

Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxyliche Biodiversität

Rita Bütler
Thibault Lachat

Eidgenössische Forschungsanstalt WSL und Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (CH)*
Eidgenössische Forschungsanstalt WSL und Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (CH)

Forests without harvesting: an opportunity for the saproxylic biodiversity

Veteran trees and deadwood are key elements to maintain forest biodiversity. Setting aside protected forest areas and old-growth patches is a recent concept intended to favor deadwood dependent species. We compared forest areas where no harvesting occurred for at least 30 years with regularly managed forests, in order to assess the efficiency of such conservation measures. We collected data from 24 sites in Switzerland, where we inventoried dead trees and habitat structures such as cavities, cracks, bark pockets, etc.

In unmanaged forests we found deadwood amounts of 98–143 m³ and 20 snags > 30 cm DBH per hectare, one and half time more large trees (> 60 cm DBH) and twice as many habitat structures as in managed forests. The latter had in average 15–19 m³ of deadwood and 3 snags > 30 cm DBH per hectare. Deadwood amounts in unmanaged forests were similar to the ones in natural forests of central Europe. However, we found 10–50 times less veteran trees (> 80 cm DBH) than in natural forests (1 vs. 0.2 trees per hectare in unmanaged vs. managed forests). For equal diameter classes, trees had more habitat structures in unmanaged than in managed forests. Forest managers plan to intensify wood harvesting in Swiss forests. Consequently, we recommend to urgently set aside protected forest areas and old-growth patches, to maintain and favor habitat trees in managed forests, and to introduce an efficient sustainable deadwood management in any forest.

Keywords: deadwood, old trees, management, saproxylic species, biodiversity

doi: 10.3188/szf.2009.0324

* ENAC-ECOS Laboratoire des Systèmes écologiques, Bât. GR, Station 2, CH-1015 Lausanne, E-Mail rita.buetler@epfl.ch

Sowohl national als auch international gehört heutzutage die Förderung der Artenvielfalt zur nachhaltigen Waldbewirtschaftung. Aus der Wissenschaft ist bekannt, dass Totholz und alte Bäume Schlüsselemente für die Biodiversität im Wald sind. Die Anzahl saproxylicher (alt- und totholzabhängiger) Arten steigt mit zunehmenden Alt- und Totholz mengen stark (z.B. Martikainen et al 2000). Damit solche Arten langfristig überleben, müssen geeignete Habitate sowohl zeitlich als auch räumlich kontinuierlich vorhanden sein (Grove 2002).

Die Bewirtschaftungsintensität der Schweizer Wälder variierte im Laufe der Zeit stark. Über Jahrhunderte war der Rohstoff Holz der wichtigste Energieträger und Baustoff. Die Wälder wurden intensiv genutzt und tote Bäume kaum im Wald belassen. In den letzten Jahrzehnten konnte sich der Wald allmählich von der intensiven Holznutzung des 19. und zu Beginn des 20. Jahrhunderts erholen. Immer mehr Holz blieb ungenutzt in den Wäldern. Dadurch wurden diese vorratsreicher und dunkler

(Brassel & Brändli 1999). Was für lichtbedürftige Arten nachteilig ist, wurde für zahlreiche saproxyliche Arten zum Vorteil. Gesamtschweizerisch stieg der durchschnittliche Totholzvorrat auf gemeinsamen Probestflächen des zweiten und dritten Landesforstinventars von 10.3 m³ pro Hektar in den 90er-Jahren auf 18.5 m³ pro Hektar elf Jahre später.¹ Wir können daher annehmen, dass sich die Situation für die saproxylichen Arten leicht entspannt hat. Das Problem der Habitatsknappheit für diese Arten ist aber trotzdem noch nicht gelöst.

Die meisten Wälder der Schweiz und Europas bieten immer noch zu wenig Totholz für die davon abhängigen Arten. Im Vergleich zu den knapp 20 m³ Totholz pro Hektar in den Schweizer Wäldern sind europäische Naturwälder mit ungefähr 20–200 m³

¹ BRÄNDLI UB, ABEGG M, DUC P, GINZLER C (2010) Biologische Vielfalt. In: Brändli UB, editor. Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Aufnahme 2004–2006. Birmensdorf: Eidgenöss. Forsch.anstalt Wald Schnee Landschaft. In Vorbereitung.



Abb 1 Dieser Habitatbaum dient Spechten schon jahrelang als Brutstätte.

(Nilsson et al 2002) und in einzelnen Fällen gar bis über 500 m³ (Christensen et al 2005) Totholz pro Hektar ausgestattet. Viele Arten sind daher in Mitteleuropa selten geworden. In Deutschland beispielsweise sind 59% der alt- und totholzabhängigen Käfer gefährdet oder ausgestorben (Köhler 2000). Gemäss dem dritten Schweizerischen Landesforstinventar (LFI3) bestehen die grössten Defizite an Totholz im Jura und im Mittelland, wo im Durchschnitt 9–14 m³ Totholz pro Hektar vorkommen. Nur in Wäldern der Alpen und Voralpen werden Totholz mengen von 20–40 m³ pro Hektar erreicht.

Den Bemühungen zur Förderung von Totholz stehen jedoch seit Kurzem neue, gewichtige Interessen entgegen. Mit der Verknappung von Erdöl und der Problematik des CO₂-Ausstosses gewinnt Holz als CO₂-neutraler Energielieferant an Bedeutung. Holz, das bis vor Kurzem kaum gewinnbringend genutzt werden konnte und daher als Totholz im Wald blieb, ist als Rohstoff wieder begehrt. Der Nachschub an Totholz im Waldökosystem wird knapp. Die Holznutzung in Wirtschaftswäldern wird intensiver, und in lange nicht mehr genutzten Gebirgswäldern werden wieder Holzschläge geplant. Die Schweizer Wälder als Habitate für die saproxyliche Artenvielfalt befinden sich also derzeit an einem ganz wichtigen Punkt. Je nach Entwicklung und waldpolitischen Entscheidungen kann sich die aktuelle Lage für die

Alt- und Totholzarten entweder noch weiter verbessern oder sich wieder drastisch verschlechtern.

Wichtige Grundsteine für die Erhaltung von saproxylichen Arten sind die Naturwaldreservate. Als Ergänzung zu diesen können die Waldbewirtschaftler und -eigentümer zusätzliche Trittsteine zwischen den Waldreservaten einrichten: sogenannte Altholzinseln und Habitatbäume. Altholzinseln sind Bestände von rund 1–20 ha Fläche, die seit mehreren Jahren nicht mehr bewirtschaftet wurden und in denen sich eine gewisse natürliche Dynamik wieder etabliert hat (Habitatstrukturen, alte Bäume, Totholz). Ein «Habitatbaum» ist ein Baum, der aufgrund seiner Beschaffenheit für die (Tot-)Holz bewohnenden Lebewesen geeignete ökologische Nischen zur Verfügung stellt. Diese drei Konzepte, Waldreservate, Altholzinseln und Habitatbäume, ermöglichen auf verschiedenen Skalen (Landschaft, Bestand, Baum) Prozesse, die sonst nur noch in naturnahen Wäldern oder Urwäldern stattfinden können. Das Absterben in situ eines einzigen Baumes (Habitatbaum), von Baumgruppen oder von Waldbeständen ergibt für zahlreiche saproxyliche Arten ideale Habitatbedingungen (Abbildungen 1 und 2). Falls tote Bäume bis zum vollständigen Abbau im Wald erhalten bleiben, bieten sie für das ganze Artenspektrum der Sukzession ein Habitat an: von Pionierarten auf dem absterbenden Baum bis zum späten Besiedler des morschen Holzes. Zahlreiche saproxyliche Arten profitieren von Habitatstrukturen (5882 Arten² nach Winter 2008), und viele sind sogar stark davon abhängig (1701 Arten nach Winter 2008). Ein Literaturüberblick über die Abhängigkeit verschiedener Arten-(gruppen) von diversen Habitatstrukturen zeigt, dass solche Strukturen hervorragende indirekte Indikatoren für die saproxyliche Biodiversität sind (Müller et al 2007, Winter et al 2008, Meier 2009).

