb. 18). Die Messgrenze hat offenbar einen sehr signifikanten Einfluss auf die ermittelte Totholzmenge, da ein erheblicher Totholzanteil aus gering dimensionierten Stücken besteht. Der Frage der Auswirkung der Durchmessergränze wird in Kap. 6.1.2 näher nachgegangen.

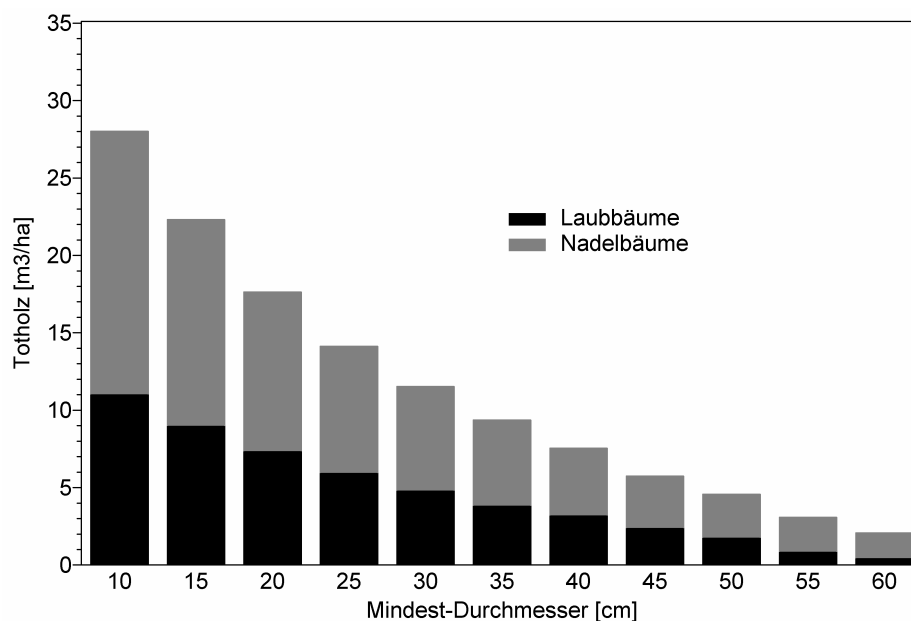


Abb. 18: Ergebnisse der BZE² im Jahr 2008: mittlere Totholzmenge in Abhängigkeit vom Mindestdurchmesser aufgeschlüsselt nach Laub- und Nadelbäumen

5.4 Entwicklungstrend der Totholzmenge im Wirtschaftswald

Beim Vergleich verschiedener Angaben und Inventuren entsteht der Eindruck, dass die Totholzmenge spätestens seit den 1990er Jahren kontinuierlich angestiegen ist. Die ersten Schätzungen für den Wirtschaftswald liegen zwischen 1 und 5 m³ je Hektar (Albrecht 1991, Schmitt 1992, Erdmann & Wilke 1997). In Übereinstimmung damit kommt die Betriebsinventur des Bayerischen Staatswaldes (Stichjahre: 1994 bis 1998) zu einem Wert von 3,2 m³ je Hektar. Die Landeswaldinventur in Nordrhein-Westfalen ermittelte zum Stichjahr 1998 3,5 m³ je Hektar (Spelsberg 2001). Verglichen mit diesen geringen Werten erschienen die Ergebnisse der BWI² überraschend hoch zu sein. Die Ergebnisse der BZE² bestätigen allerdings den Wert der BWI² und deuten auf einen weiteren Anstieg der Totholzmenge hin. Ein Trend zur Totholzanreicherung im deutschen Wirtschaftswald wird auch durch die bundesweite Inventurstudie 2008 belegt (Polley et al. 2009). Diese Zwischeninventur der BWI ergibt eine durchschnittliche Totholzmenge ≥ 10 cm von 24 m³ je Hektar, ein Wert der sich weitgehend mit dem der BZE² deckt.

5.5 Buchen-Naturwälder in Niedersachsen

Eine wichtige Strategie zur Totholzanreicherung ist ein flächenhafter Nutzungsverzicht. In diesem Zusammenhang ist als Ausgangspunkt die Frage interessant, welche Totholz mengen sich in Naturwäldern finden, die mittlerweile seit einigen Jahrzehnten ungenutzt geblieben sind.

Aus insgesamt 21 Naturwäldern mit einem relevanten Buchenanteil liegen Totholz inventuren vor. Zum Zeitpunkt der Datenerhebung waren die Naturwälder zwischen 2 und 32 Jahre als Naturwald ausgewiesen.

Um Kernflächen- und Probekreisdaten miteinander vergleichen zu können, wurde ausschließlich Totholz ab einem Durchmesser von 20 cm ohne Stubben in die Auswertungen einbezogen. Zur Herleitung eines sinnvollen Anteils des Totholzes am Gesamtvorrat wird auch der lebende Bestand ab einem BHD von 20 cm betrachtet.

Das Kernflächenkollektiv umfasst 35 Probeflächen aus 18 Naturwäldern. Die festgestellten Totholz volumina schwanken zwischen 10 und 169 m³/ha. Im Mittel wurden 36 m³/ha gemessen (Tab. 15). Der Anteil des Totholzes am Gesamtvorrat liegt zwischen 1 und 29 %, im Mittel bei 7 %. Stehendes Totholz (außer Stubben) macht 33 % der gesamten Totholzmenge aus.

Tab. 15: Totholzangebot ≥ 20 cm Durchmesser in 35 Naturwaldkernflächen (= KF) zum Zeitpunkt der letzten Aufnahme (*¹bezogen auf die lebende Grundfläche zum Zeitpunkt der Erstaufnahme, *² Vorrat ≥ 20 cm BHD, *³ bezogen auf den gesamten lebenden und toten Holzvorrat > 20 cm Durchmesser)

Naturwald	KF	Jahr	% Buche* ¹	Vorrat lebend [m ³ /ha]* ²	Totholz			
					gesamt	Anteil am Vorrat [%]* ³	stehend	% stehend
Nordahner Holz	1	2002	47	598	41	6	29	71
	3	2003	2	633	29	4	5	18
Franzhorn	1	1996	100	599	14	2	4	30
	2	1996	28	511	42	8	29	70
Walbecker Warte	1	1999	25	366	42	10	16	39
Großer Freeden	1	2003	100	814	10	1	5	50
	2	2003	53	624	29	4	13	47
	3	2003	64	399	27	6	17	66
Hünstollen	1	2003	88	529	14	3	2	17
	2	2003	68	546	42	7	6	15
	3	1995	86	564	16	3	5	30
	4	2003	47	667	169	20	38	23
Großer Staufenberg	1	1998	59	494	27	5	6	22
	2	1998	91	585	15	3	1	9
Landwehr	1	1996	8	270	42	13	13	32
	2	2002	9	349	141	29	92	65
Stechpalmenwald	1	2004	98	340	22	6	3	16
Vogelherd	1	1996	100	443	24	5	3	14
	2	1998	100	430	36	8	2	7
Limker Strang	1	2003	100	499	20	4	5	26
	2	2003	100	543	26	5	10	38
Königsbuche	1	1995	82	604	51	8	13	25
Friedeholz	1	1996	15	372	44	11	16	37
Lohn	1	1996	96	706	29	4	7	24
Meinsberg	1	2003	100	809	26	3	6	21
	2	2002	100	814	18	2	4	24
Braken	1	2004	29	408	50	11	44	88
	2	2004	12	328	30	8	29	97
Saubrink/Oberberg	1	2001	100	552	6	1	0	0
	2	2000	97	455	6	1	1	16
	3	2000	100	450	22	5	1	4
	4	2001	93	742	12	2	3	25
Totenberg	1	2007	85	527	32	6	13	41
	2	2007	76	578	72	11	12	17
Winterlieth	1	2006	96	427	39	8	16	40
Mittelwert	-	-	70	531	36	7	14	33

Die Probekreisdaten ergeben einen deutlich geringeren mittleren Totholzvorrat von 18 m³/ha (Tab. 16). Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, dass viele der Naturwälder zum Zeitpunkt der Probekreisinventuren erst vergleichsweise kurze Zeit aus der Nutzung genommen worden waren. Der Anteil von stehendem Totholz beträgt wie bei den Kernflächen ca. ein Drittel des gesamten Totholzvorrates.

Tab. 16: Mittelwerte des Totholzangebotes ≥ 20 cm Durchmesser in 12 Naturwäldern zum Zeitpunkt der letzten Aufnahme auf der Basis von Probekreisinventuren

Naturwald	N Pkr.	Jahr	% Buche* ¹	Vorrat lebend [m ³ /ha]* ²	Totholz			
					Gesamt [m ³ /ha]	Anteil am Vorrat* ³ [%]	Stehend [m ³ /ha]	% stehend
Hünstollen	51	2002	72	435	13	2	5	34
Großer Staufenberg	47	1997	70	555	24	4	8	30
Landwehr	100	2000	8	312	28	7	19	72
Lüßberg	99	2000	70	317	10	3	3	14
Sonnenkopf	60	2005	11	910	43	5	14	36
Limker Strang	78	2003	97	447	18	4	8	31
Lohn	37	2002	68	363	14	3	5	30
Meinsberg	13	2002	94	684	17	2	3	20
Braken	115	2005	22	404	13	3	7	54
Weichel	30	2002	79	428	11	2	7	47
Meninger Holz	54	1999	11	330	16	4	6	34
Winterlieth	99	2006	81	790	11	3	4	27
Mittelwert	-	-	57	498	18	4	7	36

*¹ bezogen auf die lebenden Grundfläche zum Zeitpunkt der Erstaufnahme

*² Vorrat ≥ 20 cm BHD

*³ bezogen auf den gesamten lebenden und toten Holzvorrat > 20 cm Durchmesser

6 Ergebnisse zur Aufnahmemethodik von Totholz

6.1 Definition von Totholz

6.1.1 Bedeutung der Totholzqualität für die Artenvielfalt

Rund ein Viertel der Großpilze und Käfer sind auf Totholz als Lebensraum und Nahrungsquelle angewiesen (Albrecht 1990). Auch viele andere Artengruppen, wie Mollusken, Flechten oder Moose besitzen einen hohen Anteil an Arten mit enger Bindung an Totholz und/oder alte Bäume (Scherzinger 1996). Zusammenfassend schätzt Schmidt (2006), dass von den ca. 13.000 Waldarten in Deutschland etwa 4.500 und damit ein Anteil von rund 35 % an Totholz gebunden sind.

Es gibt verschiedene Faktoren, die einen Einfluss auf die Diversität totholzbewohnender Arten haben. Als besiedlungsrelevante Faktoren gelten neben qualitativen (Baumart, Zersetzungsgrad) auch quantitative Merkmale (Dimension, Menge). Weiterhin ist die räumliche und zeitliche Kontinuität der Totholzhabitate von großer Bedeutung.

Nach Köhler (2000) ist eine große Anzahl totholzbewohnender Käferarten vor allem in Wäldern, in denen verschiedene Laubholzarten vorkommen, zu finden. Einige Arten zeigen eine eindeutige Präferenz hinsichtlich ihres Wirts- oder Habitatbaumes (Küffer et al. 2008). Bezogen auf Laubbaumarten gilt das Totholz der Eiche, gefolgt von Birke, Buche und Pappel als besonders reich an verschiedenen Käferarten (Palm 1959). Nach Kappes & Topp (2004) und Schmidl (2006) entwickelt sich in Eichentotholz ein besonders großer Anteil an Käferarten. Für Pilze weisen dagegen Buchen die höchsten Artenzahlen auf (Blaschke & Hahn 2006).

Auch der Zersetzungsfortschritt spielt eine wichtige Rolle für die Habitatqualität. Mit fortschreitender Zersetzung des Totholzes ändert sich die Zusammensetzung der Käfergemeinschaften (Menke 2006). Nach Heilmann-Clausen & Christensen (2003) sind für Pilze besonders die mittleren Zersetzungsgrade relevant. Betrachtet man die gefährdeten Pilzarten der Roten Liste wird dieser Eindruck noch verstärkt.

Ein weiterer, die Biodiversität beeinflussender Faktor ist die Dimension des Totholzes. Viele Studien zeigen, dass die Artenzahl pro Baum mit zunehmender Stammstärke signifikant ansteigt (Kruys & Jonsson 1999, Heilmann-Clausen & Christensen 2004). Bei gleicher Anzahl an Stammstücken beobachten Kruys & Jonsson (1999) eine größere Artenzahl an starkem (Durchmesser ≥ 10 cm) als an schwachem Totholz (Durchmesser 5-9 cm). Totholz großer Dimensionen scheint daher ein besonders wertvoller Lebensraum zu sein. Betrachtet man jedoch die Artendiversität von Kryptogamen und Pilzen bezogen auf das Totholzvolumen bzw. die Holzoberfläche, so siedeln auf kleinen Bäumen und Ästen mehr Arten pro Volumen- bzw. Flächeneinheit. Nach Küffer & Senn-Irlet (2005) dient schwaches Totholz (< 10 cm) bei fehlendem starkem Totholz zahlreichen Pilzarten als Ersatzlebensraum. Insgesamt kann festgehalten werden, dass es zur Erhaltung der an Totholz gebundenen

Lebensgemeinschaften wichtig ist, die ganze Breite an möglichen Totholzhabitaten abzudecken. Insbesondere für einige Pilzarten der Roten Liste ist starkes Totholz von großer Bedeutung (Bader et al. 1995, Kruys et al. 1999).

Neben der Dimension und dem Zersetzungsgrad der Totholzobjekte ist auch das Vorhandensein einer bestimmten Menge an Totholz von Bedeutung. Als Voraussetzung für einen dauerhaften Lebensraum benötigt beispielsweise der in subalpinen Bergfichtenwäldern lebende Dreizehenspecht mindestens 15 m³/ha vor allem stehendes Totholz (Bütler et al. 2004). Xylobionte Pilz- und Käferarten siedeln bevorzugt in totholzreichen Altbeständen mit mehr als 40 m³ Totholz je Hektar (Edman et al. 2004, Hanski & Walsh 2004, Müller 2005). Die Schwellenwerte für gefährdete Arten(gruppen) liegen im Allgemeinen über 30 m³ Totholz je Hektar (Müller et al. 2007).

6.1.2 Einfluss der Aufnahmegrenze auf die ermittelte Menge

Der Vergleich verschiedener Waldinventuren im Hinblick auf die Totholzerfassung offenbart erhebliche methodische Unterschiede (Schuck et al. 2004). Auch die in Kap. 4 dargestellten Ergebnisse zur Totholzausstattung leiden unter dem Manko, dass die Aufnahmemethoden insbesondere im Hinblick auf die Messgrenzen nicht einheitlich sind (Tab. 17).

Inwieweit die überraschend hohe Totholzmenge der BZE² mit methodischen Unterschieden zu erklären ist, wird anhand einer Modellrechnung untersucht. Da die BZE² eine vergleichsweise geringe Aufnahmegrenze von 10 cm aufweist und Stubben einschließt, können verschiedene Aufnahmestandards simuliert werden. Hierzu wurden variable Totholzdefinitionen in die unter SAS 9.1 geschriebenen Auswertungsroutinen für die BZE² eingeführt, sodass die Minstdurchmesser für die Totholzkompartimente variiert und Stubben, wie bei der BI Niedersachsen, ausgeschlossen werden können. Nicht simuliert werden konnte allerdings das bei den Aufnahmen der BWI und BI angewendete „Herkunftsprinzip“, da keine Informationen über die Länge der liegenden Totholzstücke jenseits der Probekreisgrenzen vorlag.

Tab. 17: Definition von Totholz in verschiedenen Inventuren

Totholzkompartiment	BWI ²	BI Nds.	NW NW-FVA	BZE ²
Liegendes Totholz				
Messstelle	Mittendurchmesser	Stärkstes Ende/BHD	Stärkstes Ende	Stärkstes Ende
Minstdurchmesser	20 cm	30 cm	7 (20) cm	10 cm
Stehendes Totholz				
Messstelle	BHD	BHD	BHD	BHD
Minstdurchmesser	20 cm	30 cm	7 cm	10 cm
Stubben				
Minstdurchmesser	60 cm	-	7 cm (- Pkr.)	10 cm

Die Ergebnisse dieser Simulation zeigen, dass die Aufnahmegrenze eine sehr sensitive Stellgröße für die ermittelte Totholzmenge ist (Abb. 19).

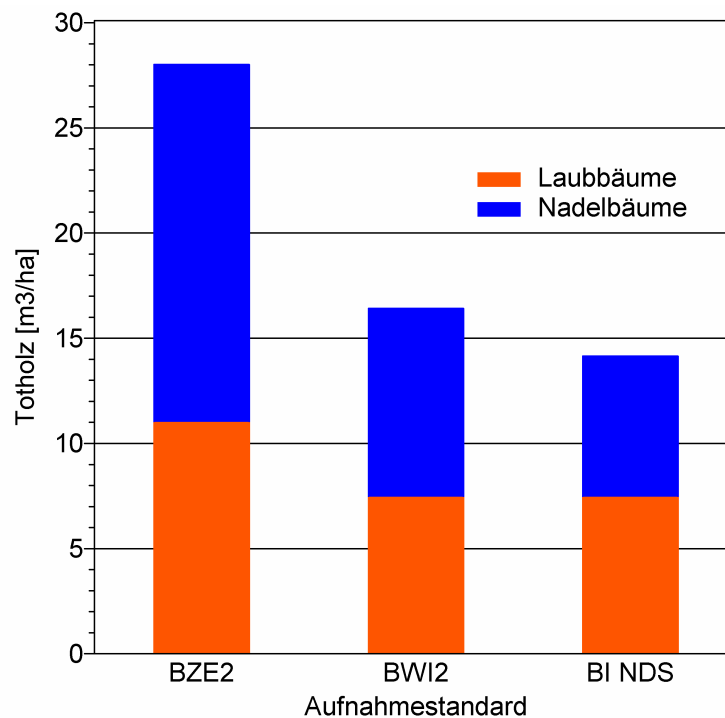


Abb. 19: Ermittelte Totholz mengen in Abhängigkeit vom Aufnahmestandard (BZE2 = Bodenzustandserhebung 2, BWI2 = Bundeswaldinventur 2, BI NDS = Betriebsinventur Niedersachsen)

Totholz geringer Dimension macht offenbar einen erheblichen Anteil der Gesamtmenge aus, sodass bereits bei einer Erhöhung der Mindestaufnahmegrenze von stehendem und liegendem Totholz auf 20 cm und von Stubben auf 60 cm (Aufnahmestandard BWI²) der ermittelte Totholzvorrat von 28 m³/ha auf 16 m³/ha sinkt. Die weitere Reduktion auf eine Grenze von 30 cm und das vollständige Fehlen von Stubben (Aufnahmestandard BI Niedersachsen) wirken sich dann nur noch vergleichsweise wenig aus.

Aus der Beziehung zwischen der Totholzmenge und dem Mindestdurchmesser auf Basis der Daten der BZE² lässt sich die Gesamtotholzmenge ohne Durchmesserbegrenzung abschätzen (Abb. 20). Diese liegt in den drei Bundesländern Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt bei rund 44 m³/ha.

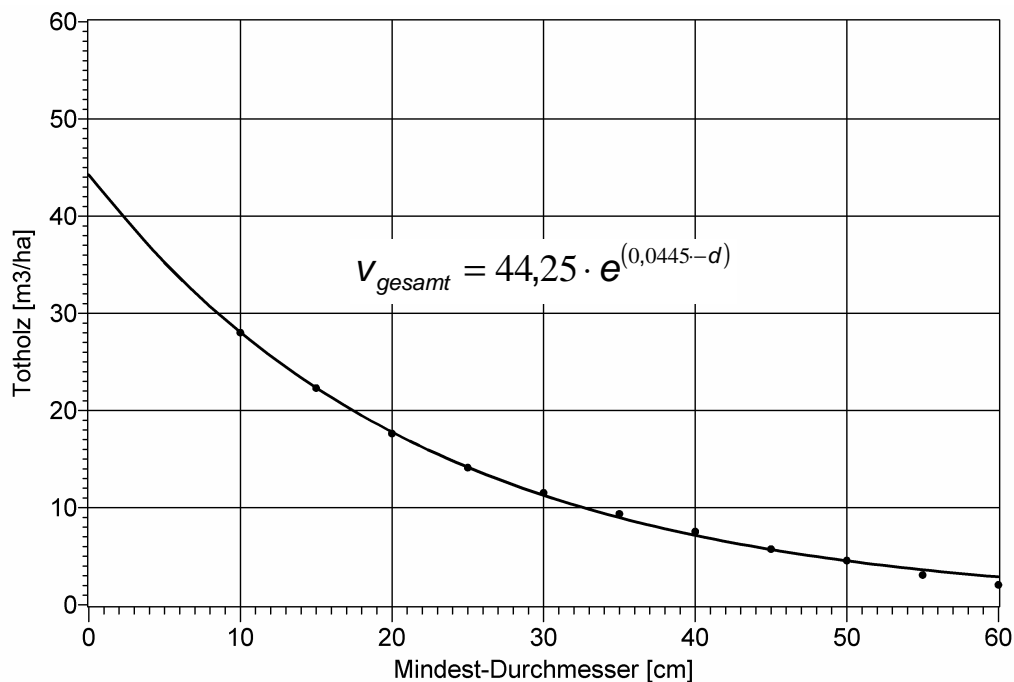


Abb. 20: Beziehung zwischen ermittelter Totholzmenge und Mindestdurchmesser nach den Daten der BZE² für die Bundesländer Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt im Jahr 2008

Zwar erklären methodische Unterschiede einen Teil der Differenz zwischen der BWI² (Stichjahre 2001-2002) und der BZE² im Jahr 2008. Dennoch verbleibt nach wie vor ein Anstieg um 7 m³/ha von rund 9 m³/ha auf 16 m³/ha.

Dass diese zusätzliche Menge im Rahmen regulärer forstlicher Nutzung angefallen sein kann, zeigt schon die Tatsache, dass von jedem Vorratsfestmeter genutzten Holzes eine Menge von ca. 0,2 m³/ha im Wald verbleibt. Diese Relation wird noch einmal durch die BWI² (BMVEL 2004) bestätigt. So betrug im Zeitraum von 1987 bis 2002 die Holznutzung in den alten Bundesländern 6,6 Erntefestmeter je Hektar und Jahr, während der Einschlag bei 8,3 Vorratsfestmetern lag. Die Nutzungsquote bezogen auf den Einschlag betrug demnach fast exakt 80 %.

