

Wie viel Totholz braucht der Wald?

RITA BÜTLER und RODOLPHE SCHLAEPFER

Keywords: Dead wood; sustainable management; spruce forest; *Picoides tridactylus*; Switzerland; Sweden. FDK 148.2 : 151 : 174.7 : 907.1 : (494) : (485)

1. Warum braucht der Wald Totholz?

Das eigentliche Leben beginnt, wenn ein Baum stirbt! Das klingt paradox, erweist sich aber im Ökosystem Wald als wahr, denn zahllose Insekten, Vögel, Pilze und Flechten hängen in ihrem Lebenszyklus ganz oder teilweise von Totholz ab. Tote Bäume dienen ihnen auf vielfältige Weise: als Nahrungsquelle (Insekten), Ort für die Jungenaufzucht (Vögel), Überwinterungsplatz (Insekten), Versteck (kleine Säugetiere), Trommelbäume (Spechte), Ausguckposten (Raubvögel), Brücke zum Überqueren von Wasserläufen (z.B. kleine Säugetiere) oder auch fürs Sonnenbad (Eidechsen). Über die Bedeutung von Totholz allein für höhlenbrütende Vögel findet man mehr als 1700 wissenschaftliche Publikationen in einer von FISCHER & McCLELLAND (1983) veröffentlichten Datenbank!

Aber nicht nur für die Arterhaltung ist Totholz ein wichtiges Element im Ökosystem Wald. Auch als Verjüngungsgrundlage (SCHIEGG PASINELLI & SUTER 2000), Steinschlag- oder Lawinenschutz (SCHÖNENBERGER *et al.* 2003) können tote Bäume eine wichtige Rolle spielen. Im Grunde ist uns das alles bekannt (vgl. auch SCHIEGG 1998; SCHIEGG PASINELLI & SUTER 2000), und doch haben wir oft Hemmungen oder Angst, Totholz in unseren Wäldern stehen und liegen zu lassen.

Dieser Aufsatz ist ein Beitrag zur nachhaltigen Bewirtschaftung des Waldes. Wir versuchen – trotz der vorhandenen Wissenslücken – konkret die Frage zu beantworten, wie viel Totholz der Wald braucht, damit die biologische Vielfalt erhalten bleibt.

2. Wollen wir Totholz?

Die Meinungen und Verhaltensweisen gegenüber Totholz in unseren Wäldern gehen zum Teil stark auseinander, wie wir nach dem Lothar-Ereignis klar gesehen haben (SCHENK 2003). Der Angst vor Unordnung, Schädlingen oder Gefährdung von Waldbesuchern durch Totholz stehen naturschützerische Argumente gegenüber, die in toten Bäumen einen natürlichen Bestandteil eines gesunden Waldökosystems sehen. Besonders die Subventionspolitik steuert unser Verhalten: Fliesst kein Geld, z.B. für das Entfernen von Käferbäumen, wird oft nicht geräumt, gemäss einer einfachen ökonomischen Logik.

Wald-Zertifizierungsprozesse und die Ergebnisse der vierten Ministerkonferenz in Wien vom 28. bis 30. April 2003 zum Schutz der Wälder Europas (Living Forest Summit) zeigen ganz klar, dass Totholz eine Notwendigkeit für moderne, nachhaltige Waldwirtschaft ist. Totholz oder genauer «das Volumen von stehendem und liegendem Totholz im Wald und sonstigem bestockten Gelände» wurde auf paneuropäischer Ebene bereits 2002 offiziell als Indikator für die biologische Vielfalt anerkannt (INDICATORS 2002).¹ Da die Schweiz zusammen mit 40 europäischen Staaten die Wiener Deklaration im April 2003 unterzeichnet hat, verpflichtet sie sich offiziell, den Inhalt der fünf Wiener Resolutionen in die Praxis umzusetzen. So gesehen bieten sich uns künftig zwei Wege an: a) entweder selber zur Einsicht gelangen, dass Totholz im Waldökosystem seinen Platz hat und somit (zum Teil) belassen oder sogar gefördert werden muss oder b) warten, bis quantitative Normen für Totholz in Wirtschaftswäldern obligatorisch werden.

3. Wie viel Totholz braucht der Wald?

Dies ist bislang eine weitgehend unbeantwortete Frage. Für den modernen Forstpraktiker, der eine nachhaltige Waldwirtschaft anstrebt, ist sie allerdings eine Herausforderung. Denn unterhalb gewisser Mindest-Totholz mengen ist die Erhaltung der biologischen Vielfalt nicht mehr gewährleistet. Der Praktiker braucht somit quantitative Zielgrössen, an denen er sich orientieren kann. Die Wissenschaft sagt klar, dass für die Erhaltung gefährdeter Arten mehr Totholz nötig ist als üblicherweise in Wirtschaftswäldern vorhanden. Einige Beispiele von solch grundsätzlichen Forderungen erläutern dies: «Für die Erhaltung von totholzbewohnenden Flechten, Pilzen und Moosen ist es nötig, mehr grosse tote Bäume zu erhalten» (KRUYSS *et al.* 1999); «Für die Biodiversität ist es wichtig, wo immer möglich, stehende tote Bäume bei Holzernte-Operationen zu belassen» (GREIF & ARCHIBOLD 2000); «Lasse für Höhlenbewohner so viele grosse, stehende tote Bäume wie möglich stehen» (MCCARTHY & BAILEY 1994). Wie aus diesen Beispielen ersichtlich wird, sagt die Wissenschaft jedoch kaum, wie viel Totholz nötig ist. Einige Ausnahmen stammen aus Nordamerika (BULL & HOLTHAUSEN 1993; BULL & MESLOW 1977; RAPHAEL & WHITE 1984; SCHREIBER & DECALESTA 1992; ZARNOWITZ & MANUWAL 1985), Deutschland (AMMER 1991; UTSCHICK 1991) und Nordeuropa (KIRBY *et al.* 1998; OLSSON *et al.* 1992), wo man konkrete Zahlen für empfohlene Totholz mengen finden kann. Angesichts der enormen Vielfalt totholzabhängiger Organismen, von denen jeder ganz spezifische Ansprüche hat, ist die Frage nach dem Wie viel sehr schwierig zu beantworten. Idealerweise müsste die Frage für jede Art einzeln untersucht werden! Natürlich ist dies praktisch unmöglich und es müssen einfachere Wege gefunden werden.

Eine Möglichkeit wäre, sich an den Totholz mengen der Urwälder zu orientieren. Dabei ergeben sich aber drei Schwierigkeiten. Erstens gibt es kaum noch Urwälder in Europa, die als Beispiele dienen können. Zweitens sind die bisher in Urwaldrelikten gemessenen Totholz mengen sehr verschieden, sowohl zwischen Waldtypen, als auch innerhalb eines Typs (z.B. Fichtenurwald). *Tabelle 1* zeigt diese Variabilität anhand einiger Beispiele von Totholz mengen, die in europäischen Ur- und Naturwäldern (ohne Bewirtschaftung seit mindestens 50 Jahren) gefunden wurden. Die dritte Schwierigkeit besteht darin, dass die Totholz mengen in solchen Naturwäldern so extrem hoch sein können – gemäss SIITONEN (2001) bis 40% des gesamten Holzvorrates – dass sie als Richtwerte für bewirtschaftete Wälder nicht in Frage kommen.

