

Das Potenzial der Totholzakkumulation im deutschen Wald

Franz Kroiher
Katja Oehmichen

Institut für Waldökologie und Waldinventuren, Johann Heinrich von Thünen-Institut (DE)*
Institut für Waldökologie und Waldinventuren, Johann Heinrich von Thünen-Institut (DE)

Potential of deadwood accumulation in German forests

Deadwood is an important part of the forest ecosystem. The quantity available depends on the rates of accumulation and of decomposition. A comprehensive pool of data regarding the deadwood stock for Germany is collected by the German national forest inventory. Moreover, the Projection Modelling of Forest Development and Timber Harvesting Potential (WEHAM) adds other important parameters such as growth rates and potential roundwood availability. Using this data, scenarios for the accumulation of deadwood were developed. For the calculation of deadwood decomposition, independent of tree species, a decay constant $k = 0.054$ was derived for the whole of Germany. The study shows that a long-term stop in timber harvesting in Germany, assuming the proportions of different tree species remained constant, would lead to a saturation of deadwood with a total of $184 \text{ m}^3/\text{ha}$. If the German forest presented a natural composition of tree species, a deadwood stock of $150 \text{ m}^3/\text{ha}$ at most could be accumulated. Based on these scenarios, rates of accumulation of total deadwood and of deadwood of large diameter can be calculated taking into account the deadwood stock levels desired and the time span involved. It has been shown that 7.3% of the WEHAM potential roundwood availability must remain in the forest per year if the quantity of deadwood is to be maintained at $11.5 \text{ m}^3/\text{ha}$. If an increase in the accumulation of deadwood is to be aimed for, the annual input rate together with the desired deadwood stocks are increasingly influenced by the time span involved. Thus shorter time spans with greater stocks of deadwood to be achieved make it possible to approach the WEHAM potential roundwood availability. The results presented in this paper should assist in decision-making concerning stocks of deadwood to be aimed for in the forest and, in the future, serve as a basis for the selection, evaluation and discussion of quantities of deadwood to be achieved.

Keywords: deadwood, deadwood stock, decomposition, decomposition rate constant, national forest inventory
doi: 10.3188/szf.2010.0171

* Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Waldökologie und Waldinventuren, Alfred-Möller-Strasse 1, DE-16225 Eberswalde, E-Mail franz.kroiher@vti.bund.de

Totholz ist ein bedeutender Bestandteil des Ökosystems Wald. Es wird von zahlreichen Arten als Lebensraum und Nahrungsquelle genutzt (Mason 2003, Scherzinger 1996, Siitonen et al 2000, Stokland et al 2004), erhöht die Strukturvielfalt und ist massgeblich am Nährstoff- und Kohlenstoffkreislauf des Waldes beteiligt (Albrecht 1991, Brown 2002, Harmon et al 1986, Huston et al 1999, Janisch & Harmon 2002, Kimmins 2004, Mackensen & Bauhus 1999). Seit einigen Jahren wird Totholz als Indikator für die Bewertung von Naturnähe und Biodiversität verwendet (Larsson et al 2001, Schuck et al 2004). So ist diese ökologische Kenngrösse beispielsweise ein Standardmerkmal bei der Bewertung von Waldlebensraumtypen nach dem Schutzgebietssystem Natura 2000 (Müller-Kroehling 2009, Szymank et al 1998). Im Weiteren wird der Totholz-

vorrat beim Monitoring einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung auf europäischer Ebene (MCPFE 2003) gemeldet.

Für die Erhaltung der Biodiversität und Artenvielfalt im Wald ist ein angemessener, nachhaltiger Totholzanteil essenziell (Meyer et al 2003), den es durch Einbindung quantitativer und qualitativer Vorgaben in Forst- und Naturschutzkonzepten zu sichern gilt. Der Aufbau eines definierten, stabilen Vorrates an Totholz ist abhängig vom Zuwachs und von der Nutzung des Rohstoffes Holz sowie vom Totholzabbau, der durch die Zersetzungsdynamik und Zersetzungsgeschwindigkeit beschrieben wird. Die Empfehlungen aus wissenschaftlichen Untersuchungen für Totholz mengen reichen von $5\text{--}10 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Ammer 1991) bis $100 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Müller et al 2007), was die grosse Bandbreite unterschiedlichster Schutzziele

und Zielkriterien widerspiegelt. Ausgehend von dieser weitreichenden Spanne geforderter Totholzvorräte stellt sich die Frage, welches Potenzial an Totholz der Wald in Deutschland zu bieten hat.

Um die Möglichkeiten und Grenzen von verschiedenen Zielvorgaben einer Totholzanreicherung auszuloten, werden in der vorliegenden Studie auf Basis der Ergebnisse der deutschlandweit erhobenen Daten der Bundeswaldinventur 2 (BWI2; BMVEL 2005a) Szenarien zur Erreichung bestimmter Totholzvorräte entwickelt. Dabei werden der gesamte Totholzvorrat, der Vorrat an starkem Totholz sowie der Totholzvorrat differenziert nach Baumartengruppen für ganz Deutschland betrachtet. Die Ergebnisse der Studie sollen zukünftig als Grundlage für die Auswahl, Bewertung und Diskussion von Zieltotholzmengen dienen und zur Entscheidungsfindung bezüglich angestrebter Vorräte an Totholz im Wald beitragen.

Definitionen und verwendete Grössen

Definitionen

Zum Totholz gehören abgestorbene stehende und liegende Bäume, Kern- und Splintholz, Totholzstücke, Äste, Zweige, Rinde, Wurzelstöcke (Stubben) und Wurzeln. In der Regel werden bei Totholzinventuren kein unterirdisches Totholz und kein Totholz an lebenden Bäumen erfasst. Zumeist werden frisch eingeschlagenes Holz, für den Abtransport bereitgestelltes Holz und bearbeitetes Holz, wie Bänke und Holzpfähle, ebenfalls nicht inventarisiert (BMVEL 2001).

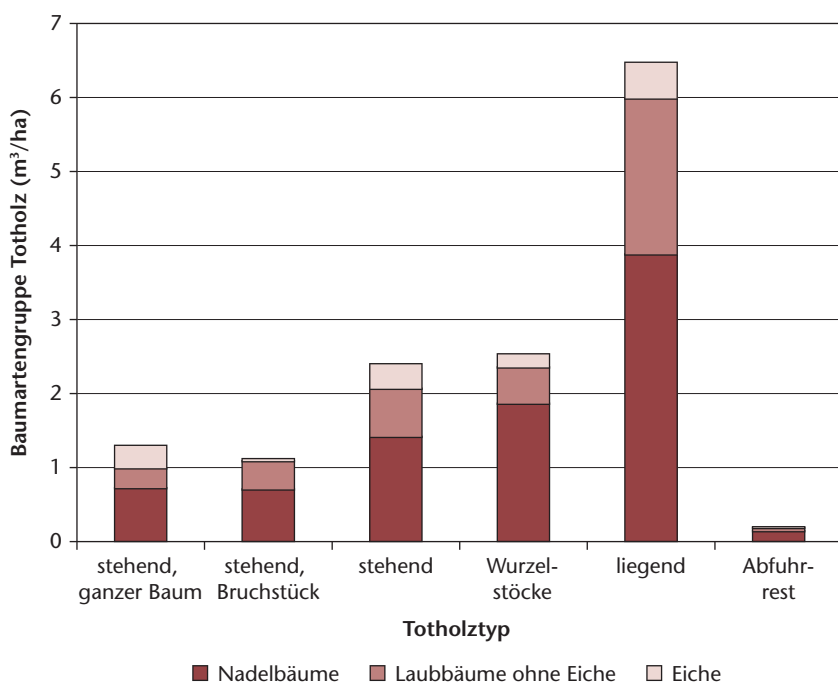


Abb 1 Mittlerer Totholzvorrat in m³/ha nach Totholz-Baumartengruppe und Totholztyp (BMVEL 2005a).