Seit einigen Jahren gibt es in der Schweiz sowie in angrenzenden Ländern bereits Konzepte zur Förderung von alten Bäumen und Totholz. Im Vordergrund steht dabei meist das Einrichten von Naturwaldreservaten oder Altholzinseln. Aus Naturschutzsicht stellt sich die Frage, wie wirksam solche Konzepte tatsächlich sind. Wirkt sich die Aufgabe der Bewirtschaftung tatsächlich positiv auf die Dynamik und Natürlichkeit des Bestandes und damit auf die saproxyliche Artenvielfalt aus? Inwiefern unterscheiden sich Waldbestände nach mindestens 30 Jahren Bewirtschaftungsverzicht von herkömmlich genutzten Wäldern punkto Alt- und Totholz sowie Strukturvielfalt? Diesen Fragen gingen wir in der vorliegenden Untersuchung nach, indem wir in zwei Waldkategorien Daten aufnahmen: in Wäldern mit Altbeständen, wo seit mindestens 30 Jahren kein Eingriff mehr erfolgte, und in regelmässig bewirtschafteten, reifen Hochwäldern. In Anlehnung an

2 Kumulative Artenzahl; Mehrfachzuordnung von Arten möglich.



Abb 2 Ein Altbestand in weit fortgeschrittener Zerfallsphase. Die natürliche Dynamik kann nicht übersehen werden.

Lindenmayer et al (2000) sowie Winter & Möller (2008) quantifizierten vier auf Strukturen basierende Indikatoren für Natürlichkeit, nämlich Totholz und Habitatstrukturen.

Methode

Untersuchungsgebiet und Waldtypen

Die 24 untersuchten Standorte befinden sich im Jura, im Mittelland, in den Voralpen und Alpen in neun verschiedenen Kantonen (AG, BE, GR, OW, SG, SH, SZ, TG, ZH). Die Auswahl der Standorte erfolgte in Absprache mit den verantwortlichen Forstbehörden. Wichtige Kriterien waren die Entwicklungsphase (reife Hochwälder, d.h. > 120 Jahre alt), das Vorhandensein von Beständen, die seit 30 Jahren oder länger nicht mehr bewirtschaftet wurden, sowie deren Erreichbarkeit ohne zu lange Anmarschzeit. Da in der französischen Schweiz (Kantone Waadt und Neuenburg) bereits ein Vorprojekt lief, wurden dort keine neuen Aufnahmen gemacht. Auf jedem Standort wurden jeweils 2 × 4 Stichproben (SP) aufgenommen und wie folgt angeordnet:

- vier SP in altholzreichen Waldbeständen, in denen seit mindestens 30 Jahren kein Eingriff mehr erfolgte; im Folgenden «nicht mehr bewirtschaftete Wälder» beziehungsweise «Wälder ohne Bewirtschaftung» (NB) genannt. Infrage kamen grundsätzlich sämtliche Flächen, die obigen Kriterien entsprachen, sei es mit oder ohne vertragliche Regelung als Naturwaldreservate oder Altholzinseln;
- vier SP in vergleichbaren Waldbeständen, die noch bewirtschaftet werden (letzte Eingriffe vor ca. 5–10 Jahren); im Folgenden «bewirtschaftete

Wälder» beziehungsweise «Wälder mit Bewirtschaftung» (B) genannt. Bis auf drei Standorte konnten die Stichproben in bewirtschafteten Waldbeständen in unmittelbarer Nähe derjenigen in nicht mehr bewirtschafteten Beständen installiert werden. Sie wurden systematisch im Bestand platziert, wobei die Stichproben je nach Form des Bestandes entweder als Viereck oder linear angeordnet wurden und mindestens 35 Meter voneinander entfernt waren. Ein Waldbestand musste eine Minimalfläche von mindestens einer Hektare aufweisen.

Vier verschiedene Waldtypen wurden in diese Untersuchung einbezogen:

- Buchenwälder (BU; Waldgesellschaften 1–17 nach Ellenberg & Klötzli 1972)
- Tannen-Buchen-Wälder (TA-BU; Waldgesellschaften 18–21 nach Ellenberg & Klötzli 1972)
- Erlen-Eschen-Wälder (AUE; Waldgesellschaften 26–32 nach Ellenberg & Klötzli 1972)
- Tannen-Fichten- und Fichtenwälder (TA-FI; Waldgesellschaften 46–60 nach Ellenberg & Klötzli 1972).

Datenaufnahme

Insgesamt wurden 192 Stichproben (SP) untersucht, die sich auf 24 Standorte und vier Waldtypen verteilen. Eine SP besteht aus einer 500-m²-Fläche (Kreis von 12.62 m Radius, Horizontalfläche).

Untersucht wurden alle stehenden Bäume ab einem Brusthöhendurchmesser (BHD) von 10 cm. Liegendes Totholz wurde in Anlehnung an das LFI3 ab einem Durchmesser von 7 cm aufgenommen und sein Volumen mit einer Transekt-Methode geschätzt (für Details siehe Böhl & Brändli 2007). Das lebende Schaftholzvolumen wurde mit der Formel von Kaufmann (2000) hergeleitet. Habitatstrukturen wurden mithilfe eines Feldstechers auf stehenden Bäumen aufgenommen. Eine «Habitatstruktur» definierten wir als morphologische Besonderheit eines Baums, die für eine oder mehrere Alt- und Totholzarten ein bevorzugtes Habitat ist, also z.B. eine Höhle, eine Spalte oder ein toter Ast (Liste und Definitionen aller aufgenommenen Habitatstrukturen vgl. Tabelle 1). Aufgrund der schwierigen Sichtbarkeit bei Bäumen in belaubtem Zustand können sich dabei zufällige Fehler ergeben. Deshalb nahmen wir sämtliche Daten innerhalb eines kurzen Zeitraums auf (Juni bis August 2008), jeweils in derselben Woche pro Standort. Wir erfassten ebenfalls Stümpfe, da sie ein guter Indikator für die Bewirtschaftungsgeschichte in den letzten Jahrzehnten sind. Ein Stumpf ist das Überbleibsel eines Baumes, das nach der Fällung am Hiebsort verbleibt. Es wurden die prozentuale Rindenbedeckung und der Abbaugrad in fünf Klassen (1: frisch bis 5: stark abgebaut) gemäss der LFI3-Methode (Brändli 2005) aufgenommen.