Um den Totholzvorrat um 7 m³/ha in 7 Jahren (2001 – 2008) zu erhöhen, würde ohne Anrechnung des (in diesem Zeitraum zu vernachlässigenden) Volumenverlusts durch Holzersetzung ein Einschlag von 5 Vorratsfestmetern ausreichen. In den Bundesländern Hessen und Niedersachsen lag die durchschnittliche Nutzung von 1987-2002 je Hektar und Jahr bei ca. 5,1 Erntefestmetern ≥ 10 cm BHD (BMVEL 2004), was einer geschätzten jährlichen Nachlieferung von 1,3 m³ und einer kumulativen Menge von 9,1 m³ Totholz je Hektar entspricht.

Von 2003 bis 2007 ist der Holzeinschlag erheblich angestiegen (Bitter et al. 2008). Während beispielsweise in Hessen im Jahr 2003 noch 5,4 Mio. m³ (Erntefestmeter ohne Rinde)

eingeschlagen wurden, waren es 2007 bereits 9,4 Mio. m³. In Niedersachsen stieg die Einschlagsmenge im gleichen Zeitraum von 4,2 auf 6,0 Mio. m³. Umgerechnet auf die Holzbodenfläche entspricht dies in Hessen einer Erhöhung von 6,5 auf 11,4 Erntefestmeter je Hektar und in Niedersachsen von 3,8 auf 5,4 Erntefestmeter je Hektar.

Der nicht methodenbedingte Totholzanstieg kann also zwanglos mit der regulären forstlichen Nutzung in Verbindung mit einzelnen Störereignisse, wie dem Sturm „Kyrill“ im Jahr 2007, erklärt werden. Polley et al. (2009) kommen auf der Grundlage der Inventurstudie 2008 zu ähnlichen Schlussfolgerungen.

Die beispielhafte Auswertung der BZE² zeigt, dass eine Standardisierung der Totholzerfassung dringend erforderlich ist, um Inventurergebnisse miteinander vergleichen zu können. Veränderungen der Messgrenzen und aufgenommenen Kompartimente haben einen erheblichen Einfluss auf die erhaltenen Ergebnisse. Dies gilt insbesondere für die Durchmessergränze der Aufnahmen.

Grundsätzlich ist Totholz aller Dimensionen und Zustandstypen von Bedeutung für die Erhaltung der Biodiversität (Kap. 6.1.1). Da jedoch allein aus Aufwandsgründen eine Messgränze erforderlich ist und unter den gegenwärtigen Nutzungsbedingungen kein Mangel an gering dimensioniertem Totholz zu erwarten ist, wird vorgeschlagen, Totholz aus Naturschutzsicht erst ab 20 cm Durchmesser zu betrachten. Diese Gränze stimmt zudem mit der BWI² überein. Mit Hilfe von Extrapolationsfunktionen (vgl. Abb. 20) kann die Totholzmenge bei einem geringeren Mindestdurchmesser abgeschätzt werden.

Eine differenzierte Bewertung des Totholzangebotes sollte auch die Betrachtung der Baumarten einschließen. So ist Totholz der nicht standortheimischen Baumarten für die Erhaltung der typischen Lebensgemeinschaften als weniger wertvoll einzuschätzen (vgl. Müller 2005).

6.2 Überschätzung des Totholzvolumens

Mit fortschreitender Zersetzung wird das Totholzvolumen aufgrund eines elliptischeren Querschnitts und kollabierter Zwischenteile zunehmend überschätzt (Christensen & Hahn 2003, Fraver et al. 2007, Kawaletz 2009).

Auf der Grundlage der sektionsweisen Vermessung von liegendem Totholz konnte das Ausmaß dieser Überschätzung quantifiziert und ein entsprechender Korrekturfaktor abgeleitet werden (Kawaletz 2009).

Um die sektionsweise vermessenen, unterschiedlich langen Totholzstücke miteinander vergleichen zu können, wurden die Durchmesser in der Mitte der ersten und letzten Sektion sowie bei 1/3 und bei 2/3 der Stammlänge ermittelt (Anzahl Stücke = 40). Im Mittel liegt der vertikale Durchmesser um 1-5 cm unter dem horizontalen Durchmesser (Abb. 21). Auffällig ist die besonders große Abweichung am Stammfuß. Offenbar ist hier die Zersetzung stärker fortgeschritten, möglicherweise durch eine Vorbesiedlung des stehenden Stammes mit Fäule erregenden Pilzen über die Wurzeln.

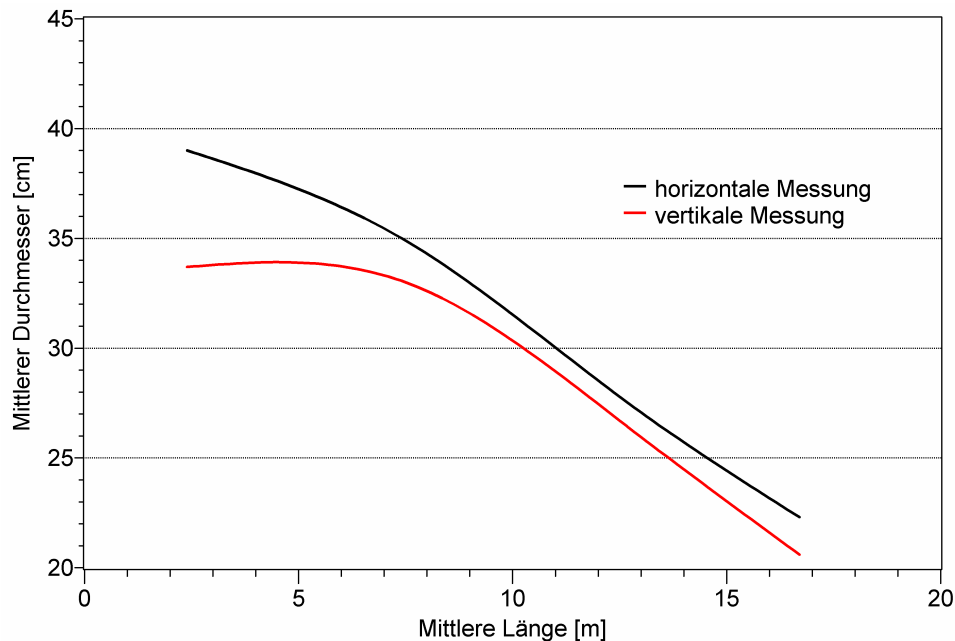


Abb. 21: Mittlerer Verlauf von horizontalem und vertikalem Durchmesser vom Stammanfang in Richtung Stammende bei liegendem Buchen-Totholz

In der Regel erfolgt die Volumenermittlung aufgrund der horizontal ermittelten Anfangs- und Enddurchmesser. Dies führt zu einer systematischen Überschätzung des Volumens und damit zu einer Unterschätzung der Abbaugeschwindigkeit. Insgesamt fällt mit zunehmendem Z° der Unterschied zwischen horizontalem und vertikalem Durchmesser immer deutlicher aus (Abb. 22). Die Differenz ist ab $Z^\circ 3a$ signifikant (Tab. 18).

Tab. 18: Ergebnisse des Mann-Whitney U-Tests hinsichtlich signifikanter Unterschiede zwischen den horizontalen und vertikalen Durchmessern des liegenden Totholzes

Z°	N	\bar{x} (d_v/d_h)	σ	p
2	117	1,03	0,17	n. s.
3a	172	0,97	0,13	**
3b	89	0,90	0,18	***
4	33	0,57	0,23	***

Abkürzungen: Z° = Zersetzungsgrad, N = Anzahl Werte paare, \bar{x} = Mittelwert, d_v = vertikaler Durchmesser, d_h = horizontaler Durchmesser, σ = Standardabweichung, p = Signifikanzniveau (* = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$).

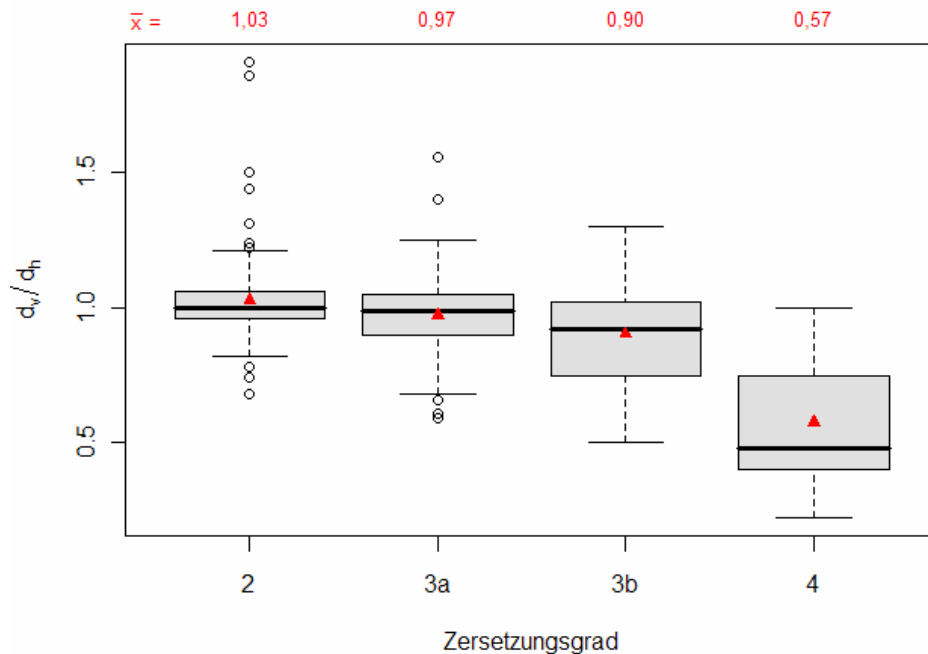


Abb. 22: Gemittelte Durchmesserverhältnisse \bar{x} ($d_{\text{vertikal}}/d_{\text{horizontal}}$) des liegenden Totholzes der Zersetzungsgrade 2 bis 4

Der Korrekturfaktor bezieht jedoch nicht diejenigen Abweichungen mit ein, die auf einen unregelmäßigen Stammquerschnitt, z. B. durch das Herausbrechen von Stammstücken, oder auf das Fehlen ganzer Stammzwischenteile zurückzuführen sind.

6.3 Ansprache des Zersetzungsstands

Um Aussagen über die Qualität eines Totholzhabitats machen zu können, ist neben der vorhandenen Menge auch der Zersetzungsstand von Bedeutung. Insbesondere Totholz mit fortgeschrittener Zersetzung gilt als wichtiger Lebensraum für eine große Anzahl Totholz bewohnender Insekten- und Pilzarten (Menke 2006, Heilmann-Clausen & Christensen 2003). Die zahlreichen existierenden Z°-Schlüssel lassen sich zwei grundlegenden Typen zuordnen. Während artspezifische Schlüssel (z. B. Maser et al. 1979, Müller-Using & Bartsch 2003) sich meist auf bestimmte äußere Merkmale des Totholzes der betreffenden Baumart beziehen, sind artenübergreifende Schlüssel oft allgemeiner gehalten und beschreiben das Ausmaß des Volumenverlusts bzw. der Festigkeit des Totholzes (z. B. Albrecht 1990, Stöcker 1999). Häufig beinhalten letztere zusätzliche äußere Merkmale wie den Berindungsgrad, den Pilzbesatz o. Ä. (Christensen & Hahn 2003). In der Praxis ist die Verwendung artspezifischer Schlüssel deutlich aufwändiger, da für jede Baumart ein eigener Schlüssel benötigt wird.

Aufgrund der Bedeutung der Z^o-Ansprache für die Anwendung eines Korrekturfaktors für das Totholzvolumen in Verbindung mit den negativen Erfahrungen mit diesbezüglichen Methodenwechseln bei der Naturwaldforschung (s. Tab. 4) erschien es sinnvoll, die derzeit gebräuchlichsten Schlüssel auf ihre Reproduzierbarkeit und Schlüssigkeit zu testen, um eine fundierte Empfehlung für einen Schlüssel geben zu können.

Daher wurde auf einem Testparcour mit insgesamt 80 Totholzobjekten die Reproduzierbarkeit von vier Schlüssel mit 8 Personen getestet (vgl. Kap. 4.2.6).

Zwischen den 8 Testpersonen beträgt der Anteil übereinstimmender Ansprachen rund 60 % beim liegenden und rund 45 % beim stehenden Totholz (Abb. 23). Bei der Ansprache liegenden Totholzes unterscheidet sich die Reproduzierbarkeit der einzelnen Schlüssel kaum voneinander, während beim stehenden Totholz die beiden Schlüssel der NW-FVA am ungünstigsten abschneiden.

Zu berücksichtigen ist allerdings, dass die zufällig zu erwartende Übereinstimmung bei einem fünfstufigen Schlüssel (20 %) geringer als bei einem vierstufigen Schlüssel (25 %) ist. Um Vergleichbarkeit herzustellen, werden daher die paarweisen Übereinstimmungsraten als Vielfache des Zufallswertes ausgedrückt (Tab. 19). Diese korrektere Vorgehensweise zeigt allerdings ebenfalls keine durchgehende Überlegenheit eines Schlüssels. In Bezug auf liegendes Totholz schneiden die beiden Schlüssel der NW-FVA am besten ab. Diese sind jedoch in Bezug auf stehendes Totholz dem Schlüssel von Albrecht und Müller-Using unterlegen.

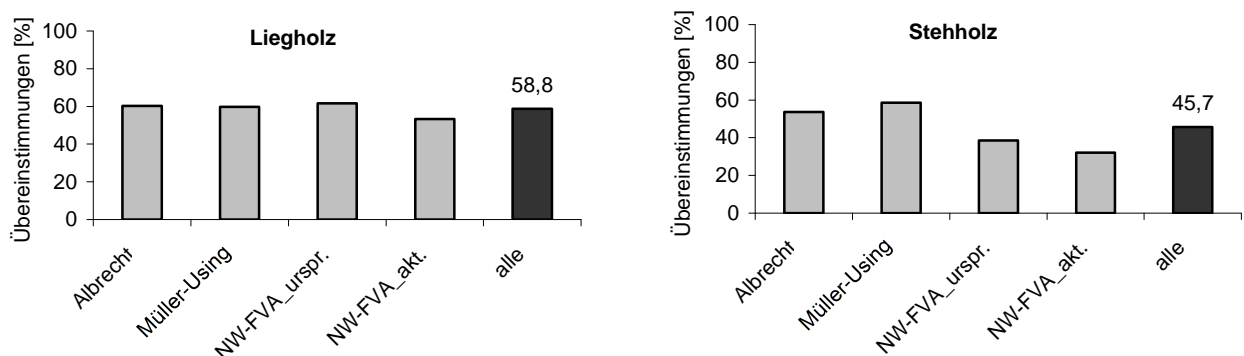


Abb. 23: Paarweise Übereinstimmung der Z^o-Ansprache derselben Objekte für liegendes (je Schlüssel 15 Objekte) und stehendes Totholz (je Schlüssel 5 Objekte)

Zwei der Testpersonen mit viel Erfahrung bei der Totholzaufnahme, haben den Test für das liegende Totholz zweimal durchgeführt. Die Reproduzierbarkeit der Z^o-Ansprache durch dieselbe Person am selben Objekt (nach einem zeitlichen Abstand von mehreren Tagen) erhöhte sich über alle Schlüssel hinweg auf 70 %. Wenn der Einflussfaktor „Person“

herausfällt, kann die Reproduzierbarkeit zwar erhöht werden. Das zeigt, dass die Eichung unterschiedlicher Personen im Rahmen von regelmäßigen Schulungen und Vergleichsaufnahmen durchaus sinnvoll ist. Dennoch dürfte auch dann die Übereinstimmungsrate weit unter 100 % bleiben. Ein großer Teil der Abweichungen von Ansprache zu Ansprache dürfte auf die Komplexität des Merkmals Zersetzungsgrad und den unterschiedlichen Zersetzungsfortschritt von Teilabschnitten eines Objektes zurückgehen.

Tab. 19: Prozentuale paarweise Übereinstimmung der Z°-Ansprache bezogen auf die zufällig zu erwartende Übereinstimmung (= Vielfaches der zufällig zu erwartenden Übereinstimmung)

Schlüssel	Übereinstimmung bei Zufallsauswahl	Vielfache des Zufallswert	
		Liegendes Totholz	Stehendes Totholz
Albrecht	0,25	2,41	2,14
Müller-Using	0,25	2,39	2,34
NW-FVA_akt.	0,20	2,67	1,61
NW-FVA_urspr.	0,20	3,08	1,93

Mit dieser Interpretation stimmt das Ergebnis überein, dass sich zwischen den beiden Gruppen mit viel und mit wenig Erfahrung keine nennenswerten Unterschiede hinsichtlich der Reproduzierbarkeit ergaben. Dies ist insofern erstaunlich, als dass die Gruppe mit viel Erfahrung aus Mitarbeitern des Sachgebietes Waldnaturschutz/Naturwaldforschung der NW-FVA besteht, die sich häufig im Rahmen gemeinsam durchgeführter Inventuren u. a. bezüglich der Z°-Ansprache abstimmen. Offensichtlich kann Aufnahmeerfahrung und Abstimmung nur in gewissen Grenzen die Reproduzierbarkeit der Z°-Ansprache erhöhen.

In welchen Z°-Klassen die Abweichungen innerhalb eines Ansprachesystems besonders hoch oder gering sind, zeigt sich, wenn die Objekte mit einem gleichen Median der Z°-Zuordnung zusammengefasst werden und die Spannbreite der Zuordnungen insgesamt aufgetragen wird (Abb. 24, 25).

In Bezug auf das liegende Totholz weisen die Schlüssel Albrecht und NW-FVA beim beginnenden (Z° 2) und fortgeschrittenen (Z° 3a) Zersetzungsstadium besonders große Spannbreiten auf. Der Schlüssel nach Müller-Using zeigt bei Z° 4 eine besonders große Streuung der weiteren genannten Zersetzungsgrade. Auffällig ist, dass hierbei auch ein – in der Beschreibung des Schlüssels nicht aufgeführter – Z°5 ausgewiesen wurde.

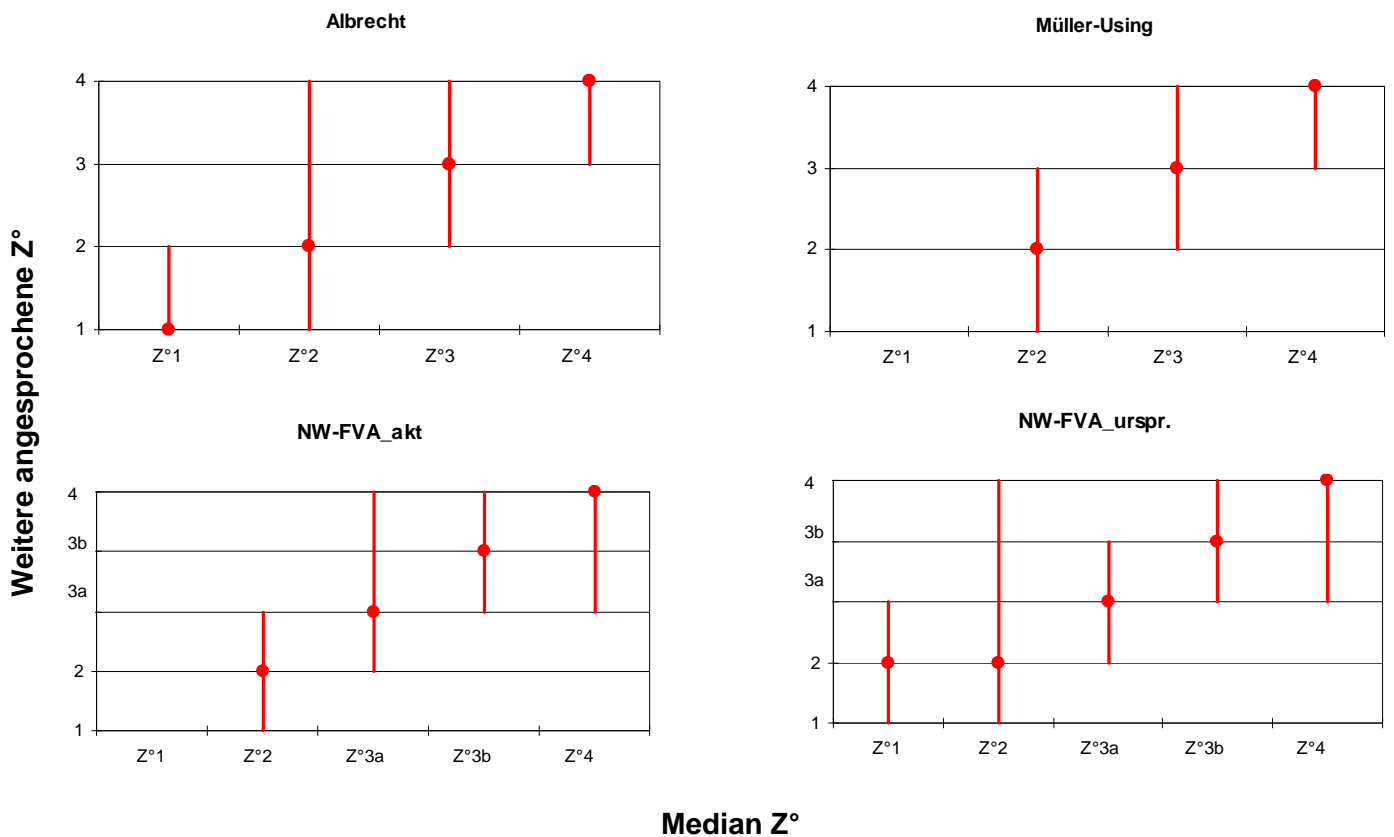


Abb. 24: Liegendes Totholz: Spannweite der Z°-Zuordnungen bei gleichem Median

Beim stehenden Totholz ergibt sich ebenfalls eine recht große Spannbreite unterschiedlicher Ansprachen je Mediengruppe (Abb. 25). Einzige Ausnahme ist der Z° 4 nach dem Schlüssel Müller-Using.

Auf die Frage nach der Praktikabilität der vier Schlüssel haben die Testpersonen sowohl beim liegenden wie beim stehenden Totholz an erster Stelle den Schlüssel der NW-FVA bezogen auf das aktuell vorliegende Objekt genannt, gefolgt von dem Schlüssel nach Albrecht. Am schwierigsten war die Ausweisung eines Zersetzungsgrades nach Aussagen der Testpersonen dagegen bei dem Schlüssel von Müller-Using, gefolgt von dem Schlüssel der NW-FVA bezogen auf das ursprünglich vorhandene Totholzstück. Bei dem Schlüssel nach Müller-Using betrifft die Kritik zum einen die sehr detaillierten, jedoch oft nicht zutreffenden Merkmalsbeschreibungen, zum anderen die Differenzen zwischen Abbildungen und dem entsprechenden Text.