Totholz wird aufgrund definierter Durchmessergrößen in starkes und schwaches Totholz unterteilt. So liegt der Grenzwert zwischen schwachem und starkem Totholz bei den Untersuchungen von Smith et al (2004) bei einem Durchmesser von 7.5 cm, während Müller-Using & Bartsch (2003) und Ringvall et al (2001) 10 cm festlegten. Ebenso variieren die Erfassungsgrenzen für Totholz in Abhängigkeit von den Zielstellungen und den daraus resultierenden spezifischen Definitionen der verschiedenen Totholzinventuren (Oehmichen 2007). Zur allgemeinen Charakterisierung des Totholzes werden häufig die Kenngrößen Baumart, Totholztyp und Zersetzungsgrad verwendet. In Hinblick auf die qualitative Bewertung von Totholz kann der Detailliertheitsgrad dieser Kenngrößen erhöht und durch weitere Merkmale ergänzt werden, wie die Erhebung von Sonderstrukturen (Winter 2005) und die Erfassung des Mikroklimas (Güthler et al 2005). Daneben können Aufnahmeparameter wie Baum- und Totholzstücknummer, Koordinaten, Durchmesser, Höhe beziehungsweise Länge, Rinde (bedeckte Fläche des Totholzstückes in Prozent) und Lichtverhältnisse entsprechend den Inventurzielen erfassungsrelevant sein.

Verwendete Grössen

Mit den in der BWI2 (BMVEL 2001) erhobenen Daten wurden erstmals flächenrepräsentative Angaben über Totholzvorräte für den gesamten deutschen Wald ermittelt. Die terrestrische Aufnahme beschränkte sich auf Totholz mit einer Mindestlänge von 10 cm und einem Durchmesser ab 20 cm am dickeren Ende bei liegendem Totholz beziehungsweise Brusthöhendurchmesser (BHD) bei stehendem Totholz sowie auf Stöcke ab 50 cm Höhe oder 60 cm Schnittflächendurchmesser. Totholz wurde in die Baumartengruppen Nadelbäume, Laubbäume (ausser Eiche) und Eiche eingeteilt. Aus den mittels der Clusterstichprobe im Gelände erhobenen Daten wurde der Totholzvorrat für Deutschland geschätzt (Dahm 2006, Schmitz et al 2008), wobei unterschiedliche Zersetzungsgrade bei der Volumierung nicht berücksichtigt wurden.

Die so erhobenen Totholzvorräte nehmen einen Anteil von rund 3.6% am gesamten Holzvorrat ein und belaufen sich auf ein Volumen von 122 Mio. m³. Dies entspricht einem Totholzvorrat von 11.5 m³/ha, von dem 55% liegendes und 21% stehendes Totholz sind. 22% entfallen auf Wurzelstöcke und 2% auf Abfuhrreste (Abbildung 1). Mit 4.3 m³/ha befindet sich ein grosser Anteil des Totholzes in der Phase der beginnenden und mit 3.7 m³/ha in der fortgeschrittenen Zersetzung, während 1.8 m³/ha frisch abgestorben und 1.7 m³/ha stark vermodert sind. Der durchschnittliche Totholzvorrat setzt sich aus 1 m³/ha Eichenholz, 3.3 m³/ha Laubholz ohne Eiche und 7.3 m³/ha Nadelholz zusammen (BMVEL 2005a).

Die für die Totholznachlieferung wichtigen Parameter Zuwachs und Nutzung wurden aus der Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung (WEHAM; BMVEL 2005b, c, d) hergeleitet (Tabelle 1). WEHAM schätzt basierend auf den Ergebnissen der BWI2 und auf Annahmen über die Waldbewirtschaftung das potenzielle Rohholzaufkommen und die zugehörige Waldentwicklung der nächsten 40 Jahre. In diesem Projektionszeitraum wurde das zwischen 1987 und 2002 (BWI1–BWI2) hergeleitete Zuwachsverhalten als konstante Randbedingung betrachtet und fortgeschrieben. Beim Derbholzzuwachs wurden alle Bäume mit einem BHD über 7 cm berücksichtigt. Für die Holznutzung wurden für jedes Bundesland baumartenspezifische Annahmen über Durchforstung, Umtriebszeit und Zieldurchmesser unterstellt (BMVEL 2005b, c, d).

Durchmesser	Durchschnittlicher prognostizierter Zuwachs (m³/[ha×J])	Durchschnittliches prognostiziertes Rohholzpotezial (m³/[ha×J])
Bäume ≥ 7 cm BHD	9.92	9.82
Bäume ≥ 20 cm BHD	7.78	8.50
Bäume ≥ 50 cm BHD	1.66	3.45

Tab 1 Durchschnittliche Zuwächse und Rohholzpoteziale nach WEHAM für den Zeitraum 2003–2042 für verschiedene Durchmesser (BMVEL 2005b, c, d).

Methodik

Zersetzungskonstante

Der Totholzabbau kann in die drei Hauptprozesse Respiration, Fragmentierung und Auswaschung unterteilt werden (Harmon et al 1986). Die Totholzzersetzung ist ein baumartenspezifischer Prozess, der an Standorte, klimatische Bedingungen und biologische Faktoren (Zersetzungsorganismen) gekoppelt ist (Mattson et al 1987, Müller-Using & Bartsch 2003). Die Interaktionen der einzelnen Faktoren sind komplex und bisher weitgehend unbekannt (Herrmann 2008, Mackensen et al 2003). Obgleich die Zersetzungsdaten von Totholz im Fokus verschiedener wissenschaftlicher Untersuchungen stehen (Herrmann & Prescott 2008, Hövemeyer & Schauer 2003, Kahl 2003, Kahl 2008, Müller-Using 2005, Müller-Using & Bartsch 2009, Schäfer 2002), liegen für die Baumarten Mitteleuropas nur wenige Ergebnisse vor (Herrmann 2007, Meyer et al 2003, Rock et al 2008, Wirth et al 2004, Zell et al 2009).

Der exponentielle Abbau von Totholz (Olson 1963) über die Zeit lässt sich nach Gleichung

$$V_{TH}(t) = V_{TH} \times e^{-kt} \quad (1)$$

berechnen. Hierbei stellen V_{TH} den Totholzvorrat, t den Zersetzungszeitraum in Jahren und k die Zersetzungskonstante dar. Für die Berechnung des Abbaus des Totholzvorrates der BWI2, der alle

Baumarten beinhaltet, musste eine geeignete Zersetzungskonstante gefunden werden. Da es derzeit keine für Deutschland adaptierten Zersetzungskonstanten gibt, wurde auf die in Rock et al (2008) publizierten zurückgegriffen. Diese betragen 0.067 für Buche, 0.0372 für Eiche, 0.0575 für Kiefer und 0.0525 für Fichte. Sie gelten sowohl für liegendes als auch für stehendes Totholz mit einem Mindestdurchmesser von 5 cm.

