

Die finanziellen Auswirkungen überhöhter Wildbestände in Deutschland

Wissenschaftliche Studie erstellt am

Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung
der Technischen Universität München

Autoren:

Ass. d. FD Christian Clasen

Prof. Dr. Thomas Knoke

Freising

April 2013

Vorwort

Erkenntnisse von „Die Ansichten über die Bewertung des Wildschadens im Walde gehen weit auseinander“ (Pilz 1905: 4) und „Die Klagen der Waldbesitzer über steigende Wildschäden haben erheblich zugenommen“ (BMELV 2011: 24) verdeutlichen im Allgemeinen Inhalte des brisanten Themas „Wald-Wild“ welches seit Jahrzehnten nicht an Nahrung verliert und im Einzelnen die Herausforderungen einer Wildschadensbewertung. Da das finanzielle Ausmaß einer überhöhten Wilddichte nicht jeder Interessenseite allgegenwärtig zu sein scheint, kommen notwendige Bestrebungen auf, Wildschäden deutschlandweit zu beziffern – ein schwieriges und deshalb wahrscheinlich nie konsequent durchgeführtes Unterfangen. Mit wissenschaftlicher Nüchternheit soll das Thema daher in dieser Studie aufgegriffen werden, um Methoden aufzuzeigen und damit einen Gedankenanstoß für weitere Forschung zu liefern.

Inhalt

Zusammenfassung	6
1 Einführung in die Wildverbissbewertung.....	8
1.1 Der Einfluss des Wildes	8
1.2 Grundlagen der Wildverbissbewertung	9
1.3 Kosten durch Wildverbiss.....	11
1.4 Herausforderungen für die finanzielle Bewertung von Wildschäden.	13
1.5 Zielsetzung der Studie	14
2 Methode.....	15
2.1 Naturaldaten.....	16
2.2 Holzpreise, Pflege-, Ernte- und Kulturkosten	17
2.3 Verbissprozent und Herleitung eines Zuwachsverlustes.....	19
2.4 Finanzielle Bewertungsmethoden.....	22
3 Ergebnisse	27
4 Diskussion und Ausblick.....	32
Literaturverzeichnis	36
Tabellenverzeichnis	40

Zusammenfassung

Die Auswirkungen überhöhter Wildbestände werden vor allem in der Forstwirtschaft kontrovers diskutiert. Denn die daraus entstehenden finanziellen Einbußen können enorm sein, finden aber wohl meist aus Unkenntnis heraus oft keine Beachtung vom betroffenen Walbesitzer selbst bis hin zur Politik. Eine Wildschadensberechnung am einzelnen Bestand kann unter Umständen schon eine Herausforderung sein. Die jährlichen Gesamtkosten durch überhöhte Wildbestände auf dem Gebiet der Bundesrepublik aufzuzeigen, erscheint daher als zu komplex, vor allem in Hinblick auf die langen forstlichen Produktionszeiten und dem dafür notwendigen Datenmaterial. Lediglich die aufzuwendenden Kosten für Wildschutzmaßnahmen kommen mit wenig zu treffenden Annahmen aus.

Im Wald können durch überhöhte Schalenwildbestände zum einen Schäl-, aber auch Verbiss-, Fege- oder Schlagschäden über einen natürlich tolerierbaren Zustand hinaus auftreten. Das kann junge Bäume treffen aber auch krautige Pflanzen. Die unmittelbaren Folgen zeigen sich in Zuwachsverlust, Qualitätsverlust und Minderung der Artenvielfalt. Aufgrund der komplexen Interaktionen im Ökosystem Wald können jedoch auch Folgekosten durch Beeinträchtigung der Bodenfruchtbarkeit, der CO₂-Speicherkapazität und diverser Schutz- und Erholungsfunktionen entstehen. Aber auch die mit Wildschäden verbundenen Verwaltungskosten sind sicherlich nicht zu unterschätzen.

Dieser methodischen Komplexität bedingt und dem damit verbunden zeitlichen Aufwand, greift die vorliegende Studie hier vorrangig die unmittelbaren Folgen des Wildverbisses im Wald und dem damit verbunden Zuwachsverlust auf, da:

- Zuwachsverlust in wissenschaftlichen Studien umfangreich belegt ist,
- Berechnungsmethoden einfach angewandt werden können und
- eine ausreichende Datengrundlage gegeben ist.

Qualitätsverluste und Entmischungen von Arten lassen sich ebenfalls finanziell bewerten, deren Ursachen-Wirkungszusammenhang bis zur Umtriebszeit aber weniger eindeutig erscheint. Allerdings wurde in dieser Studie zumindest exemplarisch auf die finanziellen Folgen hingewiesen.