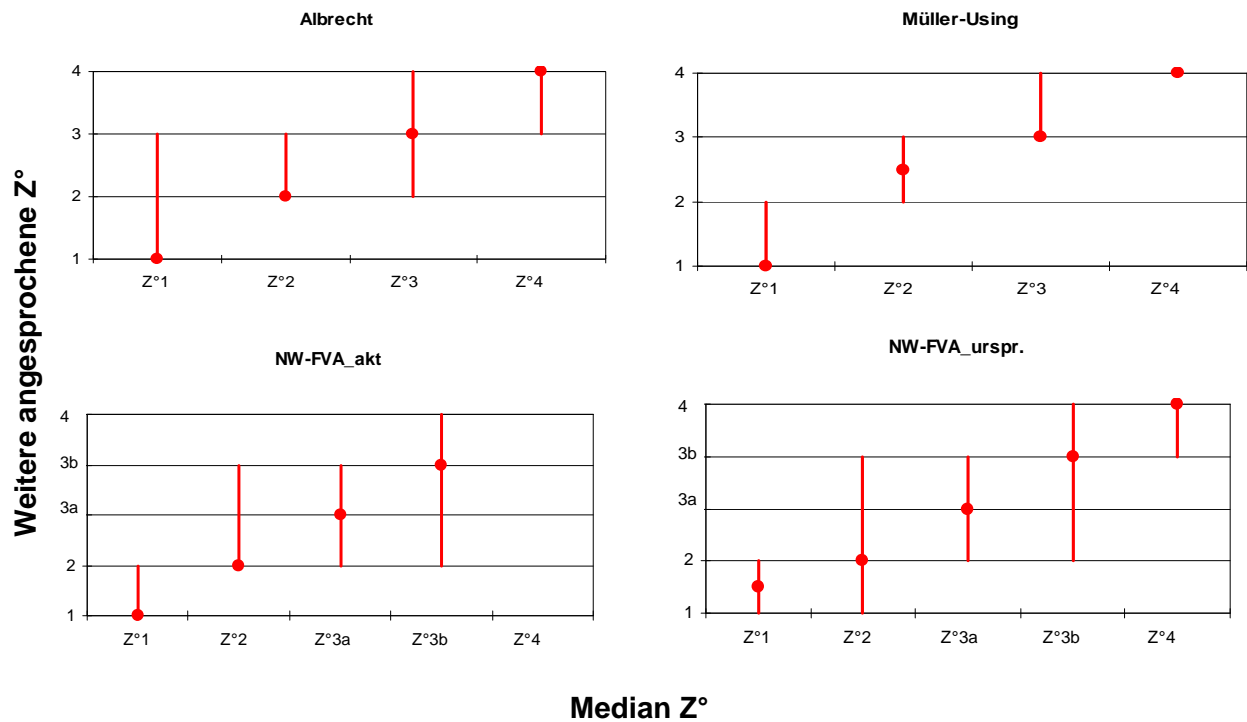


Abb. 25: Stehendes Totholz: Spannweite der Z°-Zuordnungen bei gleichem Median

Die Charakterisierung des Totholzes mithilfe des Albrecht-Schlüssels wird dadurch erschwert, dass in der Beschreibung der Zersetzungsgrade keine Baumstümpfe (stehendes Totholz ohne Krone) berücksichtigt werden.

Die Testpersonen wurden zu Vor- und Nachteilen der unterschiedlichen Schlüssel befragt (Tab. 20). Der Schlüssel nach Albrecht wurde fast ausschließlich positiv mit nur leichten Mängeln bewertet. Er gilt als einfach strukturiert mit klaren Formulierungen. Ein mehrmals geäußelter Kritikpunkt des Schlüssels von Müller-Using ist der in einigen Punkten auftretende Widerspruch zwischen textlicher und bildlicher Beschreibung. Zudem wurde kritisiert, dass der Schlüssel die betreffenden Merkmale zwar sehr detailliert beschreibt, diese Beschreibung sich aber in der Realität nicht immer wiederfindet (z. B. Bildung von Rissen und Rinnen im Lauf der Zersetzung). Probleme der Vergleichbarkeit mit anderen Schlüsseln treten dadurch auf, dass Objekte mit sehr stark fortgeschrittener Zersetzung nicht berücksichtigt werden. Positiv wurden der leicht verständliche Aufbau sowie die Berücksichtigung verschiedener Baumkompartimente angemerkt.

Der Zersetzungsgrad lässt sich nach Meinung der Testpersonen anhand des Schlüssels der NW-FVA im Allgemeinen schnell und zuverlässig bestimmen. Die Gründe dafür liegen im Volumenbezug, in der Unterteilung der mittleren bis fortgeschrittenen Zersetzungsstufen in die Z° 3a und 3b sowie in der universellen Einsetzbarkeit für verschiedene Baumarten. Die

großen Abweichungen bei den Z° 1 und 2 zeigen aller dings, dass hier eine Nachjustierung der Beschreibungen erforderlich ist.

Bei der auf das ursprüngliche Objekt bezogenen Ansprache äußerten die Testpersonen eine erhebliche Unsicherheit bei der Einschätzung der ursprünglichen Abmessungen des Objektes. Diese Unsicherheit war beim stehenden Totholz besonders stark ausgeprägt, da die ursprüngliche Bruchhöhe kaum zuverlässig beurteilt werden kann. Daher sprachen sich die Testpersonen übereinstimmend dafür aus, nur das aktuell vorliegende Totholz zu betrachten.

Tab. 20: Positive (+) und negative (–) Kommentare der Testpersonen zu den Zersetzungsgradschlüsseln

Schlüssel	Kommentare
Albrecht	<ul style="list-style-type: none"> + klar strukturiert und formuliert + gute Kombination aus Text und Abbildungen – grobe Einteilung – keine Beschreibung von Totholzstümpfen
Müller-Using	<ul style="list-style-type: none"> + Berücksichtigung der verschiedenen Baumkompartimente sinnvoll + verständlicher Aufbau – Text und Abbildungen z. T. widersprüchlich – Beschreibungen z. T. zu detailliert und nicht zutreffend – beschreibt nur äußere Merkmale – keine ausreichende Beschreibung des Holzzustandes
NW-FVA bezogen auf das <u>aktuell vorliegende</u> Objekt	<ul style="list-style-type: none"> + sinnvolle Einteilung der Z°(3a, 3b) + Bezug auf Volumen sinnvoll + durch Volumenbezug ließ sich Z° schnell bestimmen + verständlicher Aufbau + nicht baumartenspezifisch – Z° 1 & 2 nicht ausreichend beschrieben
NW-FVA bezogen auf das <u>ursprünglich vorhandene</u> Objekt	<ul style="list-style-type: none"> + sinnvolle Einteilung der Z°(3a, 3b) + Bezug auf Volumen sinnvoll – ursprüngliche Dimensionen schwer einschätzbar – Problem beim stehenden Totholz: Definition des ursprünglichen Objektes – Erfahrungen in der Totholzinventur nötig – Z° 1 & 2 nicht ausreichend beschrieben

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass sich die Schlüssel hinsichtlich ihrer Reproduzierbarkeit kaum voneinander unterscheiden. Im Allgemeinen werden bei frisch abgestorbenen Bäumen sowie sehr stark zersetzten Objekten höhere Übereinstimmungen erzielt als in einem mittleren Zersetzungsstadium. Dieser Trend ist bei liegendem Totholz noch deutlicher ausgeprägt als beim stehenden.

Die Wahl des Bezugsobjektes (tatsächliches oder ursprüngliches Objekt) steht im Zusammenhang mit der jeweiligen Fragestellung: Beim Bezug auf das tatsächliche Objekt wird die Qualität des aktuell vorhandenen Objektes beschrieben. Bezieht man sich dagegen

auf das ursprüngliche Objekt, so wird die Zersetzung als stetig fortschreitender Prozess anhand der Zersetzungsgrade charakterisiert. Beim liegenden Totholz mag es erfahrenen Personen unter Berücksichtigung verschiedener Faktoren wie Standort und Baumart möglich sein, den bereits (vollständig) zersetzten Anteil eines Objektes zu bewerten. Beim stehenden Totholz ist diese Einschätzung allerdings noch sehr viel schwerer. Hierbei ist die Definition der ursprünglichen Bezugsstärke des Totholzes unklar. Ohne eine langjährige und stetige Beobachtung eines Objektes lässt sich kaum einschätzen, ob beispielsweise ein zweiter Bruch nach dem Absterben des Baumes erfolgt ist.

Je nach Anwendungsbereich haben die getesteten Schlüssel verschiedene Vor- und Nachteile. Bei einer rein wissenschaftlichen Anwendung bezogen auf Buchentotholz, könnte der Schlüssel nach Müller-Using den größten Nutzen bringen. In der Praxis eignet sich dagegen eher ein universeller Schlüssel ohne Festlegung auf eine Baumart mit einer klaren Einteilung der Z°, der den Anteil weichfaulen Holzes bewertet. Dabei weist der Schlüssel der NW-FVA gegenüber dem Schlüssel von Albrecht den Vorteil einer Unterteilung in die Z° 3a und 3b auf. Da er in Verbindung mit einer Ansprache des Zustandstyps verwendet wird (s. Tab. 5), besteht nicht das Problem, dass Bruchstümpfe nicht berücksichtigt sind.

Trotz der dargestellten Schwierigkeiten bei der Ansprache von Zersetzungsgraden sollte auf dieses Merkmal bei einer Totholzinventur nicht verzichtet werden, da hierdurch eine Kerninformation in Bezug auf die Habitatqualität erhoben wird.

7 Ergebnisse zur Totholzdynamik

7.1.1 Veränderungsraten

Für insgesamt 642 Probekreise in 12 Naturwäldern liegen Wiederholungsaufnahmen der Totholzmenge vor. Nachfolgend werden aus diesem Kollektiv nur die von der Rotbuche dominierten Probeflächen betrachtet (Buchenanteil im lebenden Derbholzbestand bei der Erstaufnahme ≥ 50 % bezogen auf die Grundfläche). Dabei handelt es sich um 377 Probeflächen. Um Effekte einer unterschiedlichen Länge der Aufnahmeperiode auszuschließen, wurden die Werte der Zweitaufnahme auf eine Periodenlänge von 10 Jahren normiert. Es wird nur die Menge an Totholz ≥ 20 cm BHD bzw. Durchmesser am stärkeren Ende betrachtet.

Obwohl die Totholzmenge in der weitaus überwiegenden Zahl der Naturwälder deutlich ansteigt, lässt sich diese Totholzakкумуляtion nur in wenigen Fällen statistisch absichern (Abb. 26). Über alle Naturwälder gesehen ist allerdings ein signifikanter Totholzaufbau im Zuge der Naturwaldentwicklung festzustellen.

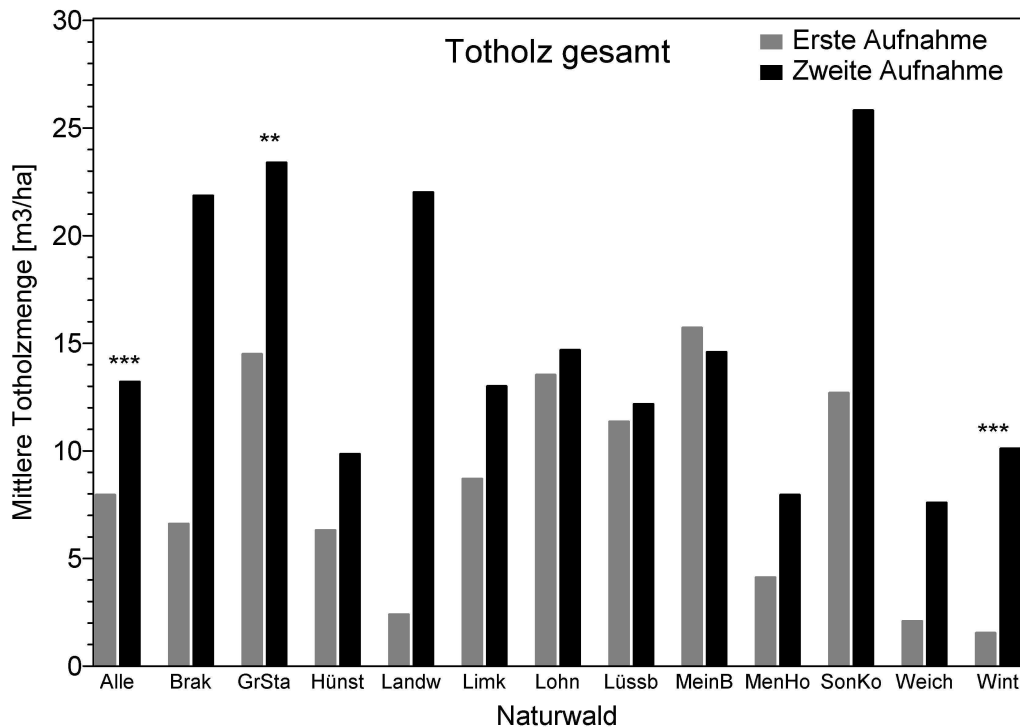


Abb. 26: Veränderung der Menge an Totholz ≥ 20 cm von erster zu zweiter Aufnahme in 12 Buchen-Naturwäldern auf der Grundlage von Probekreisinventuren [m^3 je Hektar, normiert auf Änderungsbetrag je Dekade]. Statistisch signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test) sind gesondert gekennzeichnet (* = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$)

Abkürzungen der Naturwälder: Brak = Braken, GrSta = Großer Staufenberg, Hünst = Hünstollen, Landw = Landwehr, Limk = Limker Strang, Lohn = Lohn, Lüssb = Lüssberg, MeinB= Meinsberg, MenHo = Meninger Holz, SonKo = Sonnenkopf, Weich = Weichel, Wint = Winterlieth.

Die getrennte Betrachtung von stehendem und liegendem Totholz ergibt ebenfalls kaum signifikante Unterschiede auf Naturwaldebene, zeigt jedoch wiederum über alle Naturwälder einen deutlichen Aufbauprozess (Abb. 27).

Um verschiedene Einflussfaktoren auf ihre Relevanz für die Geschwindigkeit der Nettoveränderung der Totholzmenge testen zu können, wurden die folgenden Merkmale für jeden einzelnen Probekreis recherchiert bzw. errechnet:

1. Lage (Bergland oder Tiefland)
2. Trophie (nach niedersächsischem Standortkartierungsverfahren, bis einschl. Stufe 4 = ärmer, ab Stufe 4 = reicher)
3. Durchschnittliche Länge der Vegetationszeit (Anzahl der Tage mit einer Tagesmitteltemperatur $> 10^\circ\text{C}$ je Jahr, Datenquelle: Gauer und Aldinger 2005)
4. Alter der Buche ab dem Zeitpunkt des Nutzungsverzichts
5. Anteil der Baumartengruppen Rotbuche (nur Rotbuche), Fichte (nur Gemeine Fichte), Eiche (Stiel- und Traubeneiche) und sonstige Baumarten am lebenden Derbholzbestand bezogen auf die Grundfläche bei der Erstaufnahme

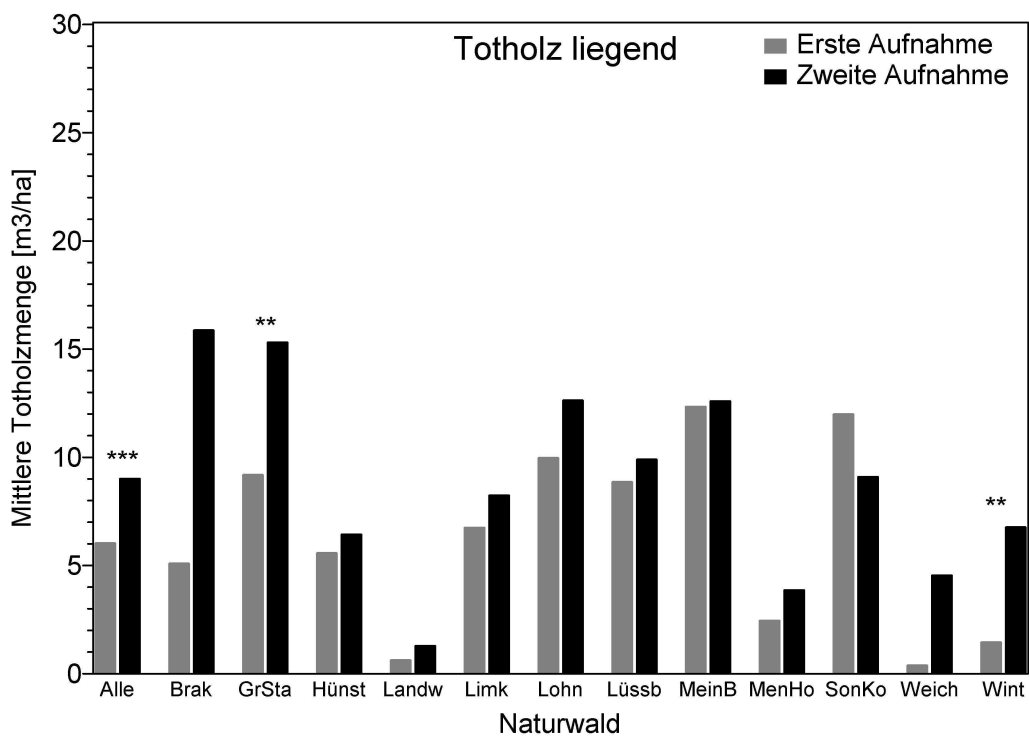
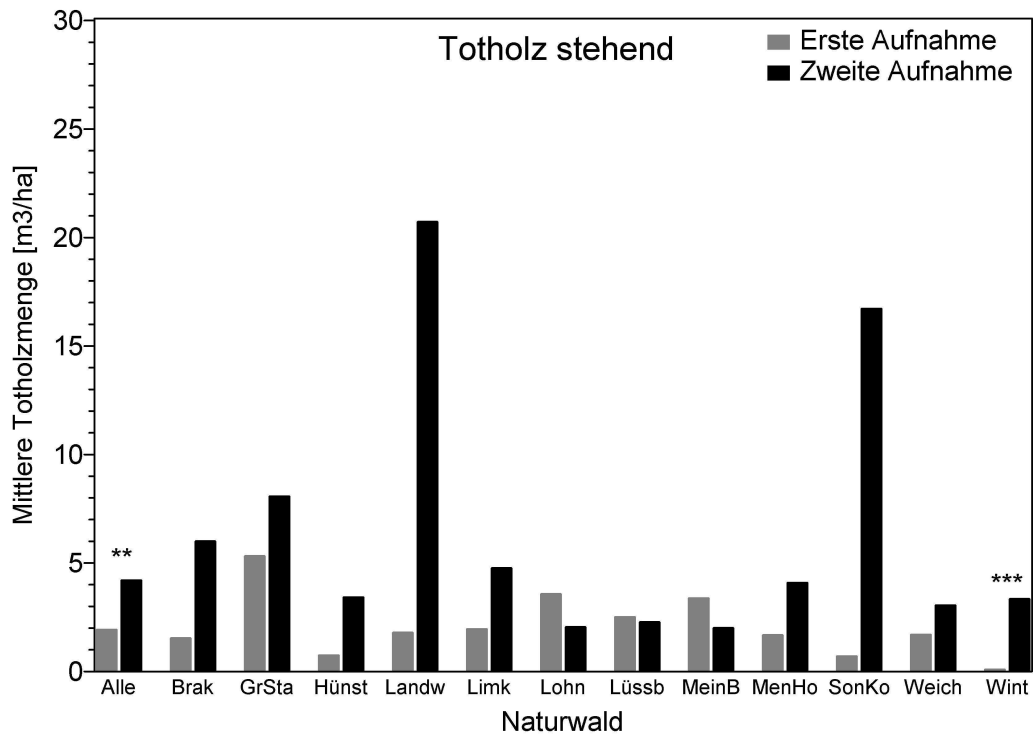


Abb. 27: Veränderung der Menge an stehendem und liegendem Totholz ≥ 20 cm von erster zu zweiter Aufnahme in 12 Buchen-Naturwäldern und insgesamt [m^3 je Hektar, normiert auf Änderungsbetrag je Dekade]. Statistisch signifikante Unterschiede (Mann-Whitney U-Test) sind gesondert gekennzeichnet (* = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$). Abkürzungen der Naturwälder s. Abb. 26

6. Dauer des nutzungsfreien Zeitraums bis zur letzten Aufnahme (i. d. R. Differenz zwischen Jahr der letzten Aufnahme und Jahr der Naturwaldausweisung plus 5 Jahre)
7. Lebender Holzvorrat je Hektar bei der Erstaufnahme (≥ 20 cm BHD)

Der Test der Einflussfaktoren erfolgte für das gesamte Totholz sowie getrennt für das stehende und liegende Totholz mit einem gemischten linearen Modell (proc mixed unter SAS 9.1), bei dem die o. g. Faktoren als feste Effekte und der Naturwald als zufälliger Effekt definiert wurden. Als Datengrundlage wurden alle Probekreise genutzt, in denen die Rotbuche im lebenden Bestand ≥ 20 cm BHD vorkommt (656 Stichprobenpunkte aus 12 Naturwäldern).

Von den festen Einflussgrößen wirken sich der Eichenanteil und die Höhe des lebenden Holzvorrates signifikant erhöhend auf den Totholzaufbau aus (Tab. 21). Je zusätzlichem Prozentpunkt des Eichenanteils steigt die Geschwindigkeit des Totholzaufbaus um rund 1,6 %. Je 100 m³/ha Vorratszunahme steigt der Totholzaufbau gesamt um rund 26 % an.

Tab. 21: Lösungen eines gemischten linearen Modells für die Abhängigkeit zwischen der mittleren jährlichen Veränderungsrate von Totholz und signifikanten Einflussfaktoren (normiert auf Mittelwerte: Eichenanteil 14 %, lebender Holzvorrat 379 m³/ha). Alle anderen Effekte (s. Text) waren nicht signifikant

Kompartiment	Achsenabschnitt	Eichenanteil [% - 14]	Lebender Holzvorrat [m ³ /ha – 379]
Stehend	0.5356*	0.01661***	n. s.
Liegend	0.3647**	n. s.	0.001697***
Gesamt	0.8804**	0.01657**	0.002577***

Signifikanz: n.s. = nicht signifikant, * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$

Aufgrund des offenbar signifikanten Einflusses der Baumartenzusammensetzung (Eichenanteil) wurde bei der Berechnung der mittleren jährlichen Veränderungsrate zwischen weitgehend reinen Buchen-Probekreisen und solchen Probeflächen getrennt, die einen höheren Mischbaumartenanteil aufwiesen (Tab. 22).

