

Strategien zur Minimierung von Opportunitätskosten der Totholzbereitstellung

Fabian H. Härtl
Peter Langhammer
Thomas Knoke

Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, Technische Universität München (DE)*
Forstbüro WaldWerkstatt (DE)
Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, Technische Universität München (DE)

Strategien zur Minimierung von Opportunitätskosten der Totholzbereitstellung

Neben der Holzproduktion wird die Wichtigkeit weiterer Ökosystemleistungen des Waldes für Umwelt und Gesellschaft immer deutlicher. Aufgrund ihrer langfristigen Produktionszeiträume ist die Forstwirtschaft bei deren Bereitstellung mit zusätzlichen naturalen und finanziellen Risiken konfrontiert. Anhand des Beispiels verschiedener Totholzmanagementszenarien wird im vorliegenden Artikel gezeigt, wie durch die Verwendung moderner Optimierungsansätze weitere Leistungen des Waldes in die ökonomische Planung eines Forstbetriebs integriert werden können. Dazu wurden für einen Privatwaldbetrieb in Bayern verschiedene Totholzziele mit verschiedenen Anreicherungsstrategien kombiniert und als Restriktion in das betriebliche Optimierungsmodell integriert. Der Vergleich der verschiedenen Lösungen ermöglicht eine Ableitung von kostenminimalen Strategien für die verschiedenen Ziele. Die Kosten variieren stark mit dem angenommenen Totholzziel und werden von der gewählten Aushaltungsvariante (Ganzbaum, Starkholz, Äste), von der Baumart (Nadelholz, Laubholz) und vom vorgegebenen Zeithorizont für die Erreichung des Zieles beeinflusst. Als Folgerung für die Praxis kann abgeleitet werden, dass ökonomische und ökologische Ziele in optimaler Weise miteinander vereinbart werden können, wenn der untersuchte Betrieb bei der Anreicherung von Totholz eine Strategie verfolgt, die verstärkt auf die Bereitstellung von Totholz aus ganzen Laubbäumen setzt und das Ziel nicht kurzfristig zu erreichen versucht.

Keywords: deadwood management, forest planning, risk integration, robust optimization
doi: 10.3188/szf.2018.0009

* Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, DE-85354 Freising, E-Mail fabian.haertl@tum.de

Totholz ist ein sehr wichtiger Bestandteil des Ökosystems Wald. Es ist nicht nur Lebensraum für seltene Tier- und Pflanzenarten, sondern dient auch als entscheidender Baustein des Nährstoff- und Kohlenstoffkreislaufs (Harmon et al 2004; Abbildung 1). Ein weiter Bereich der Totholzforschung beschäftigt sich daher mit den Auswirkungen unterschiedlicher Totholz mengen auf die Biodiversität (Müller 2005, Müller et al 2007). Während jedoch die meisten Veröffentlichungen die Verhältnisse in natürlichen Wäldern untersuchten, konnten Boncina (2000) und Bretz Guby & Dobbertin (1996) deutliche Unterschiede zwischen Naturwäldern und Wirtschaftswäldern feststellen. In Ersteren liegen die Totholz mengen im Schnitt um den Faktor zwei über den in bewirtschafteten Wäldern typischerweise zu findenden Mengen.

Der Nachschub an Totholz in Wäldern wird durch zufällige Ereignisse wie Wind, Feuer, Insekten, Krankheitserreger und die Konkurrenzsituation zwischen den Individuen bestimmt. Gleichzeitig führen verschiedene Abbaumechanismen zu einer

stetigen Reduktion von Totholz. Um die biophysikalischen Prozesse zu modellieren, wurden verschiedenste Ansätze entwickelt. Der am weitesten verbreitete Typ benutzt exponentielle Zerfallsfunktionen (Jenny et al 1949, Olson 1963, Meyer et al 2009, Müller-Using & Bartsch 2009, Zell et al 2009), wie es auch in den IPCC-Richtlinien (Penman 2003) empfohlen wird. Andere Ansätze versuchen die einzelnen Schritte der Totholzersetzung anhand von standörtlichen, geografischen und klimatischen Bedingungen aufzuschlüsseln. Sie benötigen hierfür aber eine erweiterte Datengrundlage, die für einzelne Experimentalflächen vorhanden sein kann, aber oftmals schon auf Betriebsebene nicht mehr verfügbar ist (Kruys et al 2002, Harmon et al 2004, Mäkinen et al 2006). Ein weiterer Ansatz nutzt lineare Zerfallsfunktionen. Autoren wie Meyer (1999) und Mackensen & Bauhus (1999) weisen auf die hohe Übereinstimmung dieser Modelle mit gemessenen Daten hin, ebenso auf deren Plausibilität, während exponentielle Modelle eine unzutreffend hohe Standzeit von Totholzkompartimenten prognostizieren würden.

Abb 1 Buchen-Edellaubholz-Tannen-Urwald in den Karpaten.



Neben der skizzierten, umfangreichen biophysikalischen Erforschung der Mechanismen der Tothholzentwicklung findet sich nur wenig zum Management von Tothholz. Meyer (1999) hat ein Tothholzmodul für das Entscheidungsunterstützungssystem «Der WaldPlaner» vorgestellt, welches die Auswirkungen von Managemententscheidungen auf die Tothholzentwicklung darstellen kann. Ein Modell, das es erlaubt, die kostengünstigste Strategie zur Erreichung von bestimmten Tothholzzielen zu ermitteln, fehlt dagegen bis jetzt. Diese Lücke kann mit modernen Optimierungsansätzen geschlossen werden. Ein solcher Ansatz soll vorliegend erläutert werden.

Risiko in der Planung

Risiko ist ein gern verwendeter, allerdings auch weit gefasster Begriff, wenn es darum geht, Gefährdungen aller Art im Leben zu beschreiben. Aus der persönlichen Erfahrung wissen wir, dass jeder Schritt vor die Haustür uns Gefahren aussetzen kann. Vom berühmten Blumentopf, der vom Fenstersims fällt, bis hin zu weit Schlimmerem drohen uns mannigfaltige und unvorhersehbare Schicksalsschläge. Wir sehen also, allein schon der gedanklich erste Schritt vor die Türschwelle führt in die Unsicherheit.