Auf der Basis der zweiten Bundeswaldinventur wurden deutschlandweite Durchschnittswerte für Vorräte und geerntetes Holz in den einzelnen Altersklassen der Baumarten gebildet. Über die Verbissprozente der Bundeswaldinventur und Wahrscheinlichkeitsberechnungen mit einem

Bernoulli-Versuch, konnten die Konsequenzen eines durchschnittlichen Zuwachsverlustes über eine Ertragswertberechnung aufgezeigt werden. Die Ergebnisse:

- Die **Zuwachsverluste** betragen bei einem Kalkulationszinssatz von ein bis zwei Prozent zwischen **33 und 36 Mio. Euro pro Jahr**.
- Die exemplarische Anwendung einer aus der Praxis geläufigen Methode zur Zuwachsberechnung über Naturalersatz ergab einen jährlichen Schaden von 300 Mio. Euro pro Jahr.
- Für die beispielhafte Bewertung einer zehn prozentigen **Buchenentmischung** aus den Fichtenreinbeständen wäre ein jährlicher Kompensationsbetrag von ca. **35 Mio. Euro** nötig.
- Aus einem angenommen **Qualitätsverlust** (Reduktion des Holzmischpreises um drei Prozent) lassen sich finanzielle Verluste zwischen **79 und 104 Mio. Euro** jährlich berechnen.
- In **Summe** führen die direkten Auswirkungen Zuwachsverlust (Ertragswertberechnung), Buchenentmischung aus Fichtenbeständen und Qualitätsverlust allein schon zu jährlichen Kosten von bis zu **175 Mio. Euro**, die aber noch als unterer Grenzwert angesehen werden können. In diesem Betrag nicht enthalten sind zudem die verminderte CO₂-Bindung durch Zuwachsverlust, eine vollständige Entmischungsbewertung inkl. der damit verbundenen Beeinträchtigung der Schutz- und Erholungsfunktion des Waldes, weiterer Folgekosten sowie notwendiger Kosten für Wildschutzmaßnahmen.

Die Höhe eines Wildschadens in der Forstwirtschaft wird aufgrund der unzureichenden Datengrundlage und den schwer bewertbaren Folgekosten nie exakt bestimmbar sein. Jedoch kann ein Rahmen aufgezeigt werden. Es lässt sich daher mit Sicherheit von einem **jährlich hohen dreistelligen Millionenbetrag des gesamten Wildschadens** für die Forstwirtschaft ausgehen. So soll die Studie hier Wege und Möglichkeiten einer deutschlandweiten Bewertung aufzeigen, aber auch auf die Grenzen verweisen: Je nach Methode und zu treffenden Annahmen schwanken die Wildschadensbeträge deutlich. Es liegt aber im Verantwortungsbereich vieler, auf die finanziellen Einbußen überhöhter Wildbestände hinzuweisen – vor allem weil finanzielle Argumente überzeugen können.

1 Einführung in die Wildverbissbewertung

Die Ursachen von Wildschäden sind sicherlich vielschichtig. Ein wesentlicher Aspekt ist aber in der verminderten jagdlichen Aktivität zu suchen. Bereits das Wildschadensgesetz von 1833 stellt daher klar, dass „der Inhaber einer Jagd schuldig ist, den innerhalb seines Jagdbezirkes vom Wilde angerichteten Schaden zu vergüten“ (Gretsch 1910: 542). Der Ausgleich von Wildschäden am Waldeigentum scheint damit eng verknüpft mit dem Aufkommen einer geregelten Forstwirtschaft und der Erkenntnis, welche negativen Einflüsse eine überhöhte Schalenwildsdichte auf das Waldwachstum und die Artenzusammensetzung haben kann. Da in Deutschland das Jagdrecht des Waldbesitzers häufig verpachtet wird – vor allem bei kleinen Waldflächen mit Zwangsangliederung an einen Gemeinschaftsjagdbezirk – ist die Erreichbarkeit der waldbaulichen Ziele des Waldbesitzers auch von dem jagdlichen Engagement des Jägers abhängig. Erfüllt ein Jagdpächter nur unzureichend den behördlich bestätigten Abschussplan oder sind ihm Nachlässigkeiten bei der Hege nachzuweisen, so kann der Waldbesitzer nach gesetzlicher Grundlage die daraus entstandenen Schäden geltend machen.¹

1.1 Der Einfluss des Wildes

Zu den häufigsten Verstößen gegen PEFC-Richtlinien gehören unangepasste Wildbestände (PEFC 2012), deren Auswirkungen nicht nur Bestandteil des akademischen Diskurses bilden, sondern mittlerweile auch populärwissenschaftlich Interessierte (Lieckfeld und Trippel 2011) und somit die Öffentlichkeit beschäftigen. Die Schäden im Wald (ausführliche Darstellung bspw. in der Studie „Der Wald-Wild-Konflikt“ Ammer et al. (2010) oder in Prien und Müller (2010)) ergeben sich wesentlich durch Schälung der Rinde an jungen Bäumen und durch Verbiss, Schlagen oder Fegen an den Verjüngungspflanzen, Sträuchern oder krautigen Pflanzen durch Reh-, Rot-, Gams-, Dam- oder Muffelwild. Als besonders kritisch ist hierbei der Verbiss zu beurteilen, der vor allem durch die Verbreitung des Rehwildes in Deutschland nahezu flächendeckend zu beobachten ist. Neben persönlichen Berichten von Waldbesitzern oder Revierleitern wird dieser auch in Wildverbissgutachten und in einer großen Zahl an Veröffentlichungen beschrieben². Da eine allumfassende Wildschadensbewertung schnell an

¹ Auch die jährlichen Schäden in der Landwirtschaft führen vielerorts zu Ertragseinbußen. Diese bilden aber keinen Bestandteil der vorliegenden Studie.