Tab. 22: Mittlere Veränderungsrate der Totholzmenge [in m³ je Hektar und Jahr] in 12 Buchen-Naturwäldern. Mit dem Mann-Whitney U-Test werden die Gruppen „höherer“ (≥ 90 %) und „geringerer Buchenanteil“ (≥ 50 und < 90 %) auf Unterschiede getestet

Kompartiment	Insgesamt	Buchenanteil		p > z [U-test]
		50 - 90 % [n= 145]	≥ 90 % [n= 242]	
Stehend	0,23	0,39	0,14	0,0440
Liegend	0,30	0,37	0,26	0,3537
Gesamt	0,53	0,76	0,40	0,0188

Über alle betrachteten Naturwälder und Probeflächen ergibt sich ein jährlicher Totholzaufbau von rund 0,5 m³ je Hektar und Jahr. Bestände mit einem höheren Mischbaumartenanteil weisen eine signifikant höhere Aufbaurrate an Totholz insgesamt und an stehendem Totholz auf. Dies dürfte auf die höhere Störungsrate insbesondere bei den Mischbaumarten Fichte (Borkenkäfer, Sturm) und Eiche (Eichensterben) zurückzuführen sein (Meyer 1997, 1999).

7.1.2 Nachlieferung in Naturwäldern

Die Nachlieferung von Totholz erfolgt durch die Mortalität von Baumindividuen und Kronen- bzw. Astabbrüche von lebenden Bäumen.

Bei der Ableitung von jährlichen Nachlieferungsraten durch Baummortalität können sowohl die Daten aus Probekreis- als auch aus Kernflächeninventuren einbezogen werden. Für Kernflächen liegen zwar anders als bei den Probekreisaufnahmen kaum Wiederholungsinventuren des Totholzvorrates vor, der lebende Derbholzbestand befindet sich aber meist bereits seit mehreren Jahrzehnten unter Beobachtung. Für einige buchendominierte Kernflächen liegen zudem mindestens drei Aufnahmen vor, sodass die Entwicklungen in zwei aufeinanderfolgenden Inventurperioden miteinander verglichen werden können.

Nachfolgend werden aus dem Kollektiv an Kernflächen und Probekreisen nur die von der Rotbuche dominierten Probeflächen betrachtet (Def. s. o.). Dabei handelt es sich um 377 Probekreise mit je zwei Inventuren und 15 Kernflächen mit mindestens drei Inventuren.

Die aus den Probekreisinventuren abgeleiteten jährlichen Nachlieferungsraten schwanken in einem weiten Rahmen von ca. 0,3 m³ je Hektar bis mehr als 3 m³ je Hektar (Abb. 28). Im Mittel liegt die Nachlieferung bei rund 1,5 m³ je Hektar und Jahr (Tab. 23). Der überwiegende Teil der Nachlieferung erfolgt in Form von stehendem Totholz.

Tab. 23: Statistische Kennwerte für die Nachlieferung von stehendem und liegendem Totholz ≥ 20 cm [m³ je Hektar und Jahr]

Inventurtyp	Aufnahmeperiode	Kompartiment	Mittelwert	Standardabweichung	Min. - Max.
Probekreisinventuren [N = 12]	1.	Stehend	0,97	0,73	0,24 – 2,43
		Liegend	0,49	0,54	0,00 – 1,66
		Gesamt	1,45	0,94	0,30 – 3,36
Kernflächeninventuren [N = 15]	1.	Stehend	0,58	0,41	0,00 – 1,38
		Liegend	0,45	0,88	0,00 – 3,51
		Gesamt	1,03	0,91	0,10 – 3,97
	2.	Stehend	0,76	0,53	0,00 – 1,84
		Liegend	0,96	1,13	0,00 – 4,21
		Gesamt	1,72	1,47	0,13 – 6,05

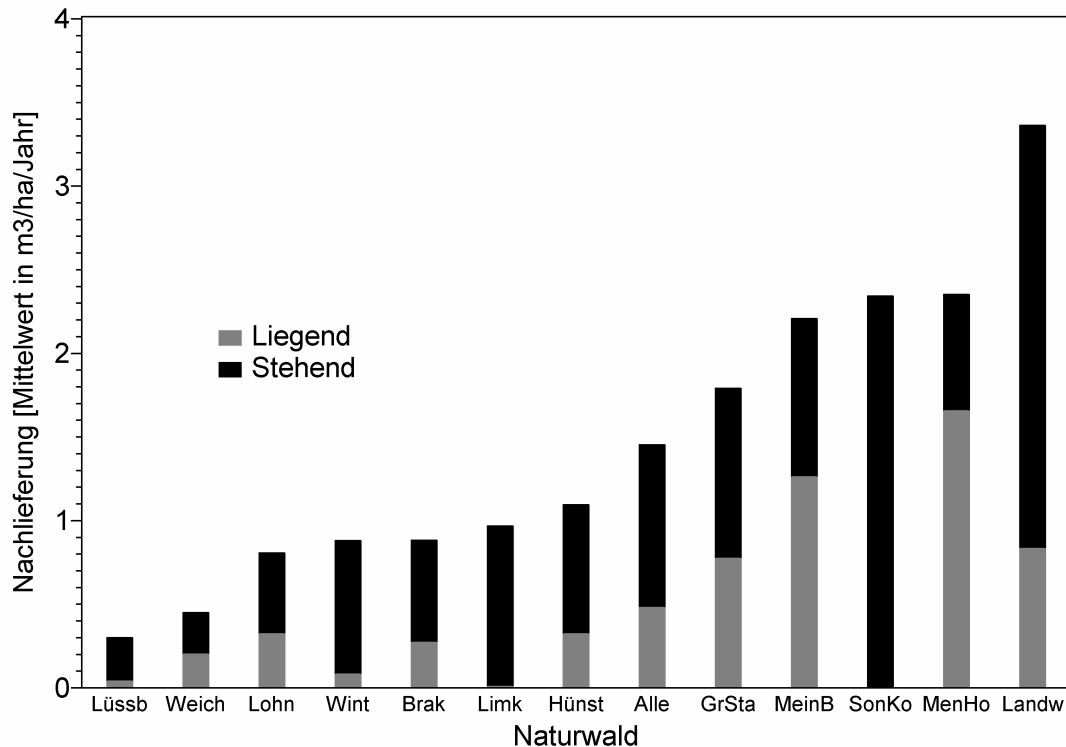


Abb. 28: Mittlere jährliche Nachlieferung an stehendem und liegendem Totholz ≥ 20 cm durch Baum mortalität [m^3 je Hektar und Jahr] in 12 Buchen-Naturwäldern und insgesamt (= Alle) auf der Basis von Probekreisinventuren

Abkürzungen der Naturwälder: Brak = Braken, GrSta = Großer Staufenberg, Hünst = Hünstollen, Landw = Landwehr, Limk = Limker Strang, Lohn = Lohn, Lüssb = Lüssberg, MeinB = Meinsberg, MenHo = Meninger Holz, SonKo = Sonnenkopf, Weich = Weichel, Wint = Winterlieth.

In den Kernflächen zeichnet sich ein deutlicher Unterschied zwischen der ersten und der zweiten Aufnahmeperiode ab (Abb. 29). Mit zunehmendem nutzungs-freien Zeitraum (und daher mit ansteigendem Baumalter) nimmt die Nachlieferung durch Mortalität von ca. 1,0 auf 1,7 m^3 je Hektar und Jahr zu.

Der Unterschied zwischen den Aufnahmeperioden kann allerdings nur für das liegende Totholz statistisch abgesichert werden (Mann-Whitney U-Test, $p < 0,05$). In der zweiten Aufnahmeperiode erfolgt der überwiegende Teil der Nachlieferung in Form von liegendem Totholz.

Die bereits bei den Netto-Veränderungsraten untersuchten Faktoren wurden auch bei der Nachlieferungsrates auf ihren Einfluss getestet. Um eine bessere Vergleichbarkeit der überwiegend nur 0,1 ha großen Probekreise mit den meist 1,0 ha großen Kernflächen zu erreichen, wurden alle Probekreise innerhalb eines Naturwaldes mit der gleichen Faktorenkombination hinsichtlich Lage, Trophie, Anzahl der Tage mit einer Tagesmitteltemperatur $> 10^\circ \text{C}$ je Jahr, Alter der Buche und Dauer des nutzungs-freien Zeitraums zusammengefasst und die Mittelwerte dieser Gruppen für die Nachlieferung, die Anteile der Baumartengruppen und den lebenden Vorrat weiter verwendet. Um den

Stichprobenumfang und die Variationsbreite zu erhöhen, wurden alle Stichprobeneinheiten in die Analyse einbezogen, in denen die Buche im lebenden Derbholzbestand bei der Erstaufnahme vorkam. Die Kernflächendaten sind nur mit der zweiten Aufnahmeperiode in die Analyse eingegangen. So ergeben sich insgesamt 95 Stichprobeneinheiten (22 Kernflächen und 73 Probekreiskollektive).

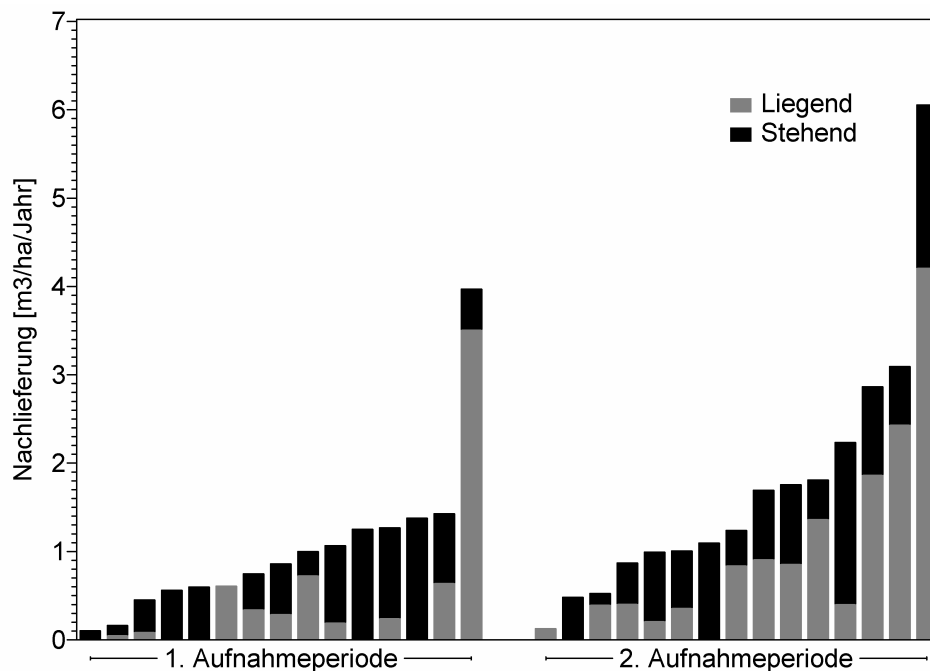


Abb. 29: Jährliche Nachlieferung an stehendem und liegendem Totholz ≥ 20 cm in 15 buchendominierten Naturwald-Kernflächen in der 1. und 2. Aufnahmeperiode

Der Test der Einflussfaktoren für das gesamte Totholz sowie getrennt für das stehende und liegende Totholz erfolgt ebenfalls mit einem gemischten linearen Modell (proc mixed unter SAS 9.1), bei dem die Einflussfaktoren als feste Effekte und der Naturwald als zufälliger Effekt definiert wurden.

Insbesondere die Dauer des nutzungsfreien Zeitraumes ist ein signifikanter Einflussfaktor (Tab. 24). Je Jahr zusätzlichen Nutzungsverzichts steigt die Nachlieferung an Totholz um mehr als 10 % an. In Bezug auf das stehende Totholz und die gesamte Nachlieferung hat auch der Eichenanteil einen signifikanten Einfluss. Dies lässt sich sowohl durch das Eichensterben als auch durch das konkurrenzbedingte Absterben von Eichen in Buchen-Eichenmischbeständen erklären. In keinem Fall sind Trophie, Lage, Länge der Vegetationszeit oder das Alter der Buche relevante Einflussgrößen.

Die Modelle stellen einen globalen Ansatz für die betrachteten niedersächsischen Naturwälder mit gebietsunabhängiger Parameterschätzung dar, bei der Dauer des Nutzungsverzichts und der Eichenanteil signifikante Einflussgrößen darstellen.

Tab. 24: Lösungen eines gemischten linearen Modells für die Abhängigkeit zwischen der mittleren jährlichen Nachlieferungsrate von Totholz als abhängiger Variablen und den signifikanten Einflussfaktoren (normiert auf Mittelwerte: Eichenanteil 16 %, nutzungsfreier Zeitraum 23 Jahre). Alle anderen festen Effekte (s. Text) sind nicht signifikant.

Kompartiment	Achsenabschnitt	Eichenanteil [% - 16]	Dauer nutzungsfrei [Jahre- 23]
Stehend	1.2498***	0.03875***	0.05014*
Liegend	0.6352**	n. s.	0.05799***
Gesamt	1.8482***	0.03718***	0.1062***

Bruchstücke von lebenden Bäumen sind die zweite Quelle der Totholznachlieferung. Die Größenordnung dieser Nachlieferungskomponente kann ebenfalls anhand der Probekreis- und Kernflächendaten abgeschätzt werden, da mit der zweistufigen Identifikationsnummer von Totholzstücken nachvollzogen werden kann, ob das Objekt von einem lebenden Baum stammt. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass im Zuge der regulären Naturwaldinventur die Genauigkeit dieser Zuordnung zwangsläufig begrenzt ist. Daher ist davon auszugehen, dass der Umfang des aus dem Kronenraum herausbrechenden Totholzes i. d. R. unterschätzt wird.

Die zurzeit möglichen Abschätzungen auf der Grundlage von Kernflächen- und Probekreisinventuren kommen zu einem sehr geringen Anteil von Kronenbruchholz in einer Höhe von 1,3 % (Kernflächen) bzw. 2,0 % (Probekreise) der gesamten Nachlieferung. Aufgrund ihrer geringen Bedeutung wird diese Komponente im Folgenden nur pauschal über einen zusätzlichen Anteil von 1,7 % berücksichtigt.

In der Totholzstudie der Abteilung Waldbau der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen im Solling (Müller-Using 2005) werden erheblich höhere Nachlieferungsraten als in den niedersächsischen Naturwäldern ermittelt. So ergeben sich für diesen Buchenbestand nach den Angaben von Müller-Using & Bartsch (2003) und Langner (2008) im Jahr 1994 eine jährliche Nachlieferungsrate von ca. 4,1 und im Jahr 2007 von ca. 12,2 m³ je Hektar (eigene Berechnung). In Übereinstimmung mit den eigenen Ergebnissen wird auch in diesem unbewirtschafteten Buchenwald eine erhebliche Steigerung der Nachlieferungsraten festgestellt.

7.1.3 Totholzabbau

7.1.3.1 Fotodokumentation einzelner Stücke

Ausschnittsweise werden nachfolgend einige der wiederholt erfassten Totholzstücke mit ihren wichtigsten Kenndaten dokumentiert, um einen Eindruck von dem Fortgang des Totholzabbaus zu vermitteln (Fotos aus dem Jahr 2009). Es handelt sich ausschließlich um Rotbuchen.

NW Nordahner Holz, ID-Nr. 1.2 in Probekreis A07

1991 liegendes Totholz

Anfangsdurchmesser = 21 cm, Länge = 14,9 m, $Z^\circ = 0$

2009 liegendes Totholz

Anfangsdurchmesser = 17 cm, Länge = 1,7 m, $Z^\circ = 4$



NW Hünstollen, ID-Nr. 177.1 in Kernfläche 3

1970 lebender Baum

BHD = 37 cm, Höhe = 27 m

Windwf 1972

1995 liegendes Totholz

BHD = 30 cm, Länge = 20 m, $Z^\circ = 4$

2009 liegendes Totholz

BHD = 21 cm, Länge = 3 m, $Z^\circ = 4$



NW Großer Staufenberg, ID-Nr. 265.1 in Kernfläche 1

1971 lebender Baum

BHD = 41 cm, Höhe = 24 m

1998 liegendes Totholz

Anfangsdurchmesser = 55 cm, Länge = 28 m, $Z^\circ = 3$

2009 liegendes Totholz

BHD = 29 cm, Länge = 5 m, $Z^\circ = 4$



NW Großer Staufenberg, ID-Nr. 336.1 in Kernfläche 1

1971 lebender Baum

BHD = 52 cm, Höhe = 24 m

1998 liegendes Totholz

Anfangsdurchmesser = 44 cm, Länge = 19 m, $Z^\circ = 2$

2009 liegendes Totholz

BHD = 29 cm, Länge = 4 m, $Z^\circ = 3b$



NW Stöberhai, ID-Nr. 224.1 in Kernfläche 1

1971 lebender Baum

BHD = 43 cm, Höhe = 28 m

1999 liegendes Totholz

BHD = 42 cm, Länge = 11 m, $Z^\circ = 4$

2009 liegendes Totholz

BHD = 30 cm, Länge = nicht messbar, da weitgehend eingesunken, $Z^\circ = 4$



NW Limker Strang, ID-Nr. 143.1 in Kernfläche 1

1972 lebender Baum

BHD = 62 cm, Höhe = 29 m

2003 liegendes Totholz

BHD = 55 cm, Länge = 23 m, Z° = 3b

2009 liegendes Totholz

BHD = 52 cm, Länge = 19 m, Z° = 3b



NW Nordahner Holz, ID-Nr. 254.1 in Kernfläche 1

1975 lebender Baum

BHD = 46 cm, Höhe = 28 m

2002 liegendes Totholz

BHD = 38 cm, Länge = 18 m, Z° = 3b

2009 liegendes Totholz

BHD = 28 cm, Länge = 16 m, Z° = 4



NW Landwehr, ID-Nr. 37.1 in Kernfläche 1

1971 lebender Baum

BHD = 51 cm, Höhe = 23 m

2009 liegendes Totholz

BHD = 22 cm, Länge = 9 m, $Z^\circ = 4$



NW Weichel, ID-Nr. 3.2 in Probekreis F03

1992 liegendes Totholz

Anfangsdurchmesser = 40 cm, Höhe = unbekannt

2009 liegendes Totholz

Anfangsdurchmesser = 36 cm, Länge = 16 m, $Z^\circ = 3a$



NW Meinsberg, ID-Nr. 502.1 in Probekreis E07

1990 liegendes Totholz

Anfangsdurchmesser = 38 cm, Länge = 10 m, $Z^\circ = 0$

2009 liegendes Totholz

Anfangsdurchmesser = 38 cm, Länge = 9 m, $Z^\circ = 3a$



NW Hünstollen, ID-Nr. 564 in Kernfläche 3

1970 lebender Baum

BHD = 54 cm, Höhe = 34 m

Windwf 1972

1980 liegendes Totholz

BHD = 60 cm

2009 liegendes Totholz, $Z^\circ = 4$, keine Messdaten, da außerhalb Untersuchungsfläche



7.1.3.2 Volumenabbau

Die notwendigen Eingangsgrößen zur Modellierung des Volumenabbaus sind die Zeitdauer seit dem Absterben, das Ausgangsvolumen ≥ 20 cm und das verbleibende Volumen. Während es bei dem einfach exponentiellen Modell nicht zwingend erforderlich ist, das Volumen zum Zeitpunkt des Absterbens zu kennen, ist diese Information bei Anwendung des linearen Ansatzes notwendig. Da die Modelle vergleichend getestet werden sollen, mussten die Eingangsbedingungen für das lineare Modell angesetzt werden.

Die folgenden Objekte wurden aus der weiteren Datenanalyse ausgeschlossen:

- 1) Bereits bei der ersten Aufnahme tote Objekte, die einen höheren Zersetzungsfortschritt aufwiesen. Bei diesen Objekten erschien keine ausreichend genaue Bestimmung des Absterbezeitpunktes möglich.
- 2) Bruchstücke von stehenden toten Bäumen oder Baumstümpfen. Da diese bereits eine Phase der Vorzersetzung als stehendes Objekt durchlaufen haben, erschienen sie ungeeignet, um den typischen Verlauf der Zersetzung liegender Objekte zu quantifizieren.

Nach bisherigen Erfahrungen verläuft der Volumenabbau sehr heterogen von Objekt zu Objekt und wechselt in Intensität und Ausprägung kleinräumig an einem einzelnen Totholzstück. Eine Quantifizierung anhand weniger Durchmesser- und Höhen- bzw. Längenmessungen (BHD, Anfangs- und Enddurchmesser etc.), die zudem nicht explizit für diesen Untersuchungszweck durchgeführt wurden, lässt eine hohe Streuung erwarten. Aus diesem Grund wurde versucht, eine möglichst breite Datenbasis zusammenzustellen. Da zudem im Zuge der Auswertung deutlich wurde, dass längere Zeit beobachtete Objekte fehlten, wurden einige Totholzstücke gezielt wieder aufgesucht und erneut vermessen. Alle Objekte, die nach Datenlage nicht mehr gefunden worden waren, wurden ebenfalls aufgesucht. Vielfach handelte es sich entgegen den bisher vorliegenden Informationen nicht um echte Fehlanzeigen.

Unter SAS 9.1 wurden Routinen programmiert, um alle verfügbaren Datensätze standardisiert zusammenzustellen, auf ihre Eignung für ein Abbaumodell zu prüfen, Volumenwerte und den Absterbezeitpunkt zu schätzen sowie schließlich die verschiedenen Modellansätze vergleichend zu erproben. Dabei wurden auch die geeignet erscheinenden Datensätze anderer Baumarten als der Rotbuche einbezogen. Die folgenden Zahlen verdeutlichen den Datenumfang und die Ausdünnung der Datenbestände im Zuge der Selektion geeigneter Objekte:

- Einbezogener Datenbestand insgesamt:
 - 12.091 Beobachtungen in 37 Kernflächen
 - 64.438 Beobachtungen in 1.010 Probekreisen
 - Nacherhebungen ausgewählter Objekte
 - Beobachtungszeitraum 10 – 37 Jahre
- Auswahlbestand geeigneter Objekte insgesamt:
 - Auswertung Liegendabbau: 440 Beobachtungen in 165 Probeflächen
 - Auswertung Stehendabbau: 1.456 Beobachtungen in 419 Probeflächen
 - Auswertung Standzeitmodell stehendes Totholz: 2.278 Beobachtungen in 558 Probeflächen
- Auswahlbestand geeigneter Objekte Buche:
 - Auswertung Liegendabbau: 188 Beobachtungen in 78 Probeflächen
 - Auswertung Stehendabbau: 393 Beobachtungen in 180 Probeflächen
 - Auswertung Standzeitmodell stehendes Totholz: 588 Beobachtungen in 246 Probeflächen

Trotz der erwarteten großen Streuungen zeichnet sich ein insgesamt plausibler Verlauf des Volumenabbaus beim liegenden Totholz ab (Abb. 30). Alle drei Modellansätze sind im mathematisch-statistischen Sinne mindestens hoch signifikant (Tab. 25).