Dieses bewusst plakative Beispiel zeigt, dass die Welt an sich ungewiss ist. Zum einen liegt das am komplexen Wesen der Wirklichkeit. Die Natur selbst ist ein chaotisches System, bei dem bereits kleine Änderungen zu gewaltigen Veränderungen führen kön-

nen. Zusätzlich handeln Menschen – wenn überhaupt – nur rational im Sinne einer subjektiven, in den jeweiligen sozialen Kontext eingebundenen Auffassung dieses Begriffs, also eines von äusseren, beliebigen Normen definierten Massstabs, der daher selbst weder objektiv noch für alle Zeiten gültig definierbar ist. Beispielsweise war es bis ins 19. Jahrhundert rational, halb aufrecht liegend zu schlafen, um nachts nicht zu ersticken. Wer würde dies heute noch als rational einstufen? Ein weiteres Beispiel für eine nur durch die äussere Definition begründete Rationalität ist der *homo oeconomicus* als «rationaler» Nutzenmaximierer des (neo)klassischen ökonomischen Gedankengebäudes. Tatsächliche menschliche Entscheidungen und Verhaltensweisen weichen meist von derartigen Modellvorstellungen ab. Sie sind daher eher als nicht rational und als subjektiv geleitet anzusehen. Sie sind damit – aus einer externen Sicht gesehen – ungeregt.

Die Zukunft ist somit nicht nur von subjektiven Entscheidungen beeinflusst, sondern auch mit subjektiven Erwartungshaltungen an ihre konkrete Entwicklung verknüpft und damit per se unsicher. Sie ist daher grundsätzlich nicht abschliessend abschätzbar (Heine & Herr 2003). Diese die Zukunft betreffende Unsicherheit kann aber aufgrund von Erfahrungswerten quantitativ eingeschränkt werden. Wir wissen beispielsweise, dass es im Winter kalt werden wird und dass wir dementsprechend Heizkosten einplanen müssen. Wir wissen aber nicht exakt, wie kalt es werden wird. Auf diesem einfachen Konzept beruhen sehr viele in den Wirtschaftswissenschaften eingeführte Risikomasse. Eine wie

auch immer geartete Einschätzung möglicher Entwicklungen oder Ergebnisse führt also zu einer Bewertung und Bemessung der erwarteten Unsicherheit (=Risiko; Knight 1921).

Um ein derart messbares Risiko nun in den Planungsprozess für eine betriebliche Entscheidungsfindung einzubauen, gibt es mehrere Möglichkeiten (Ben-Tal et al 2009, Scholl 2001). Zum einen können indirekte Methoden benutzt werden, indem die Risikoinformation ausserhalb des eigentlichen Planungsvorgangs als Basis für eine Sensitivitätsanalyse genutzt wird. Sie haben den Vorteil relativ einfacher Umsetzbarkeit, können jedoch nur Auswirkungen des Risikos auf das Ergebnis, nicht aber auf die eigentliche Planungsentscheidung unter Risiko abbilden.

Hier setzen direkte Methoden an. Diese binden die Risiken unmittelbar in den Lösungsprozess ein. Dabei gibt es zwei sich ausschliessende Auffassungen darüber, wie mit einem Risiko umzugehen ist. Diese können daher als Paradigmen, also als grundsätzliche Gedankenmodelle, angesprochen werden. Während die sogenannte «stochastische Optimierung» davon ausgeht, dass Risiko eine zufällige, d.h. eine mit statistischen Mitteln greifbare Auswirkung auf einen Parameter oder ein Ergebnis ist, verzichtet die «robuste Optimierung» auf diese Vorbedingung. Der Vorteil des ersten Paradigmas ist die volle Verfügbarkeit der statistischen Werkzeuge, die im Prinzip nur des Vorliegens einer definierten Wahrscheinlichkeitsverteilung bedürfen. In realen Situationen ist jedoch genau dies oftmals ein Problem, da für die ausreichend genaue Bestimmung der Verteilungsfunktion eine hohe Datendichte notwendig ist. Weicht die Verteilungsfunktion überdies von standardisierten Funktionen wie der Normalverteilung ab, muss eine Vielzahl von weiteren Kenngrössen zur Beschreibung des Risikos in das Modell eingebaut werden.

Robuste Optimierungsansätze stellen sich dagegen auf den Standpunkt, dass nichts über die Verteilung der unsicheren Grössen bekannt ist und daher nur Aussagen über den Unsicherheitsraum, also über den Bereich der möglichen Werte, getroffen werden können, zum Beispiel durch Extremwertszenarien.

Beide Paradigmen nutzen trotz der unterschiedlichen gedanklichen Herangehensweise zum Teil die gleichen methodischen Ansätze zur Lösung des Planungsproblems. Es macht daher Sinn, den von Scholl (2001) erweiterten Begriff der «robusten Planung» zu übernehmen. Robustheit soll hier eine relative, d.h. überproportional ausgeprägte Stabilität des Planungsergebnisses gegenüber Abweichungen der Eingangsparameter von ihrem geschätzten oder erwarteten Wert bei gleichzeitiger Optimalität bedeuten (Mulvey & Ruszczyński 1995, Rhein 2014). Diese Definition von Robustheit kann auf beide methodologischen Ansätze angewendet werden, da es

ihr gemeinsames Ziel ist, ein möglichst stabiles und optimales Ergebnis abzuleiten. Dieses um die Anforderung der Stabilität erweiterte Ziel einer Ergebnisoptimierung zeigt, wie das ökonomische Ziel der Gewinnmaximierung erweitert wird: Neben die Gewinnmaximierung treten die Aspekte eines kontinuierlichen Holzangebots (Produktziel) und einer dauerhaft vorgehaltenen Liquidität und Holzreserve (Sicherheitsziel). Dieses neue Zielsystem integriert also einschränkende, verzichtende und langfristig angelegte Handlungsmaximen und wird somit dem forstlichen Nachhaltigkeitsbegriff in einem wesentlich besseren Masse gerecht als eine reine Maximierungsstrategie (Härtl 2015). Anders gesagt: Auch aus dem Begriff der Nachhaltigkeit folgt letztlich die Notwendigkeit einer Planung unter Risiko.

Der Vorteil aller mathematischen Modellierungsansätze ist, dass sie im Prinzip beliebig erweiterbar sind. Zum Beispiel lassen sich auch Module zur Abbildung der in der Forstwirtschaft so wichtigen Ökosystemleistungen integrieren – sofern es sich um quantifizierbare Grössen handelt. So bietet sich ein eleganter Weg, um Ökonomie und Ökologie über das Modell zu verknüpfen und Fragen zur optimalen Bereitstellung bei minimalen Opportunitätskosten aus diesem Bereich zu beantworten.