Für die Herleitung der BWI-Zersetzungskonstante wurden die in Rock et al (2008) nicht berücksichtigten Baumartengruppen, die bei der BWI jedoch ausgewiesen werden, folgendermassen zugeordnet: Alle Laubhölzer mit Ausnahme der Eiche wurden der Buche, die Douglasie und die Lärche der Kiefer und die Tanne der Fichte zugeordnet. Anschliessend wurde unterstellt, dass die Baumarten entsprechend ihrem Anteil am Gesamtvorrat (Abbildung 2) den jährlich hinzukommenden Totholzvorrat bilden. Der Abbau der Vorratsanteile der vier Baumartengruppen erfolgte unter Verwendung der Zersetzungskonstanten nach Rock et al (2008) nach Gleichung 1, bis zu dem Zeitpunkt, in dem 95% des Vorrates der sich am langsamsten zersetzenden Baumartengruppe zerfallen sind. Dieser Zeitpunkt ist für die Baumartengruppe Eiche nach 80 Jahren erreicht. Aus der Summe der Abbauraten der Baumartengruppen je Jahr über den achtzigjährigen Zeitraum wurde die Zersetzungskonstante $k = 0.054$ mit einem Bestimmtheitsmass von 0.99 hergeleitet, die nachfolgend als baumartenunabhängige BWI-Zersetzungskonstante verwendet wird.

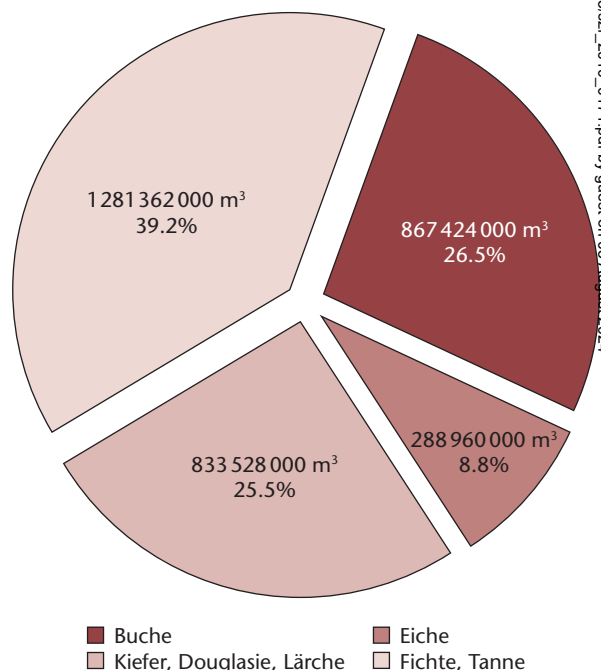


Abb 2 Anteile der Baumartengruppen Buche (alle Laubhölzer ohne Eiche), Eiche, Kiefer (Kiefer, Douglasie, Lärche) und Fichte (Fichte und Tanne) am Gesamtvorrat der BWI2 (BMVEL 2005a).

Totholz sättigung

Die Berechnung der Totholz sättigung ($V_{TH\max}$) je Hektar erfolgte nach Olson (1963):

$$V_{TH\max} = \frac{Z}{k} \quad (2)$$

Die Totholz sättigung eines Waldes tritt ein, wenn die Nutzung komplett eingestellt wird und somit der gesamte Holzvorrat im Wald verbleibt. Dieser Zustand wird rechnerisch mit der Gleichung 2 dargestellt, wobei Z der durchschnittliche Zuwachs in $m^3/(ha \times J)$ und k die Zersetzungskonstante ist. Damit eine Totholz sättigung eintreten kann, muss ein entsprechend langer ungestörter Zeitraum betrachtet werden.

Für die Berechnung der Totholz sättigung für den deutschen Wald in seiner aktuellen Baumartenzusammensetzung wurde in der vorliegenden Untersuchung für den Zuwachs der mittels der Holzaufkommensanalyse prognostizierte durchschnittliche Zuwachs mit einem Wert von $9.92 m^3/(ha \times J)$ (Tabelle 1) und für k die baumartenunabhängige BWI-Zersetzungskonstante von 0.054 verwendet.

Um die Totholz sättigung eines Waldes abschätzen zu können, der bezüglich seiner Baumartenzusammensetzung den potenziellen natürlichen Waldgesellschaften (pnW) in Deutschland entspricht, wurde die Gleichung 2 zur Gleichung 2a erweitert. Für den Zuwachs Z_{BA} wurde der mit WEHAM prognostizierte durchschnittliche Zuwachs der jeweiligen Baumartengruppe verwendet (BMVEL 2005b, d). Für die Zersetzungskonstante k_{BA} wurden die Angaben aus Rock et al (2008) eingesetzt.¹ Mithilfe des Faktors w_{BA} wurde der für jede Baumartengruppe errechnete maximale Totholz vorrat mit dem Grundflächenanteil der jeweiligen Baumartengruppe an der potenziell natürlichen Vegetation gewichtet.

$$V_{TH\text{pnw}} = \sum_{n=1}^{n_{BA}} \frac{Z_{BA}}{k_{BA}} \times w_{BA} \quad (2a)$$

Nachlieferungsrate

Um den Totholz vorrat (V_{TH}) konstant zu halten, muss der durch Zersetzung entstehende Verlust an Totholz ausgeglichen werden. Die dazu nötige jährliche Nachlieferungsrate an Totholz wird als die primäre Nachlieferungsrate (N_p) bezeichnet und nach Gleichung 3 berechnet, wobei V_{TH} den Totholz vorrat darstellt und für k die baumartenunabhängige BWI-Zersetzungskonstante verwendet wurde.

$$N_p = V_{TH} \times k \quad (3)$$

Um einen Zieltotholz vorrat (V_{THZ}) verglichen zum Totholz vorrat der BWI2 (V_{TH}) in einem Zeitraum t zu erreichen, muss zusätzlich Totholz nachgeführt werden (Gleichung 4). Dies soll jährlich in

gleichen Mengen erfolgen und wird als zusätzliche Nachlieferungsrate (N_z) bezeichnet.

$$V_{THZ} = N_z \times \sum_{n=0}^{t-1} e^{-k \times n} + V_{TH} \quad (4)$$

Aus Gleichung 4 lässt sich durch Umformung die zusätzliche jährliche Nachlieferungsrate N_z berechnen:

$$N_z = \frac{V_{THZ} - V_{TH}}{\sum_{n=0}^{t-1} e^{-k \times n}} \quad (5)$$

Die kumulative Nachlieferungsrate (N_k) setzt sich aus der primären Nachlieferungsrate (N_p) und der zusätzlichen Nachlieferungsrate (N_z) zusammen (Gleichung 6).

$$N_k = N_p + N_z \quad (6)$$

Bei einer Änderung des Zieltotholz vorrates (V_{THZ}) wird die Änderung der zusätzlichen Nachlieferungsrate (ΔN_z) unter Verwendung der ersten Ableitung von Gleichung 5 wie folgt kalkuliert:

$$\Delta N_z = \frac{1}{\sum_{n=0}^{t-1} e^{-k \times n}} \quad (7)$$

Ergebnisse

Totholz sättigung

Stellt Deutschland die Holznutzung ein, dann würde, wenn die Baumartenzusammensetzung gleich bliebe wie heute, sich die Totholz sättigung bei einem Totholz vorrat von $184 m^3/ha$ einstellen (Gleichung 2). Dieser Hektarvorrat würde nach 70 Jahren erreicht, wenn der gesamte Zuwachs als Totholz im Wald belassen wird (Abbildung 3).