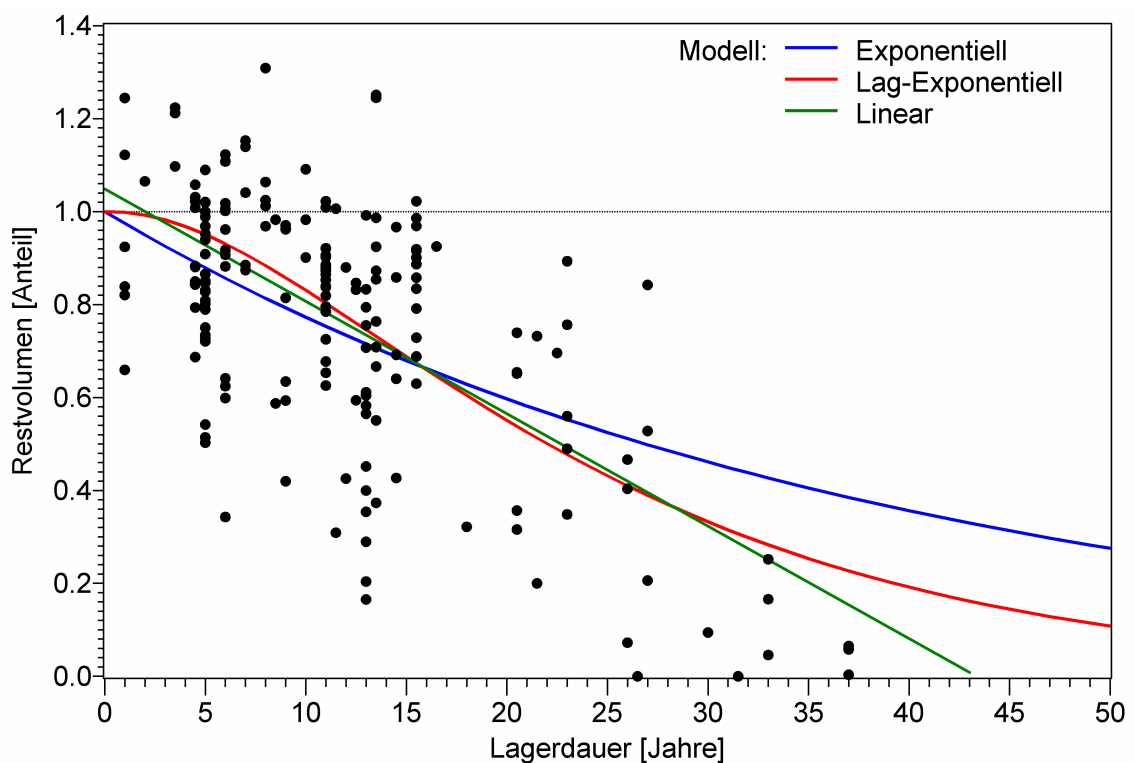


Abb. 30: Beziehung zwischen Lagerdauer und verbleibendem Volumen beim liegenden Totholz. Verlauf der drei geprüften Modellansätze

Allerdings ergibt das einfach exponentielle Modell keinen plausiblen Wert für die Lagerdauer. Die erneut aufgesuchten Objekte sowie der Literaturüberblick zeigen, dass eine Abbaudauer ($t_{0,95}$) von 116 Jahren für liegendes Buchentotholz unrealistisch ist. Das Lag-exponentielle Modell nähert sich einem realistischen Wert deutlich eher an. Es ist hinsichtlich der Kennwerte Bestimmtheitsmaß und Signifikanzniveau mit dem linearen Modell vergleichbar. Letzteres stimmt recht genau mit den bisher vorliegenden Werten für die Dauer des Abbaus liegenden Buchen-Totholzes überein. Dem linearen Modell wird aufgrund der höheren Plausibilität und der Einfachheit der Vorzug gegeben.

Tab. 25: Kenngrößen für die Güte der Abbaumodelle für liegendes Buchen-Totholz

	Modell		
	Exponentiell	Lag Exponentiell	Linear
$p > F$	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0020
Bestimmtheitsmaß	0,3686	0,4167	0,4265
Normalverteilung Residuen	Nein	Nein	Nein
Zersetzungskonstante	0,0258	0,0599	0,0242
Lagerdauer [Jahre]	116	63	43
Plausibilität	Gering	(Hoch)	Hoch

In das lineare Abbaumodell wurde zusätzlich zur Lagerdauer der Ausgangsdurchmesser eingeführt. Ein signifikanter Durchmesserereffekt konnte allerdings nicht festgestellt werden ($p > |t| = 0,1783$). Der geschätzte Steigungsterm beträgt -0.00167, was auf eine (nicht plausibel erscheinende) Beschleunigung des Abbaus mit steigendem Durchmesser hindeutet. Im Weiteren wird daher keine Differenzierung der Abbaufunktion nach dem Ausgangsdurchmesser vorgenommen.

Anders als beim liegenden Totholz lässt sich für das stehende Totholz kein klarer Abbauverlauf ableiten (Abb. 31). Das geringe Bestimmtheitsmaß zeigt, dass die Standzeit keine relevante Erklärungsgröße für das verbleibende Volumen des stehenden Totholzes darstellt. Die statistischen Kenngrößen der drei Modelle bleiben unbefriedigend (Tab. 26). Ein Abbauprozess ist insgesamt nicht klar erkennbar. In der Konsequenz wird davon ausgegangen, dass ein Abbau stehenden Totholzes auf der Grundlage des vorhandenen Datenmaterials nicht nachweisbar ist. Dieser Prozess bleibt daher bei der Abbaumodellierung unberücksichtigt.

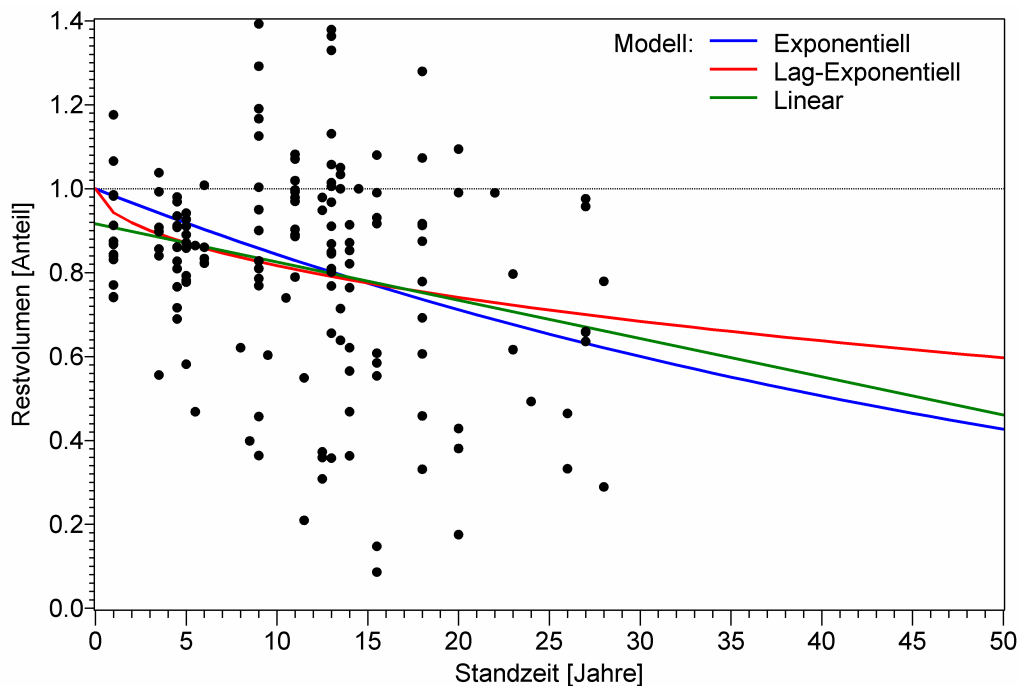


Abb. 31: Beziehung zwischen Standzeit und verbleibendem Volumen beim stehenden Totholz. Verlauf der drei geprüften Modellansätze

Tab. 26: Kenngrößen für die Güte der Abbaumodelle für stehendes Buchen-Totholz

	Modell		
	Exponentiell	Lag Exponentiell	Linear
$p > F$	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0020
Bestimmtheitsmaß	0,0400	0,0499	0,0598
Normalverteilung Residuen	Ja	Nein	Nein
Zersetzungskonstante	0,0170	0,0037	0,0091
Lagerdauer [Jahre]	176	632	95
Plausibilität	Gering	Gering	Gering

Der lineare Ansatz zur Quantifizierung des Liegendabbaus wurde auch für die weiteren Hauptbaumarten Eiche, Fichte und Kiefer angewendet. Hier ist allerdings das Datenmaterial weniger umfangreich. Die Modellanpassung fällt deutlich schlechter aus (Tab. 27).

Daher erschien es sinnvoller, das Grundmodell für Buchentotholz durch Anpassung des Steigungsterms auf die anderen Baumarten zu übertragen. Gemäß dem Verhältnis der von Rock et al. (2008) mitgeteilten Zersetzungskonstanten von Quercus, Pinus sylvestris und Picea abies zur Buche wurden die Steigungen proportional verändert. Im Vergleich zu der in der Literatur mitgeteilten Abbaudauer ergeben sich plausible Funktionen.

Tab. 27: Lineare Abbaumodelle für liegendes Totholz ≥ 20 cm Durchmesser (ausgewählte Modelle unterstrichen, empirisch = aus den vorhandenen Daten abgeleitetes Modell)

Baumartengruppe	a	b	Abbaudauer	N	R ²	p > t
<u>Rotbuche empirisch</u>	1,0488	-0,0242	43	188	0,4265	< 0,0001
Eiche empirisch	0,8431	-0,0168	50	54	0,1222	0,0111
<u>Eiche abgeleitet</u>	1,0488	-0,0134	78	-	-	-
Fichte empirisch	0,6588	-0,0068	97	82	0,0219	0,1869
<u>Fichte abgeleitet</u>	1,0488	-0,0189	55	-	-	-
Kiefer empirisch	0,5167	-0,0134	39	49	0,0022	0,7489
<u>Kiefer abgeleitet</u>	1,0488	-0,0208	50	-	-	-

7.1.3.3 Standzeitmodell stehendes Totholz

Stehendes Totholz gilt als ausgefallen, wenn es entweder unterhalb der Brusthöhe gebrochen oder als ganzer Baum oder Baumstumpf mit Wurzel umgefallen ist.

Zur Ableitung von Standzeitmodellen für stehendes Totholz lagen deutlich mehr Beobachtungen als für die Abbaumodelle vor. Hier ist für alle vier Hauptbaumarten eine befriedigende Modellanpassung gelungen (Abb. 32, Tab. 28).

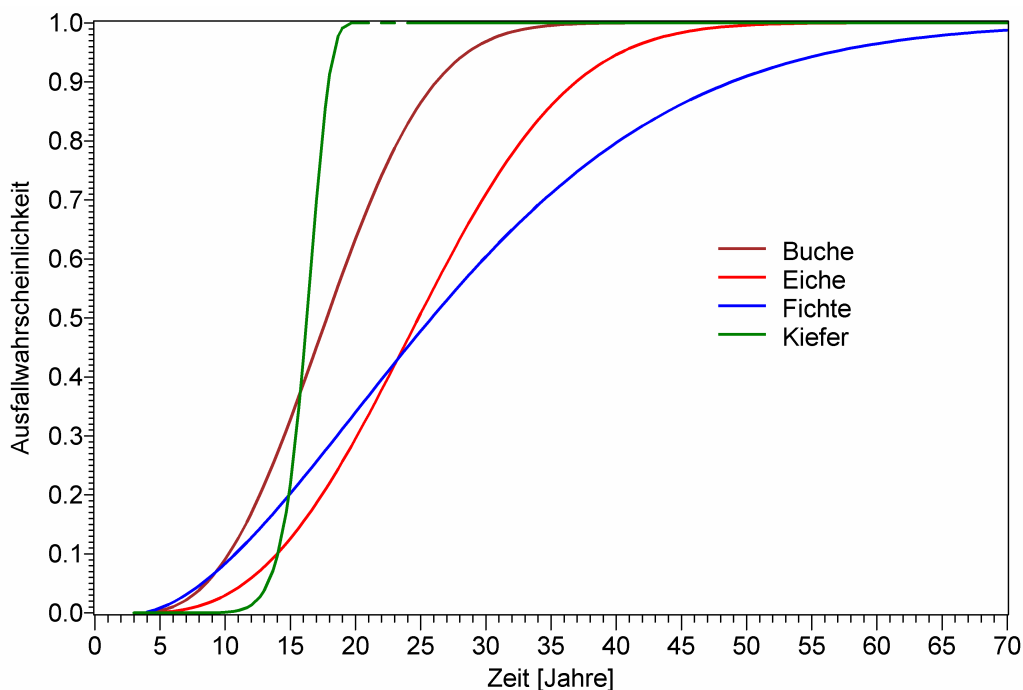


Abb. 32: Modellverläufe für die Ausfallwahrscheinlichkeit von stehendem Totholz in Abhängigkeit von der Standzeit für die vier betrachteten Hauptbaumarten

Das Modell prognostiziert, dass 90 % der Population stehender toter Buchen nach ca. 26 Jahren ausgefallen sind. Die längste Standzeit für einzelne Buchenstümpfe beträgt rund 37 Jahre. Stehende tote Eichen und Fichten fallen deutlich langsamer aus. So betragen die Zeiten bis zum Ausfall von 90 % der Population bei diesen beiden Baumarten 37 bzw. 49

Jahre. Die vergleichsweise hohe Ausfallrate der Rotbuche und die lange Standzeit der Fichte decken sich mit den eigenen Beobachtungen in niedersächsischen Naturwäldern.

Tab. 28: Modellparameter der Weibull-Funktion zur Quantifizierung der Überlebensdauer stehenden Totholzes

Baumartengruppe	θ	σ	c	N	P > ChiSq
Rotbuche empirisch	2,8406	17,1263	2,6946	584	< 0,0001
Eiche empirisch	3,2090	24,7535	2,7031	472	< 0,0001
Fichte empirisch	3,3286	27,8993	1,7054	659	< 0,0001
Kiefer empirisch	2,6465	14,1049	10,5300	181	< 0,0001

8 Prognose der Totholzentwicklung

8.1 Totholzmodul im DSS-WaldPlaner

Die baumartenspezifischen Modelle für den Abbau liegenden Totholzes und die Ausfallwahrscheinlichkeit stehenden Totholzes wurden in das DSS-WaldPlaner (Hansen 2006) implementiert. Damit ist dieses Entscheidungsunterstützungssystem in der Lage, die künftigen Totholz mengen in einem bestimmten Forstbetrieb in Abhängigkeit von Startwerten zur Betriebsstruktur zu prognostizieren (Abb. 33).

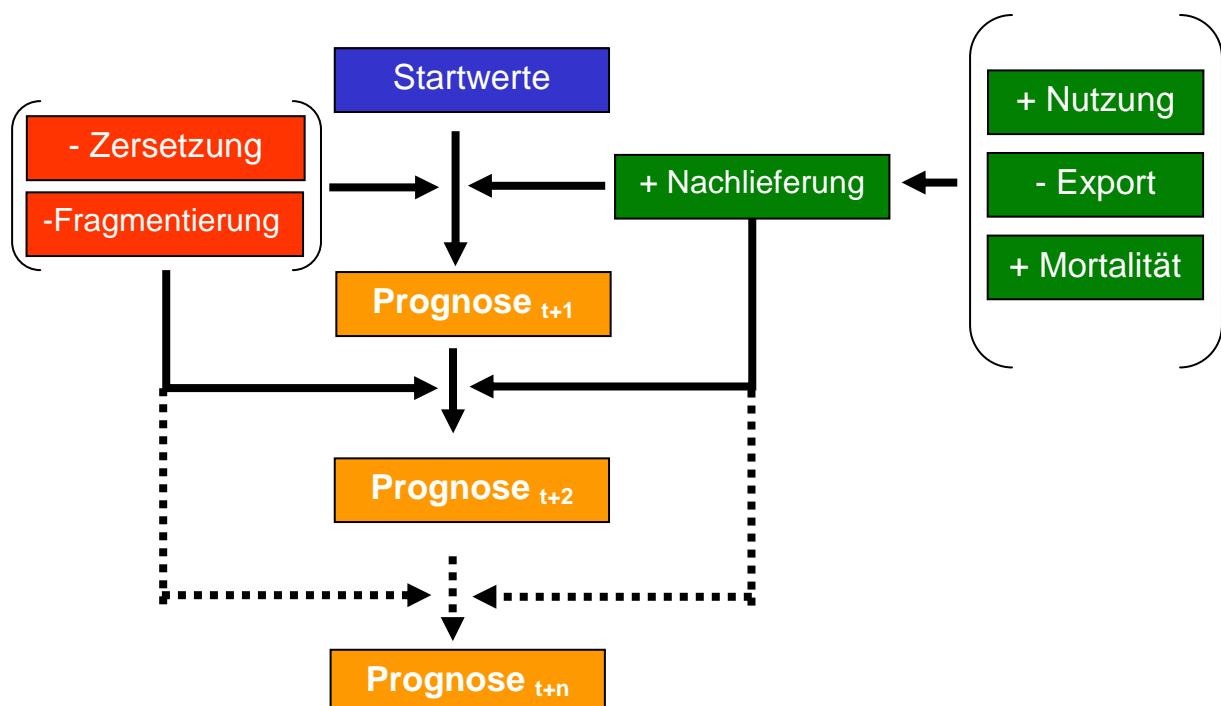


Abb. 33: Grundprinzip der Prognose der Totholzentwicklung mit DSS-WaldPlaner. Die Prozesse Zersetzung und Fragmentierung werden unter Abbau zusammengefasst

Über die Einstellung verschiedener Waldbehandlungsszenarien und Intensitäten der Holzaufarbeitung können im DSS-WaldPlaner unterschiedliche Nutzungsszenarien in ihren Auswirkungen auf das zukünftige Totholzangebot dargestellt werden.

Beispielhaft werden in Kap. 8 die Möglichkeiten zur Totholzanreicherung im Solling auf der Grundlage der Daten der BI aus dem Jahr 2000 in zwei kontrastierenden Varianten dargestellt. Diese gehen von einem naturnahen Waldbau-Szenario aus (Duda 2006, Rüter et al. 2007) und unterscheiden sich nach dem Grad der Holzaufarbeitung (Tab. 29).

In der Variante mit stärkerer Nutzung wird noch Industrieholz bis zu einem Zopfdurchmesser von 15 cm ausgehalten, während dieses Sortiment in der Variante mit geringerer Nutzungsintensität im Bestand verbleibt. Zudem wird bei höherem Aufarbeitungsgrad weniger Nadel-X-Holz im Bestand belassen.

Tab. 29: Definition der Holzsortimente und Aufarbeitungsgrade in den DSS-WaldPlaner-Szenarien

Sortiment	Mindest-zopfdurchmesser [cm]	Länge [m]	Nutzung nach Aufarbeitungsgrad	
			Gering	Hoch
Stubben	7	0,3 ^{*1}	Nein	Nein
Laubholz lang	7	2 ^{*2}	Ja	Ja
Laubholz Industrieholz	15	3 ^{*1}	Nein	Ja
Laubholzkronen Rest	nicht definiert	nicht definiert	Nein	Nein
Nadelholz X-Holz	20	1,0 ^{*1}	Nein	Ja
Nadelholz lang	15	2 ^{*3}	Ja	Ja
Nadelholz Rest	nicht definiert	nicht definiert	Nein	Nein

*¹ fixe Höhe/Länge

*² bis Kronenansatz

*³ Mindestlänge

8.2 Totholzdynamik in Naturwäldern

Zur Abschätzung der Totholzentwicklung in ungenutzten Wäldern wurde eine Simulationsroutine unter SAS 9.1 programmiert, mit der die zu erwartende Totholzmenge in Abhängigkeit von der Dauer der Naturwaldentwicklung berechnet wird. In verschiedenen Varianten kann von konstanten oder steigenden Nachlieferungsraten in unterschiedlicher Höhe ausgegangen werden. Zur Quantifizierung des Abbaus liegenden bzw. des Ausfalls stehenden Totholzes werden die im Rahmen des Vorhabens abgeleiteten baumartenspezifischen Modelle verwendet.

8.3 Beispiele für die Prognose der Totholzentwicklung

8.3.1 Wirtschaftswälder im Solling

Auf der Grundlage der rund 6.000 Stichprobenpunkte der BI (Stichjahr: 2000) wurde mit dem DSS-WaldPlaner die Waldnutzung im Solling bis zum Jahr 2030 unter Annahme eines naturnahen Waldbau-Szenarios (Duda 2006, Rüther et al. 2007) simuliert (Abb. 34).