Einen Ausweg aus der Zwickmühle können jene Tiere und Pflanzen zeigen, die besonders stark vom toten Holz abhängig sind. Findet man heraus, welche Ansprüche sie an ihren Lebensraum stellen, kann man daraus ihren minimalen Bedarf an Totholz ableiten. Alles hängt dann von der geschickten Wahl solcher speziellen Arten ab (focal species, im Sinne von LAMBECK 1997 und ANGELSTAM *et al.* 2003).

¹ <http://www.minconf-forests.net/index.php?kat=1>, 19. August 2003.

Tabelle 1: Totholz mengen in europäischen Ur- und Naturwäldern (seit mindestens 50 Jahren ohne Bewirtschaftung).

| Land | Waldgesellschaft | Bestandesalter (Jahre) | Liegendes Totholz [m ³ ha ⁻¹] Mittelwert (Extremwerte) | Stehendes Totholz [m ³ ha ⁻¹] Mittelwert (Extremwerte) | Total [m ³ ha ⁻¹] Mittelwert (Extremwerte) | Totholzanteil (stehend) am Gesamtvorrat [%] | Literatur |
|--------------------------------|-------------------|------------------------|---|---|---|---|-----------------------|
| Laubwälder | | | | | | | |
| Deutschland | Buchenwald | > 85 | 26 (4–43) | 10 (1–25) ²⁾ | 44 (9–79) | ~ 2 | MEYER 1999 |
| Polen | Linden-Hagebuchen | alle Altersklassen | 119 (84–148) | 13 (3–30) | 132 (87–153) | ~ 3 | BOBIEC 2002 |
| Grossbritannien | Laub gemischt | Altersphase | 67 (15–113) | 21 (3–42) | 104 (47–129) | | GREEN & PETERKEN 1997 |
| Subalpine Fichtenwälder | | | | | | | |
| Deutschland | | 140–260 | ~ 56 ¹⁾ | ~ 28 | 84 (10–180) | | RAUH & SCHMITT 1991 |
| Deutschland | | old | | | 20–60 | 5–10 | UTSCHICK 1991 |
| Schweiz | | > 100 | 31 | 32 | 63 | 20 | DERLETH et al. 2000 |
| Polen | | alle Altersklassen | 73 | 59 | 131 | ~ 14 | HOLEKSA 2001 |
| Slowakei | | alle Altersklassen | | | 80–273 | | KORPEL' 1995 |
| Slowakei | | alle Altersklassen | | | 42 | | KORPEL' 1995 |
| Slowakei | | alle Altersklassen | | | 80–220 | ~ 9 | KORPEL' 1995 |
| Boreale Nadelwälder | | | | | | | |
| Südfinnland | | Altersphase | ~ 78 | ~ 33 | 111 (70–184) | | SIITONEN et al. 2000 |
| Mittel- und Nordschweden | | 88–270 | | | 89 (27–201) | ~ 30 | LINDER et al. 1997 |
| Nordschweden | | Altersphase | 17–65 | 0,5–13 | | | JONSSON 2000 |
| Nordfinnland | Föhrenwald | Altersphase | ~ 11–13 | ~ 6–8 | 19 | ~ 19 | SIPPOLA et al. 1998 |
| Nordfinnland | Fichtenwald | Altersphase | ~ 36–42 | ~ 18–24 | 60 | ~ 19–27 | SIPPOLA et al. 1998 |

¹⁾ ~ durch die Autoren berechnet.

²⁾ Brusthöhendurchmesser > 20 cm.

4. Eine Antwort gibt der Dreizehenspecht

Eine Art, die sich für die Erarbeitung von quantitativen Totholz-Zielgrössen für Fichtenwälder eignet, ist der Dreizehenspecht *Picoides tridactylus* (BÜTLER 2003). Aus verschiedenen Gründen, die nachfolgend erläutert werden, profitieren von der Förderung der Habitatsstruktur «Totholz» für die speziellen Bedürfnisse des Dreizehenspechts zugleich viele andere Organismen. Dieser Specht ist charakteristisch für naturnahe Fichtenwälder in den Alpen sowie für fichtendominierte, boreale Nadelwälder in Eurasien und Amerika. Er bevorzugt gut strukturierte, ältere Wälder (> 100 Jahre) mit relativ viel Totholz. Der Aktionsraum für ein Brutpaar ist relativ gross: ungefähr 1 km². Da es sich um eine ganzjährig territoriale Art handelt, die keine nennenswerten Wanderungen unternimmt, müssen wahrscheinlich Gründe für allfällige negative Bestandstrends in erster Linie bei der lokalen Waldbewirtschaftung gesucht werden. In Skandinavien wurden die massiven Populationsrückgänge von über 20% zwischen 1970 und 1990 (TUCKER & HEATH 1994) eindeutig durch die moderne, intensive Waldwirtschaft erklärt (VIRKKALA 1987, 1991). In der Schweiz, wo die Bestände stabil oder sogar leicht im Ansteigen sind (SCHMID et al. 1998), wird als möglicher Grund die Extensivierung der Bewirtschaftung von schwer zugänglichen Bergwäldern angegeben (DERLETH et al. 2000), was ein Ansteigen der Totholz mengen zur Folge hat. Der Dreizehenspecht gilt als Indikator für Wälder mit guter ökologischer Qualität (DERLETH et al. 2000) und auch als Indikator für eine hohe biologische Vielfalt, speziell für Waldvögel (MIKUSINSKI et al. 2001; NILSSON et al. 2001). Er wurde ausserdem als Schlüsselart beschrieben (keystone species, IMBEAU 2001). Konkret bedeutet dies, dass die vom Specht jährlich neu gemesselten Brut- und Schlafhöhlen später von anderen Tieren weiterbenutzt werden können. Kürzlich wurde der Dreizehenspecht sogar als «Schirmart» bezeichnet (umbrella species, ANGELSTAM et al. in press; ROBERGE & ANGELSTAM 2004). Hinter diesem Konzept steckt die Idee, dass viele im gleichen Habitat

vorkommenden Arten vom Schutz der Schirmart ebenfalls profitieren. Von nicht geringer Bedeutung für den Forstpraktiker ist die Erkenntnis, dass der Dreizehenspecht als natürlicher Borkenkäferantagonist erstaunlich wirksam ist. Pro Tag verzehrt ein Specht annähernd 2000 Borkenkäfer – hauptsächlich Larven – übers ganze Jahr fast 20 Mal so viele Insekten wie eine gebräuchliche Borkenkäferfalle fängt (BÜTLER & SCHLAEFFER 2003).