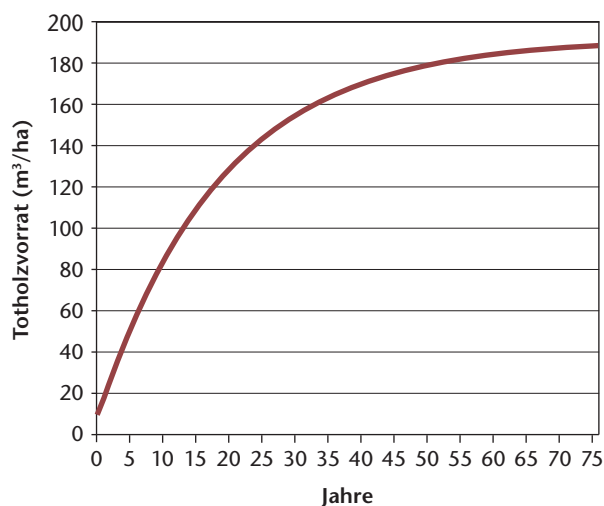
Wenn die aktuelle Baumartenzusammensetzung den potenziellen natürlichen Waldgesellschaften entsprechen würde, dann könnte der Wald einen maximalen Totholz vorrat von $150 m^3/ha$ akkumulieren. In diesem Wald würden die sekundären Nadelwälder durch Buchenwaldgesellschaften ersetzt, die mit einem Flächenanteil von 67.5% dominieren. Die Zersetzung des Buchenholzes vollzieht sich im Vergleich zu anderen heimischen Hauptbaumarten, wie Fichte, Kiefer und Eiche, am schnellsten (Müller-Using 2005, Rock et al 2008). Demzufolge wären in den Nichtbuchenwaldgesellschaften höhere Totholz vorräte als in Buchenwaldgesellschaften zu finden.

Nachlieferungsrate

Um einen definierten Totholz vorrat (V_{TH}) nachhaltig und stabil zu erhalten oder einen angestrebten

¹ Die BWI-Zersetzungskonstante kommt nicht zur Anwendung, da sie die Baumartenzusammensetzung der BWI2 unterstellt.

Abb 3 Entwicklung der Totholz sättigung bei gleichbleibender Baumartenzusammensetzung (wie zum Zeitpunkt der BWI2).



Zieltotholzvorrat (V_{THZ}) aufzubauen, muss der Zeretzungsverlust ausgeglichen werden. Tabelle 2 listet für bestehende Ausgangswerte beziehungsweise mögliche Zieltotholzvorrate die primäre jährliche Nachlieferungsrate (N_p) auf. Für den Erhalt der durchschnittlichen $11.5 \text{ m}^3/\text{ha}$ Totholzvorrat aus der BWI2 sind dementsprechend jährlich $0.62 \text{ m}^3/\text{ha}$ nachzuliefern. Aufgrund der Totholzdefinition der

BWI kann nur der Anteil des WEHAM-Zuwachses bei der Totholznachlieferung berücksichtigt werden, dessen Bäume einen BHD $\geq 20 \text{ cm}$ haben. Dieser Zuwachs beträgt $7.78 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Tabelle 1). Es müssten demnach von den $7.78 \text{ m}^3/\text{ha}$ des Zuwachses 8% als Totholz im Wald belassen werden.

Für Forstökonomern ist nicht der Zuwachs, sondern die entgangene Nutzungsmenge, welche für den Erhalt des Totholzes notwendig ist, von Interesse. WEHAM prognostiziert, dass im Durchschnitt jährlich $8.5 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Tabelle 1) der Bäume mit einem BHD $\geq 20 \text{ cm}$ genutzt werden sollen. Dieser Wert liegt über dem durchschnittlichen Zuwachs, da das Nutzungsmodell von WEHAM standardmäßig Hochdurchforstungen unterstellt. Demnach müssten bei einer primären Nachlieferungsrate von $0.62 \text{ m}^3/\text{ha}$ 7.3% des prognostizierten Rohholzpotenzials im Wald verbleiben, um den Totholzvorrat konstant zu halten.

Soll ein gegenwärtiger Totholzvorrat auf einen höheren Zielvorrat angehoben werden, dann bestimmt der Zielerreichungszeitraum die Höhe der Nachlieferungsrate N_k (Abbildung 4). Bis zu einem Zielvorrat von 18 m^3 BWI-Totholz/ha unterscheiden

Totholzvorrat V_{TH} bzw. V_{THZ} (m^3/ha)	Jährliche primäre Nachlieferungsrate N_p ($\text{m}^3/[\text{ha} \times \text{J}]$)	Anteil der Totholznachlieferung am Zuwachs (Bäume mit BHD $\geq 20 \text{ cm}$; %)	Anteil der Totholznachlieferung am Rohholzpotenzial (Bäume mit BHD $\geq 20 \text{ cm}$; %)
10	0.54	6.9	6.3
11	0.59	7.6	7.0
11.5	0.62	8.0	7.3
12	0.65	8.3	7.6
14	0.76	9.7	8.9
16	0.86	11.1	10.2
18	0.97	12.5	11.4
20	1.08	13.9	12.7
22	1.19	15.3	14.0
24	1.30	16.7	15.2
26	1.40	18.0	16.5
28	1.51	19.4	17.8
30	1.62	20.8	19.0
35	1.89	24.3	22.2
40	2.16	27.8	25.4
45	2.43	31.2	28.6
50	2.70	34.7	31.7
55	2.97	38.2	34.9
60	3.24	41.6	38.1
65	3.51	45.1	41.3
70	3.78	48.6	44.4
75	4.05	52.1	47.6
80	4.32	55.5	50.8
85	4.59	59.0	54.0
90	4.86	62.5	57.1
95	5.13	65.9	60.3
100	5.40	69.4	63.5

Tab 2 Primäre jährliche Nachlieferungsrate (N_p) mit Angabe des Anteils am Zuwachs bzw. am Rohholzpotenzial der Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser BHD $\geq 20 \text{ cm}$.

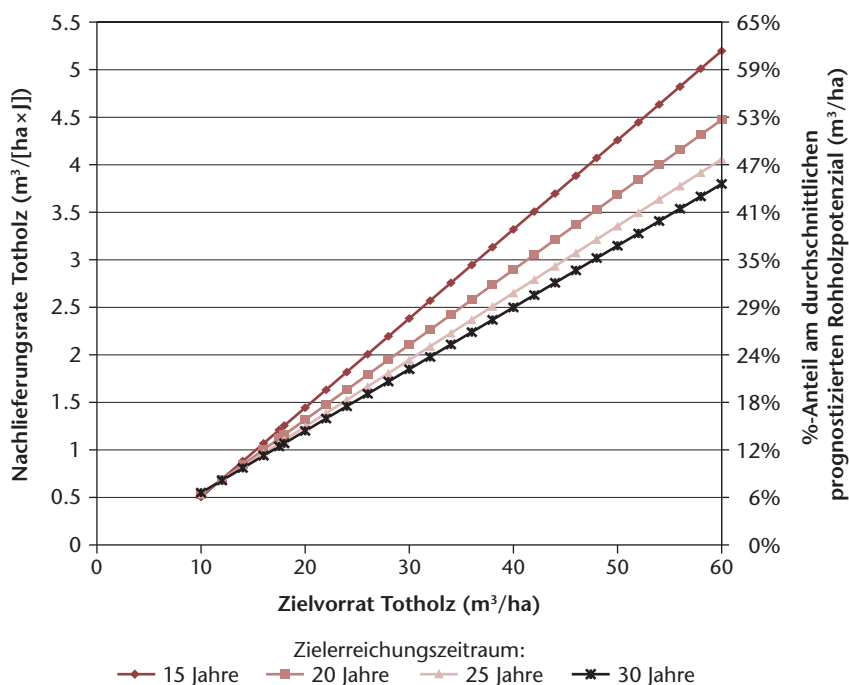


Abb 4 Kumulative jährliche Nachlieferungsrate (N_k) für Totholz und der dadurch repräsentierte Anteil des WEHAM-Rohholzpotezial in Abhängigkeit vom Zielvorrat für Totholz für verschiedene Zielerreichungszeiträume.