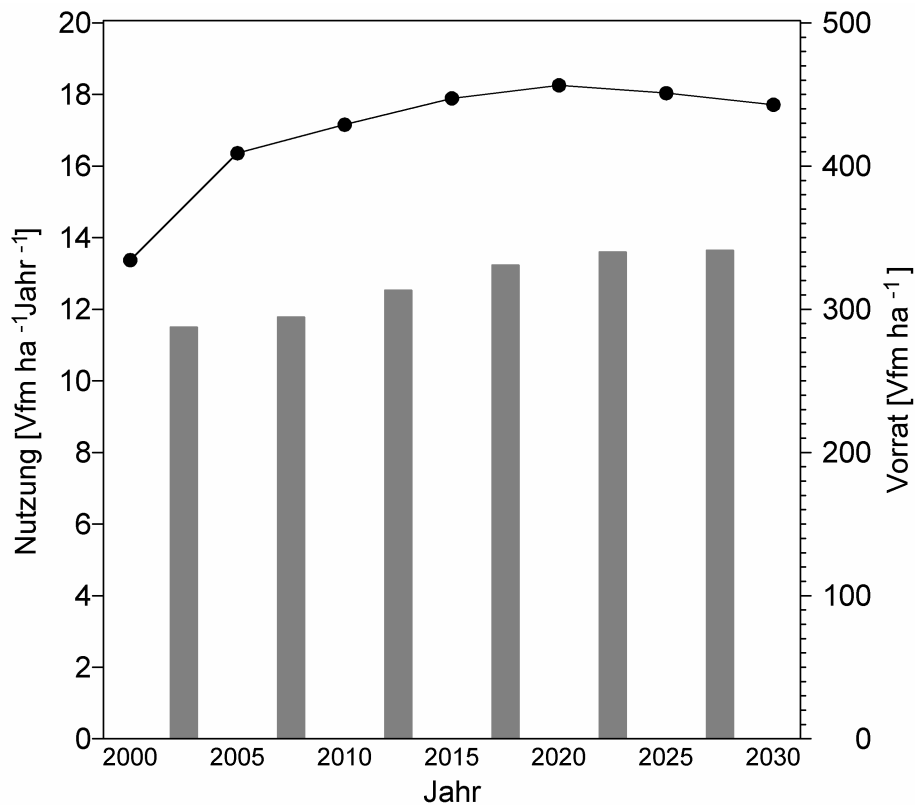


Abb. 34: Entwicklung von durchschnittlichem Derbholzvorrat (Linie) und durchschnittlichem Holzeinschlag je Jahr (Balken) in 5-Jahres-Perioden in den Niedersächsischen Landesforsten im Solling nach dem naturnahen Waldbau-Szenario. Simulation mit DSS-WaldPlaner

Trotz des dauerhaft vergleichsweise hohen Einschlags von ca. 12 Vfm je Hektar und Jahr [Angabe in Derbholz mit Rinde einschließlich Stubben] steigt der Vorrat bis zum Jahr 2020 an und bewegt sich danach mehr oder weniger konstant auf einem hohen Niveau von ca. 450 Vfm je Hektar.

Im Wirtschaftswald kann der Holzeinschlag eine bedeutende potenzielle Totholzquelle darstellen. Nach den Angaben der BWI² (BMVEL 2004) werden von einem Vorratsfestmeter eingeschlagenen Holzes ≥ 10 cm BHD nur ca. 80 % der Nutzung zugeführt und damit aus dem Wald exportiert. Bei einem Einschlag von 12 Vfm je Hektar und Jahr beträgt demnach die jährliche Totholznachlieferung $2,4 \text{ m}^3$ je Hektar. Dieser Wert liegt über den Nachlieferungsraten, die in niedersächsischen Naturwäldern gemessen wurden (Kap. 7.1.2).

Bei großzügigerer Aushaltung und fehlender Brennholznutzung kann die Nachlieferung noch weiter vergrößert werden. Umgekehrt fällt sie entsprechend geringer aus, wenn auch gering dimensionierte Sortimente verwertet werden und eine intensive Brennholznutzung betrieben wird. Die Zahlen verdeutlichen den großen Spielraum zur Totholzanreicherung im Wirtschaftswald.

Im DSS-WaldPlaner wird bisher keine Totholznachlieferung durch natürliche Störungen wie Stürme oder Insektenkalamitäten berücksichtigt. Allerdings kann davon ausgegangen werden, dass der reguläre Nutzungssatz bei einem höheren außerplanmäßigen Holzanfall reduziert wird. Insgesamt führen natürliche Störungen jedoch auch im Wirtschaftswald zur Erhöhung der Totholznachlieferung (Polley et al. 2009). Die WaldPlaner-Simulation unterschätzt damit in einem gewissen Umfang die Totholznachlieferung.

Zudem hat die fehlende Berücksichtigung von Störungen im DSS-WaldPlaner Auswirkungen auf die Zusammensetzung des Totholzangebotes. Da stehendes Totholz nur durch konkurrenzbedingtes Absterben entsteht, kommen durchmesserstarke stehende Objekte nur in geringen Mengen vor.

Die beiden gewählten Varianten für die Holzaufarbeitung (s. Kap. 7.1) zeigen die große Spanne an Möglichkeiten zur Totholzanreicherung in einem naturnah bewirtschafteten Wald (Abb. 35).

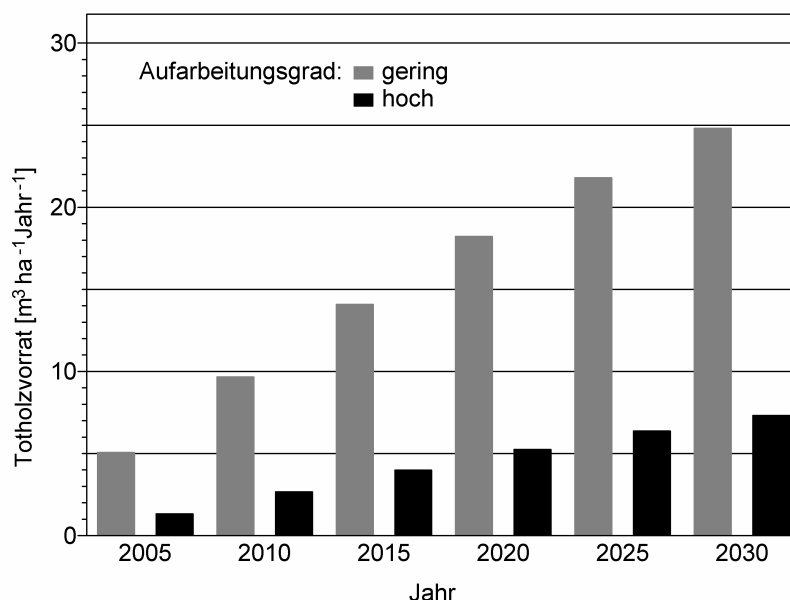


Abb. 35: DSS-WaldPlaner-Simulation: Entwicklung der Totholzmenge ≥ 20 cm Durchmesser im Solling nach einem naturnahen Waldbau-Szenario bei geringer und hoher Intensität der Holzaufarbeitung

Bei geringer Intensität der Holzaufarbeitung und hohen Einschlägen kann in 30 Jahren ein Totholzaufbau um insgesamt 25 m^3 je Hektar erreicht werden. Eine intensivere Holzaufarbeitung führt bei gleichem Holzeinschlag immerhin noch zu einer Menge von rund 7 m^3 je Hektar.

8.3.2 Buchen-Naturwälder

Aus den ermittelten Nachlieferungsraten in Verbindung mit den Abbau- und Standzeitmodellen können Vergleichsrechnungen für die Entwicklung des Totholzvorrats in Naturwäldern nach deren Nutzungsaufgabe angestellt werden.

Zwar wurde das Alter des Bestandes nicht als signifikanter Faktor für die Totholzanreicherung identifiziert (Kap. 7.1.2), jedoch befand sich der weitaus überwiegende Teil der Naturwaldbestände zum Zeitpunkt der Ausweisung in einem Alter jenseits von 100 Jahren. Daher ist als Orientierungsrahmen davon auszugehen, dass die Nachlieferungsraten und damit die nachfolgenden Modellrechnungen für Naturwälder ab dieser Altersgrenze gelten.

Es wurden die folgenden Varianten gerechnet:

1. Mit der Dauer des Nutzungsverzichts ansteigende Nachlieferungsraten nach Tab. 24 für einen reinen Buchenwald.
2. Konstante mittlere Nachlieferungsraten von stehendem und liegendem Totholz nach Tab. 23 für Kernflächen in der 2. Aufnahmeperiode. Modellierung des Abbau- und Ausfallprozesses mit den Funktionen für die Buche.

Zwischen den beiden Varianten ergeben sich große Unterschiede (Abb. 36). In der Simulationsrechnung mit einer konstant steigenden Nachlieferungsrate wird nach 100 Jahren ein Totholzvorrat von mehr als 200 m^3 je Hektar erreicht. Eine Sättigung ist nicht festzustellen, weil der Steigungsterm der Nachlieferungsfunktion mit 0,05 in etwa doppelt so hoch ist wie derjenige der Zersetzungsfunktion und sich daher der Abstand zwischen nachgelieferter und zersetzter Holzmenge beständig vergrößert.

Dabei bewegt sich die jährliche Nachlieferung gemäß dem gemischten linearen Modell (Tab. 24) für das liegende Totholz zwischen $0,05 \text{ m}^3$ je Hektar im Jahr 13 und $5,1 \text{ m}^3$ je Hektar im Jahr 100 der Simulation. Beim stehenden Totholz erfolgt bereits im ersten Jahr eine Nachlieferung von $0,14 \text{ m}^3$ je Hektar, die dann ebenfalls bis auf $5,1 \text{ m}^3$ je Hektar im Jahr 100 ansteigt. Inwieweit eine solche Steigerung der Nachlieferungsraten in einem Zeitraum von 100 Jahren realistisch ist, lässt sich zurzeit nicht eindeutig beurteilen. In der Realität wird die Totholznachlieferung in Zusammenhang mit natürlichen Störungen stehen und wesentlich

diskontinuierlicher anfallen. Zudem ist der lebende Bestand als Totholzquelle in einem bestimmten Zeitraum aufgezehrt (= Turnover).

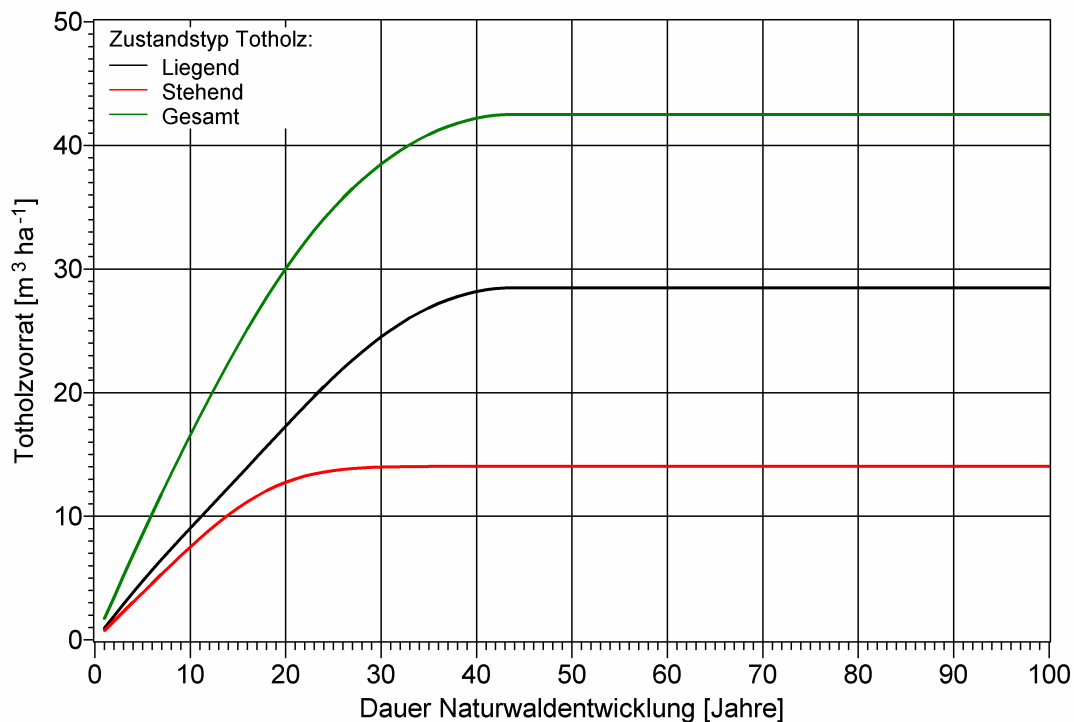
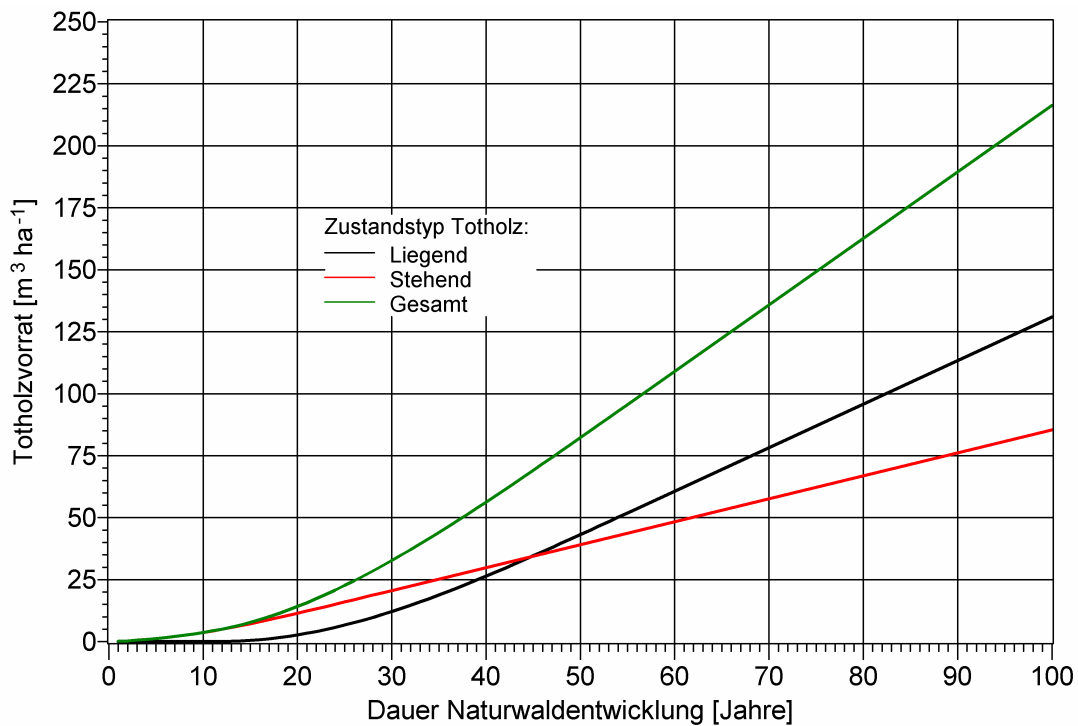


Abb. 36: Szenarien der Entwicklung der Totholzmenge nach Nutzungsaufgabe in einem Buchen-Naturwald in Abhängigkeit von den Nachlieferungsraten (oben: steigende Nachlieferung nach Tab. 24, unten: konstante Nachlieferung nach Tab. 23, Kernflächen, 2. Aufnahmeperiode)

Kumulativ sind in dem betrachteten Zeitraum von 100 Jahren 85 m^3 stehendes und 404 m^3 liegendes Totholz angefallen. Im Verhältnis zu den Vorratswerten in den untersuchten

Naturwäldern (Tab. 15 und 16) ist damit noch kein vollständiger Turnover des lebenden Bestandes erfolgt. Darüber hinaus ist der laufende Zuwachs am jeweils verbleibenden Bestand hinzuzurechnen. Aus diesem Blickwinkel erscheint die simulierte Entwicklung durchaus realistisch. Auch Vergleichswerte aus Naturwaldreservaten, die vor 100 Jahren und mehr aus der Nutzung genommen wurden, bewegen sich in der Höhe von 200 m³ Totholz je Hektar (Tabaku und Meyer 1999, Winter 2005, 2006, Meyer et al. 2006).

In echten Buchen-Urwäldern stellen sich allerdings geringere Gleichgewichtsvorräte von Totholz ein (Korpel 1997, Tabaku 1999, Saniga & Schütz 2001, Meyer et al. 2003, Rademacher & Winter 2003), da diese keinem synchronisierten Zerfall auf größerer Fläche unterliegen, wie die als Altersklassenwälder aus der Nutzung genommenen Naturwaldreservate (Meyer & Schmidt 2008).

In der Simulationsrechnung mit einer konstanten Totholznachlieferung von 1,72 m³ je Hektar und Jahr (0,76 stehend, 0,96 liegend) wird bereits nach 43 Jahren eine Sättigung erreicht, da sich ab diesem Zeitpunkt Nachlieferung und Abbau die Waage halten. Diese Modellrechnung zeigt, dass in den ersten Jahrzehnten der Naturwaldentwicklung i. d. R. ein signifikanter Totholzaufbau erfolgt, da die Zersetzung von Totholz gegenüber dem Input verzögert ist. Das erreichte Niveau wird dauerhaft gehalten, wenn die Nachlieferung konstant bleibt. Wie der signifikante Effekt der Dauer des nutzungsfreien Zeitraumes zeigt, dürfte der Input aber ansteigen, weil der Bestand altert und damit störungsanfälliger wird.

9 Eckpunkte einer wirksamen Schutzstrategie

Die WaldPlaner-Simulation verdeutlicht das erhebliche Anreicherungspotenzial von Totholz im Zuge der Waldbewirtschaftung. Wenn allein das Ziel verfolgt wird, die Menge an Totholz zu erhöhen, so ist damit also nicht zwangsläufig ein Nutzungsverzicht verbunden. Im Gegenteil: Waldnutzung kann eine bedeutende Totholzquelle darstellen.

Allerdings unterscheidet sich das Totholzangebot aus Ernteresten erheblich von einem natürlichen Totholzangebot. Durchmesserstarkes stehendes Totholz und geworfene Bäume fehlen. Stubben mit ihren glatten Schnittflächen sind nicht mit natürlichen Bruchstümpfen vergleichbar. Die Zusammensetzung nach Holzarten ist nicht mit einem natürlichen Wald vergleichbar.

Nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens muss zudem davon ausgegangen werden, dass ein Totholzangebot, das unter den bisher bekannten Schwellenwerten liegt (Tab. 1), die Gefährdungssituation der betreffenden Arten nicht wirksam vermindern kann. Neben den wirtschaftlichen Einbußen durch Nutzungsverzicht könnten diese größeren Totholz mengen jedoch zu Problemen bei der Arbeitssicherheit und Verkehrssicherung führen.

Die bisher vorliegenden Erfahrungen machen allerdings deutlich, dass Waldbewirtschaftung und Totholz anreicherung in weitem Umfang miteinander vereinbar sind. So zeigte sich beispielsweise im bayerischen Forstamt Rothenbuch, dass der Anstieg der Totholzmenge auf durchschnittlich 27 m³ je Hektar zu keinen wesentlichen Konflikten, weder mit Sicherheitsaspekten noch mit betriebswirtschaftlichen Zielen, geführt hat (Bußler et al. 2008). Auch nach den Ergebnissen der BZE² und der Inventurstudie 2008 (Polley et al. 2009) war eine Totholzmenge von deutlich mehr als 20 m³ je Hektar bisher offenbar gut mit der regulären Waldbewirtschaftung vereinbar. Bütler et al. (2006) beschreiben zahlreiche Lösungsmöglichkeiten für Zielkonflikte zwischen Totholz anreicherung und Waldbewirtschaftung.

Immerhin dürfte sich durch eine rein integrative Totholz anreicherung jedoch der betriebliche Aufwand nicht unerheblich erhöhen. Das Vorhalten bestimmter Totholz mengen auf einem hohen Niveau in einem bewirtschafteten Wald erfordert eine komplexe Planung darüber, an welcher Stelle wie viel Holz genutzt oder belassen werden soll. Entsprechend aufwändiger wird die forstbetriebliche Umsetzung.

Reife Wälder sind neben dem Vorhandensein hoher Totholz mengen durch zahlreiche weitere Merkmale, wie beispielsweise alte durchmesserstarke Einzelbäume, gekennzeichnet (Meyer et al. 2003, Bauhus et al. 2009). Die Beschränkung auf das alleinige Ziel der Totholz anreicherung durch Waldnutzung kann also keinen vollständigen Schutz der

Lebensgemeinschaften der späteren Waldentwicklungsphasen gewährleisten, da bestimmte Strukturelemente wie stehendes Totholz oder Uraltbäume fehlen.

Daher dürfte die einfachste und vermutlich auch wirksamste Schutzstrategie für die Lebensgemeinschaften später Waldentwicklungsphasen darin bestehen, Waldbestände aus der forstlichen Nutzung zu nehmen. Im Zuge ungestört ablaufender Alterungs- und Zerfallsprozesse werden die typischen Strukturen und Habitate älterer Waldentwicklungsphasen in ihrer natürlichen Ausprägung erzeugt und so die Lebensgrundlagen für die entsprechenden Arten geschaffen bzw. verbessert. Nutzungsverzicht trägt also wesentlich zum Erhalt der typischen Biodiversität unserer Wälder bei. Wie die Prognose der Totholzentwicklung in Naturwäldern zeigt, ist damit gleichzeitig auch eine signifikante Totholzanreicherung in überschaubaren Zeiträumen verbunden.

Dabei lässt sich ein flächenhafter Nutzungsverzicht auch mit anderen Maßnahmen wie dem Schutz von Uraltbäumen oder der Totholzanreicherung in weiterhin bewirtschafteten Beständen verbinden. Bei einem zwangsläufig begrenzten Gesamtumfang des Nutzungsverzichts ist allerdings abzuwägen, welcher Spielraum für die jeweiligen Maßnahmen verbleibt.

Insgesamt verspricht die Kombination von Mindeststandards auf der Gesamtfläche mit nutzungsfreien Vorrangflächen den größten Erfolg. Hierbei wirken sich sowohl der Flächeneffekt für die weniger anspruchsvollen Arten wie die Anreicherung von Alt- und Totholzstrukturen in nutzungsfreien Arealen für die hoch spezialisierten Arten positiv auf die Biodiversität aus.

Aufgrund der genannten Vorteile sehen die Alt- und Totholzkonzepte forstlicher Landesbetriebe meist einen flächenhaften Nutzungsverzicht in Kombination mit Mindeststandards vor, wie beispielsweise in Niedersachsen (Naturwälder, Habitatbäume, Habitatbaumflächen), Hessen (Altholzinseln, Kernflächen, Habitatbäume), Baden-Württemberg (Waldrefugien) oder Bayern. Nutzungsfreie Habitatbaumflächen werden in Niedersachsen vor allem abseits von Wegen ausgewiesen und räumlich konzentriert, um Konflikte mit der Verkehrs- und Arbeitssicherheit zu minimieren.

Weitere Überlegungen auf der Grundlage der Ausbreitungs- und Populationsökologie der betreffenden Arten führen zur weiteren Konkretisierung von Eckpunkten eines wirksamen Schutzkonzeptes für die Lebensgemeinschaften der späten Waldentwicklungsphasen.