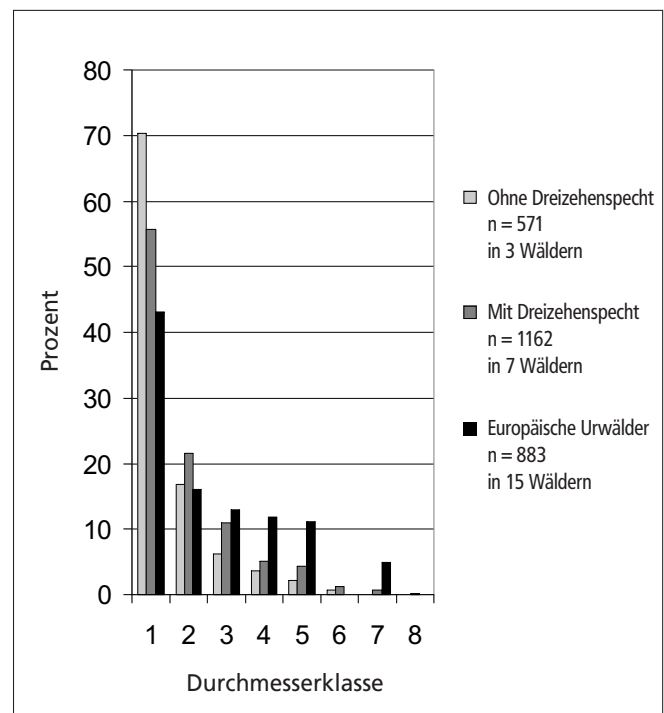


Abbildung 1: Durchmesserverteilung stehender toter Bäume in Wäldern mit Dreizehenspechten und ohne Dreizehenspechte verglichen mit Urwäldern.

BHD Durchmesserklasse 1 = 10–19 cm, 2 = 20–29 cm, 3 = 30–39 cm usw. Daten aus BÜTLER (2003).

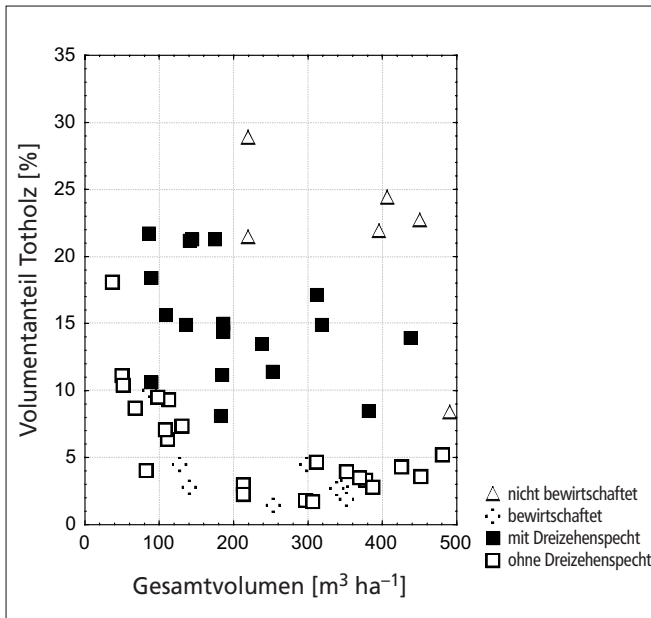


Abbildung 2: Prozentualer Anteil des Totholzes am Gesamtvolumen in nicht bewirtschafteten bzw. bewirtschafteten Wäldern verglichen mit Wäldern mit Dreizehenspechten und ohne Spechte.

Daten für (un-)bewirtschaftete Wälder aus Bobiec 2002; BRASSEL & BRÄNDLI 1999; ERDMANN & WILKE 1997; FRIDMAN & WALHEIM 2000; HOLEKSA 2001; LEUBA 1996; LINDER *et al.* 1997; MEYER 1999; SIITONEN *et al.* 2000; SIPPOLA *et al.* 1998. Keine Angaben zu Dreizehenspechtvorkommen. Daten für Wälder mit Dreizehenspechten und ohne Spechte aus BÜTLER 2003. Keine Angaben über Bewirtschaftung.

4.1. Merkmale der Dreizehenspechtwälder

In Wäldern mit brütenden Dreizehenspechten sind die toten Bäume im allgemeinen dicker als in gleichaltrigen Wäldern ohne Spechte (Abbildung 1). Noch grössere mittlere Durchmesser des stehenden Totholzes beobachtet man in Urwäldern, die zum Teil deutlich älter sind. Ein ähnliches Bild ergibt sich, wenn man den prozentualen Totholzanteil (stehende und liegende tote Bäume zusammen) am Gesamtvorrat anschaut (Abbildung 2). Wälder mit Dreizehenspechten haben deutlich mehr Totholz ($15,2 \pm 1\%$ des Gesamtvolumens; Mittelwert \pm Standardfehler; Daten aus BÜTLER 2003) als Wälder ohne Spechte ($6 \pm 0,8\%$). Unbewirtschaftete Wälder hingegen haben meist noch deutlich mehr Totholz ($21,3 \pm 2,8\%$) als bewirtschaftete Dreizehenspechtwälder.

Tabelle 2: Totholz mengen (Basalfläche und Volumen) in subalpinen Fichtenwäldern der Schweiz und borealen Nadelwäldern Zentral-schwedens unterteilt in Wälder mit brütenden Dreizehenspechten und Wälder ohne diese Brutvogelart.

Angegeben sind Mittelwerte und Extremwerte in Klammern. Sämtliche aufgeführten Totholz mengen in Wäldern mit Dreizehenspechten sind statistisch signifikant grösser als in Wäldern ohne Spechte (t-Test paarweise; überall $p < 0,05$). Minimaldurchmesser für Totholzaufnahme: 10 cm Brusthöhendurchmesser. Daten aus BÜTLER (2003).