Um zu prüfen, ob die Produktivität der Standorte der bewirtschafteten und der nicht mehr bewirt-

Habitatstruktur	Lebender Baum	Toter Baum	Beschreibung
Wurzelteller	+	+	Entwurzelter Baum mit Wurzelteller
Stammbruch	+	+	Ganze Krone abgebrochen, unterhalb der Bruchstelle höchstens noch lebende Klebäste
Baum mit Konsolenpilzen	+	+	Baum mit mehrjährigen Fruchtkörpern von Konsolenpilzen
Baum mit Bruthöhlen	+	+	Baum mit besetzten oder leeren Spechtbruthöhlen
Baum mit Frasslöchern	+	+	Baum von mindestens 5 cm Durchmesser mit Frassspuren von Spechten (keine Bruthöhle feststellbar)
Baum mit Frassspuren	+	+	Baum unter 5 cm Durchmesser, mit Frassspuren von Insekten oder Spechten
Schürfstelle (mindestens 25 cm ²)	+	–	Rindenverletzung von mindestens 25 cm ² Fläche mit sichtbarem Holzkörper
Höhle am Stammfuss	+	+	Höhle am Stamm unterhalb 50 cm Höhe, mit Mulm gefüllt und mindestens Faustgrösse
Natürliche Höhle	+	+	Natürliche Höhle in Stamm oder Ast
Riss oder Spalt (mindestens 10 cm)	+	+	Mindestens handbreiter Riss parallel zur Stammachse; Holzkörper sichtbar
Hohler Stamm	+	+	Baum mit ausgehöhltem Stamm, von aussen feststellbar
Zwiesel	+	+	Gabelung des Stammes
Zwieselabbrüche	+	+	Bruch eines der beiden Stämme des Zwiesels
Zwiesel mit Humus	+	+	Gabelung des Stammes mit Humus zwischen den beiden Stämmen
Krebsbildung	+	+	Krebs am Stamm
Rindentasche	+	+	Lose Rinde am Stamm, Entstehung eines Hohlraums zwischen Holz und Rinde
Gebrochener Ast (10–20 cm)	+	–	Gebrochener Ast in der Krone mit Durchmesser zwischen 10 und 20 cm (nur auf Laubbäumen)
Gebrochener Ast (über 20 cm)	+	–	Gebrochener Ast in der Krone mit Durchmesser von mindestens 20 cm (nur auf Laubbäumen)
Toter Ast (10–20 cm)	+	–	Toter Ast in der Krone mit Durchmesser zwischen 10 und 20 cm (nur auf Laubbäumen)
Toter Ast (über 20 cm)	+	–	Toter Ast in der Krone mit Durchmesser von mindestens 20 cm (nur auf Laubbäumen)

Tab 1 Liste und Definitionen der aufgenommenen Habitatstrukturen. Pluszeichen: Struktur aufgenommen. Minuszeichen: Struktur nicht aufgenommen.

schafteten Wälder vergleichbar ist, wurden für jede SP zusätzlich folgende Daten aufgenommen: Position in der Landschaft (ebene Fläche, Kuppe/Oberhang, Mittelhang, Hangfuss/Mulde), Gründigkeit des Bodens, pH-Wert, Hydromorphiemerkmale, Feinerdekörnung und Bodenskelett.

Datenanalyse

Unterschiede zwischen Wäldern mit und ohne Bewirtschaftung aufgrund von stetigen Variablen (BHD, Totholzvolumen, Holzvolumen) wurden mit einer univariaten Analyse (ANOVA) getestet. Die Daten wurden mit $\log(x+1)$ transformiert, um die Residuen zu normalisieren und die Varianz zu vereinheitlichen. War dieses Verfahren nicht möglich, wurden nicht parametrische Testverfahren angewendet (Mann-Whitney-U-Test oder Chi²-Test). Frequenzvariablen, die aus Zählungen stammten (zum Beispiel Anzahl Bäume mit Habitatstrukturen), wurden entweder mit nicht parametrischen Testverfahren analysiert (Mann-Whitney-U-Test) oder mit deskriptiven Analysen für sehr seltene Habitatstrukturen. Mittelwerte sind mit dem Standardfehler angegeben. Für jede SP berechneten wir eine theoretische Produktivität aus den aufgenommenen Variablen. Mittels Mann-Whitney U-Tests wurde für jeden Waldtyp geprüft, ob die Produktivität der SP für bewirtschaftete und nicht mehr bewirtschaftete Wälder statistisch verschieden ist.

Resultate und Diskussion

Insgesamt wurden 4978 stehende Bäume (lebend und tot) und 1159 Stümpfe vermessen, wovon 2993 Bäume und Stümpfe in nicht mehr bewirtschafteten (NB) und 3144 in bewirtschafteten Wäldern (B). Die Produktivität in den beiden Bewirtschaftungskategorien (NB und B) unterschied sich für die Waldtypen AUE, BU und TA-BU nicht ($p > 0.05$). Wir erachteten folglich die gewählten Waldkategorien NB und B als vergleichbar. Im Fall der TA-FI-Waldtypen wiesen bewirtschaftete Wälder eine höhere Produktivität auf als nicht mehr bewirtschaftete Wälder. Höhere Produktivität bedeutet grundsätzlich eher höhere Biomasseproduktion und somit grössere Totholz mengen. Dieser Unterschied in der Produktivität könnte deshalb zur Folge haben, dass die Unterschiede in den Totholz mengen zwischen nicht bewirtschafteten und bewirtschafteten Wäldern in Wirklichkeit eher noch grösser sind als auf den von uns untersuchten Flächen.

Baumstümpfe: die Geschichte der Waldbewirtschaftung

Da die Bewirtschaftungsgeschichte für kleine Waldbestände (Mindestfläche in unserer Untersuchung 1 ha) meistens schwer rekonstruierbar ist, wurden die Anzahl Stümpfe und ihr Abbauzustand als Bestätigung für die A-priori-Einteilung der Stich-

	Erlen-Eschen-Wälder		Buchenwälder		Tannen-Buchen-Wälder		Tannen-Fichten-Wälder	
	NB	B	NB	B	NB	B	NB	B
Abbauklasse	3.7 ± 0.3	2.9 ± 0.1	4.2 ± 0.1	3.4 ± 0.1	4.1 ± 0.1	3.5 ± 0.1	4.1 ± 0.1	3.8 ± 0.1
Mann-Whitney-Z-Wert	2.50127		4.86705		4.4858		1.82734	
p-Wert	0.01238		0.00000		0.00001		0.06765	
Rindenbedeckung (%)	36 ± 10	59 ± 4	16 ± 3	45 ± 3	14 ± 2	44 ± 3	24 ± 3	29 ± 2
Mann-Whitney-Z-Wert	-2.24119		-4.35933		-5.34527		-0.554641	
p-Wert	0.02502		0.00001		0.00000		0.57914	

Tab 2 Abbauklasse (von 1: frisch bis 5: stark zersetzt) und Rindenbedeckung der Stümpfe in Wäldern ohne Bewirtschaftung (NB) und in bewirtschafteten Wäldern (B). Mittelwerte ± Standardfehler.

proben in «nicht mehr bewirtschafteter» oder «bewirtschafteter Wald» verwendet. Die Anzahl Stümpfe pro Flächeneinheit sagt etwas über die Bewirtschaftungsintensität aus; ihr Abbauzustand informiert über den ungefähren Zeitpunkt des Eingriffs. Eine Mehrheit von harten Stümpfen (Abbauklassen 1 und 2) deutet auf einen Wald hin, der in den letzten Jahren bewirtschaftet wurde, während eine Mehrheit von stark zersetzten Stümpfen (Abbauklassen 4 und 5) auf eine länger zurückliegende Bewirtschaftung hinweist. Insgesamt wurden in bewirtschafteten Wäldern fast doppelt so viele Stümpfe erfasst wie in nicht mehr bewirtschafteten Wäldern (763 vs. 396, Abbildung 3). Der grösste Unterschied besteht bei der Abbauklasse 2 (Mann-Whitney-U-Test, $Z = -2.8$, $P = 0.005$). Für weiche und morsche Stümpfe (Abbauklassen 4 und 5) ergab sich kein Unterschied. Diese Beobachtung lässt vermuten, dass vor einigen Jahrzehnten in beiden Waldkategorien etwa gleich in-