Hier verdient insbesondere die Tatsache Beachtung, dass Arten sich erheblich in ihrer Fähigkeit unterscheiden, Habitate neu zu besiedeln. Für sehr mobile Arten können Renaturierungsmaßnahmen mehr oder weniger unabhängig von der Entfernung zu noch

vorhandenen Populationen wirksam sein. Je weniger mobil Arten sind, desto wichtiger wird die Nähe zu Flächen, von denen eine Wiederbesiedlung ausgehen kann (Huxel & Hastings 1999). Inselökologisch betrachtet müssen die neu entstandenen „Inseln“ nahe am „Festland“ liegen, um erreichbar zu sein.

In natürlichen mitteleuropäischen Laubwäldern waren Totholz und alte Bäume allgegenwärtige Habitate, die dann allerdings im Zuge der historischen Waldrodung und –nutzung in Menge und Häufigkeit stark reduziert und räumlich fragmentiert wurden. Sie können als sekundär selten gewordene Habitate angesehen werden. Möglicherweise ist die Tatsache, dass viele xylobionte Arten wenig ausbreitungsfähig sind (Speight 1989), darauf zurückzuführen, dass Mobilität angesichts eines allgegenwärtigen Habitatangebots für die evolutionäre Entwicklung keine entscheidende Bedeutung hatte.

Die eigenen Simulationsrechnungen (Abb. 36) zeigen, dass aus der Nutzung entlassene ältere Laubwälder in wenigen Jahrzehnten signifikante Totholz mengen akkumulieren können (vgl. auch Meyer & Schmidt 2008). Die gefährdeten xylobionten Arten dürften kurz- und mittelfristig nur dann auf dieses Habitatangebot reagieren können, wenn es sich in unmittelbarer Nähe zu Spenderpopulationen befindet (Schuck et al. 2004, Hedin et al. 2008).

Aus diesen Gründen verspricht eine Konzentration des Nutzungsverzichts (bzw. der Altbaum- und Totholzanreicherung) auf die bereits vorhandenen alten und naturnah zusammengesetzten Waldbestände, für die Hinweise auf gut erhaltene Lebensgemeinschaft vorliegen, die größte Wirksamkeit. Bei Habitatbaumkonzepten sollten diejenigen Einzelbäume ausgewählt werden, die bereits Merkmale der Seneszenz wie Höhlen, Pilzbesatz oder Ähnliches zeigen. I. d. R. dürfte es sich dabei um überalterte Wälder - vielfach auf wenig produktiven Standorten – und Stämme mit geringer Holzqualität handeln, sodass das Konfliktpotenzial mit ökonomischen Zielen gering ist.

Kleine Flächen sollten bis zu einer bestimmten Mindestgröße erweitert werden, um die Präsenz von Altbäumen, Totholz und anderen Elementen der Alters- und Zerfallphase dauerhaft zu gewährleisten.

Die gefährdeten Artengruppen sind neben ihrer geringen Mobilität auch durch einen vergleichsweise geringen Raumanpruch gekennzeichnet, sodass ein dauerhafter Bestand von geschätzten 10 Hektar Alters- und Zerfallsphase in einem bestimmten Gebiet ausreichend sein dürfte, um ihre Populationen zu sichern. Da der Flächenanteil der Alters- und Zerfallsphase in natürlichen Buchenwäldern bei rund 50 % liegt (Meyer & Schmidt 2008), dürfte eine doppelt so große zusammenhängende Fläche ausreichen, um diesen Wert dauerhaft zu gewährleisten.

Vorliegende Studien zum Minimum-Strukturareal (MSA) von Buchen- und Buchenmischwäldern bestätigen diesen Ansatz. Nach Koop (1982) liegt das MSA in den von ihm untersuchten Waldgesellschaften (Stellario-Carpinetum, Fago-Quercetum und Milio-Fagetum) zwischen 10 und 40 ha. Korpel (1992) stellt eine Entwicklungsselbstständigkeit in Buchen-Urwäldern der Slowakei auf einer Fläche von 25-30 ha fest und leitet eine Mindestgröße von 30 ha für Buchen-Naturwälder ab. Dagegen sind die MSA-Größen im Gebirgswald offensichtlich deutlich höher (Magin 1959, Korpel 1982). Holeska (1993) gibt eine MSA-Fläche von rund 41 ha für Buchenwälder der Karpaten an.

Myers et al. (2000) bezeichnen die globalen Vorranggebiete für den Schutz der Biodiversität als „Hotspots“. Dieser mittlerweile eingeführte Begriff kann analog auch auf regionaler Ebene zur Bezeichnung der Zentren typischer natürlicher Biodiversität im Wald verwendet werden. Insbesondere die noch verbliebenen Restbestände reifer älterer Wälder stellen in diesem Sinne Hotspots dar.

Die Verteilung der „Hotspots“ auf Wuchsgebiete, Wuchsbezirke und Forstbetriebe ist vermutlich recht ungleichmäßig. Wenn sie in möglichst großem Umfang als Ausgangsbasis für den Waldnaturschutz genutzt werden sollen, kommt es daher auch zu unterschiedlichen Flächenanteilen. Im Rahmen von festzulegenden Mindest- und Maximalwerten sollte dies akzeptiert werden, da erst hierdurch eine konsequente Umsetzung des Konzepts ermöglicht wird.

Zwei wesentliche Fragen zur Schutzstrategie schließen sich an:

1. Sollten möglichst große und damit bei einem zwangsläufig begrenzten Gesamtumfang wenige „Hotspots“ geschützt oder möglichst viele, dafür aber kleinere Gebiete einbezogen werden? Nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand dürfte durch den Schutz vieler kleinerer „Hotspots“ ein größerer Teil der Biodiversität erhalten werden als durch die Konzentration auf wenige große Gebiete (Quinn & Harrison 1988, Begon et al. 2006), vorausgesetzt die Mindestgrößen für überlebensfähige Populationen werden nicht unterschritten.
2. Wie viel Wert sollte auf den Verbund zwischen den „Hotspots“ gelegt werden? Ist also im Zweifel eher eine Ausdehnung auf benachbarte Flächen anzustreben oder sollte die Verbindung zwischen Habitaten und Biotopen verbessert werden?
Nach mehreren Jahrzehnten intensiver Forschung ist es bisher nicht gelungen, die Wirksamkeit eines Lebensraumverbundes zweifelsfrei zu bestätigen (Deutscher Rat für Landespflege 2003). Auch Heinken (2008) betont, dass die Wirksamkeit von Verbundmaßnahmen nicht generell vorausgesetzt werden kann, sondern je nach

Biotoptyp und betrachteten Arten sehr unterschiedlich ausfällt. Hingegen gibt es zahlreiche Belege für die positiven Auswirkungen einer Vergrößerung vorhandener Habitate (Bailey 2007). Offenbar ist bei ausbreitungsstarken Arten der Austausch zwischen Populationen trotz bestehender Barrieren nicht entscheidend limitiert. Bei ausbreitungsschwachen Arten ist möglicherweise die Bedeutung des Austausches zwischen Populationen zu gering, um Trittsteine, Korridore und andere Verbindungselemente ausreichend wirksam werden zu lassen.

Außerdem geht mit der Schaffung von Verbindungen zwischen vormals voneinander getrennten Lebensgemeinschaften die Gefahr einher, dass sich vor allem die konkurrenz- und ausbreitungsstarken Arten auf Kosten der konkurrenzschwächeren und weniger migrativen Arten ausdehnen (Koenies et al. 2005). Ein Biotopverbund gerät daher in die Gefahr, für die ausbreitungs- und konkurrenzschwachen Arten unwirksam oder sogar schädlich zu sein. Für die Lebensgemeinschaften der Alters- und Zerfallsphase könnte ein Biotopverbund wegen der geringen Mobilität der betreffenden Arten unwirksam sein.

Mit dem Hotspots-Konzept eröffnet sich die Chance, ausgehend von den gegebenen naturschutzfachlichen Wertigkeiten der Waldbestände, die Schutzsituation der Lebensgemeinschaften später Waldentwicklungsphasen zeitnah und effektiv zu verbessern. Der Nutzungsverzicht lässt sich so mit einem bestimmten Ziel begründen und der erforderliche Flächenumfang im Abgleich mit ökonomischen Zielen flächenkonkret herleiten. Das Hotspots-Konzept könnte daher einen wesentlichen Beitrag zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt der deutschen Bundesregierung (BMU 2007) erbringen, indem es die seit mehreren Jahrzehnten andauernde Diskussion um Flächenstilllegungen im Wald versachlicht, den Umfang an nutzungsfreien Wäldern bzw. Vorranggebieten für die Totholzanreicherung auf einer fundierten Grundlage herleitet und die Vereinbarkeit mit forstwirtschaftlichen Zielen maximiert. Die Konzentration auf viele, vergleichsweise kleinere Waldbestände und die Berücksichtigung aller standortheimischen Waldtypen steht allerdings im Gegensatz zu den Forderungen des Bundesamtes für Naturschutz (BFN 2008) danach, die Anstrengungen auf Buchenwälder zu konzentrieren und diese großflächig aus der Nutzung zu nehmen.

10 Eigene Publikationen mit Bezug zum Vorhaben

Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E., Ódor, P., Standovár, T., Rozenberger, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S. & Vrska, T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 210: 267-282.

Meyer, P. (2005): Network of Strict Forest Reserves as reference system for close to nature forestry in Lower Saxony, Germany. *Forest Snow and Landscape Research*, 79 (1/2): 33-44.

Fischer, R., Seidling, W., Granke, O., Meyer, P., Stofer, S., Travaglini, D. (2007): ForestBIOTA – Testphase zur Erfassung der biologischen Vielfalt. *AFZ/Der Wald*, 20: 1070.

Meyer, P., Schmidt, M. (2008): Aspekte der Biodiversität von Buchenwäldern – Konsequenzen für eine naturnahe Bewirtschaftung. – *Beitr. Nordwestdt. Forstl. Versuchsanst.*, 3: 159-192.

Fischer, R., Granke, O., Chirici, G., Meyer, P., Seidling, W., Stofer, S., Travaglini, D., Corona, P., Marchetti, M., Travaglini, D. (2009): Background, main results and conclusions from a test phase for biodiversity assessments on intensive forest monitoring plots in Europe. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 2: 67-74.

Vandekerckhove, K., Keersmaeker, L. D., Menke, N., Meyer, P., Verschelde, P. (2009): When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 258, 425-435.

Meyer, P., Schmidt, M., Spellmann, H. (2009): Die „Hotspots-Strategie“ – Wald-Naturschutzkonzept auf landschaftsökologischer Grundlage. *AFZ/DerWald*, 15, 822-824.

11 Betreute Bachelor-, Diplom- und Masterarbeiten

Dörschner, T. (2008): Totholzdynamik in Naturwäldern Nordwestdeutschlands. Unveröffentlichte Bachelorarbeit, Forstliche Fakultät der Universität Göttingen.

Gützkow, M. (2009): Erfassung von Totholz und Beschreibung seiner Dynamik in einem seit 20 Jahren unbewirtschafteten Buchenbestand im Naturwaldreservat "Niestehänge". Diplomarbeit, FH Hildesheim/Holzminde, Fakultät Ressourcenmanagement Göttingen, 67 S.

Kawaletz, H. (2009): Totholzzersetzung der Buche (*Fagus sylvatica* L.) – Versuch einer praxistauglichen Quantifizierung des Volumenverlustes bei fortschreitender Zersetzung. Masterarbeit an Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen.

12 Literatur

- Alban, D. H. & Pastor, J. (1993): Decomposition of aspen, spruce and pine boles on two sites in Minnesota. *Can. J. For. Res.* 23 (9): 1744-1749.
- Albert, M. & Hansen, J. 2007: Ein Entscheidungsunterstützungssystem für die multifunktionale Forstplanung auf Landschaftsebene. *Forst u. Forst und Holz*, 62. Jg., Heft 12, 14-18.
- Albrecht, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. Schriftenreihe Naturwaldreservate in Bayern 1.
- Alexander, K. N. A. (2003): The British saproxylic invertebrate fauna. Proc. of the second pan-European conference on saproxylic beetles.
- Ammer, U. & Utschick, H. (2004): Folgerungen aus waldökologischen Untersuchungen auf hochproduktiven, nadelholzreichen Standorten für eine an Naturschutzzielen orientierte Waldwirtschaft. *Forst u. Holz* 59:119-128.
- Andersson, L. I. & Hytteborn, H. (1991): Bryophytes and Decaying Wood: A Comparison between Managed and Natural Forest. *Holarctic Ecology* 14: 121-130.
- Arthur, M. A.; Tritton, L. M. & Fahey, T. J. (1993): Dead boles and nutrients remaining 23 years after clear-felling of a northern hardwood forest. *Can. J. For. Res.* 23: 1298-1305.
- Bader, P.; Jansson, S. & Jonsson, B. G. (1995): Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biol. Cons.* 72 (3): 355–362.
- Bailey, S. (2007): Increasing connectivity in fragmented landscapes: An investigation of evidence for biodiversity gain in woodlands. *Forest Ecology and Management*, 238, 7-23.
- Bakke, A. (1999): High diversity of saproxylic beetles in a hemiboreal mixed forest in the south of Norway. *Scand. J. For. Res.* 14 (3): 199–208.
- Barber, B. L. & Lear, D. H. van (1984): Weight loss and nutrient dynamics in decomposing woody Loblolly Pine logging slash. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 906-910.
- Bauhus, J.; Püttman, K. & Messier, Ch. (2009): Silviculture for old growth attributes. *For. Ecol. Managem.*, 258, 525-537
- Bayerische Staatsforsten (Hrsg., 2009): Naturschutzkonzept der Bayerischen Staatsforsten. manz Druck, Regensburg, 13 S.
- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. (2006): *Ecology – From Individuals to Ecosystems. , Populations and Communities.* Blackwell Publishing, Malden, Oxford, Victoria.
- Beets, P. N.; Hood, I. A.; Kimberley, M. O.; Oliver, G. R.; Pearce, S. H. & Gardner, J. F. (2008): Coarse woody debris decay rates for seven indigenous tree species in the central north island of New Zealand. *For. Ecol. Managem.*, 256: 548-557.
- Beneke, C. (2002): Totholzfall in einem Buchenaltbestand im Nationalpark Hainich/Thüringen. *Dipl.arb. Albert-Ludwig-Univ. Freiburg*, 105 S.
- Berg, Å.; Gärdenfors, U.; Hallingbäck, T. & Norén, M. (2002): Habitat preferences of red-listed fungi and bryophytes in woodland key habitats in southern Sweden – analyses of data from a national survey. *Biodiv. Conserv.* 11: 1479–1503.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz, 2008): *Naturerbe Buchenwälder - Situationsanalyse und Handlungserfordernisse.* BfN-Skripten, 240, 49 S.
- Binot, M.; Bless, R.; Boye, P.; Gruttke, H.; Pretschner, P. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe Landschaftspfl. Natursch. 55, S. 168–230.
- Bitter, W.-G.; Dümmer, R. & Schade, V. (2008): *ZMP-Marktbilanz Forst und Holz 2008 Deutschland.* ZMP GmbH, Rheinbreitbach, 145 S.
- Blaschke, M. & Hahn, C. (2006): Totes Holz – Substrat, auf dem die Pilze wuchern. In: *Totes Holz voller Leben.* LWF-aktuell 53: 22f.
- BMU (Hrsg. 2007): *Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt.* Bonifatius GmbH, 178 S., Paderborn.
- BMELV (2008): Website : Alle Ergebnisse und Berichte.
<http://www.bundeswaldinventur.de/enid/eb313cf23578822327075a09d9f2e38a,51519f6d6f6465092d09/2.html>
- BMVEL (Hrsg. 2004): *Die zweite Bundeswaldinventur - BWI 2. Das Wichtigste in Kürze.* Hans Jentzsch & Co. GmbH, 87 S.

- Bobiec, A. (2002): Living stands and dead wood in the Bialowieza forest: suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management* 165: 129-135.
- Boddy, L. (2001): Fungal community ecology and wood decomposition processes in angiosperms: from standing tree to complete decay of coarse woody debris. *Ecol. Bull.* 49: 43-56.
- Boddy, L. B. & Swift, M. J. (1984): Wood decomposition in an abandoned beech and oak coppiced woodland in SE England. III. Decomposition and turn over of twigs and branches. *Holarctic Ecology* 7: 229-238.
- Boncina, A. (2000): Comparison of structure and biodiversity in the Rajhenav virgin forest remnant and managed forest in the Dinaric region of Slovenia. *Global Ecology and Biogeography* 9: 201-211.
- Bond-Lamberty, B.; Wang, C. & Gower, S. T. (2003): Annual carbon flux from woody debris for a boreal black spruce fire chronosequence. *J. Geophys. Res. (Atmospheres)* 108 (D3): 8220.
- Boulanger, Y. & Sirois, L. (2006): Postfire dynamics of coarse woody debris in northern boreal forest of Quebec. *Can. J. For. Res.* 36: 1770-1780.
- Brais, S.; Paré, D. & Lierman, C. (2006): Tree bole mineralization of four species of the Canadian eastern boreal forest: implications for nutrient dynamics following stand-replacing disturbances. *Can. J. For. Res.* 36: 2331-2340.
- Brang, P. (1989): Untersuchungen zur Zerfallsdynamik in unberührten Bergföhrenwäldern im schweizerischen Nationalpark. *Schweiz. Z. Forstw.* 140 (2): 155-163.
- Bretz Guby N.A. & Dobbertin M., 1996. Quantitative estimates of coarse woody debris and standing dead trees in selected Swiss forests. *Global Ecology and Biogeography Letters* 5 (6): 327-341.
- Brown, S.; Mo, J.; McPherson, J. K. & Bell, D. T. (1996): Decomposition of woody debris in Western Australian forests. *Can. J. For. Res.* 26: 954-966.
- Bütler, R. (2005): Alt- und Totholz. Ein Zeichen moderner, nachhaltiger Waldwirtschaft. *Wald und Holz*, 4, 45-48.
- Bütler, R.; Angelstam, P.; Ekelund, P. & Schlaepfer, R. (2004): Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biol. Cons.* 119: 305-318.
- Bütler, R.; Lachat, T. & Schlaepfer, R. (2006): Förderung von saproxylichen Arten: Maßnahmen, Zielkonflikt und offene Fragen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 157 (6), 217-226.
- Bütler, R. & Schlaepfer, R. (2004): Wieviel Totholz braucht der Wald? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 155 (2), 31-37.
- Bull, E. L.; Parks, C. G. & Torgerson, T. R. (1997): Trees and logs important to wildlife in the interior Columbia River basin. *USDA For. Serv. PNW-GTR-391*, Portland, OR.: 55 p. (www.fs.fed.us/pnw/pubs/gtr391).
- Bußler, H.; Blaschke, M. & Walentowski, H. (2008): Das Rothenbacher Totholz- und Biotopbaum-Konzept. *AFZ/Der Wald*, 4, 200-203.
- Butler, J.; Alexander, K. N. A. & Green, T. (2002): Decaying wood: an overview of its status and ecology in the United Kingdom and Continental Europe. *USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-181*: 11-19.
- Campbell, L. J. & Laroque, C. P. (2007): Decay progression and classification in two old-growth forests in Atlantic Canada. *For. Ecol. Managem.* 238: 293-301.
- Chambers, J. Q.; Schimel, J. P. & Nobre, A. D. (2001): Respiration from coarse wood litter in central Amazon forests. *Biogeochemistry* 52: 115-131.
- Chen, H.; Harmon, M. E. & Griffiths, R. P. (2001): Decomposition and nitrogen release from decomposing woody roots in coniferous forests of the Pacific Northwest: a chronosequence approach. *Can. J. For. Res.* 31: 246-260.
- Christensen, M. & Emborg, J. (1996): Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. *For. Ecol. Managem.* 85: 47-51.
- Christensen, M. & Hahn, K. (2003): A study on dead wood in European beech forest reserves. *Nat-Man Project (Nature-based Management of beech in Europe)*.
- Christensen, M. & Vesterdal, L. (2003): Physical and chemical properties of decaying beech wood in two Danish forest reserves. *NatMan Project, Working Report* 25: 15 S.
- Conner, R. N. & Saenz, D. (2005): The longevity of large pine snags in eastern Texas. *Wildlifw Society Bull.* 33 (2): 700-705.
- Deutscher Rat für Landespflege (2002): Gebietsschutz in Deutschland: Erreichtes - Effektivität - Fortentwicklung. *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege*, 73: 3-23.