Totholzmodell

Das Totholzmodell berechnet die zeitabhängige Totholzmenge wie folgt:

$$D(t) = D_0 e^{-kt} \quad (1)$$

$D(t)$ ist die sich über die Zeit t entwickelnde Menge an Totholz. Dabei wird nur aktiv bereitgestelltes Totholz (z.B. durch Fällen oder Ringeln; Abbildung 2) über der Derbhholzgrenze von 7 cm Durchmesser berücksichtigt. Natürlicherweise abgestorbene Baumteile sowie Totholz unter der Derbhholzgrenze werden nicht betrachtet.

D_0 ist die Anfangsmenge, und k repräsentiert die angenommene Abbaurate. Um diese Grundgleichung nun auf einen Forstbetrieb anzuwenden, müssen die enthaltenen Grössen mehrdimensional definiert werden: In Abhängigkeit von den Beständen, den Baumarten, den Stärkeklassen und den Holzsortimenten kann ein potenzielles Totholzvolumen D_P (P für «potenziell») pro Waldfläche (in fm/ha) kalkuliert werden, welches durch die Ausweisung von virtuellen Totholzflächenanteilen a_D (D für «Deadwood», in ha) aus der möglichen Holzverwertung herausgenommen und dieser ökologischen Dienstleistung zugeordnet wird. Dadurch kann ein zeitabhängiges Totholzangebot D_S bestimmt werden, welches sich gemäss der folgenden Gleichung aus den zu jedem einzelnen Zeitpunkt t' vor dem aktuellen

Betrachtungszeitpunkt t beginnenden Zerfallsprozessen auf den einzelnen ausgewiesenen Totholzflächen a_D summiert:

$$D_S(i, t, g, r) = \sum_{t'=0}^t D_p(i, t-t', g, r) e^{-\lambda g t'} a_D(t') \quad (2)$$

Zu beachten ist, dass in dieser Gleichung alle Totholzgrößen nun nach Bestand i , Baumart g und Stärkeklasse r differenziert sind. Somit ist auch die Abbaurate ein baumartenspezifischer Parameter. Dieses Totholzangebot muss ab einem vorgegebenen Zeitpunkt t_d ein vorgegebenes Totholzziel D_T für alle Zeitpunkte t erfüllen:

$$D_S(t, g, r) \geq D_T(g, r) \quad \forall t \geq t_d \quad (3)$$

Robustes Modell

Ausgehend vom oben eingeführten Standpunkt der robusten Optimierung kann über die Verteilung der im Modell zu berücksichtigenden unsicheren Parameter zunächst nichts ausgesagt werden. Innerhalb dieses Unsicherheitsraumes können aber Erwartungswerte vermutet werden, zum Beispiel mittlere Ausprägungen μ der einzelnen Parameter und die vermutete Streuung (Varianz). Aufgrund der Unsicherheit in den Daten müssen wir auch den angenommenen Mittelwerten misstrauen und dürfen diese nur als Schätzer der wahren Mittelwerte auffassen. Dieses prinzipielle Wissen um die Fehlerbehaftung der Mittelwertschätzer kann dann als weitere Nebenbedingung ε in das Modell aufgenommen werden (Garlappi et al 2006):

$$\max_x Z \quad (4)$$

$$\mu^T x - (P + \sqrt{\varepsilon}) \sqrt{x^T V x} \geq Z \quad (5)$$

$$\varepsilon = \varepsilon \frac{(T-1)}{T(T-2)} \quad (6)$$

$$\sum x_i = C \quad (7)$$

$$x_i \geq 0 \quad (8)$$

Z steht für die Zielfunktion, deren Wert optimiert werden soll (z.B. der Kapitalwert des Betriebs), x ist ein alle Entscheidungsvariablen enthaltender Vektor, zum Beispiel die den bestimmten waldbaulichen Aktivitäten zugeordneten Flächen je Bestand i , und μ der entsprechende Vektor der vorgegebenen Parameter, zum Beispiel die potenziellen, kapitalisierten Abtriebs- oder Durchforstungswerte jedes einzelnen Bestandes. C ist die Gesamtfläche des Forstbetriebs. T beschreibt den Umfang der zugrunde liegenden Stichprobe zur Schätzung der Mittelwerte μ (z.B. aus einer Monte-Carlo-Simulation) und j die Anzahl der Optionen, d.h. die absolute Zahl der Bestände. Das

Konfidenzintervall ε für die Mittelwertschätzer kann mithilfe der (statistischen) F-Verteilung ermittelt werden (Zhu et al 2009). V beinhaltet in Form einer Kovarianzmatrix die Informationen über die potenziellen Schwankungen der unsicheren Mittelwerte μ . P ist ein die Risikoaversion des Entscheiders beschreibender Parameter (vgl. Anwendungsbeispiel).

Die Forderung der Robustheit gegenüber den Unsicherheiten der Mittelwertschätzung führt zu einem um den Faktor $\sqrt{\varepsilon}$ vergrößerten Risikoaversionsparameter im Modell und damit zu konservativen Lösungen. Ausgeführt wird die obige Maximierung, die dem aus der Portfoliotheorie bekannten «Value at risk» entspricht, im forstbetrieblichen Entscheidungsunterstützungsmodell YAFO 4.0 (zur Ursprungsversion vgl. Härtl et al 2013); YAFO ist in der Programmierumgebung AIMMS umgesetzt und nutzt zur Lösung des Problems das Softwarepaket IPOPT (Wächter & Biegler 2006).

Anwendungsbeispiel

Als Beispiel für die Ableitung einer Totholzstrategie wird im Folgenden die Anwendung im Privatwaldbetrieb Eichelberg (DE) dargestellt, der eine Holzbodenfläche von ca. 220 ha aufweist. Eichelberg liegt auf etwa 400 m ü. M. am westlichsten Ende des Neuburger Waldes, unmittelbar südöstlich von Vilshofen an der Donau, und bildet einen Übergang zwischen den Graniten und Gneisen des Bayerischen Waldes und dem Niederbayerischen Tertiärhügelland. Milde Temperaturen (Jahresmittel 8.3 °C), ausreichende Wasserversorgung (850–950 mm/J) und häufig lössüberlagerte Lehmböden sorgen für gutes Wachstum der aktuellen Hauptbaumarten Fichte, Buche, Tanne und Eiche (jährlicher Zuwachs laut Forsteinrichtung 10.7 Efm/ha). Eine Besonderheit und gute Voraussetzung in Bezug auf Klimaänderungen ist der hohe Anteil der Weisstanne (aktuell 25%, Tendenz wieder zunehmend, historisch sogar bis über 50%). Mit dem Rückgang der Fichte von 60% in den 1980er-Jahren auf heute nur noch 26% nähert sich die Baumartenzusammensetzung in Eichelberg wieder den ursprünglichen natürlichen Waldgesellschaften an (Waldmeister- und Hainsimsen-Tannen-Buchenwälder).