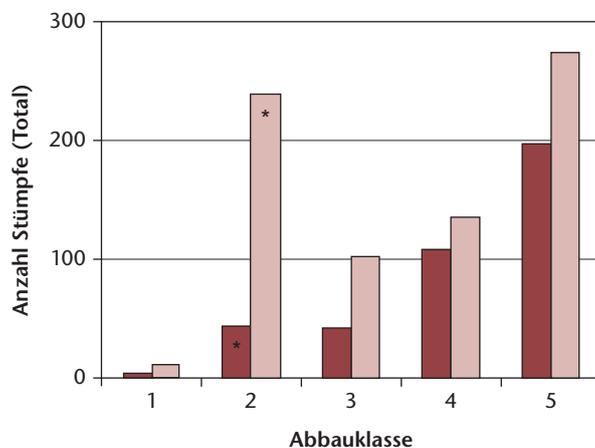


Abb 3 Anzahl Stümpfe nach Abbauklassen in Wäldern mit (rosa) und ohne Bewirtschaftung (rot). Stern bedeutet signifikanter Unterschied.

tensiv Holz genutzt wurde. In bewirtschafteten Wäldern war zudem die mittlere Rindenbedeckung der Stümpfe höher als in unbewirtschafteten, und die Stümpfe waren im Mittel weniger stark abgebaut (Tabelle 2). In Tannen-Fichten-Wäldern ist diese Tendenz zwar erkennbar, jedoch statistisch nicht signifikant. Wie postuliert liegen demnach in unbewirtschafteten Wäldern die letzten Holzschläge weiter zurück.

Totholz: Da liegt der grosse Unterschied

Die Quantität an Totholz war in nicht mehr bewirtschafteten Wäldern wesentlich höher als in bewirtschafteten Wäldern, und zwar unabhängig vom Typ des toten Holzes (Tabelle 3). Für sämtliche vier Waldtypen ergaben sich für alle Totholzvariablen (Volumen, Anzahl Bäume pro Hektar und Anteile am Gesamtvorrat und an der Stammzahl) statistisch hoch signifikante Unterschiede ($P < 0.001$).

In nicht mehr bewirtschafteten Wäldern schwankten die gesamten Totholzvolumen (liegend und stehend) je nach Waldtyp zwischen $98 \pm 18 \text{ m}^3$ und $143 \pm 26 \text{ m}^3$ pro Hektar (Abbildung 4). Diese Werte sind mit Natur- und sogar mit Urwäldern in Europa vergleichbar (vgl. Christensen et al 2005). Sie liegen in der gleichen Grössenordnung wie die von Vandekerckhove et al (2009) berichteten 86 m^3 Totholz pro Hektar in Buchenwäldern Europas, die vor mehr als zehn Jahren aus der Bewirtschaftung genommen wurden. Solche Volumina sind auch für anspruchsvolle Totholzarten ausreichend.

In den untersuchten bewirtschafteten Wäldern hingegen variierten die Totholzvolumen je nach Waldtyp zwischen $15 \pm 3 \text{ m}^3$ und $19 \pm 5 \text{ m}^3$ pro Hektar. Diese Werte liegen damit im Schweizer Durchschnitt (Totholzvorrat gemäss LFI3 18.5 m^3 bzw. Totholzvolumen 21.5 m^3 pro Hektar). Als minimaler Sollwert aus der neueren wissenschaftlichen Literatur ergeben sich $20\text{--}40 \text{ m}^3$ Totholz pro Hektar (z.B. Bütler & Schlaepfer 2004). Bewirtschaftete, reife Hochwälder können also durchaus Totholzvolumen erreichen, die nahe an die minimalen ökologischen Forderungen herankommen. Obwohl diese Volumina für anspruchsvolle Totholzarten ungenügend sind, weisen bewirtschaftete Wälder zurzeit ein gutes Potenzial auf: Durch eine nachhaltige und sanfte Bewirtschaftung von Hochwäldern scheint es durchaus möglich, totholzabhängige Arten zu fördern. Eine Intensivierung der Bewirtschaftung (kürzere Umtriebszeit, Ernten ganzer oder minderwertiger Bäume) könnte hingegen zu einer raschen Abnahme des Totholzes führen und damit den Wert dieser Wälder als Lebensraum für saproxyliche Arten wesentlich beeinträchtigen.

Besonders wichtig für viele Totholzarten sind tote Bäume grossen Durchmesser. In den nicht mehr

	Ohne Bewirtschaftung	Mit Bewirtschaftung
Dürrständer		
Volumen (m ³ /ha)	48.8 ± 7.5	5.3 ± 1.0
Anzahl Dürrständer mit 10–30 cm BHD/ha	56.3 ± 5.8	19.4 ± 2.9
Anzahl Dürrständer mit > 30 cm BHD/ha	20.0 ± 2.7	3.1 ± 0.8
Anteil am Gesamtvolumen (%)	6.9 ± 0.9	1.1 ± 0.2
Anteil an der Gesamtbasalfläche (%)	10.1 ± 1.2	1.8 ± 0.3
Anteil an der gesamten Stammzahl (%)	14.2 ± 1.1	4.4 ± 0.7
Liegendes Totholz		
Volumen (m ³ /ha)	70.4 ± 8.8	11.5 ± 1.4
Totholz insgesamt		
Volumen (m ³ /ha)	119.2 ± 11.1	16.7 ± 1.7
Anteil am Gesamtvolumen (%)	16.0 ± 1.4	3.7 ± 0.4

Tab 3 Totholz mengen in Wäldern ohne und mit Bewirtschaftung. Mittelwerte mit Standardfehlern. Alle Unterschiede sind statistisch hoch signifikant.

bewirtschafteten Wäldern standen fünfmal mehr grosse Dürrständer (> 30 cm BHD) als in bewirtschafteten Wäldern und fast dreimal mehr kleine (10–30 cm BHD; Tabelle 3). Auf eine Hektare hochgerechnet, entspricht dies ungefähr 20 grossen Dürrständern. In Urwäldern Nord- und Mitteleuropas fanden Nilsson et al (2002) 24 Dürrständer > 30 cm BHD pro Hektar, also ganz ähnliche Werte wie in unseren untersuchten Wäldern ohne Bewirtschaftung. Oft wird auch der Anteil der Dürrständer oder des gesamten Totholzvorrates am Gesamtvorrat berechnet. In den untersuchten Wäldern ohne Bewirtschaftung betrug der Anteil Dürrständer 10% des Gesamtvorrates (ausgedrückt als Basalflächenanteil an der gesamten Basalfläche lebend und tot) oder 14% der Stammzahl (Tabelle 3). Diese Werte sind ebenfalls mit Naturwäldern Mittel- und Nordeuropas vergleichbar, wo Dürrständer im Durchschnitt 11.2% (6–21%) der gesamten Basalfläche und 10.6% (7–19%) der Stammzahl ausmachten (Nilsson et al 2002). Bezieht man auch liegendes Totholz in die

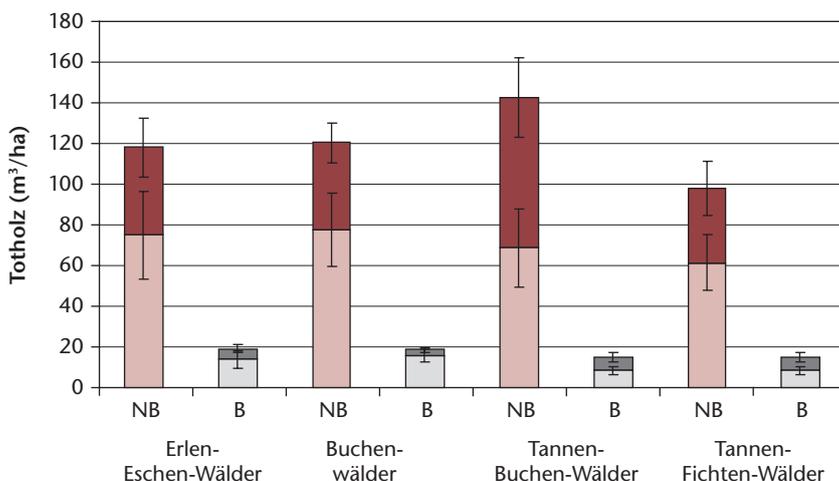


Abb 4 Volumen von stehendem und liegendem Totholz in den vier verschiedenen Waldtypen. NB: Wälder ohne Bewirtschaftung, B: Wälder mit Bewirtschaftung. Rosa und hellgrau: liegendes Totholz, rot und grau: stehendes Totholz. Mittelwerte und Standardfehler. Alle Unterschiede NB–B statistisch hoch signifikant.