| | | Schweiz (Subalpin-Wald) | | Schweden (Borealwald) | |
|------------------------|------------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|
| | | mit Dreizehenspecht n = 12 | ohne Dreizehenspecht n = 12 | mit Dreizehenspecht n = 10 | ohne Dreizehenspecht n = 10 |
| Gesamtvorrat lebend | [m ² ha ⁻¹] | 25,6 (17–38) | 30,4 (19–39) | 15,0 (11–18) | 12,1 (7–16) |
| | [m ³ ha ⁻¹] | 288 (183–438) | 349 (212–481) | 133 (85–186) | 85 (37–130) |
| Totholz stehend | [m ² ha ⁻¹] | 2,3 (0,6–6,0) | 0,4 (0,0–0,8) | 0,8 (0,4–1,0) | 0,2 (0,1–0,4) |
| | [m ³ ha ⁻¹] | 19 (6–34) | 5 (0–10) | 7 (3–10) | 2 (0–3) |
| Anteil am Gesamtvorrat | [%] | 8,3 (3,1–21,9) | 1,3 (0,2–2,5) | 4,8 (3,0–6,1) | 1,9 (0,5–3,4) |
| Totholz liegend | [m ² ha ⁻¹] | 2,2 (0,9–4,1) | 0,6 (0,2–1,2) | 1,8 (0,9–2,9) | 0,8 (0,4–1,1) |
| | [m ³ ha ⁻¹] | 21 (10–43) | 7 (2–16) | 16 (7–28) | 5 (3–8) |
| Total | [m ² ha ⁻¹] | 4,5 (1,5–10,1) | 1,1 (0,5–2,0) | 2,6 (1,3–3,8) | 1,0 (0,5–1,4) |
| | [m ³ ha ⁻¹] | 40 (16–65) | 12 (5–26) | 23 (10–37) | 7 (3–11) |
| Anteil am Gesamtvorrat | [%] | 16,4 (8,4–36,8) | 3,4 (1,8–5,3) | 16,3 (10,3–20,4) | 9,0 (4,0–17,8) |

Es ist bemerkenswert, dass sowohl in subalpinen Fichtenwäldern in der Schweiz, als auch in borealen Nadelwäldern in Schweden dieselbe klare Tendenz beobachtet wurde (BÜTLER 2003): Wälder mit Spechten haben viel mehr Totholz, sei es stehend oder liegend, als Wälder ohne Spechte (vgl. Tabelle 2). Diese Tabelle verschafft einen Überblick über die Mengen der verschiedenen Totholzformen, jeweils angegeben als Basalfläche oder Volumen.

4.2. Nötige Totholz mengen für den Dreizehenspecht

Wie viel Totholz braucht der Dreizehenspecht? Eine Antwort ergibt sich aus der Felduntersuchung von 24 subalpinen Fichtenwäldern in verschiedenen Regionen der Schweiz (Tabelle 3; BÜTLER 2003). Dreizehenspecht-Habitats in zwölf Wäldern wurden mit ähnlichen Wäldern ohne diese Brutvogelart verglichen. Ein Modell, das mit diesen Felddaten erarbeitet wurde, zeigt deutlich, dass unterhalb eines Schwellenwertes von etwa 20 m³ stehendem Totholz pro ha die Wahrscheinlichkeit, dass Dreizehenspechte vorkommen, rasch abnimmt (Abbildung 3). Bei 10 m³ stehendem Totholz pro ha beträgt die Wahrscheinlichkeit nur noch 50%, bei 8 m³ pro ha gar nur noch 10%. Ganz ähnliche Resultate ergab ein bioenergetisches Modell, das den Energiebedarf einer Spechtfamilie sowie die verfügbaren Energiequellen berechnete (BÜTLER *et al.* in press). Dreizehenspechte ernähren sich von Insekten auf toten und absterbenden Bäumen, insbesondere von Borkenkäfern. Dieser Specht braucht tatsächlich grosse Totholz mengen, und vor allem stehendes Totholz in seinem Aktionsraum, damit er das ganze Jahr hindurch genügend Energie findet.

Obwohl der Dreizehenspecht vor allem stehendes Totholz nutzt, findet man in seinem Habitat auch viel liegendes Totholz, wie Tabelle 2 zeigt. Nicht nur stehendes, sondern auch liegendes Totholz hat eine grosse Bedeutung für manche Arten (siehe zum Beispiel SUTER & SCHIELLY 1998), weshalb im folgenden Empfehlungen für beide Totholzformen gegeben werden.

5. Empfehlungen für den subalpinen Fichtenwald

Basierend auf den zwei erwähnten Untersuchungen, folgen nun einige Empfehlungen für ökologisch sinnvolle Totholz mengen im subalpinen Fichtenwald (Tabelle 4). Die Werte für

Tabelle 3: Untersuchungsgebiete der 24 subalpinen Fichtenwälder in verschiedenen Regionen der Schweiz, wo der Dreizehenspecht brütet bzw. nicht brütet.

| Kanton | Gemeinde | Lokalname | Dreizehenspecht |
|--------|-------------------------|-----------------------------------|-----------------|
| LU | Kriens | Fräkmüntegg | ja |
| OW | Sarnen | Hinteregg | ja |
| SG | Amden | Vorder Höhi Bärenegg | ja |
| SZ | Oberiberg/Schwyz | Ibergereg Hobacher – Wüestwald | ja |
| VD | Villeneuve | Hongrin Joux Verte | ja |
| VD | Bière | Jura Grand Cunay – Petit Cunay | ja |
| VD | Mollens/Montricher | Jura Mont Tendre – Roche Perrause | ja |
| VD | Château-d'Oex/Rougemont | Pays-d'Enhaut Martigny | ja |
| VD | Château-d'Oex | Pays-d'Enhaut Cananéon | ja |
| VD | Château-d'Oex | Pays-d'Enhaut Craucodor | ja |
| VD | Château-d'Oex | Pays-d'Enhaut La Chapelle | ja |
| VD | Arzier | Jura Bois de la Baragne | ja |
| AR | Hundwil/Urnäsch | Schwägälp Cholwald | nein |
| LU | Entlebuch | Glaubenberg Gründli | nein |
| LU/NW | Horw/Kriens/Hergiswil | Ober Wald | nein |
| SZ | Oberiberg/Schwyz | Ibergereg Schneitwald | nein |
| VD | Rougemont | Pays-d'Enhaut Les Jeurs | nein |
| VD | Gryon/Ollon | Col de la Croix Bois du Coufin | nein |
| VD | Blonay/St-Légier | Les Pléiades Les Tenasses | nein |
| VD | Bassins | Jura Bois de Peney | nein |
| VD | Blonay/St-Légier | La Neuve | nein |
| VD | Château-d'Oex | Pays-d'Enhaut La Laitemaire | nein |
| VD | Gimel | Jura Marchairuz – Pré d'Aubonne | nein |
| VD | Longirod | Jura Crêt de la Neuve | nein |

stehendes Totholz sind Empfehlungen für die Erhaltung des Dreizehenspechts. Da diese Vogelart aber wie gezeigt stellvertretend für eine «gute ökologische Waldqualität» und «hohe Vogelartenvielfalt» im allgemeineren Sinne gelten kann, werden die Empfehlungen für subalpine Fichtenwälder verallgemeinert, indem auch liegendes Totholz einbezogen wird. Die angegebenen Werte – z.B. 18 m³ stehendes Totholz pro ha – entsprechen einer 90%-Wahrscheinlichkeit, dass der Dreizehenspecht im gegebenen Wald genügend Totholz zur Befriedigung aller seiner Bedürfnisse vorfindet. Falls Totholz in kleineren Mengen vorhanden ist, sinkt die Wahrscheinlichkeit entsprechend. Da ein Dreizehenspechtpaar einen Aktionsraum von ungefähr einem Quadratkilometer Fläche benötigt, sollten die empfohlenen Mengen (≥ 18 m³ ha⁻¹ stehendes Totholz oder ≥ 33 m³ ha⁻¹ gesamtes Totholz) als Mittelwert pro Quadratkilometer vorliegen. Solche quadratkilome-