Eichelberg wird seit über 70 Jahren überwiegend naturgemäss bzw. heute orientiert an Naturwaldstrukturen und -prozessen bewirtschaftet. Seit 2003 ist der Waldbetrieb FSC- und Naturland-zertifiziert und seit 2004 zur Gänze FFH-Schutzgebiet.

Die Eigentümergemeinschaft zeigt sehr hohes Verantwortungsbewusstsein gegenüber ihrem Wald, aber auch im Sinne des Gemeinwohls. Seitdem Totholz hier als eines der grössten Strukturdefizite gegenüber Naturwäldern identifiziert worden ist, wird konsequent versucht, dieses möglichst effizient wie-



Abb 2 Aktives Totholzmanagement: Buche vier Jahre nach dem Ringeln.

der anzureichern: ökologisch effizient im Sinne einer möglichst schnellen und umfassenden Verbesserung der natürlichen Biodiversität, ökonomisch effizient im Sinne einer möglichst kostengünstigen Bereitstellung bzw. alternativer Erträge (z.B. Vertragsnaturschutz) und auch effizient im Sinne der Betriebssicherheit (Klimawandelfolgen, Arbeitssicherheit, Verkehrssicherung, Arbeitsergonomie etc.). Der Umgang mit Totholz ist im Waldbetrieb Eichelberg im dazu entwickelten Konzept «BioHolz» umfassend geregelt. Aktuelle Praxiserfahrungen und neu gewonnene wissenschaftliche Erkenntnisse werden laufend integriert.

Die naturalen Daten zu den 42 Beständen wurden dem Forsteinrichtungsoperat 2014 sowie ergänzend den Inventurrohdaten entnommen und in den Waldwachstumssimulator SILVA 2.2 (Pretzsch 2002) eingespielt. Verwendet wurden der Durchmesser des Grundflächenmittelstamms und die Stammzahl bzw. die Grundfläche pro Hektare, jeweils je Bestand und Baumart. Die Aufnahmen in den älteren Beständen beruhen teils auf Winkelzählproben, teils auf Vollkluppungen. In jüngeren Beständen wurden Schätzungen anhand von Ertragstafeln vorgenommen. Die für das Wachstumsmodell benötigten typischen standörtlichen Bedingungen (Bodenfrische und Nährstoffangebot) je Bestand wurden anhand der Standortkartierung ermittelt. Um die in der Praxis verfolgte freie, naturnahe Durchforstung in SILVA nachzubilden, wurde als generelles Durchforstungs-

schema eine mittelstarke grundflächenorientierte Hochdurchforstung mit fünfjährigem Rhythmus eingestellt. Die Daten der Totholzinventur wurden ebenfalls als Startwerte der Totholzausstattung im Betrieb übernommen. Die Abbauraten für das Totholz wurden Rock et al (2008) entnommen.

Für die Holzpreise wurden Mittelwerte je Baumart und Sortiment aus der Holzpreisstatistik für den bayerischen Staatswald der Jahre 2010 bis 2014 gebildet (BaySF & StaFoV 2015). Erntekosten wurden gemäss dem erweiterten Sortentarif (EST) mit Kosten von 30 Euro für eine Waldarbeiterstunde und einem Leistungsgrad von 150% gerechnet. Für die Rückung wurden pauschal 7 Euro pro Festmeter eingesetzt. Die Holzsortierung für alle Baumarten beruht auf der Mitbestärkesortierung und Langholzaushaltung. Ein X-Holz-Anteil (nicht verwertbares Derbholz z.B. aufgrund von Stammfäule) von 1 m ab dem Stock wurde für 10% der Nadel- und 30% der Laubhölzer angenommen. Der Mindestzopf für Stammholz liegt bei 30 cm und der Aufarbeitungsgrenzzopf bei 8 cm (entspricht den Gepflogenheiten im untersuchten Forstbetrieb). Aufgrund dieser Annahmen wurden die Parameter μ des Modells berechnet. Als Zeithorizont für die Optimierung wurden 60 Jahre sowie ein Kalkulationszinssatz von 1.5% gewählt (Möhring & Rüping 2008). Für die Bewertung der Totholzbereitstellung wurde unterstellt, dass der durchschnittliche Erlös beim potenziell möglichen Verkauf aufgrund der tendenziell schlechteren Holzqualität nur 85% des Bestandsdurchschnitts erreichen würde und die Kosten einer aktiven Totholzbereitstellung (durch Kappen oder Ringeln, Abbildung 2) 50% der regulären Holzerntekosten umfassen, da keine Sortimente aufgearbeitet werden und keine Rückung erfolgt. Die Ernte eines Bestandes auf beliebiger Teilfläche setzt eine flächige Verjüngung voraus. Die Kosten für die Verjüngung werden altersabhängig modelliert, um höhere Naturverjüngungspotenziale in älteren Beständen zu simulieren, und richten sich pauschal nach der Hauptbaumart der aktuellen Bestandesgeneration.

Für die Ermittlung der Risiken wurden im Rahmen einer Monte-Carlo-Simulation $T = 1000$ mögliche Erlöse je Bestand und Periode anhand der Holzpreisschwankungen der Jahre 1975 bis 2010 (BaySF & StaFoV 2015) und anhand von kalamitätsbedingten Ausfallwahrscheinlichkeiten der Bestände ermittelt (Griess et al 2012). Das Modell maximiert den «Value at risk» für die 99%-Schwelle, d.h., der Wert, der von 99% aller möglichen Ergebnisse übertroffen wird, soll möglichst gross sein. Dies entspricht einem Risikoaversionsparameter P von ca. 2.326 und einem ϵ von ca. 1.597. ϵ ist daher gleich 0.699.