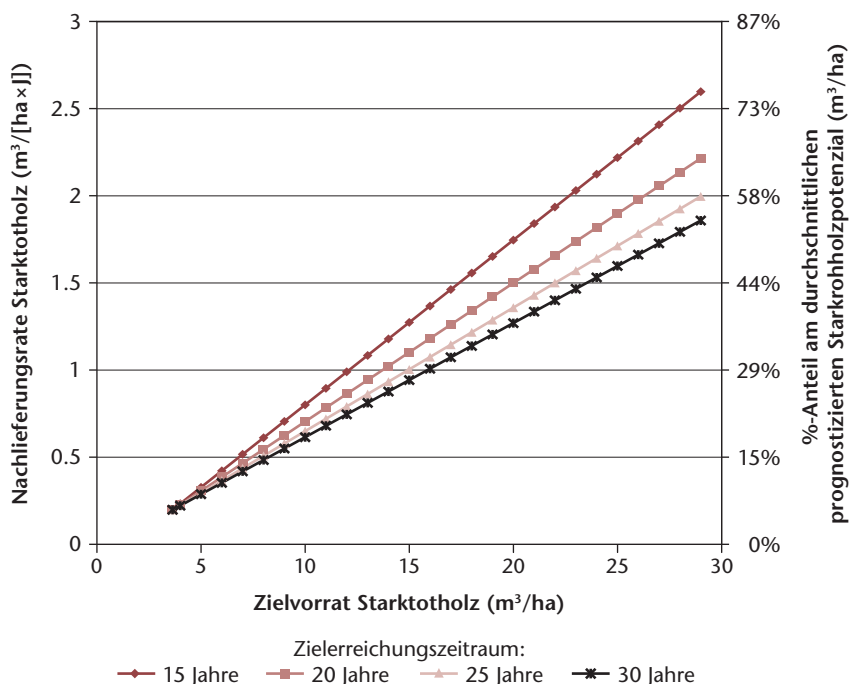


Abb 5 Kumulative jährliche Nachlieferungsrate (N_k) für Starktotholz und der dadurch repräsentierte Anteil des WEHAM-Starkrohholzpotezial in Abhängigkeit vom Zielvorrat für Starktotholz für verschiedene Zielerreichungszeiträume.

sich die Nachführungsrate bei Zielerreichungszeiträumen von 15 bis 30 Jahren kaum und liegen bei ca. 1 m³/ha. Bei höheren Zielvorräten wird die Nachlieferungsrate zunehmend durch die unterschiedlichen Zielerreichungszeiträume beeinflusst (Abbildung 4). Nicht zuletzt ist die Auswahl des Zielerreichungszeitraums eine ökonomische Frage. Kleinere Zielerreichungszeiträume und höhere Zieltotholzvorräte lassen die Nachlieferungsrate an den

Zuwachswert herankommen, der nach der WEHAM-Prognose bei Wert 7.78 m³/ha pro Jahr liegt.

Der Anteil des toten Starkholzes (Durchmesser von mehr als 50 cm) beträgt 3.63 m³/ha und entspricht 31.5% des BWI-Gesamttotholzvorrates. Baumartenspezifisch betrachtet ist bei der Eiche der Starktotholzanteil mit 38% am höchsten, bei den Laubbäumen ohne Eiche mit 28.6% am niedrigsten und bei Nadelholz beträgt er 31.9%.

Um den Starktotholzanteil konstant zu halten, müssen von den jährlich prognostizierten 3.45 m³/ha Starkholz (Tabelle 1) jedes Jahr 0.20 m³/ha im Wald verbleiben. Soll der gegenwärtige Starktotholzvorrat von 3.63 m³/ha auf einen höheren Zielwert angehoben werden, dann richtet sich die benötigte Nachlieferungsrate nach dem entsprechenden Zielerreichungszeitraum (Abbildung 5).

Bereits nach 15 Jahren kann bei einer Nachlieferungsrate N_k von 0.51 m³/ha der doppelte Starktotholzanteil von rund 7 m³/ha erreicht werden. Eine Verlängerung des Zielerreichungszeitraums von 15 auf 30 Jahre verringert die Nachlieferungsrate auf 0.41 m³/ha. Bis der Wert von 7 m³/ha erreicht ist, verbleiben etwa 15% des prognostizierten Starkholzpotezial im Wald. Wenn Starktotholzvorräte über 7 m³/ha angestrebt werden, dann wird die Nachlieferungsrate neben dem angestrebten Zielvorrat zunehmend vom Zielerreichungszeitraum bestimmt. Bei einem Zielvorrat von 15 m³/ha liegt die Nachlieferungsrate für einen Zeitraum von 15 Jahren bei 1.27 m³/ha bzw. für 30 Jahre bei 0.94 m³/ha. Zur Erreichung des Zielwertes müssen 35% (15 Jahre) beziehungsweise 25% (30 Jahre) des durchschnittlichen prognostizierten Starkholzpotezial im Wald verbleiben.

Diskussion und Fazit

Mit dieser Studie wurden auf Grundlage der Daten der BWI2 (BMVEL 2005a) und der WEHAM (BMVEL 2005b, c, d) verschiedene Szenarien zum Totholzpotezial in deutschen Wäldern aufgezeigt. Die ermittelten Werte zu unterschiedlichen Aspekten des Totholzvorrates, angefangen bei Nachlieferungsrate bis zum maximalen Totholzvorrat, sind wichtige Parameter und Kerngrößen in der Diskussion zu bevorzugten Zieltotholz mengen im gesamtdeutschen Wald (Abbildung 6).

Zieltotholz mengen unterschiedlichster Quellangaben, die auf Bestandesebene ermittelt wurden, können nicht ohne Weiteres auf ganz Deutschland übertragen werden. Diese repräsentieren zwar die untersuchten Bestände in ihrer charakteristischen Baumartenzusammensetzung, ihrem Alter und ihrer Geschichte, doch meist bleiben dabei Entwicklungsphasen in den Beständen unberücksichtigt. Durch diese Auswahl von einzelnen Beständen las-



Abb 6 Welche Zieltotholzmenge soll für Deutschland angestrebt werden?

sen sich durchschnittliche Totholzvorräte nach unten oder nach oben anpassen. Für eine deutschlandweite Betrachtung werden daher Zieltotholz mengen empfohlen, die alle Entwicklungsphasen berücksichtigen, wobei deren Gewichtung einer angestrebten Altersklassenverteilung entsprechen soll.