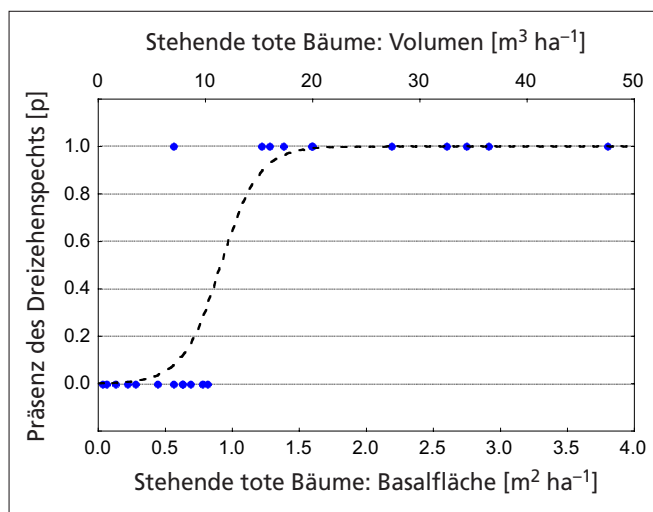


Abbildung 3: Wahrscheinlichkeit [p], dass der Dreizehenspecht präsent ist (y-Achse) in Abhängigkeit der verfügbaren Menge toter, stehender Bäume, ausgedrückt als Basalfläche (untere x-Achse) und Volumen (obere x-Achse).

Daten aus BÜTLER (2003) für 24 subalpine Fichtenwälder in der Schweiz (siehe auch Tabelle 3).

tergrosse Totholzflächen können theoretisch räumlich ganz verschieden verteilt werden. Zur Zeit fehlen wissenschaftliche Untersuchungen über die beste räumliche Anordnung und die nötige Anzahl von solchen Totholzflächen in einer Waldlandschaft. Es können aber trotzdem gewisse Grundsätze formuliert werden:

1. Für die biologische Vielfalt ist es nötig, dass es in einer Waldlandschaft Totholz gibt (*Abbildung 4a*).
2. Es ist wahrscheinlich sinnvoller, keinen einheitlichen Totholzmittelwert flächendeckend für ganze Regionen anzustreben, sondern besonders totholzreiche Flächen fleckenweise in der Landschaft zu verteilen (*Abbildung 4b*). Denn erstens wäre so ein Einheitsmittelwert wohl zwangsläufig relativ niedrig, um politisch und wirtschaftlich akzeptiert zu werden. Und zweitens würden (zu) niedrige Totholzmengen den meisten wirklichen Totholzspezialisten, darunter auch viele gefährdete und seltene Arten (z.B. Vögel, Insekten, Pilze),

doch nicht genügen.

3. Am besten gedient ist der Artenvielfalt wohl, wenn zwischen den Totholzflächen zwar weniger, aber immerhin ein wenig Totholz vorkommt (*Abbildung 4c*). Wie *Abbildung 4a* bis *c* zeigt, sollten solche Totholzflächen nicht wie im herkömmlichen Sinne nur einige Bäume umfassen (Totholzinseln oder Altholzinseln), sondern in der Grössenordnung von einem Quadratkilometer liegen. Damit die räumliche Verteilung zukünftiger Totholzflächen innerhalb einer Landschaft möglichst sinnvoll erfolgt, ist eine regionale Zusammenarbeit unter den betreffenden Waldverantwortlichen nötig.

Tabelle 4: Ökologisch sinnvolle Totholzmengen für subalpine Fichtenwälder (gemäss BÜTLER 2003).

| | Volumen [m ³ ha ⁻¹] | Basalfläche [m ² ha ⁻¹] | Anzahl ^{*)} [n ha ⁻¹] | Anteil am Gesamtvorrat [%] |
|-------------------|---|---|---|----------------------------------|
| Totholz stehend | ≥ 18 | ≥ 1,6 | ≥ 14 | ≥ 5 |
| Totholz insgesamt | ≥ 33 | ≥ 2,6 | k. A. | ≥ 9 |

^{*)} min. Brusthöhendurchmesser: 21 cm.

k.A.: keine Angaben in der genannten Untersuchung.

6. Diskussion

Die gegebenen Empfehlungen für Totholzflächen (*Tabelle 4*) liegen deutlich über den zur Zeit in Wirtschaftswäldern vorhandenen Totholzmengen. In der Schweiz findet man gegenwärtig im Durchschnitt 11,9 m³ ha⁻¹ totes Holz (stehend und liegend zusammen), was 3,3% des Gesamtholzvolumens entspricht (BRASSEL & BRÄNDLI 1999). Im Mittelland ist dieser Wert allerdings viel tiefer (4,9 m³ ha⁻¹, d.h. 1,1% des Gesamtvolumens), in den Alpen jedoch höher (19,5 m³ ha⁻¹). Auch in anderen europäischen Ländern haben Wirtschaftswälder wenig Totholz: 6,1 m³ ha⁻¹ (4,5%) in Schweden (FRIDMAN & WALHEIM 2000), 2,2 m³ ha⁻¹ in Frankreich (VALLAURI & PONCET 2002), 1 bis 3 m³ ha⁻¹ in Bayern (AMMER 1991) oder 2 bis 10 m³ ha⁻¹ in Finnland (SIITONEN 2001). Verallgemeinernd lässt sich sagen, dass heutzutage 1 bis 12 m³ ha⁻¹ (< 5%) Totholz in europäischen Wirtschaftswäldern vorhanden ist. Verglichen dazu sind