Anhand dieses Beispielbetriebs wurde folgende Hypothese untersucht: *Die Verfolgung eines bestimmten Totholzziels hat bezüglich der Baumartenwahl, der Aushaltungsvariante und des Zeithorizonts keine Auswirkungen auf das finanzielle Betriebsergebnis.*

Totholzziel (Efm/ha)	Baumart	Zielhorizont (Jahre)	Nutzungsvariante	Max. Flächenanteil je Bestand (%)
5, 20, 40, 65, 90	Bu, Fi	5, 20	Ganzbaum, Starkholz, Kronenmaterial	100, 50, 25, 20, 10, 5, 2, 1

Tab 1 Übersicht über die Parameter der Totholzkonzepte. Der maximale Flächenanteil je Bestand entspricht dem Segregationsgrad.

Die untersuchte Fragestellung teilt sich damit in zwei Aspekte: 1) Welche optimale Strategie führt zu einem vorgegebenen Totholzziel, und 2) wie unterscheiden sich die optimalen Strategien für verschiedene Ziele untereinander? Um ein grosses Spektrum möglicher Ziele abzudecken, wurden verschiedene Totholzkonzepte aus Kombinationen der Steuergrössen 1) Totholzziel, 2) Baumart, 3) Zielhorizont, 4) Nutzungsvariante und 5) maximaler Flächenanteil je Bestand gebildet (Tabelle 1).

Daraus ergeben sich 480 mögliche Szenarien. Das geforderte Totholzziel muss jeweils nur in den Beständen erfüllt werden, die als führende Baumart Buche (*Fagus sylvatica*) oder Fichte (*Picea abies*) aufweisen. Dieses Totholzziel muss entweder nach 5 oder 20 Jahren erreicht und ab dann dauerhaft eingehalten werden. Für die Bereitstellung von Holz für dieses Ziel wurden drei verschiedene Anreicherungsstrategien untersucht. In der Variante «Ganzbaum» werden alle Sortimente auf das Totholzziel angerechnet und in der Variante «Starkholz» nur Sortimente der dritten Stärkeklasse und aufwärts. Die Variante «Kronenmaterial» unterscheidet sich zwischen ihrer Nadelholz- und Laubholzausprägung. Bei der Baumart Fichte werden nur Sortimente unterhalb eines Mittendurchmessers von 19 cm als zur Krone gehörig aufgefasst, wohingegen die Schwelle bei der Buche bei 24 cm liegt (d.h. bis einschliesslich Stärkeklasse 2a). Die Steuergrösse «maximaler Flächenan-

teil» gibt vor, wie gross der Anteil an der Bestandesfläche pro Bestand und Simulationsperiode sein darf, mit der das Totholzziel erfüllt wird. Damit können sowohl eher segregative (ganze Bestände für Totholz aus der Nutzung nehmen) als auch integrative Ansätze (Schutz und Nutzung im gleichen Bestand) der Totholzbereitstellung simuliert werden.

Die Opportunitätskosten der Totholzbereitstellung werden als relativer Anteil der maximal erreichbaren Annuität im Betrieb ausgedrückt, d.h., die abgeleiteten Werte sind als mit dem Totholzkonzept verknüpfte mittlere jährliche Verluste interpretierbar.

Ergebnisse

Die mittleren Opportunitätskosten für die Erreichung der Totholzziele innerhalb von 20 Jahren reichen im vorliegenden Anwendungsbeispiel von 1% bis 33% der Annuität (Abbildung 3, links). Dabei zeigen sich zum einen erwartungsgemäss deutliche Unterschiede zwischen den angestrebten Totholz-mengen, zum anderen sind aber auch Unterschiede innerhalb der Nutzungsvarianten festzustellen. Die Bereitstellung aus Kronenholz ist bei Buche nur bis zu einem Ziel von 65 Efm/ha möglich, bei Fichte reichen die potenziellen Mengen bereits bei einem Ziel von 20 Efm/ha nicht aus. Die Kronenholzvariante erreicht bei 65 Efm/ha Buchen-Totholz bereits Werte von 16% und damit doppelt so hohe Kosten wie die Ganzbaumvariante.

Sowohl die Ganzbaum- als auch die Starkholzvariante sind bei einem Zielhorizont von 20 Jahren für alle Totholzziele eine Lösungsoption (Abbildung 3, links). Dabei liegen sowohl bei der Fichte als auch bei der Buche die Kosten der Starkholzvariante über denen der Ganzbaumvariante, und die Kosten-

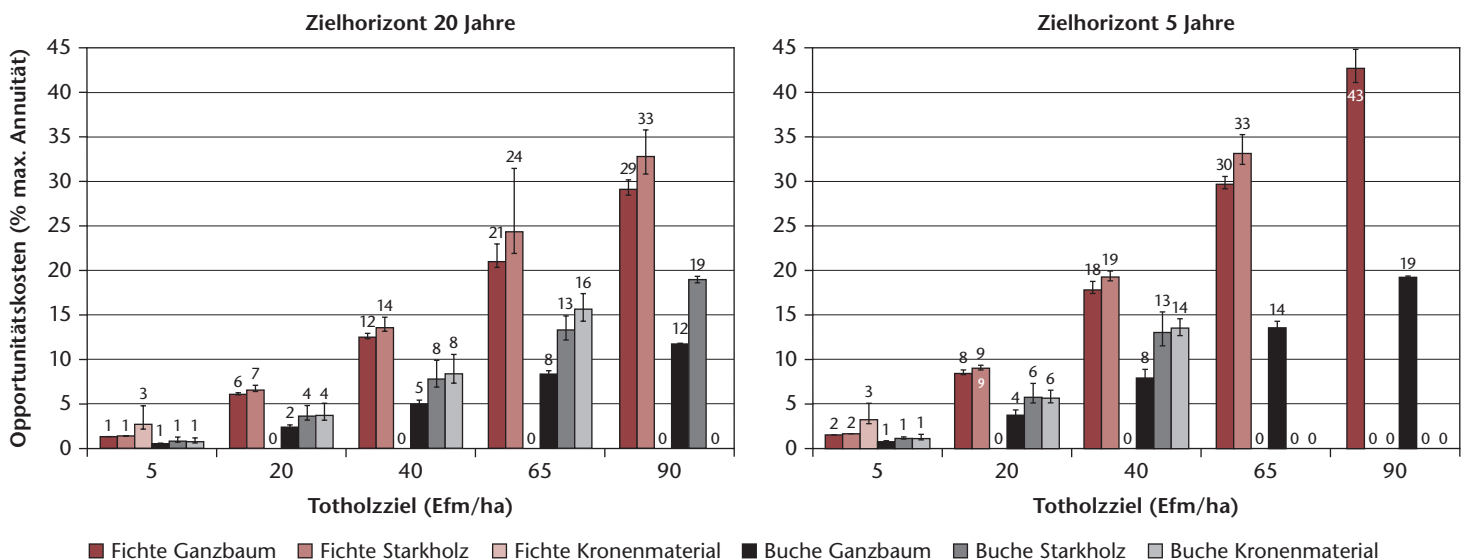


Abb 3 Vergleich der Totholzstrategien bei einem Zielhorizont von 20 Jahren (links) und von 5 Jahren (rechts). Opportunitätskosten (Verluste) relativ zur maximal erreichbaren Annuität.