Anhand der in der Studie dargelegten Szenarien und Ergebnisse können den unterschiedlichen Zielvorstellungen zur Anreicherung von Totholz über einen definierten Zeitraum in weiterführenden Analysen reelle Daten gegenübergestellt werden. Daraus lassen sich Handlungsempfehlungen ableiten, die zur Überwindung des Zielkonflikts zwischen Ökonomie und Ökologie verwendet werden können. Gegenwärtig wird der Rohstoff Holz sowohl von der Holz verarbeitenden Industrie als auch vonseiten des Natur-, Boden- und Klimaschutzes in hohem Mass beansprucht. Für die Holzindustrie gilt es, die Bedürfnisse des Marktes zu befriedigen und Arbeitsplätze zu sichern; für den Natur- und Klimaschutz ist das im Wald verbleibende Totholz sowohl für den Artenschutz als auch als Kohlenstoffsенке von Bedeutung. In Abhängigkeit von der Entwicklung des Totholzvorrates können einerseits die entstehenden Kosten für die Holzindustrie beziffert werden, andererseits kann der Habitatsverlust abgeschätzt werden. Eine Verbesserung der Aussagekraft hinsicht-

lich ökologischer Konsequenzen wäre gegeben, wenn eine Beziehung zwischen der Abnahme des Totholz vorrates und den an diesen Lebensraum gebundenen Arten hergestellt werden kann. Zwar gibt es eine Vielzahl von Publikationen, wie beispielsweise Bütler et al (2004) oder Müller et al (2005), die sich mit Schwellenwertanalysen zu ausgewählten Organismen auseinandersetzen, allerdings handelt es sich hierbei oftmals um Indikatorarten, die nur in lokal begrenzten Räumen und darüber hinaus oft in Beständen mit meist hohen Totholz vorräten zu finden sind. Um grossräumige Aussagen machen zu können, die für verschiedene Arten und auch für Bestände mit durchschnittlichen und geringen Totholz vorräten gültig sind, müssen zusätzliche Untersuchungen durchgeführt werden. In weiterer Folge könnten auf dieser Grundlage quantitative und qualitative Bewertungen sowie Monitoringprozesse in Hinblick auf die aktuelle und die angestrebte Totholzausstattung und die damit verbundenen Auswirkungen auf den Wald durchgeführt werden.

Für die Berechnung der Szenarien mussten die angestrebten Totholz vorräte vom prognostizierten Rohholzpotenzial abgezogen werden. Die Differenzierung des Rohholzpotenzials in einen Vorrat für die ökologische und einen für die ökonomische Wertschöpfungskette würde die Wirklichkeit besser

abbilden. Die in den Untersuchungen gewonnenen Erkenntnisse sind Voraussetzungen für die Weiterentwicklung und Verbesserung der Prognosemodelle. So fehlt dem Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodell (WEHAM, BMELV 2005b, c, d) beispielsweise bislang ein Modul zur Ausweisung von Totholzvorräten. Die Grundlage zur Prognose von Totholzvorräten wäre gegeben, wenn unterschiedliche Szenarien zur Abbildung von Ernterückständen und Mortalität berechnet werden können.

Obgleich die Zersetzung von Totholz ein aktuelles und vielseitig untersuchtes Gebiet ist (Herrmann & Prescott 2008, Herrmann & Bauhus 2008, Kahl 2008, Müller-Using & Bartsch 2009, Rock et al 2008, Zell et al 2009), besteht aufgrund der Komplexität und der Vielzahl gleichzeitig ablaufender Prozesse nach wie vor Forschungsbedarf. Zwar kann auf Zersetzungskonstanten, die für Mitteleuropa oder Amerika entwickelt wurden, zurückgegriffen werden (Fraver et al 2002, Mackensen et al 2003, Wirth et al 2004), allerdings sind damit immer Einschränkungen verbunden. Deshalb sollten dringend Zersetzungskonstanten für verschiedene Baumarten in deutschen Wäldern erarbeitet werden. Diese sollten für grosse Bezugsräume – optimalerweise für ganz Deutschland – gelten. Weiterhin gibt es derzeit nur wenige Untersuchungen zur volumenbezogenen Zersetzung von liegendem Totholz, und es fehlen Arbeiten zum Volumenabbau und zur Bruchwahrscheinlichkeit von stehendem Totholz (Meyer et al 2009). Wissenschaftliches Potenzial birgt ebenso die mathematische Abbildung der Zersetzung von Totholz. In der Studie wurde davon ausgegangen, dass der Zerfall in jeder Baumartengruppe gleich verläuft (siehe Gleichung 1). Dabei werden unterschiedliche Zersetzungsgeschwindigkeiten, die sich allein aus dem in der Bundeswaldinventur erfassten Totholztyp (wie stehendes oder liegendes Totholz) ergeben, nicht berücksichtigt. Im Weiteren ist die hier vorgestellte Akkumulation von Totholz nicht allein durch einen kontinuierlichen Nutzungsverzicht abzubilden, sondern ebenso müssten Schadereignisse, wie Stürme oder Insektenkalamitäten, in die Modelle integriert werden. Schwierig wird eine oftmals geforderte Einbeziehung von standortklimatischen Einflüssen auf die Zersetzungsgeschwindigkeit. Hierzu stehen in der Bundeswaldinventur keine Daten zur Verfügung, sodass andere bundeseinheitliche Datenquellen wie die des Deutschen Wetterdienstes einzubinden sind.

Eine entscheidende Voraussetzung für die wissenschaftliche Diskussion und Bewertung von Totholz ist die Vergleichbarkeit der erhobenen Totholzinformationen. Aufgrund der vielfältigen Bedeutung des Totholzes werden sowohl in Deutschland als auch in zahlreichen anderen Ländern umfangreiche Totholzerhebungen durchgeführt. Je nach Untersuchungsziel können dies lokale Untersuchungen,

beispielsweise in Naturwaldparzellen, landesweite Erhebungen, wie bei der BWI2 (BMVEL 2001) oder der Inventurstudie 2008 (BMELV 2008, Schwitzgebel et al 2009), oder auch europaweite Studien, z. B. BioSoil (Bastrup-Birk et al 2006) oder ForestBIOTA (Fischer et al 2009), sein. So wurde zum Beispiel anhand der Ergebnisse der Inventurstudie 2008 festgestellt, dass aus der Änderung der Aufnahmegrenze von Totholz von 20 cm auf 10 cm eine Vorratsänderung von 9.3 m³/ha resultiert. Der Anstieg des Totholzvorrates ist allerdings nicht, wie im Artikel beschrieben, auf gestiegene Totholznachlieferungsraten zurückzuführen, sondern resultiert aus der Erhebung bisher unberücksichtigter Totholzmengen geringerer Dimensionen. Um die ermittelten Totholzvorräte vergleichen zu können, sind einheitliche Definitionen der Begriffe und Aufnahmeparameter erforderlich (Woodall et al 2009). Zur Erfüllung dieser Voraussetzung müssen Harmonisierungsverfahren angewendet werden, die je nach Zielstellung zu entwickeln und umzusetzen sind. Dies gilt es auch bei der Diskussion zur Festlegung von Zieltotholzmengen zu berücksichtigen. ■