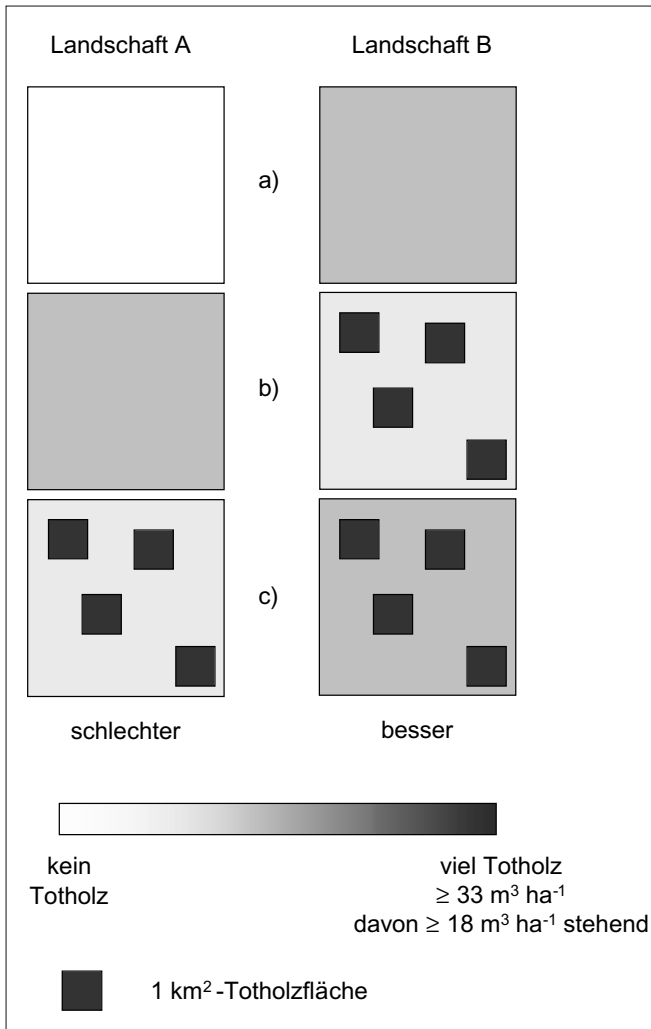


Abbildung 4: Grundsätze für die Verteilung von Totholz innerhalb einer Waldlandschaft: 4a) Totholz ist nötig für die Erhaltung der Artenvielfalt; 4b) Es ist sinnvoller, besonders totholzreiche Flächen fleckenweise in einer Landschaft zu verteilen, als einen flächendeckenden (relativ niedrigen) Einheitsmittelwert anzustreben; 4c) Totholzflächen nützen dann am meisten, wenn dazwischen zwar weniger, aber dennoch ein wenig Totholz vorkommt.

die Totholzmengen in Naturwäldern hoch und zum Teil sogar extrem hoch: 20 bis $250 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ oder bis 40% des Gesamtvorrates (siehe auch *Tabelle 1*). Unsere Empfehlungen von $\geq 18 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ($\geq 5\%$; stehendes Totholz) und $\geq 33 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ($\geq 9\%$; gesamtes Totholz) für subalpine Fichtenwälder liegen grob gesagt zwischen den tatsächlichen heutigen Werten für Wirtschafts- und Naturwälder.

Diese Empfehlungen sind einstweilen bis auf weiteres gültig. Die genannten Zielwerte sind eine konkrete Antwort auf die Frage «Wie viel Totholz ist nötig?» und gehen weiter als die rein qualitativen Forderungen nach mehr Totholz. Sie wurden aus den Ansprüchen des Dreizehenspechtes hergeleitet, einer guten Indikatorart für hohe ökologische Waldqualität und Vogelartenvielfalt. Allerdings decken sie nicht alle Bereiche ab, so etwa die Frage nach der Totholzverteilung innerhalb des Quadratkilometers oder der Verteilung und Vernetzung solcher Totholzflächen innerhalb einer Region. Weitere Forschungen sind nötig, z.B. über die Totholzansprüche kleinräumig funktionierender Organismen wie etwa verschiedener Käferarten, sowie der ökologisch als Holzabbauer so wichtigen Pilze. Weitere Aspekte, auf die hier nicht näher eingegangen wird, sind Qualität und zeitliche Kontinuität von verfügbarem Totholz. Je nach Alter (frisch tot – teilweise faul – vermodert), Dimension (dünne oder dicke tote Bäume) und

Standort (Jungwald oder Altersphasen) spielt Totholz unterschiedliche Rollen. Für optimalen Artenschutz muss eine zeitliche, räumliche und qualitative Kontinuität gewährleistet sein.

Ausserdem wäre eine Kosten-Nutzen-Rechnung aufschlussreich für den Praktiker. Inwiefern lohnt es sich, angesichts der tiefen Holzpreise und hohen Ertragskosten, kranke und tote Bäume aus dem Wald zu entfernen? Könnte sich das Belassen von solchen Bäumen kostengünstig auswirken? Aber auch mögliche Gefahren, die das Anhäufen von Totholz im Wald mit sich bringen kann – z.B. Borkenkäfer, Murgänge, Gefährdung von Waldbenutzern, Waldbrände usw. – müssen ebenfalls durchaus ernst genommen werden. In diesen Bereichen ist noch vieles unbekannt und man stützt sich in der Praxis vielfach auf Vermutungen. Der vorliegende Beitrag beleuchtet das Thema Totholz aus der Perspektive der biologischen Vielfalt. Trotz oder gerade wegen aller offenen Fragen und Unsicherheiten brauchen wir aber auch konkrete Realisierungen, um weiter zu lernen.

In diesem Sinne möchten wir einen Aufruf an die Förster und Waldbesitzer richten: Falls einige den Mut haben, unsere Totholzempfehlungen als Management-Experiment in die Praxis umzusetzen, könnten viele wichtige Erkenntnisse daraus gewonnen werden. Nicht zuletzt auch eine Antwort auf die Frage, ob sich die empfohlenen Totholzwerte für die Biodiversität im weiteren Sinne wirklich positiv auswirken.

Zusammenfassung

Totholz ist ein bedeutender Indikator für die Artenvielfalt im Ökosystem Wald und wurde deshalb auf paneuropäischer Ebene offiziell als eine Notwendigkeit für nachhaltige Waldwirtschaft anerkannt. Im Aufsatz versuchen wir, die Frage konkret zu beantworten, wie viel Totholz der subalpine Fichtenwald braucht, damit die biologische Vielfalt erhalten bleibt. Dazu wurden die Lebensraumsprüche des Dreizehenspechtes, der stark von toten Bäumen abhängt, untersucht. Dieser Specht wurde zudem in früheren ökologischen Untersuchungen als Zeigerart für Merkmale natürlicher Fichtenwälder und hoher Artenvielfalt erkannt. Eine Felduntersuchung in subalpinen Fichtenwäldern der Schweiz und in borealen Nadelwäldern Schwedens hat gezeigt, dass unterhalb eines Schwellenwertes von etwa 20 m^3 stehendem Totholz pro ha die Wahrscheinlichkeit, dass der Specht vorkommt, rasch abnimmt. Ganz ähnliche Resultate ergab ein bioenergetisches Modell, das den Energiebedarf des insektenfressenden Spechtes berechnete. Wir empfehlen deshalb, totholzreiche Flächen von der Grösse eines Quadratkilometers sinnvoll in der Waldlandschaft zu verteilen. Diese Flächen sollten mindestens 5% stehende tote Bäume ($\geq 18 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) und insgesamt etwa 9% Totholz ($\geq 33 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ liegend und stehend) haben.

Summary

Dead wood in managed forests: how much is enough?