unterschiede vergrössern sich mit zunehmendem Zielwert. Bei 90 Efm/ha liegt die Starkholzvariante für die Fichte um 4 Prozentpunkte und für die Buche um 7 Prozentpunkte über der Ganzbaumvariante, während der Unterschied bei den Szenarien bis 20 Efm/ha maximal 2 Prozentpunkte beträgt. Die Bereitstellung von Fichten-Totholz ist deutlich kostenintensiver als diejenige von Buchen-Totholz. Während für die Buchenvarianten maximal 19% der Annuität aufgebracht werden müssen, steigt der Anteil für die Fichtenvarianten bis auf 33% an.

Einen deutlichen Einfluss zeigt der maximale Flächenanteil je Bestand insbesondere beim 65-Efm-Ziel, und dort vor allem für die Fichten-Starkholzvariante (grösster Streubalken in Abbildung 3, links). Die Kosten variieren in diesem Fall zwischen 22% und 31%. In anderen Fällen, insbesondere bei den Buchen-Ganzbaumvarianten ist der Einfluss nur marginal.

Die Erreichung der Totholz mengen innerhalb von fünf Jahren ist im Mittel mit Einbussen von 1% bis 43% verbunden (Abbildung 3, rechts). Auch hier verursachen die Fichtenvarianten deutlich höhere Kosten als die Buchenvarianten. Höhere Zielmengen (bei der Buche ab 65 Efm/ha, bei der Fichte ab 90 Efm/ha) können nur noch mit den Ganzbaumvarianten realisiert werden.

Je kleiner der maximale Flächenanteil pro Bestand gewählt wird, zum Beispiel um eine möglichst gute Verteilung des Totholzes über die Betriebsfläche zu erreichen, desto höher sind die Opportunitätskosten der gewählten Totholzstrategie (oberes Ende der Streubalken in Abbildung 3). Die Streuung zwischen den unterschiedlichen Segregationsgraden bewegt sich dabei in nahezu allen Fällen unter 5% und lediglich in einem Fall bei 9% (Fichten-Starkholz 40 Efm/ha).

Diskussion

Der gewählte Modellierungsansatz baut auf dem bewährten Modell YAFO auf (Härtl et al 2016a, Härtl et al 2016b). Grundlegendes Prinzip des Modells ist die Suche nach einer optimalen Einschlagsplanung, die den sogenannten «Value at risk», eine den Erwartungswert und dessen Risikobewertung kombinierende Zielfunktion, optimiert. Im Gegensatz zu Ansätzen der multikriteriellen Optimierung (Uhde et al 2015) werden dabei weitere Ziele nicht als zusätzliche Zielfunktionen, sondern als Restriktionen in das Modell integriert. Vorteil dieser Herangehensweise ist, dass die einzelnen Ziele weder gewichtet, skaliert noch standardisiert werden müssen (Knoke et al 2016). Stattdessen kann der Einfluss eines weiteren Nebenzieles auf das ursprüngliche Ziel aufgezeigt und der nötige Aufwand für die Erreichung des Nebenziels bewertet werden. So kön-

nen im Prinzip beliebige, zunächst ökonomisch nur schwer bewertbare Ziele wie die Aufrechterhaltung oder der Aufbau bestimmter Ökosystemleistungen monetär bewertet und vergleichbar gemacht werden. Damit wird auch das Problem umgangen, dass bei mehreren konkurrierenden Zielen in der Optimierung zwar ein beliebiges Pareto-Optimum bestimmbar ist, jedoch eine prinzipiell unendliche Anzahl von Kombinationsmöglichkeiten erzeugt wird (Triviño et al 2017). Gegenüber reinen Szenarienbetrachtungen (Shanin et al 2016) ermöglicht die Kopplung des Totholzmodells mit einer Optimierungssoftware nicht nur den Vergleich verschiedener Managementstrategien, sondern zeigt unmittelbar auch die jeweils ökonomisch optimale, d.h. eine an das individuelle Ziel adaptierte Strategie auf. Damit erschliesst sich auch die Möglichkeit, auf Basis objektiv abgeleiteter Kennzahlen individuelle oder pauschale Ertragseinbussen im Rahmen von Vertragsnaturschutzprogrammen auszugleichen.

Die Analyse der Ergebnisse ergibt folgende Erkenntnisse:

- Die Opportunitätskosten der Totholzanreicherung steigen mit der Höhe des Totholzziels deutlich an. Während ein Ziel von 5 Efm/ha in den meisten Varianten bis zu 2% der Annuität kostet, müssen ab 40 Efm/ha teilweise schon über 10% der jährlichen Deckungsbeiträge investiert werden.
- Die Erreichung des gleichen Totholzzieles ist mit Nadelholz (Fichte) wesentlich kostenintensiver als mit Laubholz (Buche).
- Der zeitliche Horizont, d.h. die eingeräumte Zeit, in der das Ziel erreicht werden soll, ist ein entscheidender Kostenfaktor, der in einem Totholzkonzept zu berücksichtigen ist.
- Die Totholzanreicherung mit Kronenholz ist die kostenintensivste Variante. Am günstigsten sind Ganzbaumkonzepte, gefolgt von Starkholzvarianten.
- Grössere Totholz mengen können mit Kronenholz allein nicht umgesetzt werden.
- Der Einfluss des Segregationsgrades ist in den meisten Fällen nicht übermässig ausgeprägt, kann jedoch dazu genutzt werden, eine aus ökologischen Gründen bevorzugte Variante in ihrer ökonomischen Auswirkung gegenüber den Alternativen vor teilhafter zu gestalten.

Dass die Kosten mit höheren Totholzzielen ansteigen, ist ein erwartetes Ergebnis, da hierfür umso grössere Mengen an Holz nicht mehr für den Verkauf zur Verfügung stehen. Die Reihungen Nadelholz > Laubholz sowie Starkholz > Ganzbaum sind zudem mit der Struktur der Holzpreise erklärbar – Starkholzsportimente sowie Nadelholz weisen höhere Preise als Schwachholz bzw. Laubholz auf.