- Duda, H. A. A. (2006): Vergleich forstlicher Managementstrategien. Dissertation, Forstliche Fakultät der Universität Göttingen, 182 S.
- Eaton, J. M. & Lawrence, D. (2006): Woody debris stocks and fluxes during succession in a dry tropical forest. *For. Ecol. Managem.* 232: 46-55.
- Edman, M.; Jönsson, M. & Jonsson, B. G. (2007): Fungi and wind strongly influence the temporal availability of logs in an old-growth spruce forest. *Ecol. Applic.* 17 (2): 482-490.
- Edman, M.; Kruys, N. & Jonsson, B. G. (2004): Local dispersal sources strongly affect colonization patterns of wood-decaying fungi on spruce logs. *Ecol. Appl.* 14 (3): 893-901
- Edmonds, R. L. & Eglites, A. (1989): The role of the Douglas-fir beetle and wood borers in the decomposition of and the nutrient release from Douglas-fir logs. *Can. J. For. Res.* 19 (7): 853-859.
- Edmonds, R. L.; Vogt, D. J.; Sandberg, D. H. & Driver, C. H. (1986): Decomposition of Douglas-fir and red alder wood in clear-cuttings. *Can. J. For. Res.* 16 (4): 822-831.
- Erdmann, M. & Wilke, H. (1997): Quantitative und qualitative Tothholzerfassung in Buchenwirtschaftswäldern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 116, 16-28.
- Erickson, H. E.; Edmonds, R. L. & Peterson, C. E. (1985): Decomposition of logging residues in Douglas-fir, western hemlock, Pacific silver fir, and ponderosa pine ecosystems. *Can. J. For. Res.*, 15 (5), 914-921.
- Fahey, T. J.; Stevens, P. A.; Hornung, M. & Rowland, P. (1991): Decomposition and nutrient release from logging residue following conventional harvest of Sitka Spruce in north Wales. *Forestry* 64 (3): 289-301.
- Ferris, R.; Peace, A. J. & Newton, A. C. (2000): Macrofungal communities of lowland Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karsten) plantations in England: relationships with site factors and stand structure. *For. Ecol. Managem.* 131 (1/3): 255-267.
- Foster, J. R. & Lang, G. E. (1982): Decomposition of red spruce and balsam fir boles in the White Mountains of New Hampshire. *Can. J. For. Res.* 12: 617-626.
- Frank, G. (2002): Population census and ecology of the White-Backed Woodpecker in the Natura 2000 area "Ötscher-Dürrenstein" (Lower Austria). In: Pechacek, P. und d'Oleire-Oltmanns, W. (Hrsg.): *International Woodpecker Symposium*, 49-56.
- Fraver, S., Ringvall, A. and Jonsson, B. G. (2007): Refining volume estimates of down woody debris. *Canadian Journal of Forest Research* 37:627-633.
- Ganey, J. L. & Vojta, S. C. (2005): Changes in snag populations in northern Arizona mixed-conifer and ponderosa pine forests, 1997-2002. *For. Sci.* 51 (5): 396-405.
- Ganjegunte, G. K.; Condron, L. M.; Clinton, P. W.; Davis, M. R. & Mahieu, N. (2004): Decomposition and nutrient release from radiata pine (*Pinus radiata*) coarse woody debris. (*Foe. Ecol. Managem.* 187: 197-211.
- Garber, S. M.; Brown, J. P.; Wilson, D. S.; Maguire, D. A. & Heath, L. S. (2005): Snag longevity under alternative silvicultural regimes in mixed-species forests of central Maine. *Can. J. For. Res.* 35: 787-796.
- Garrett, L.; Davis, M. & Oliver, G. (2007): Decomposition of coarse woody debris, and methods for determining decay rates. *New Zealand J. For. Sci.* 37: 227-240.
- Gauer, J. & Aldinger, E. (2005, Hrsg.): *Waldökologische Naturräume Deutschlands. Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke mit Karte 1:1.000.000. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung*, 43, 324 S.
- Gough, C. M.; Vogel, C. S.; Kazanski, C.; Nagel, L.; Flower, C. E. & Curtis, P. S. (2007): Coarse woody debris and the carbon balance of a north temperate forest. *For. Ecol. Managem.* 244: 60-67.
- Guo, L. B.; Beck, E. & Gifford, R. M. (2006): Woody debris in a 16-year old *Pinus radiata* plantation in Australia: mass, carbon and nitrogen stocks, and turnover. *For. Ecol. Managem.* 228: 145-151.
- Hale, C. M. & Pastor, J. (1998): Nitrogen content, decay rates, and decompositional dynamics of hollows versus solid hardwood logs in hardwood forests in Minnesota, USA. *Can. J. For. Res.* 28 (9): 1276-1285.
- Hansen, J., 2006: *Der WaldPlaner - Ein System zur Entscheidungsunterstützung in einer nachhaltigen Forstwirtschaft. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten - Sektion Forstliche Biometrie und Informatik. Trippstadt 2006*, 112-119.
- Hanski, I. & Walsh, M. (2004): How much, how to – Practical tools for forest conservation. (www.birdlife.org/action/change/europe/forest_task_force/forest_conservation.pdf)

- Harmon, M. E. (1982): Decomposition of standing dead trees in the southern Appalachian Mountains. *Oecologia* 52: 214-215.
- Harmon, M. E. ; Franklin, J. F. ; Swanson, F. J. ; Sollins, P. ; Gregory, S. V. ; Lattin, S. J. ; Anderson, N. H.; Cline, S. P.; Aumen, N. G.; Sedell, J. R.; Lienkaemper, G. W.; Cromack, K. jr. & Cummins, K. W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 15: 133-302.
- Harmon, M.; Griffiths, R.; McKee, A. & Swanson, F. (2003): Dead wood, bugs, fungi, and new forests: the log decomposition study. <http://andrewsforest.oregonstate.edu/pubs/webdocs/reports/pub2493.pdf>.
- Harmon, M. E.; Harmon, J. & Rock, J. (2005): Coarse woody debris global database – online version. Corvallis, Oregon, Potsdam. http://afoludata.jrc.it/carboinvent/cidb_cwdgdb.cfm.
- Harmon, M. E.; Krankina, O. N. & Sexton, J. (2000): Decomposition vectors: a new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics. *Can. J. For. Res.* 30: 76-84.
- Hedin, J.; Ranius, T.; Nilsson, S. G. & Smith, H. G. (2008): Restricted dispersal in a flying beetle assessed by telemetry. *Biodiversity and Conservation*, 17, 675-684.
- Hees, A. F. M. van (2003): Decay and physical-chemical characteristics of dead beech wood in The Netherlands. The NatMan Project. Working Report 45: 11 S.
- Heilmann-Clausen, J. & Christensen, M. (2003): Fungal diversity on decaying beech logs – implications for sustainable forestry. *Biodiv. Cons.* 12: 953-973.
- Heilmann-Clausen, J. & Christensen, M. (2004): Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *For. Ecol. Managem.* 201: 105-117.
- Heinken, T. (2008): Welche populationsbiologischen und genetischen Konsequenzen hat die Habitatfragmentierung für Pflanzen? Wissenschaftliche Grundlagen für ein Biotopverbundsystem für Pflanzen in Brandenburg. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*, 17 (4), 201-208.
- Hermann, S., Prescott, C. E. (2008): Mass loss and nutrient dynamics of coarse woody debris in three Rocky Mountain coniferous forests: 21 years results. *Can. J. For. Res.*, 38, 125-132 (NM; PDF).
- Hövmeyer, K. & Schauermann, J. (2003): Succession of Diptera on dead beech wood: a 10-year study. *Pedobiologia* 47: 61-75.
- Holeska, J. (1993): Gap size differentiation and the area of forest reserves. In: Broekmeyer, M. E. A., Vos, W. & Koop, H. (Hrsg.): *European forest reserves. Proc. of the European Forest Reserves Workshop, 6-8 May 1992, Wageningen, The Netherlands*, Pudoc Scientific Publishers, Wageningen: 159-165.
- Huxel, G. R. & Hastings, A. (1999): Habitat loss, fragmentation, and restoration. *Restoration Ecology*, 7, 309-315.
- Janisch, J. E.; Harmon, M. E.; Chen, H.; Fasth, B. & Sexton, J. (2005): Decomposition of coarse woody debris originating by clearcutting of an old-growth conifer forest. *Ecoscience* 12: 151-160.
- Johnson, E. A. & Greene, D. F. (1991): A method for studying dead bole dynamics in *Pinus contorta* var. *latifolia* – *Picea engelmannii* forests. *J. Veg. Sci.* 2: 523-530.
- Jonsson, B. G. & Kruys, N. (2001): Ecology of woody debris in boreal forests. *Ecological Bulletins*, 49.
- Kahl, T. (2003): *Abbauraten von Fichtentotholz (Picea abies) (L.) Karst.) – Bohrwiderstandsmessungen als neuer Ansatz zur Bestimmung des Totholzabbaus, einer wichtigen Größe im Kohlenstoffhaushalt mitteleuropäischer Wälder*. M.Sc. Univ. Jena.
- Kahl, T. (2008): *Kohlenstofftransport aus dem Totholz in den Boden*. Diss. Univ. Freiburg, 108 S.
- Kappes, H. & Topp, W. (2004): Emergence of coleoptera from deadwood in a managed broadleaved forest in central Europe. *Biodiv. Cons.*, 13: 1905-1924.
- Kawaletz, H. (2009): *Totholzersetzung der Buche (Fagus sylvatica L.) – Versuch einer praxistauglichen Quantifizierung des Volumenverlustes bei fortschreitender Zersetzung*. Masterarbeit an Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen.
- Köhler, F. (2000): *Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlandes*. Hrsg. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung NRW, LÖBF-Schr.R. 6, 283 S.
- Koenies, H.; Frühauf, S.; Krettek, R.; Bornholt, G. Maiwald, S. und Lucan, V. (2005): Biotopverbund - ein sinnvoll Naturschutzstrategie in der Agrarlandschaft? *Natur und Landschaft*, 80 (1), 16-21.
- Koop, H. (1982): *Waldverjüngung, Sukzessionsmosaik und kleinstandörtliche Differenzierung infolge spontaner Waldentwicklung*. In: Dierschke, H. (Hrsg.): *Struktur und Dynamik von Wäldern*. Ber. Int. Ver. Veg., Rinteln 1981: 235-267.

- Korpel, S. (1982): Degree of equilibrium and dynamical changes of the forest on example of natural forests of Slovakia. *Acta facultatis forestalis*, 24: 931.
- Korpel, S. (1992): Ergebnisse der Urwaldforschung für die Waldwirtschaft im Buchen-Ökosystem. *AFZ*, 21: 1148-1152.
- Korpel, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Stuttgart, Jena, New York.
- Korpel, S. (1997): Totholz in Naturwäldern und Konsequenzen für Naturschutz und Forstwirtschaft. *Forst und Holz*, 52 (21): 619–624.
- Kraigher, H.; Jurc, D.; Kalan, P.; Kutnar, L.; Levanič, T.; Rupel, M. & Smolej, I. (2003): Beech coarse woody debris characteristics in two virgin forest reserves in southern Slovenia. NAT-MAN Working Report 25.
- Krankina, O. N. & Harmon, M. E. (1995): Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests. *Water Air Soil Pollution*, 82 (1-2): 227-238.
- Krankina, O.N.; Harmon, M.E. & Griazkin, A.V. (1999): Nutrient stores and dynamics of woody detritus in a boreal forest: modeling potential implications at the stand level. *Can. J. For. Res.* (29): 20–32.
- Kruys, N.; Fries, C.; Jonsson, B.G.; Lämås, T. & Ståhl, G. (1999): Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway spruce (*Picea abies*) in managed Swedish boreal forests. *Can. J. For. Res.*, 29: 178–186.
- Kruys, N. & Jonsson, B. G. (1999): Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Can. J. For. Res.*, 29: 1295–1299.
- Kruys, N. & Jonsson, B. G. & Ståhl, G. (2002): A stage-based matrix model for decay-class dynamics of woody debris. *Ecol. Appl.*, 12 (3): 773-781.
- Küffer, N. & Senn-Irlet, B. (2005): Influence of forest management on the species richness and composition of wood-inhabiting basidiomycetes in Swiss forests. *Biodiv. Cons.*, 14: 2419-2435
- Küffer, N.; Senn-Irlet, B.; Aragno, M. & Job, D. (2008): Ecological determinants of fungal diversity on dead wood in European forests. *Fungal Diversity*, 30: 83-95.
- Kublin, E. & Scharnagl, G. (1988): Verfahrens- und Programmbeschreibung zum BWI-Unterprogramm BDAT, FVA-Freiburg, 87 S.
- Laiho, R. & Prescott, C. E. (2004): Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: a synthesis. *Can. J. For. Res.*, 34 (4): 763-777.
- Langner, H. (2008): Totholzdynamik eines Buchenbestandes im Solling. Masterarbeit der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen, unveröff., 58 S.
- Lee, E. T. (1992), *Statistical Methods for Survival Data Analysis*. Zweite Auflage. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Mackensen, J. & Bauhus, J. (1999): The decay of coarse woody debris. Australian Greenhouse Office, Canberra, Australia. National Carbon Accounting System Technical Report, No. 6, 46 S.
- Mackensen, J. & Bauhus, J. (2003): Density loss and respiration rates in coarse woody debris of *Pinus radiata*, *Eucalyptus regnans* and *Eucalyptus maculata*. *Soil Biology and Biochemistry* 35 (1): 177-186.
- Mackensen, J.; Bauhus, J. & Webber, E. (2003): Decomposition rates of coarse woody debris – A review with particular emphasis on Australian species. *Australian J. Bot.* 51 (1): 27-37.
- MacMillan, P. C. (1988): Decomposition of coarse woody debris in an old-growth Indiana forest. *Can. J. For. Res.* 18: 1353-1362.
- Mäkinen, H.; Hynynen, J.; Siitonen, J. & Sievänen, R. (2006): Predicting the decomposition of Scots Pine, Norway Spruce, and Birch stems in Finland. *Ecol. Appl.* 16 (5): 1865-1879.
- Magin, R. (1959): Struktur und Leistung mehrschichtiger Mischwälder in den bayerischen Alpen. Ertragskundliche Studien in bisher unbewirtschafteten, natürlich erwachsenen Fichten-Tannen-Buchen-Bestockungen. *Mitt. Staatsforstverw. Bayerns*, 30.
- Martikainen, P.; Siitonen, J.; Punttila, P. et al. (2000): Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* 94 (2): 199-209.
- Maser, C.; Andersen, R. G.; Cromack, K.; Williams, J. T.; Martin, R. E. (1979): Dead and Down Woody Material. In: Thomas, J. W. (Hrsg.): *Wildlife habitats in Managed Forests the Blue Mountains of Oregon and Washington*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook No. 553, S. 78–95.
- Mattson, K. G.; Swank, W. T. & Waide, J. B. (1987): Decomposition of woody debris in a regenerating, clear-cut forest in the southern Appalachians. *Can. J. For. Res.* 17: 712-721.

- Menke, N. (2006): Untersuchungen zur Struktur und Sukzession der saproxylen Käferfauna (Coleoptera) an Eichen- und Buchentotholz. Dissertation an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen.
- Meyer, P. (1997): Zur Populationsdynamik in nordwestdeutschen Naturwäldern. Erkenntniswert der Naturwaldforschung für Forstwirtschaft und Naturschutz. *Forst und Holz*, 52 (18): 532-538.
- Meyer, P. (1999): Totholzuntersuchungen in nordwestdeutschen Naturwäldern: Methodik und erste Ergebnisse. *Forstwiss. Cbl.*, 118: 167–180.
- Meyer, P.; Tabaku, V. & v. Lüpke, B. (2003): Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder - Abteilung für eine naturnahe Buchenwirtschaft. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 122: 47-58.
- Meyer, P. & Schmidt, M. (2008): Aspekte der Biodiversität von Buchenwäldern – Konsequenzen für eine naturnahe Bewirtschaftung. – *Beitr. Nordwestdt. Forstl. Versuchsanst.*, 3: 159-192.
- Mindermann, G. (1968): Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests. *Journal of Ecology*, 56, 355-362.
- Moning, C. & Müller, J. (2009) Critical forest age thresholds for diversity of lichens, molluscs and birds in temperate beech (*Fagus sylvatica* L.) plant communities. *Ecological Indicators*, 9 (5): 922-932.
- Mountford, E. P. (2002): Fallen dead wood levels in the near-natural beech forest at La Tillaie reserve, Fontainebleau, France. *Forestry (Oxford)* 75 (2): 203-208.
- Müller, J. (2005): Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Diss. TU München, 227 S.
- Müller, J.; Strätz, C. & Hothorn, T. (2005): Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. *European Journal of Forest Research*, 124, 233-242.
- Müller, J.; Bußler, H. & Utschick, H. (2007): Wie viel Totholz braucht der Wald? - Ein wissenschaftsbasiertes Konzept gegen den Artenschwund der Totholzzönosen. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 39 (6), 165-170.
- Müller-Using, S. (2005): Totholzdynamik eines Buchenbestandes im Solling. *Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Reihe A*, 193.
- Müller-Using, S. & Bartsch, N. (2003): Totholzdynamik eines Buchenbestandes (*Fagus sylvatica* L.) im Solling. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 174, S. 122–130.
- Müller-Using, S. & Bartsch, N. (2009): Decay dynamic of coarse and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Germany. *Eur. J. For. Res.*, 128, 287-296.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Naesset, E. (1999): Decomposition rate constants of *Picea abies* logs in southeastern Norway. *Can. J. For. Res.* 29 (3): 372-381.
- NFP (Niedersächsisches Forstplanungsamt, Hrsg., 2001): Anweisung zur Betriebsinventur. Unveröff. Konzept, 88 S.
- Nds. ML (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hrsg., 2000): Habitatbäume und Totholz im Wald. Unveröff. Merkblatt, 38, 16 S.
- Nilsson, S. G. & Baranowski, R. (1997): Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. *Ecography* 20: 491-498.
- Ódor, P. & Standovár, T. (2001): Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: the effects of management-induced differences in dead wood. *Ecol. Bull.* 49: 219–229.
- Ódor, P. & Standovár, T. (2003): Changes of physical and chemical properties of dead wood during decay (Hungary). *The NatMan Project. Working Report 23*: 29 S.
- Palm, T. (1959): Die Holz- und Rinden-Käfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume. *Opuscula Entomologica Suppl.* XVI, 1-374.
- Polley, H.; Henning, P. & Kroiher, F. (2009): Baumarten, Altersstruktur und Totholz in Deutschland. *AFZ/Der Wald*, 20, 1074-1075.
- Pyle, C. & Brown, M. M. (1999): Heterogeneity of wood decay classes within hardwood logs. *For. Ecol. Managem.* 114: 253-259.
- Quinn, J. F. & Harrison, S. P. (1988): Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness - evidence from biogeographic patterns. *Oecologia*, 75, 132-140.
- Rademacher, C. & Winter, S. (2003): Totholz im Buchen-Urwald: Generische Vorhersagen des Simulationsmodells BEFORE-CWD zur Menge, räumlichen Verteilung und Verfügbarkeit. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 122: 337 – 357.

- Rayner, A. D. M. & Boddy, L. (1988): Fungal decomposition of wood – Its biology and ecology. Bath Press, New York.
- Rock, J.; Badeck, F.-W. und Harmon, M.E. (2008): Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *European Journal of Forest Research* 127: 301-313.
- Rubinio, D. R. & McCarthy, B. C. (2003): Composition and ecology of macrofungal and myxomycete communities on oak woody debris in a mixed-oak forest of Ohio. *Can. J. For. Res.* 33 (11): 2151-2163.
- Rüther, B.; Hansen, J.; Ludwig, A.; Spellmann, H.; Nagel, J.; Möhring, B. & Dieter, M. (2007): Clusterstudie Forst und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, 1, 92 S.
- Saint-Germain, M.; Drapeau, P. & Buddle, C. M. (2007): Host-use patterns of saproxylic phloeophagous and xylophagous Coleoptera adults and larvae along the decay gradient in standing dead black spruce and aspen. *Ecography* 30: 737-748.
- Samuelson, J.; Gustafsson, L. & Ingelög, T. (1994): Dying and dead trees. A review of their importance for biodiversity. *Schr.R. Uppsala Rapport* 4306, 109 pp.
- Saniga, M. & Schütz, J. Ph. (2001): Dynamics of changes in dead wood share in selected beech virgin forests in Slovakia within their development cycle. *Journal of Forest Science*, 47 (12): 557-565.
- Schäfer, M. (2002): Zersetzung der sturmgeworfenen Buchenstämmen im Naturwaldreservat Weiherkopf seit 1990. *Mitt. D. Hess. Landesforstverwaltung* 38: 49-60.
- Schimtschek, E. (1953): Forstentomologische Studien im Urwald Rotwald. Teil I. *Z. angew. Ent.* 34: 178-215.
- Scherzinger, W. 1996. *Naturschutz im Wald*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Schmidl J. & Bußler, H. (2004): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. *NUL* 36: 202–218.
- Schmidt, O. (1994): Holz- und Baumpilze: Biologie, Schäden, Schutz, Nutzen. Springer, Berlin.
- Schmidt, O. (2006): Totes Holz voller Leben. *LWF-aktuell* 53: 1.
- Schmidl, J. (2006): Eiche – Lieblingsbaum unserer xylobionten Käfer. In: *Totes Holz voller Leben*. *LWF-aktuell* 53: 14f.
- Schmitt, M. (1992): Buchen-Totholz als Lebensraum für xylobionte Käfer. *Waldhygiene*, 19: 97-191.
- Schober, R. (1952): *Massentafeln zur Bestimmung des Holzgehaltes stehender Waldbäume und Waldbestände*. Berlin.
- Schuck, A., Meyer, P., Menke, N., Lier, M. & 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.
- Shorohova, E. V. & Shorohov, A. A. (2001): Coarse woody debris dynamics and stores in a boreal virgin spruce forest. *Ecol. Bull.* 49: 129-135.
- Shorohova, E. V.; Kapitsa, E. & Vanha-Majamaa, I. (2008): Decomposition of stumps 10 years after partial and complete harvesting in a southern boreal forest in Finland. *Can. J. For. Res.* 38: 2414-2421.
- Siitonen, J. (2001): Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecol. Bull.* 49: 11–41.
- Sippola, A.-L.; Lehesvirta, T. & Renvall, P. (2001): Effects of Selective Logging on Coarse Woody Debris and Diversity of Wood-Decaying Polypores in Eastern Finland. *Ecol. Bull.* 49: 243-254.
- Speight, M. C. D. (1989): *Saproxylic invertebrates and their conservation*. Council of Europe, Publications and Documents Division, Strasbourg.
- Spelsberg, G. (2001): Totholz im nordrhein-westfälischen Wald. *LÖBF*, Recklinghausen, 38-43.
- Stöcker, G. (1999): Merkmale und Typisierung von liegendem Totholz in Urwäldern und Naturwäldern mit Fichte und Kiefer. *Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*, 33: 24–32.
- Stone, J. N.; MacKinnon, A.; Parminter, J. V. & Lertzman, K. P. (1998): Coarse woody debris decomposition documented over 65 years in southern Vancouver islands. *Can. J. For. Res.* 28: 788-793.
- Storaunet, O. & Rolstad, J. (2002): Time since death and fall of Norway spruce logs in old-growth and selectively cut boreal forest. *Can. J. For. Res.* 32: 1801-1812.
- Tabaku, V. (1999): *Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und –Wirtschaftswäldern*. Cuvilier Verlag, 206 S.

- Tarasov, M. E. & Birdsey, R. A. (2001): Decay rate and potential storage of coarse woody debris in the Leningrad region. *Ecol. Bull.* 49: 137-147.
- Vanderwel, M. C.; Malcolm, J. R. & Smith, S. M. (2006): An integrated model for snag and downed woody debris decay class transitions. *For. Ecol. Managem.* 234: 48-59.
- Wang, Ch.; Bond-Lamberty, B. & Gower, ST. T. (2002): Environmental controls on carbon dioxide flux from black spruce coarse woody debris. *Oecologia* 132: 374-381.
- Winkel, G. (2008): Schutz von Wäldern außerhalb von Schutzgebieten. *Natur und Landschaft*, 83 (4), 162-163.
- Winkel, G; Schaich, H.; Konold, W. & Volz, K.R. (2005): Naturschutz und Forstwirtschaft. Bausteine einer Naturschutzstrategie im Wald. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 11, 398 S.
- Winter, S. (2005): Ermittlung von Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. Dissertation Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden, 311 S.
- Winter, S. (2006): Naturnähe-Indikatoren für Tiefland-Buchenwälder. *Forstarchiv*, 77: 94-101.
- Yatskov, M.; Harmon, M. E. & Krankina, O. E. (2003): A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. *Canadian Journal of Forest Research* (33): 1211-1226.