Dead wood is of paramount importance for forest biodiversity. For this reason it was adopted as an indicator for sustainable forest management by the Ministerial Conference on the protection of forests in Europe. This paper aims to answer the question of how much dead wood is necessary for the maintenance of biodiversity in sub-alpine spruce forest ecosystems. For this purpose we studied the habitat preferences of the three-toed woodpecker, a bird species that depends heavily on

dead trees. Previous ecological studies had already demonstrated that this woodpecker is an indicator of spruce forests with a high degree of naturalness and biodiversity. Our field study in Swiss sub-Alpine spruce and Swedish boreal forests showed that, below a threshold level of about 20 m³ standing dead trees per ha, the probability of finding these woodpeckers drastically decreases. Similar results were obtained using a bioenergetic model, which calculated the energy requirements of this insectivorous woodpecker. Based on the results, our recommendation is to ensure a scattering of dead-wood rich areas in forest landscapes. Each area should cover about one square kilometre and have a mean of 5% of standing dead trees ($\geq 18 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), and a total of approx. 9% of dead wood ($\geq 33 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ standing and fallen).

Résumé

Bois mort dans l'écosystème forestier: combien en faut-il?

Le bois mort est un élément clé pour la diversité biologique dans l'écosystème forestier et figure parmi les indicateurs de gestion forestière durable au niveau pan-européen. Cet article se propose de fournir des recommandations concernant la quantité de bois mort qui est nécessaire au maintien de la diversité biologique dans la forêt d'épicéa subalpine. Les exigences d'habitat du Pic tridactyle, un oiseau qui dépend étroitement du bois mort, ont été analysées. Des études antérieures avaient mis en évidence la valeur indicatrice de ce pic pour des forêts d'épicéa proches de l'état naturel et ayant une diversité biologique élevée. Notre étude de terrain portant sur des forêts subalpines suisses et des forêts boréales de Suède a montré qu'en dessous d'une valeur seuil d'environ 20 m³ d'arbres morts sur pied par ha, la probabilité de la présence du Pic tridactyle diminue abruptement. Des résultats très similaires ont été obtenus avec un modèle bioénergétique calculant les besoins d'énergie de ce pic insectivore. Sur la base de nos résultats, nous recommandons de délimiter des surfaces riches en bois mort d'une taille d'environ 1 km² dans chaque paysage forestier. Ces surfaces devraient avoir en moyenne 5% d'arbres morts sur pied ($\geq 18 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) et un total d'environ 9% de bois mort ($\geq 33 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ sur pied et couché).

Literatur

- AMMER, U. 1991: Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzfor-
schung für die forstliche Praxis. Forstwissenschaftliches Central-
blatt 110: 149-157.
- ANGELSTAM, P.; BÜTLER, R.; LAZDINIS, M.; MIKUSINSKI, G.; ROBERGE,
J.-M. 2003: Habitat thresholds for focal species at multiple scales
and forest biodiversity conservation – dead wood as an example.
Annales Zoologici Fennici 40, 6: 473–482.
- BOBIEC, A. 2002: Living stands and dead wood in the Bialowieza
Forest: suggestions for restoration management. Forest Ecology
and Management 165: 125–140.
- BRASSEL, P.; BRÄNDLI, U.-B. 1999: Schweizerisches Landesforstinven-
tar: Ergebnisse der Zweitaufnahme 1993–1995. WSL und Bundes-
amt für Umwelt, Wald und Landschaft, Birmensdorf, Bern, 442 S.
- BULL, E.L.; HOLTHAUSEN, R.S. 1993: Habitat Use and Management of
Pileated Woodpeckers in Northeastern Oregon. Journal of
Wildlife Management 57: 335–345.
- BULL, E.L.; MESLOW, E.C. 1977: Habitat Requirements of the Pilea-
ted Woodpecker in Northeastern Oregon. Journal of Forestry 75:
335–337.
- BÜTLER, R. 2003: Dead wood in managed forests: how much and
how much is enough? Development of a snag quantification
method by remote sensing & GIS and snag targets based on
Three-toed woodpeckers' habitat requirements. Thèse de doc-
torat N° 2761 Faculté Environnement naturel, architectural et
construit. Ecole polytechnique fédérale, Lausanne, 184 S.
- BÜTLER, R.; ANGELSTAM, P.; EKELUND, P.; SCHLAEFFER, R. in press:
Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker in
boreal and sub-alpine forest. Biological Conservation.
- BÜTLER, R.; ANGELSTAM, P.; SCHLAEFFER, R. in press: Quantitative
snag targets for the three-toed woodpecker, *Picoides tridactylus*.
Ecological Bulletins 51.
- BÜTLER, R.; SCHLAEFFER, R. 2003: Three-toed woodpeckers as an
alternative to bark beetle control by traps? In: P. Pechacek, and
W. d'Oleire-Oltmanns (ed.): International Woodpecker Symposium.
Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Berchtesgaden, 13–26.
- DERLETH, P.; BÜTLER, R.; SCHLAEFFER, R. 2000: Le Pic tridactyle
(*Picoides tridactylus*), un indicateur de la qualité écologique de
l'écosystème forestier du Pays-d'Enhaut (Préalpes suisses).
Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 151, 8: 282–289.
- ERDMANN, M.; WILKE, H. 1997: Quantitative und qualitative Totholz-
erfassung in Buchenwirtschaftswäldern. Forstwissenschaftliches
Centralblatt 116: 16–28.
- FISCHER, W.C.; MCCLELLAND, B.R. 1983: A cavity-nesting bird biblio-
graphy, including related titles on forest snags, fire, insects,
disease, and decay. U.S. Dep. Agric. For. Serv., Ogden, Utah.
- FRIDMAN, J.; WALHEIM, M. 2000: Amount, structure, and dynamics of
dead wood on managed forestland in Sweden. Forest Ecology
and Management 131: 23–36.
- GREEN, P.; PETERKEN, G.F. 1997: Variation in the Amount of Dead
Wood in the Woodlands of the Lower Wye Valley, UK in Relation
to the Intensity of Management. Forest Ecology and Manage-
ment 98: 229–238.
- GREIF, G.E.; ARCHIBOLD, O.W. 2000: Standing-dead tree component
of the boreal forest in central Saskatchewan. Forest Ecology and
Management 131: 37–46.
- HOLEKSA, J. 2001: Coarse woody debris in a Carpathian subalpine
spruce forest. Forstwissenschaftliches Centralblatt 120: 256–270.
- IMBEAU, L. 2001: Effets à court et à long terme de l'aménagement
forestier sur l'avifaune de la forêt boréale et une de ses espèces-
clés: le Pic tridactyle. Thèse de doctorat. Département des Sciences
du bois et de la forêt. Université de Laval, Canada, Laval, 111 S.
- INDICATORS 2002: Improved Pan-European Indicators for Sustainable
Forest Management. Ministerial conference on the protection of
forests in Europe MCPFE. Liaison Unit Vienna.
- JONSSON, B.G. 2000: Availability of coarse woody debris in a boreal
old-growth *Picea abies* forest. Journal of Vegetation Science 11:
51–56.
- KIRBY, K.J., REID, C.M.; THOMAS, R.C.; GOLDSMITH, F.B. 1998:
Preliminary Estimates of Fallen Dead Wood and Standing Dead
Trees in Managed and Unmanaged Forests in Britain. Journal of
Applied Ecology 35: 148–155.
- KORPEL', S. 1995: Die Urwälder der Westkarpaten, Stuttgart, Jena,
New York, 310 S.
- KRUYNS, N.; FRIES, C.; JONSSON, B.G.; LAMAS, T.; STAL, G. 1999:
Wood-Inhabiting Cryptogams on Dead Norway Spruce (*Picea
abies*) Trees in Managed Swedish Boreal Forests. Canadian
Journal of Forest Research – Revue canadienne de recherche
forestière 29: 178–186.
- LAMBECK, R.J. 1997: Focal Species – A Multispecies Umbrella for
Nature Conservation. Conservation Biology 11: 849–856.
- LEUBA, D.Y. 1996: Totholz – quantitativ erfasst. Wald und Holz 77, 5:
8–10.
- LINDER, P.; ELFVING, B.; ZACKRISSON, O. 1997: Stand Structure and
Successional Trends in Virgin Boreal Forest Reserves in Sweden.
Forest Ecology and Management 98: 17–33.
- MCCARTHY, B.C.; BAILEY, R.R. 1994: Distribution and Abundance of
Coarse Woody Debris in a Managed Forest Landscape of the
Central Appalachians. Canadian Journal of Forest Research –
Revue canadienne de recherche forestière 24: 1317–1329.
- MEYER, P. 1999: Totholzuntersuchungen in nordwestdeutschen
Naturwäldern: Methodik und erste Ergebnisse. Forstwissenschaft-
liches Centralblatt 118: 167–180.
- MIKUSINSKI, G.; GROMADZKI, M.; CHYLARECKI, V. 2001: Woodpeckers
as indicators of forest bird diversity. Conservation Biology 15:
208–217.
- NILSSON, S.G.; HEDIN, J.; NIKLASSON, M. 2001: Biodiversity and its
assessment in boreal and nemoral forests. Scandinavian Journal
of Forest Research 16: 10–26.