Der Einfluss des zeitlichen Managements auf die Kosten ist dagegen ein oft übersehener Faktor. Während zum Beispiel aktuelle Naturschutzkonzepte wie das der Bayerischen Staatsforsten (BaySF

2009) sich detailliert mit den naturalen Parametern beschäftigen und präzise festlegen, in welchem Bestandstyp welche Totholzziele anzustreben sind, wird der zeitliche Rahmen, in dem diese Ziele zu erreichen sind, nur vage und ohne Begründung mit «in 20 bis 30 Jahren» vorgegeben. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen jedoch, dass eine langfristige Zielsetzung zu deutlichen Kosteneinsparungen führt und eine genauere Ableitung des zu wählenden Zeitrahmens in einem Totholzmanagementkonzept daher unbedingt enthalten sein sollte.

Die weitere Erkenntnis, dass grössere Totholz-mengen nicht nur aus Kronenholz geliefert werden können, ist unmittelbar einleuchtend, da ab einer bestimmten Zielmenge nicht mehr genügend Biomasse aus den Beständen bereitgestellt werden kann. Überraschend mag zunächst jedoch erscheinen, dass die Kronenholzvariante unter allen Alternativen die höchsten Opportunitätskosten aufweist, obwohl gerade hier ja nur die Sortimente mit dem geringsten Marktpreis verwendet werden. Allerdings müssen für diese Variante zur Aufrechterhaltung des Totholzzieles verhältnismässig viele Einzelbäume (auch aktiv) bereitgestellt werden, um die geforderten Mengen aus dem schwach dimensionierten Kronenmaterial zu erfüllen. Auch wenn der ökonomisch wertvollere Teil des Stammes vermarktet werden kann, führt die Strategie zu einer grösseren Anzahl von Bäumen, die rein aufgrund des Totholzmanagements gefällt werden müssen und ihre ökonomische Hiebsreife nicht erreichen. Diese Verluste überwiegen den scheinbaren Vorteil der Verwendung von «billigen» Sortimenten für die Totholzziele.

Schlussfolgerungen

Zusammenfassend kann somit die aufgestellte Hypothese abgelehnt werden. Sowohl Baumartenwahl, Nutzungsvariante als auch der Zeithorizont haben bedeutenden Einfluss auf die ökonomischen Auswirkungen einer Ökosystemdienstleistung wie des Totholzes. Aus ökonomischer Sicht sollten Totholzstrategien langfristig angelegt und es sollten möglichst Laubholz- sowie Ganzbaumkonzepte für die Umsetzung genutzt werden. Auf Kronenholz sollte nur insofern zurückgegriffen werden, als es ohnehin im Rahmen von Hiebssmassnahmen anfällt. Mit der Verwendung von gegenüber den Nadelhölzern der potenziellen natürlichen Vegetation (unter den meisten mitteleuropäischen Verhältnissen) näher kommenden Laubbäumen und der Bereitstellung auch starker Dimensionen können für die in dem betreffenden Ökosystem heimischen Arten geeignete Habitatstrukturen geschaffen werden. Damit werden Synergien genutzt und sowohl ökologische als auch ökonomische Zielsetzungen erreicht. ■

Eingereicht: 27. April 2017, akzeptiert (mit Review): 14. September 2017

Dank

Das diesem Artikel zugrunde liegende Projekt «BioHolz», Teilprojekt «Totholzmodellierung», wurde mit Mitteln des deutschen Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 01LC1323D gefördert.

Literatur

- BAYSF (2009)** Naturschutzkonzept der Bayerischen Staatsforsten. Regensburg: Bayerische Staatsforsten, 1 ed. 14 p.
- BAYSF, STAFOV (2015)** Holzpreisstatistik für die Jahre 1975–2014. Regensburg: Bayerische Staatsforsten.
- BEN-TAL A, EL GHAOU L, NEMIROVSKI A (2009)** Robust optimization. Princeton: Princeton Univ Press. 544 p.
- BONCINA A (2000)** Comparison of structure and biodiversity in the Rajhenav virgin forest remnant and managed forest in the Dinaric region of Slovenia. *Glob Ecol Biogeogr* 9: 201–211.
- BRETZ GUBY NA, DOBBERTIN M (1996)** Quantitative estimates of coarse woody debris and standing dead trees in selected Swiss forests. *Glob Ecol Biogeogr Lett* 5: 327–341.
- GARLAPPI L, UPPAL R, WANG T (2006)** Portfolio selection with parameter and model uncertainty. A multi-prior approach. *Rev Financial Stud* 20: 41–81.
- GRIESS VC, ACEVEDO R, HÄRTL F, STAUPENDAHL K, KNOKE T (2012)** Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce. *For Ecol Manage* 267: 284–296.
- HARMON ME, FRANKLIN JF, SWANSON FJ, SOLLINS P, GREGORY SV ET AL (2004)** Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. In: Caswell H, editor. *Advances in ecological research*. Amsterdam: Elsevier Academic Press, *Advances in Ecological Research* 34. pp. 59–234.
- HÄRTL F, HAHN A, KNOKE T (2013)** Risk-sensitive planning support for forest enterprises: The YAFO model. *Comp Electr Agric* 94: 58–70.
- HÄRTL FH (2015)** Der Einfluss des Holzpreises auf die Konkurrenz zwischen stofflicher und thermischer Holzverwertung. Ein forstbetrieblicher Planungsansatz unter Berücksichtigung von Risikoaspekten. Aachen: Shaker, Dissertation. 200 p.
- HÄRTL FH, BARKA I, HAHN WA, HLASNY T, IRAUSCHEK F ET AL (2016A)** Multifunctionality in European mountain forests – an optimization under changing climatic conditions. *Can J For Res* 46: 163–171.
- HÄRTL F, HÖLLERL S, KNOKE T (2016B)** A new way of carbon accounting emphasises the crucial role of timber use for successful carbon mitigation strategies. *Mitig Adapt Strateg Glob Change*. doi: 10.1007/s11027-016-9720-1
- HEINE M, HERR H (2003)** Volkswirtschaftslehre: Paradigmenorientierte Einführung in die Mikro- und Makroökonomie. München: Oldenbourg, 3 ed. 708 p.
- JENNY H, GESSEL SP, BINGHAM FT (1949)** Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Sci* 68: 419–432.
- KNIGHT FH (1921)** Risk, uncertainty and profit. Boston: Houghton Mifflin. 445 p.
- KNOKE T, PAUL C, HILDEBRANDT P, CALVAS B, CASTRO LM ET AL (2016)** Compositional diversity of rehabilitated tropical lands supports multiple ecosystem services and buffers uncertainties. *Nat Commun* 7: 11877.
- KRUYS N, JONSSON BG, STÄHL G (2002)** A stage-based matrix model for decay-class dynamics of woody debris. *Ecol Appl* 12: 773–781.