Eingereicht: 4. November 2009, akzeptiert (mit Review): 13. März 2010

Literatur

- ALBRECHT L (1991)** Die Bedeutung des toten Holzes in Naturwaldreservaten. *Forstwiss Cent.bl* 110: 106–113.
- AMMER U (1991)** Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforschung für die forstliche Praxis. *Forstwiss Cent.bl* 110: 149–157.
- BASTRUP-BIRK A, NEVILLE P, CHIRICI G, HOUSTON T (2006)** The BioSoil forest biodiversity field manual, Version 1.0/1.1/1.1a. 51 p. www.icp-forests.org/DocsBiodiv/BioSoil%20Field%20Manual%20v1.1Jan2007.doc (31.3.2010).
- BMVEL (2001)** Aufnahmeanweisung für die Bundeswaldinventur II (2001–2002), 2., korrigierte, überarbeitete Ausgabe, Mai 2001. Bonn: Bundesministerium Verbraucherschutz Ernährung Landwirtschaft. 108 p.
- BMVEL (2005A)** Die zweite Bundeswaldinventur – BWI2: Der Inventurbericht. Bonn: Bundesministerium Verbraucherschutz Ernährung Landwirtschaft. 231 p.
- BMVEL (2005B)** Das potenzielle Rohholzaufkommen 2003 bis 2042: Das Wichtigste in Kürze. Bonn: Bundesministerium Verbraucherschutz Ernährung Landwirtschaft. 75 p.
- BMVEL (2005C)** Das potenzielle Rohholzaufkommen 2003 bis 2042: Tabellen und Methode. Bonn: Bundesministerium Verbraucherschutz Ernährung Landwirtschaft. 91 p.
- BMVEL (2005D)** Das potenzielle Rohholzaufkommen 2003 bis 2042: Modell und Ergebnisse. Bonn: Bundesministerium Verbraucherschutz Ernährung Landwirtschaft. 99 p.
- BMVEL (2008)** Aufnahmeanweisung für die Inventurstudie 2008 im Rahmen der Treibhausgasberichterstattung. Bonn: Bundesministerium Verbraucherschutz Ernährung Landwirtschaft. 55 p.
- BROWN S (2002)** Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environ Pollut* 116: 363–372.
- 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 Conserv* 119: 305–318.

- DAHM S (2006) Auswertungsalgorithmen für die zweite Bundeswaldinventur. Arbeitsbericht. Hamburg: Bundesforschungsanstalt Forst- Holzwirtschaft, Institut Waldökologie Waldinventuren. 38 p.
- FISCHER R ET AL (2009) Background, main results and conclusions from a test phase for biodiversity assessments on intensive forest monitoring plots in Europe. *iForest* 2: 67–74.
- FRAVER S, WAGNER RG, DAY M (2002) Dynamics of coarse woody debris following gap harvesting in the Acadian forest of central Main, U.S.A. *Can J For Res* 32: 2094–2105.
- GÜTHLER W, MARKET R, HÄUSLER A, DOLEK M (2005) Vertragsnaturschutz im Wald – Bundesweite Bestandsaufnahme und Auswertung. Bonn: Bundesamt Naturschutz, Skripten 146: 1–180.
- HARMON ME ET AL (1986) Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv Ecol Res* 15: 133–302.
- HERRMANN S (2007) Zersetzungsdynamik und Kohlenstoffspeicherung liegenden Totholzes der Baumarten Buche, Fichte und Kiefer. Freiburg: Univ Freiburg, Mitt GFH 21 (1): 10–11.
- HERRMANN S (2008) Zersetzungsdynamik und Kohlenstoffspeicherung in liegendem Totholz. Freiburg: Univ Freiburg, Ber Freiburger Forstl Forsch 76: 47 p.
- HERRMANN S, BAUHUS J (2008) Comparison of methods to quantify respirational carbon loss of coarse woody debris. *Can J For Res* 38: 2738–2745.
- HERRMANN S, PRESCOTT CE (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.
- HÖVEMEYER K, SCHAUERMANN J (2003) Succession of Diptera on dead beech wood: a 10-year study. *Pedobiologia*, 47: 61–75.
- HUSTON M, MCVICKER G, NIELSEN J (1999) A function approach to ecosystem management: Implications for species diversity. In: Szaro RC, Johnson NC, Sexton WT, Malk AJ. Ecological stewardship – A common reference for ecosystem management (Vol. II). Oxford: Elsevier. 45–85.
- JANISCH JE, HARMON ME (2002) Successional changes in live and dead wood carbon stores: implications for net ecosystem productivity. *Tree Physiol* 22: 77–89.
- 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. Jena: Univ Jena, Magisterarbeit. 99 p.
- KAHL T (2008) Kohlenstofftransport aus dem Totholz in den Boden. Freiburg: Univ Freiburg, Fakultät Forst- Umweltwissenschaften, PhD thesis. 108 p.
- KIMMINS JP (2004) Forest ecology – A foundation for sustainable management. New Jersey: Prentice-Hall, 3 ed. 611 p.
- LARSSON TB ET AL (2001) Biodiversity evaluation tools for European forests. *Ecological Bulletins* 50: 237 p.
- MACKENSEN J, BAUHUS J (1999) The decay of coarse woody debris. National Carbon Accounting System. Canberra: Australian Greenhouse Office, Technical Report 6. 40 p.
- MACKENSEN J, BAUHUS J, WEBBER E (2003) Decomposition rates of coarse woody debris – A review with particular emphasis on Australian tree species. *Austral J Bot* 51: 27–37.
- MASON F (2003) Guidelines and aims of the Project Life NAT/IT/99/006245 «Bosco della Fontana: urgent conservation actions on relict habitat». In: Mason F, Nardi G, Tisato M, editors. Proc Intern Symposium «Deadwood: a key to biodiversity», Mantova, May 29–31, 2003. Arezzo: Compagnia delle Foreste, Sherwood Newsletter 95 (suppl 2): 41–43.
- MATTSON KG, SWANK WT, WAIDE JB (1987) Decomposition of woody debris in a regenerating, clear-cut forest in the Southern Appalachians. *Can J For Res* 17: 712–721.
- MCPFE (2003) State of Europe's forests 2003. The MCPFE Report on Sustainable Forest Management in Europe. Vienna: MCPFE Liaison Unit. 114 p.
- MEYER P, BARTSCH N, WOLFF B (2003) Methoden der Totholzerfassung im Wald. *Forstarchiv* 74: 263–274.
- MEYER P ET AL (2009) Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb. Abschlussbericht. www.nw-fva.de/fileadmin/user_upload/Sachgebiet/Waldnaturschutz_Naturwald/dbu_totholz_abschlussbericht.pdf (11.03.2010)
- MÜLLER-KROEHLING S (2009) Bewertung von Wald-Lebensraumtypen. Freising: Bayer Landesanstalt Wald- Forstwirtschaft, LWF Aktuell 69. pp. 12–14.
- MÜLLER-USING S (2005) Totholzdynamik eines Buchenbestandes im Solling. Göttingen: Univ Göttingen, Ber Forschungszentrum Waldökosysteme A 193. 175 p.
- MÜLLER-USING S, BARTSCH N (2003) Totholzdynamik eines Buchenbestandes (*Fagus sylvatica* L.) im Solling. Nachlieferung, Ursache und Zersetzung von Totholz. *Allg Forst- Jagdztg* 174: 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.
- MÜLLER J, STRÄTZ C, HOTHORN T (2005) Habitat factors for land snails in European beech forests with special focus on coarse wood debris. *Eur J For Res* 124: 233–242.
- MÜLLER J, BUSSLER H, UTSCHICK H (2007) Wieviel Totholz braucht der Wald? *Nat.schutz Landsch.plan* 39 (6): 165–170.
- OEHMICHEN K (2007) Erfassung der Totholzmasse – Zusammenstellung von Verfahrensansätzen und Bewertung ihrer Eignung für massenstatistische Erhebungen. Hamburg: Bundesforschungsanstalt Forst- Holzwirtschaft, Institut Waldökologie Waldinventuren, Arbeitsbericht 1/2007. 46 p.
- OLSON JS (1963) Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322–331.
- RINGVALL A, STAHL G, TEICHMANN V, GOVE JH, DUCEY MJ (2001) Two-phase approaches to point and transect relascope sampling of downed logs. *Can J For Res* 31: 971–977.
- ROCK J, BADECK FW, HARMON ME (2008) Estimating decay rates for European tree species from literature sources. *Eur J For Res*: 301–313.
- SCHÄFER M (2002) Zersetzung der sturmgeworfenen Buchenstämme im Naturwaldreservat Weiherkopf seit 1990. *Mitt Hess Landesforstverwalt* 38: 49–60.
- SCHERZINGER W (1996) Naturschutz im Wald. Stuttgart: Ulmer. 447 p.
- SCHMITZ F, POLLEY H, HENNIG P, DUNGER K, SCHWITZGEBEL F (2008) Die zweite Bundeswaldinventur – BWI2: Inventur- und Auswertungsmethoden zu den Bundeswaldinventuren 2001 bis 2002 und 1986 bis 1988. Hamburg: Bundesforschungsanstalt Forst- Holzwirtschaft, Institut Waldökologie Waldinventuren, Arbeitsbericht 1/2008. 85 p.
- 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, editor. Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – from ideas to operationality. Joensuu: European Forest Institute, Proc 51. pp. 49–77.
- SCHWITZGEBEL F, DUNGER K, POLLEY H (2009) Die Inventurstudie 2008. Kohlenstoffinventur auf Bundeswaldinventurbasis. Hintergrund, Methodik und Durchführung der Inventur. *Allg Forst Z Waldwirtsch Umweltvorsorge* 64: 1072–1073.