- OLSSON, O., NILSSON, I.N.; NILSSON, S.G.; PETTERSSON, B.; STAGEN, A.; WIKTANDER, U. 1992: Habitat Preferences of the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos-Minor*. *Ornis Fennica* 69: 119–125.
- RAPHAEL, M.G.; WHITE, M. 1984: Use of Snags by Cavity-Nesting Birds in the Sierra Nevada. *Wildlife Monographs* 86: 1–66.
- RAUH, J.; SCHMITT, M. 1991: Methodik und Ergebnisse der Totholz-forschung in Naturwaldreservaten. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110: 114–127.
- ROBERGE, J.-M.; ANGELSTAM, P. 2004: Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18, 1: 1–10.
- [SCHENK, A.] 2003: Lothar. Die Sicht der Interessengruppen. Hrsg. vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Umwelt-Materialien 156.
- SCHIEGG, K. 1998: Totholz bringt Leben in den Wirtschaftswald. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 149, 10: 784–794.
- SCHIEGG PASINELLI, K.; SUTER, W. 2000: Lebensraum Totholz. *Merkblatt für die Praxis* 33. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.
- SCHMID, H.; LUDER, R.; NAEF-DAENZER, B.; GRAF, R.; ZBINDEN, N. 1998: Atlas des oiseaux nicheurs de Suisse. Distribution des oiseaux nicheurs en Suisse et au Liechtenstein en 1993–1996, Sempach, 574 S.
- SCHÖNENBERGER, W.; ANGST, C.; BRÜNDL, M.; DOBBERTIN, M.; DUELLI, P.; EGLI, S.; FREY, W.; GERBER, W.; KUPFERSCHMID ALBISETTI, A.D.; LÜSCHER, P.; SENN, J.; WERMELINGER, B.; WOHLGEMUTH, T. 2003: Vivians Erbe – Waldentwicklung nach Windwurf im Gebirge. *Merkblatt für die Praxis* 36. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.
- SCHREIBER, B.; DECALESTA, D.S. 1992: The Relationship between Cavity-Nesting Birds and Snags on Clearcuts in Western Oregon. *Forest Ecology and Management* 50: 299–316.
- SIITONEN, J. 2001: Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forsts as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11–41.
- SIITONEN, J.; MARTIKAINEN, P.; PUNTTILA, P.; RAUH, J. 2000: Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211–225.
- SIPPOLA, A.L.; SIITONEN, J.; KALLIO, R. 1998: Amount and Quality of Coarse Woody Debris in Natural and Managed Coniferous Forests Near the Timberline in Finnish Lapland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 204–214.
- SUTER, W.; SCHIELLY, B. 1998: Liegendes Totholz: Ein wichtiges Strukturmerkmal für die Habitatqualität von Kleinsäugetern und kleinen Carnivoren im Wald. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 149, 10: 795–807.
- TUCKER, G.M.; HEATH, M.F. (ed.) 1994: *Birds in Europe – their conservation status*. BirdLife International, Cambridge.
- UTSCHICK, H. 1991: Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110: 135–148.
- VALLAURI, D.; PONCET, L. 2002: Etat de la protection des forêts en France: indicateurs 2002. *World Wildlife Fund*, Paris, 100 S.
- VIRKKALA, R. 1987: Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 24: 281–294.
- VIRKKALA, R. 1991: Population Trends of Forest Birds in a Finnish Lapland Landscape of Large Habitat Blocks – Consequences of Stochastic Environmental Variation or Regional Habitat Alteration. *Biological Conservation* 56: 223–240.
- ZARNOWITZ, J.E.; MANUWAL, D.A. 1985: The Effects of Forest Management on Cavity-Nesting Birds in Northwestern Washington. *Journal of Wildlife Management* 49: 255–263.

Dank

Die Autoren möchten allen Vertretern des Forstwesens und den Lokalornithologen in den verschiedenen Untersuchungsgebieten der Schweiz und Schwedens an dieser Stelle ganz herzlich danken für ihr Interesse und die grosszügige Bereitschaft, uns verschiedenste Daten zur Verfügung zu stellen. Besonderen Dank gebührt A. Annen, P. Beaud, R. Ehrbar, M. Fuchs, R. Hess, F. Laimbacher, L. Maumary, N. Walliser und P. Wegmüller. Vielen Dank auch an M. Bolliger (Buwal) und L. Büttler für die kritische Durchsicht des Manuskripts.

Autorin und Autor

DR. RITA BÜTLER und Prof. RODOLPHE SCHLAEPPER, Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, ENAC – Laboratoire de gestion des écosystèmes, CH-1015 Lausanne. E-Mail: rita.buetler@epfl.ch.