Berechnung ein, ergibt sich ein Anteil von 16% am Gesamtvolumen (lebend und tot) in unseren Wäldern ohne Bewirtschaftung. Ähnliche Werte wurden in Buchenwaldreservaten Europas mit ungefähr 19% gefunden (Christensen et al 2005).

Für die untersuchten bewirtschafteten Wälder fanden wir einen Dürrständeranteil von knapp 2% (Basalfläche) oder 4.4% (Stammzahl). Totholz insgesamt, stehend und liegend, machte 3.7% am Gesamtvolumen aus. Gesamtschweizerisch wurde im LF3 für Dürrständer ein Vorratsanteil von 3.0% und für das gesamte Totholz ein Anteil von 5.1% nachgewiesen. Unsere Werte liegen im Vergleich dazu in derselben Grössenordnung, jedoch eher im tieferen Bereich.

Unsere Untersuchung zeigt, dass schon nach wenigen Jahrzehnten ohne Bewirtschaftung Totholz mengen und -anteile stark zugenommen haben, was zu einer deutlichen Verbesserung der Habitatsgrundlage für saproxyliche Arten führt. In Buchenwäldern kann nach 25 Jahren ein Aufbau von mindestens 25 m³ Totholz je Hektar erwartet werden (Meyer & Schmidt 2008, Vandekerckhove et al 2009). Unsere Beobachtung sowie die zitierte Literatur bestätigen, dass das Einrichten von Naturwaldreservaten und Altholzinseln eine wirksame Massnahme zur Förderung von Totholz ist.

Mehr grössere Bäume in Wäldern ohne Bewirtschaftung

Pro Flächeneinheit standen in beiden Waldkategorien «nicht mehr bewirtschaftet» und «bewirtschaftet» ungefähr gleich viele Bäume in den Durchmesserklassen 10–40 cm und 41–60 cm (Tabelle 4). Bäume mit BHD 61–120 cm waren jedoch signifikant zahlreicher in Wäldern ohne Bewirtschaftung. Die Aufgabe der Bewirtschaftung während mehrerer Jahrzehnte führte also dazu, dass grosse Bäume häufiger wurden. Sucht man allerdings sehr grosse Bäume mit BHD > 80 cm, so findet man auf den Hektar hochgerechnet ungefähr einen Baum in nicht mehr bewirtschafteten und 0.2 Bäume in bewirtschafteten Wäldern. In Naturwäldern Mitteleuropas und Albanien fanden Nilsson et al (2002) im Durchschnitt jedoch 10–17 und Meyer et al. (2003) 5–19 derart dicke Bäume pro Hektar, mit den höchsten Werten in Buchenwäldern. Diese Vergleiche machen deutlich, dass einige Jahrzehnte ohne Bewirtschaftung noch nicht ausreichen, um viele Baumgiganten in den Wäldern zu haben. Dafür bräuchte es viel mehr Zeit. Die nicht mehr bewirtschafteten Wälder sind also noch immer jung und von geringer Reife. Sie wurden alle im letzten Jahrhundert noch bewirtschaftet: drei Viertel aller Probeflächen wiesen stark abgebaute Stümpfe auf.

Habitatstrukturen: häufiger und vielfältiger in Wäldern ohne Bewirtschaftung

In Wäldern ohne Bewirtschaftung war der Anteil von Bäumen mit Habitatstrukturen deutlich hö-

Durchmesserklasse	Mittlere Anzahl lebender Bäume pro SP ± Standardfehler		Statistische Signifikanz	
	Ohne Bewirtschaftung	Mit Bewirtschaftung	t-Wert	p-Wert
10–40 cm	15.4 ± 0.9	17.0 ± 0.9	-1.17579	0.241149
41–60 cm	5.0 ± 0.3	4.4 ± 0.3	1.447316	0.149456
61–120 cm	4.6 ± 0.3	2.9 ± 0.3	4.137435	0.000053

Tab 4 Anzahl lebender Bäume pro 500-m²-Fläche in Wäldern ohne und mit Bewirtschaftung, aufgeteilt nach Durchmesserklassen. Mittelwerte mit Standardfehlern. Student's t-Test.

Anzahl Strukturen pro Baum	Anzahl Bäume und Prozentwerte				Statistische Signifikanz	
	Ohne Bewirtschaftung		Mit Bewirtschaftung		Chi ² -Wert	p-Wert
	Anzahl Bäume	%	Anzahl Bäume	%		
0	1572	61.6	1702	74.1	16.58	0.0000
1	662	26	477	20.8	11.23	0.0008
2	250	9.8	104	4.5	43.02	0.0000
3	55	2.2	13	0.6	21.5	0.0000
4 oder mehr	12	0.5	1	0	n.a.	n.a.
Total	2551	100	2297	100		

Tab 5 Anteil der Bäume in Wäldern ohne und mit Bewirtschaftung mit 0 bis mindestens 4 Habitatstrukturen. Anzahl Bäume und Prozentwert. n.a.: nicht analysiert (Struktur zu selten für eine statistische Auswertung). Chi²-Test.

Habitatstruktur	Ohne Bewirtschaftung				Mit Bewirtschaftung				Statistische Signifikanz	
	Erlen-Eschen-Wälder	Buchenwälder	Tannen-Buchen-Wälder	Tannen-Fichten-Wälder	Erlen-Eschen-Wälder	Buchenwälder	Tannen-Buchen-Wälder	Tannen-Fichten-Wälder	Z-Wert	p-Wert
Wurzelteller	11–20	11–20	11–20	6–10	0–2	0–2	0–2	0–2	3.725987	0.000195
Stammbrüche	21–50	21–50	21–50	21–50	6–10	6–10	6–10	11–20	4.363651	0.000013
Bäume mit Konsolenpilzen	21–50	11–20	11–20	11–20	6–10	11–20	6–10	3–5	3.184426	0.001451
Bäume mit Bruthöhlen	6–10	6–10	3–5	3–5	0–2	0–2	0–2	0–2	2.49871	0.012465
Bäume mit Frasslöchern	6–10	6–10	0–2	3–5	3–5	0–2	0–2	0–2	1.889617	0.058810
Bäume mit Frassspuren	6–10	11–20	11–20	11–20	3–5	0–2	3–5	0–2	4.206508	0.000026
Schürfstellen (≥ 25 cm ²)	11–20	21–50	11–20	11–20	11–20	11–20	11–20	11–20	1.220783	0.222169
Höhle am Stammfuss	3–5	21–50	11–20	21–50	6–10	11–20	6–10	11–20	4.167547	0.000031
Natürliche Höhle	0–2	6–10	3–5	3–5	0–2	0–2	0–2	3–5	1.751954	0.079783
Risse und Spalten (≥ 10 cm)	6–10	6–10	6–10	0–2	0–2	0–2	0–2	0–2	2.151955	0.031402
Hohler Stamm	0–2	0–2	0–2	0–2	0–2	0–2	0–2	3–5	0.116884	0.906952
Zwiesel	>50	> 50	21–50	21–50	> 50	21–50	21–50	11–20	1.681824	0.092604
Zwieselabbrüche	11–20	3–5	0–2	3–5	0–2	0–2	3–5	3–5	0.76234	0.445858
Zwiesel mit Humus	6–10	3–5	0–2	3–5	0–2	0–2	0–2	0–2	1.631174	0.102855
Krebsbildungen	6–10	6–10	11–20	11–20	0–2	0–2	6–10	11–20	1.336368	0.181430
Rindentaschen	3–5	6–10	6–10	3–5	0–2	0–2	0–2	3–5	2.446762	0.014415
Total Strukturen (ohne Äste)	242 ± 42	266 ± 20	186 ± 23	196 ± 18	118 ± 14	84 ± 9	85 ± 10	96 ± 13	7.129894	0.000000
Gebrochene Äste (10–20 cm)*	> 50	> 50	11–20	6–10	21–50	21–50	11–20	6–10	2.170137	0.029997
Gebrochene Äste (≥ 20 cm)*	3–5	6–10	3–5	0–2	3–5	0–2	0–2	0–2	1.232472	0.217774
Tote Äste (10–20 cm)	> 50	> 50	> 50	0–2	21–50	> 50	21–50	0–2	2.936374	0.003321
Tote Äste (≥ 20 cm)	6–10	11–20	3–5	0–2	0–2	0–2	0–2	0–2	2.025981	0.942768
Total Strukturen (mit Ästen)	430 ± 69	498 ± 38	279 ± 33	207 ± 19	195 ± 25	199 ± 25	141 ± 18	103 ± 13	7.963663	0.000000