- MACKENSEN J, BAUHUS J (1999)** The decay of coarse woody debris. Canberra: Australian Greenhouse Office, National Carbon Accounting System, Technical Report 6. 51 p.
- MÄKINEN H, HYNYNEN J, SIEVÄNEN R, SIITONEN J (2006)** Predicting the decomposition of Scots pine, Norway spruce, and birch stems in Finland. *Ecol Appl* 16: 1865–1879.
- MEYER P (1999)** Dead wood research in forest reserves of North-west-Germany: methodology and results. *Forstwiss Cent.bl* 118: 167–180.
- MEYER P, MENKE N, NAGEL J, HANSEN J, KAWALETZ H ET AL (2009)** Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb. Abschlussbericht des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projekts. Göttingen: Nord-westdeutsche Forstl Vers.anstalt. 110 p.
- MÖHRING B, RÜPING U (2008)** A concept for the calculation of financial losses when changing the forest management strategy. *For Policy Econ* 10: 98–107.
- MÜLLER J (2005)** Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Weihenstephan: Techn Univ München, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, Dissertation. 235 p.
- MÜLLER J, BUSSLER H, UTSCHICK H (2007)** Wie viel Totholz braucht der Wald? Ein wissenschaftsbasiertes Konzept gegen den Artenschwund der Totholzzönosen. *Nat.schutz Landsch.plan* 39: 165–170.
- 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.
- MULVEY JM, RUSZCZYNSKI A (1995)** A new scenario decomposition method for large-scale stochastic optimization. *Oper Res* 43: 477–490.
- OLSON JS (1963)** Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322–331.
- PENMAN J (2003)** Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Hayama: Institute for Global Environmental Strategies for the IPCC. 590 p.
- PRETZSCH H (2002)** Anwendung und Evaluierung des Waldwachstumssimulators SILVA 2.2 auf Bestandes-, Betriebs- und Grossregion-Ebene. *Forstwiss Cent.bl* 121: 28–51.
- RHEIN B (2014)** Robuste Optimierung mit Quantilmassen auf globalen Metamodellen. Köln: Univ Köln. 202 p.
- ROCK J, BADECK FW, HARMON ME (2008)** Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *Eur J For Res* 127: 301–313.
- SCHOLL A (2001)** Robuste Planung und Optimierung: Grundlagen – Konzepte und Methoden – experimentelle Untersuchungen. Heidelberg: Physica-Verlag. 404 p.
- SHANIN V, VALKONEN S, GRABARNIK P, MÄKIPÄÄ R (2016)** Using forest ecosystem simulation model EFIMOD in planning uneven-aged forest management. *For Ecol Manage* 378: 193–205.
- TRIVIÑO M, POHJANMIES T, MAZZIOTTA A, JUUTINEN A, PODKOPAEV D ET AL (2017)** Optimizing management to enhance multifunctionality in a boreal forest landscape. *J Appl Ecol* 54: 61–70.
- UHDE B, HAHN WA, GRIESS VC, KNOKE T (2015)** Hybrid MCDA methods to integrate multiple ecosystem services in forest management planning: A critical review. *Environ Manage.* 56: 373–378.
- WÄCHTER A, BIEGLER LT (2006)** On the implementation of an interior-point filter line-search algorithm for large-scale nonlinear programming. *Math Program* 106: 25–57.
- ZELL J, KÄNDLER G, HANEWINKEL M (2009)** Predicting constant decay rates of coarse woody debris – a meta-analysis approach with a mixed model. *Ecol Model* 220: 904–912.
- ZHU L, COLEMAN TF, LI Y (2009)** Min-max robust and CVaR robust mean-variance portfolios. *J Risk* 11: 1–31.

Stratégies pour minimiser les coûts d'opportunité du bois mort laissé en forêt

L'importance des services écosystémiques autres que la production de bois pour l'environnement et la société devient de plus en plus évidente. En raison de ses horizons de production à long terme, l'économie forestière est confrontée à des risques naturels et financiers additionnels lors de la production de ces services. A l'exemple de différents scénarios de gestion du bois mort, le présent article démontre comment les diverses prestations de la forêt peuvent être intégrées dans la planification économique d'une entreprise forestière par l'emploi d'approches modernes d'optimisation. A cet effet, différents objectifs de taux de bois mort ont été combinés avec différentes stratégies de production de bois mort et ont été intégrés dans le modèle d'optimisation de l'entreprise. La comparaison des différentes solutions permet de définir les stratégies les moins coûteuses pour les différents objectifs. Les coûts varient fortement avec l'objectif du taux de bois mort et sont influencés aussi bien par les sortiments mis à disposition (arbre entier, gros bois, branches), de l'essence (résineux, feuillus) et du délai défini pour l'atteinte de l'objectif. En conclusion, pour la pratique, il peut en être déduit que les objectifs économiques et écologiques peuvent être combinés d'une manière optimale, lorsque l'entreprise forestière concernée poursuit une stratégie de production de bois mort qui prévoit la mise à disposition de bois mort par arbre feuillu entier et qu'elle ne cherche pas à atteindre ses objectifs à trop court terme.

Strategies aimed to minimize opportunity costs regarding the provision of deadwood

Besides the conventional use of wood for construction and heating, further ecosystem services of forests gain more and more importance, such as environmental protection and social welfare. Due to its long-term production, forest management is faced with additional biophysical and economic risks when providing these services. This article assesses how ecosystem services can be included in an economic planning model using as an example the provision of deadwood in commercial forests. For a private forest enterprise in Bavaria (Germany), different deadwood targets were combined with different grading variants and included in the optimization approach as side conditions. By comparing the different optimal solutions for different deadwood targets it was possible to derive the costs of an optimal strategy. The results indicate that costs widely vary not only depending on the amount, but also on the grading types of deadwood (entire tree, strong timber, branches), the tree species (softwood, hardwood), and the given time horizon to reach the deadwood target. As a conclusion for practitioners we derive that ecological and economic objectives can be combined in an optimal way by the examined enterprise if deadwood is provided from whole hardwood trees and if the goal does not have to be reached in a short time.