- SIITONEN J, MARTIKAINEN P, PUNTTILA P, RAUH J (2000) Coarse woody debris and stand characteristics in mature, managed and boreal mesic forests in southern Finland, *For Ecol Manage* 128: 211–225.
- SMITH JE, HEATH LS, WOODBURY PB (2004) How to estimate forest carbon for large areas from inventory data. *J For* 102 (5): 25–31.
- SSYMANK A, HAUKE U, RÜCKRIEM C, SCHRÖDER E (1998) Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Stuttgart: Kohlhammer. 560 p.
- STOKLAND JN, TOMTER SM, SÖDERBERG U (2004) Development of dead wood indicators for biodiversity monitoring: Experiences from Scandinavia. In: Marchetti M, editor. *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – From ideas to operationality*. Joensuu: European Forest Institute, Proc 51. pp. 207–226.
- WINTER S (2005) Ermittlung von Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. Tharandt: Univ Dresden, Dissertation. 397 p.
- WIRTH C ET AL (2004) Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. Gotha: Mitt Thüringer Landesanstalt Wald Jagd Fischerei 23. 303 p.
- WOODALL CW, VERKERK H, RONDEUX J, STAHL G (2009) Who's counting dead wood? Joensuu: European Forest Institute, News 2/2009: 12–13.
- ZELL J, KÄNDLER G, HANEWINKEL M (2009) Predicting constant decay rates of coarse woody debris – a meta-analysis approach with mixed model. *Ecol Model* 220: 904–912.

Das Potenzial der Totholzakkumulation im deutschen Wald

Totholz ist ein wesentlicher Bestandteil des Ökosystems Wald. Sein Vorrat setzt sich aus der Anreicherung und dem Abbau von Totholz zusammen. Die umfangreichsten Daten zum Totholzvorrat in Deutschland werden durch die Bundeswaldinventur zur Verfügung gestellt. Daneben liefert die Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung (WEHAM) weitere wichtige Parameter wie Zuwachs und Rohholzpotenzial. Anhand dieser Informationen wurden Szenarien zur Totholzakkumulation entwickelt.

Für die Berechnung des Totholzabbaus wurde eine baumartenunabhängige Zersetzungskonstante von $k = 0.054$ für ganz Deutschland hergeleitet. Aus den Untersuchungen geht hervor, dass im Falle einer langfristigen Einstellung der Holznutzung in Deutschland bei gleicher Baumartenzusammensetzung wie heute eine Totholz sättigung bei einem Totholzvorrat von $184 \text{ m}^3/\text{ha}$ eintreten würde. Würde der Wald in Deutschland eine natürliche Baumartenzusammensetzung aufweisen, könnte ein Totholzvorrat von maximal $150 \text{ m}^3/\text{ha}$ aufgebaut werden. Anhand der verwendeten Szenarien lassen sich Nachlieferungsraten für Gesamtotholz und Starktotholz in Abhängigkeit des entsprechenden Zielvorrates und verschiedener Zielerreichungszeiträume ableiten. Es zeigt sich, dass jährlich 7.3% des WEHAM-Rohholzpotenzials im Wald verbleiben müssten, wenn der Totholzvorrat bei $11.5 \text{ m}^3/\text{ha}$ gehalten werden soll. Soll der Totholzvorrat erhöht werden, wird die jährliche Nachlieferungsraten neben dem angestrebten Zielvorrat zunehmend durch den Zielerreichungszeitraum beeinflusst. So lassen kurze Zielerreichungszeiträume und hohe Zieltotholzvorräte die Nachlieferungsraten an das WEHAM-Rohholzpotenzial herankommen. Die in dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse sollen die Entscheidungsfindung bezüglich angestrebter Totholzvorräte im Wald unterstützen und zukünftig als Grundlage für die Auswahl, Bewertung und Diskussion von Zieltotholzmengen dienen.

Le potentiel de l'accumulation de bois mort dans les forêts allemandes

Le bois mort est une composante essentielle de l'écosystème forestier. Son volume dépend de l'accumulation et de la décomposition de bois mort. En Allemagne, l'inventaire forestier national met à disposition les données les plus complètes à ce sujet. D'autre part, les modèles de croissance des forêts et de distribution de la masse ligneuse (WEHAM) livrent d'importants paramètres tels que l'accroissement et le potentiel de bois rond. Des scénarios d'accumulation de bois mort ont été développés sur la base de ces informations.

Une constante $k = 0.054$ valable pour toutes les essences et pour tout le territoire allemand a été définie pour le calcul de la décomposition du bois mort. De cette étude résulte qu'en cas d'abandon à long terme des exploitations en Allemagne avec une composition en essence identique à celle prévalant aujourd'hui, une saturation en bois mort apparaîtrait avec l'atteinte d'un volume de $184 \text{ m}^3/\text{ha}$ de bois mort. Si la forêt allemande était composée uniquement d'essences en station, le volume maximal atteignable de bois mort serait de $150 \text{ m}^3/\text{ha}$. À l'aide des différents scénarios, le volume intrant de bois mort total et de bois fort mort peuvent être calculés en relation avec le volume de bois mort désiré selon différents délais pour l'atteinte de l'objectif. Il en résulte que 7.3% du volume potentiel de bois rond (WEHAM) devrait rester annuellement en forêt pour maintenir le stock de bois mort à $11.5 \text{ m}^3/\text{ha}$. Si le volume de bois mort en forêt devrait augmenter, le volume annuel de bois mort intrant nécessaire est influencé non seulement par le volume cible, mais aussi par le délai fixé pour atteindre l'objectif. Ainsi, plus le volume cible est élevé et plus les délais sont courts, plus on se rapproche du volume potentiel de bois rond (WEHAM). Les résultats présentés dans le cadre de cette étude sont une aide à la décision concernant le volume cible de bois mort en forêt et serviront, à l'avenir, de base pour la sélection, l'évaluation et l'appréciation de la quantité cible de bois mort.