* auf Nadelbäumen nicht aufgenommen

Tab 6 Anzahl Habitatstrukturen pro Hektar in nicht mehr bewirtschafteten und in bewirtschafteten Wäldern, aufgeteilt nach Waldtyp und zusammengefasst in Klassen (0–2, 3–5, 6–10, 11–20, 21–50 und über 50 Strukturen pro Hektar). 3–5 bedeutet beispielsweise mehr als 3 bis und mit 5 Habitatstrukturen pro Hektar etc. Statistische Signifikanz für die Unterschiede in der Anzahl Strukturen zwischen Wäldern ohne und mit Bewirtschaftung: Mann-Whitney-U-Test. Jede Anzahl-Klasse ist unterschiedlich rot hinterlegt: je dunkler, desto reicher an Habitatstrukturen.

her als in bewirtschafteten Wäldern (Tabelle 5). Insgesamt wiesen dort 38.4% aller Bäume mindestens eine Struktur auf, in bewirtschafteten Wäldern hingegen nur 25.9% der Bäume. Multihabitatbäume (Bäume mit mindestens zwei Habitatstrukturen) waren in bewirtschafteten Wäldern besonders selten (5.1% mit mindestens zwei verschiedenen Strukturen vs. 12.5% in Wäldern ohne Bewirtschaftung).

Die Anzahl Habitatstrukturen pro Fläche war in den untersuchten unbewirtschafteten Wäldern ungefähr doppelt so gross wie in Wirtschaftswäldern (Tabelle 6: Gesamtanzahl der aufgenommenen Habitatstrukturen pro Fläche, hochgerechnet auf eine Hektare). Dieses Verhältnis entspricht den Beobachtungen in deutschen Buchenwäldern (Winter 2008). Da die Definitionen von einzelnen Habitatstrukturen (z.B. Mindestdurchmesser für die Aufnahme einer Struktur) sich zwischen verschiedenen Untersuchungen oft unterscheiden, ist es allerdings schwierig, absolute Werte aus mehreren Studien miteinander zu vergleichen.

Die häufigsten Strukturen in nicht mehr bewirtschafteten Wäldern waren auch in den bewirtschafteten Wäldern am häufigsten (Tabelle 6: tote Äste, gebrochene Äste, Zwiesel). Sie waren in letzte-

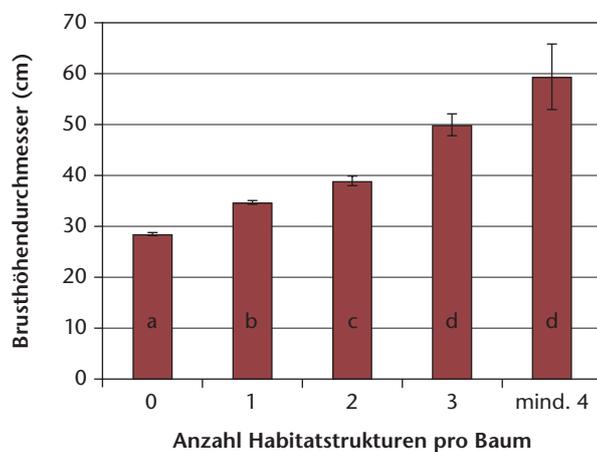


Abb 5 Mittlerer Durchmesser der Bäume mit 0 bis mindestens 4 verschiedenen Habitatstrukturen. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede: Alle Unterschiede zwischen den Klassen sind signifikant mit Ausnahme desjenigen zwischen den Klassen «3» und «mindestens 4». ANOVA mit Posthoc Tukey HSD Test.

ren aber nur etwa halb so zahlreich. Viele Habitatstrukturen waren sogar in unbewirtschafteten Wäldern so selten, dass sie nur in einzelnen Stichproben beobachtet werden konnten: z.B. Bäume mit Brusthöhlen, Bäume mit Frasslöchern, natürliche Höhlen, Zwiesel mit Humus, Risse und Spalten, hohle Stämme und Rindentaschen. Oft kamen solche Strukturen in Wirtschaftswäldern kaum oder gar nicht vor (Tabelle 6). Generell wurde etwa jede zweite seltene Habitatstruktur in Wirtschaftswäldern überhaupt nicht gefunden.

Es ist aufschlussreich, zu prüfen, auf welchen Bäumen Habitatstrukturen vermehrt vorkommen. Dazu untersuchten wir die Durchmesser der Bäume mit solchen Strukturen. Abbildung 5 zeigt den allgemeinen Zusammenhang zwischen der Anzahl Habitatstrukturen und Baumdurchmessern. Je mehr Strukturen die Bäume aufwiesen, desto grösser war ihr mittlerer Durchmesser (28.5 cm BHD für Bäume ohne Strukturen, bis 59.3 cm BHD für Bäume mit vier oder mehr Strukturen). Diese Beobachtung unterstreicht die Bedeutung grosser Durchmesser für das Vorkommen von Multihabitatbäumen.

Wie es pro Flächeneinheit der Fall war (Tabelle 6), so kamen auch pro Habitatbaum (Bäume

mit mindestens einer Habitatstruktur) in Wäldern ohne Bewirtschaftung mehr Strukturen vor als in bewirtschafteten Wäldern (Tabelle 7). Für grosse Durchmesser > 60 cm BHD war der Unterschied am grössten (1.53 Strukturen pro Baum in Wäldern ohne Bewirtschaftung und 1.14 Strukturen pro Baum in bewirtschafteten Wäldern). Für die kleinsten Durchmesser von 11 bis 20 cm BHD fanden wir keinen Unterschied. Diese Beobachtung ist einleuchtend, wenn man berücksichtigt, dass sich Strukturen im Laufe der Zeit ausbilden und vermehrt auf älteren Bäumen auftreten.

Wie bereits gezeigt wurde, spielt der Stammdurchmesser eine wichtige Rolle für das Auftreten von (Multi-)Habitatbäumen (Abbildung 5). Aber das Vorkommen von grossen Bäumen ist noch keine Garantie für Habitatstrukturenreichtum, wie aus Tabelle 7 ersichtlich ist. In Wäldern ohne Bewirtschaftung nahm die mittlere Anzahl Habitatstrukturen pro Baum mit dem Durchmesser der Bäume signifikant zu (Anstieg von 1.14 bis 1.53 Strukturen pro Baum; Kruskal-Wallis-H-Test: $H = 53.53206$, $p = 0.0000$, $N = 1411$, $df = 3$). In bewirtschafteten Wäldern hingegen war dies nicht der Fall (kein signifikanter Anstieg; Kruskal-Wallis-H-Test: $H = 7.479753$, $p = 0.0581$, $N = 1436$, $df = 3$). Durchmesserzunahme bedeutete in bewirtschafteten Wäldern also nicht grösseren Strukturreichtum. Man erkennt hier möglicherweise den Einfluss der positiven Auslese der Bewirtschaftung, welche fehlerfreie Bäume fördert. In nicht mehr bewirtschafteten Wäldern fand während mehrerer Jahrzehnte keine künstliche Auslese mehr statt, und die Bäume entwickelten dadurch im Laufe der Zeit mehr Strukturen. Gemäss diesen Beobachtungen sind also dicke Bäume in Wäldern ohne Bewirtschaftung ökologisch wertvoller (struktureicher) als solche in bewirtschafteten Wäldern.

Für eine grosse saproxyliche Artenvielfalt spielt nicht nur die Gesamtanzahl der Habitatstrukturen eine wesentliche Rolle, sondern auch ihre Vielfalt. Auch darin unterschieden sich nicht mehr bewirtschaftete Wälder von Wirtschaftswäldern sehr deutlich. Der Shannon-Index berücksichtigt sowohl die Anzahl unterschiedlicher Habitatstrukturen als auch die Abundanz der einzelnen Strukturen. Er war in nicht mehr bewirtschafteten Wäldern systematisch höher als in bewirtschafteten Wäldern (Abbildung 6). Durch dieses vielfältigere Habitatsangebot ist zu erwarten, dass Wälder ohne Bewirtschaftung mehr spezialisierte Arten beherbergen als die bewirtschafteten Wälder.

Schlussfolgerungen

Unsere Untersuchung zeigte, dass Wälder etwa drei bis vier Jahrzehnte nach Bewirtschaftungsaufgabe bereits grosse Totholzvorräte und erheblichen

Durchmesserklasse	Mittlere Anzahl Strukturen pro Baum \pm Standardfehler		Statistische Signifikanz	
	Ohne Bewirtschaftung	Mit Bewirtschaftung	Z-Wert	p-Wert
10–20 cm	1.14 \pm 0.02	1.06 \pm 0.01	-1.79568	0.072546
21–40 cm	1.26 \pm 0.02	1.10 \pm 0.01	-3.73483	0.000188
41–60 cm	1.39 \pm 0.04	1.13 \pm 0.02	-4.13597	0.000035
> 60 cm	1.53 \pm 0.06	1.14 \pm 0.04	-4.62814	0.000004

Tab 7 Anzahl Habitatstrukturen pro Habitatbaum in Wäldern ohne und mit Bewirtschaftung, aufgeteilt nach Durchmesserklassen. Bäume ohne Strukturen wurden nicht in die Auswertung einbezogen, d.h. der Mindestwert ist = 1. Mittelwerte mit Standardfehlern. Mann-Whitney-U-Test.

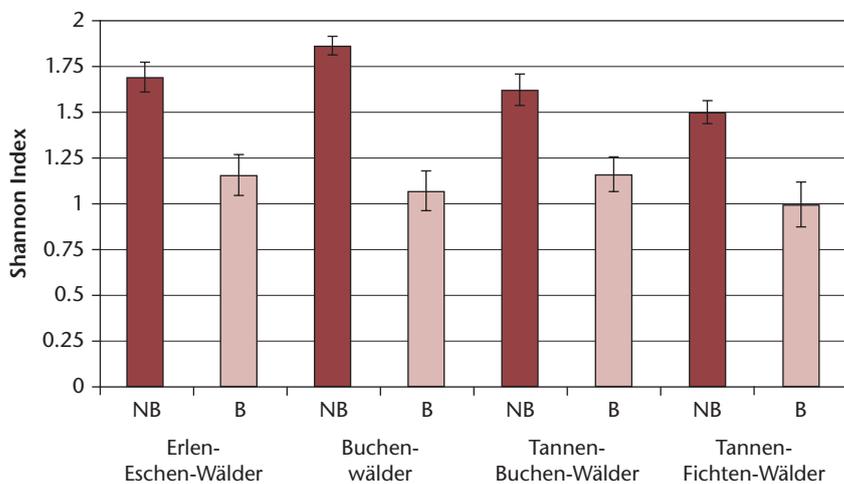


Abb 6 Shannon-Index für die Habitatstrukturen, nach Waldtyp und nach Bewirtschaftungsmodus aufgeteilt. Mittelwerte mit Standardfehlern. Alle Unterschiede «bewirtschaftet» – «nicht bewirtschaftet» sind statistisch signifikant (Mann-Whitney-U-Test: $p < 0.05$).

Strukturreichtum aufweisen. Im Vergleich zu klassisch bewirtschafteten Hochwäldern hatten sie ein sechsfaches Totholzvolumen, fünfmal mehr grosse tote Bäume (> 30 cm BHD), eineinhalb mal mehr grosse lebende Bäume (> 60 cm BHD) und doppelt so viele Habitatstrukturen. Die Totholz mengen waren vergleichbar mit Naturwäldern Mitteleuropas. Der Anteil an Baumgiganten (> 80 cm BHD) an der Gesamtzahl der Stämme ist aber ungefähr zehnmal kleiner als in Naturwäldern. Der Anteil von Bäumen mit Habitatstrukturen war höher als in bewirtschafteten Wäldern (38% gegenüber 26% der Bäume). Zudem wiesen Bäume gleicher Durchmesser klassen mit Habitatstrukturen in unbewirtschafteten Wäldern mehr Strukturen pro Baum auf als solche in bewirtschafteten Wäldern. Die Präsenz von grossen Bäumen in bewirtschafteten Wäldern garantiert also noch keinen Strukturreichtum.

Aus unseren Beobachtungen lässt sich schliessen, dass die Ausscheidung von Altholzinseln und Naturwaldreservaten die Natürlichkeit unserer Waldlandschaft erhöht und die Lebensbedingungen für Alt- und Totholzorganismen deutlich verbessert. Das Kyoto-Protokoll mit seinen Forderungen zur CO₂-Reduktion, das wachsende Bewusstsein einer Klima veränderung und die Diskussion um die Verknappung der Erdölressourcen führen zu einem höheren Interesse an Holz als natürlichem und nachwachsendem Rohstoff (Meier 2009). Es muss demzufolge angenommen werden, dass diese Entwicklungen eine intensivere Holznutzung zur Folge haben werden. Die Schweiz hat sich aber verpflichtet, den Biodiversitätsverlust bis 2010 zu stoppen.³ Daher ist es unerlässlich, schnell neue Wege zu finden, um eine mögliche Konkurrenzsituation zwischen Ressourcenwertschöpfung und Erhalten der Artenvielfalt

³ Convention on Biological Diversity: www.cbd.int/2010-target/ (19.3.2009).

zum Vorneherein zu entschärfen. Wir empfehlen dringend, Alt- und Totholzkonzepte konsequent umzusetzen. Dazu gehören die Ausscheidung von Naturwaldreservaten und Altholzinseln sowie das bewusste Erhalten von Habitatbäumen und der vorbeugende Aufbau eines Hektarvorrates von mindestens 20–40 m³ Totholz in bewirtschafteten Wäldern. Gemäss unseren Untersuchungen haben bewirtschaftete Hochwälder heutzutage punkto Totholz ein gutes Potenzial für die Erhaltung von saproxylicischen Arten. Ihr Reichtum an Habitatstrukturen ist zwar erwartungsgemäss kleiner als in unbewirtschafteten Wäldern. Trotzdem sind Habitatstrukturen in bewirtschafteten Wäldern äusserst wichtig für eine langfristige Arterhaltung, denn nach wie vor wird der weitaus grösste Teil der Waldfläche der Schweiz bewirtschaftet. ■

Eingereicht: 2. April 2009, akzeptiert (mit Review): 10. September 2009

Dank

Diese Untersuchung wurde vom Bundesamt für Umwelt finanziert. Wir danken A. Bieger und L. Buholzer (Feldarbeit), U.-B. Brändli, L. Büttler, E. Kaufmann, R. Gosh, M. Koller, A. Margot, R. Schlaepfer, A. Zingg (Kommentare und statistische Hilfe) und den Forstdiensten der verschiedenen Kantone (Auswahl der Untersuchungsflächen).

Literatur

- BÖHL J, BRÄNDLI UB (2007) Deadwood volume assessment in the third Swiss National Forest Inventory: methods and first results. *Eur J Forest Res* 126: 449–457.
- BRÄNDLI UB (2005) Totholzaufnahme. In: Keller M, editor. Schweizerisches Landesforstinventar. Anleitung für die Felddaufnahmen der Erhebung 2004–2007. Birmensdorf: Eidgenöss. Forsch.anst Wald Schnee Landsch. pp. 127–134.
- BRASSEL P, BRÄNDLI UB, EDITORS (1999) Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der Zweitaufnahme 1993–1995. Bern: Haupt. 442 p.
- BÜTLER R, SCHLAEPFER R (2004) Wie viel Totholz braucht der Wald? *Schweiz Z Forstwes* 155: 31–37. doi: 10.3188/szf.2004.0031
- CHRISTENSEN M ET AL (2005) Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *For Ecol Manage* 210: 267–282.
- ELLENBERG H, KLÖTZLI F (1972) Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. *Mitt Schweiz Anst Forstl Versuchsw* 48: 587–930.
- GROVE S (2002) Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annu Rev Ecol Syst* 33: 1–23.
- KAUFMANN E (2000) Tarife für Schaftholz in Rinde und Rundholz-Sortimente. Birmensdorf: Eidg. Forsch.anst Wald Schnee Landsch. 53 p.
- KÖHLER F (2000) Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlandes. Vergleichende Studien zur Totholzkäferfauna Deutschlands und deutschen Naturwaldforschung. Münster: Landesamt Agrarordnung Nordrhein-Westfalen. 351 p.

- LINDENMAYER DB, MARGULES CR, BOTKIN DB (2000) Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conserv Biol* 14: 941–950.
- MARTIKAINEN P, SIITONEN J, PUNTTILA P, KAILA L, RAUH J (2000) Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biol Conserv* 94: 199–209.
- MEIER S (2009) Beurteilung des ökologischen und ökonomischen Wertes von Habitatbäumen in Wirtschaftswäldern am Beispiel des Forstbetriebs Baden. Zürich: ETH Zürich, Masterarbeit. 107 p.
- MEYER P, TABAKU V, LÜPKE B (2003) Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder – Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. *Forstw Cbl* 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.
- MÜLLER J, HOTHORN T, PRETZSCH H (2007) Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech (*Fagus sylvatica* L.). *For Ecol Manage* 242: 297–305.
- NILSSON SG ET AL (2002) Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *For Ecol Manage* 161: 189–204.
- VANDEKERKHOVE K, DE KEERSMAEKER L, 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. *For Ecol Manage* 258: 425–435.
- WINTER S (2008) Mikrohabitate und Phasenkartierung als Kern der Biodiversitätserfassung im Wald. *LWF-Aktuell* 63: 40–42.
- WINTER S, MÖLLER GC (2008) Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *For Ecol Manage* 255: 1251–1261.

Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxyliche Biodiversität

Alte Bäume und Totholz sind Schlüsselemente für die Erhaltung der Waldbiodiversität. Gängige Konzepte zur Förderung von Totholzarten sind das Ausscheiden von Naturwaldreservaten und Altholzinseln. Wir untersuchten die Wirksamkeit dieser Massnahme, indem wir das Totholz und die Habitatstrukturen in seit 30 Jahren nicht mehr bewirtschafteten und in vergleichbaren bewirtschafteten Waldflächen aufnahmen. Wir fanden in unbewirtschafteten Wäldern je nach Waldtyp 98–143 m³ Totholz und 20 Dürrständer > 30 cm BHD pro Hektar, eineinhalb mal so viele dicke, lebende Bäume mit BHD > 60 cm und doppelt so viele Habitatstrukturen wie in bewirtschafteten Wäldern. Letztere hatten durchschnittlich 15–19 m³ Totholz und drei Dürrständer > 30 cm BHD pro Hektar. Die Totholz mengen in unbewirtschafteten Wäldern erreichten dieselbe Grössenordnung wie in mitteleuropäischen Naturwäldern. Wir zählten jedoch zehn- bis fünfzigmal weniger Baumgiganten > 80 cm BHD als in Naturwäldern (1 respektive 0.2 pro Hektar in Wäldern ohne respektive mit Bewirtschaftung). In unbewirtschafteten Wäldern wiesen Habitatbäume gleicher Durchmesser klassen mehr Strukturen auf als in bewirtschafteten Wäldern.

Angesichts einer wahrscheinlichen Intensivierung der Holznutzung bereits in unmittelbarer Zukunft empfehlen wir, Naturwaldreservate und Altholzinseln einzurichten, Habitatbäume in bewirtschafteten Wäldern bewusst zu fördern und ein langfristiges und nachhaltiges Totholzmanagement auf allen Waldflächen einzuführen.

Forêts sans exploitation: une opportunité pour la biodiversité saproxylique

Les vieux arbres et le bois mort sont essentiels pour le maintien de la biodiversité forestière. Une mesure en vue de maintenir les espèces dépendantes du bois mort est la mise en place de réserves forestières et d'îlots de sénescence. Nous avons analysé l'efficacité de cette mesure en quantifiant le bois mort et les structures d'habitat dans des forêts sans exploitation depuis au moins 30 ans, en comparaison avec des forêts exploitées régulièrement. Dans 24 sites, nous avons inventorié les arbres morts, ainsi que des structures telles que des cavités, fentes, poches d'écorce, etc. Dans les forêts sans exploitation nous avons trouvé 98–143 m³ de bois mort et 20 arbres morts sur pied > 30 cm DHP par hectare, 1.5 fois la quantité de gros arbres (> 60 cm DHP) et deux fois plus de structures d'habitat que dans les forêts exploitées. Ces dernières contenaient 15–19 m³ de bois mort et trois arbres morts sur pied > 30 cm DHP par hectare. Les quantités de bois morts des forêts non exploitées étaient similaires aux forêts naturelles en Europe centrale. Cependant, nous avons trouvé 10–50 fois moins d'arbres vétérans (> 80 cm DHP) qu'en forêt naturelle (1 par hectare en forêt non exploitée et 0.2 en forêt exploitée). Pour des diamètres identiques, les arbres des forêts sans exploitation avaient plus de structures que ceux des forêts exploitées.

Face à une probable intensification de l'exploitation forestière en Suisse ces prochaines années, nous recommandons urgemment de délimiter des réserves forestières et îlots de sénescence, de maintenir et favoriser les arbres habitat dans les forêts exploitées, ainsi que de mettre en place, d'une manière durable, une gestion ciblée du bois mort dans toute forêt.