² Eine im April 2013 durchgeführte Suchanfrage mit den Schlagwörtern „Browsing Deer“ bei www.webofknowledge.com führte zu über 1.900 referierten Fachbeiträgen, eine Suchanfrage bei www.google.de mit „Verbisschäden Schalenwild“ zu ca. 46 Tsd. und zu knapp 3 Mio. Einträgen mit „Browsing damage deer“.

Komplexität zunimmt und zudem von dem verfügbaren Datenmaterial abhängig ist, beschränkte sich die vorliegende Studie daher primär auf eine Methode der Verbissbewertung.

Aus den Angaben der Literatur werden folgende unmittelbare Auswirkungen des Pflanzenverbisses deutlich:

- Zuwachsverlust³
- Qualitätsverlust⁴
- Totalausfall beigemischter Baumarten und damit verbundene Entmischung⁵
- Ausfall von Sträuchern oder krautigen Pflanzen⁶

Indirekt lassen sich daraus auch negative Folgen für

- die Fauna⁷
- die Bodenfruchtbarkeit
- die Schutz- und Erholungsfunktion
- den Waldumbau⁸
- und die CO₂-Speicherkapazität ableiten.

Von den genannten direkten Schadensmerkmalen steht der Zuwachsverlust mittlerweile auf einer breiten empirischer Grundlage, der darum das primäre Schadensmerkmal der vorliegenden Studie bildete. Oft diskutiert und beschrieben ist zudem auch die Entmischung von Baumarten, deren monetäre Bewertung mit traditionellen Methoden allerdings nicht möglich ist, jedoch neue Ansätze aufzeigt (Clasen et al. 2011). Schwerer hingegen sind die finanziellen Auswirkungen durch den Einfluss auf andere Pflanzenarten zu bestimmen. Ebenso erscheinen Aussagen über einen möglichen Qualitätsverlust schwierig, da dessen volles Ausmaß erst Jahre später offensichtlich wird.

1.2 Grundlagen der Wildverbissbewertung

Gutachter bewerten einen möglichen Schaden wenn keine gütliche Einigung zwischen Waldbesitzer und Pächter erzielt werden kann. Sie nutzen hierfür Schätzverfahren, Stichprobenverfahren oder auch Vollaufnahmen (Prien und Müller 2010). Soweit möglich,

³ Eiberle und Nigg 1983, Gill 1992, Pollanschütz 1995

⁴ Pilz 1905, Welch et al. 1992

⁵ Ammer 1996, Weisberg und Bugmann 2003, Caudullo et al. 2003

⁶ Kirby 2001, Watkinson et al. 2001

⁷ Feber et al. 2001, Stewart 2001

⁸ Ammer et al. 2010

können ausgefallene Pflanzen über Naturalersatz ersetzt werden. Ist das nicht der Fall, weil bspw. bereits ein Zuwachsverlust eingetreten ist, werden die Informationen aus den Aufnahmeverfahren (Vergleich des Zustandes der Verjüngung mit den Zielen des Waldbesitzers) und aus der individuellen Einschätzung der lokalen waldbaulichen Situation ökonomisch bewertet, um die Schadenshöhe abzuschätzen. Dabei bauen die Bewertungsverfahren auf verschiedenen Methoden auf, deren erste Beschreibung bis ins frühe 20. Jahrhundert zurückreicht (Pilz 1905). Die Methoden sind mittlerweile vielfältig, wenn auch in ihren Grundgedanken ähnlich. Sie werden im Folgenden nur auszugsweise dargestellt⁹:

Ertragswertverfahren

Betrachten wir den Umtrieb eines Bestandes über einen Zeitstrahl mit Einnahmen und Ausgaben, die im Laufe der Bewirtschaftung anfallen, lässt sich eine auf den Bewertungsstichtag bezogene Einkommensdifferenz zwischen geschädigten und ungeschädigten Beständen ableiten. Dies geschieht durch Abzinsen (Diskontieren) der verschiedenen Beträge mittels eines forstüblichen Kalkulationszinssatzes, die in Summe Bodenertragswerte, Kapitalwerte oder auch daraus zu berechnende Annuitäten ergeben. Eine Differenz zwischen ungeschädigten und geschädigten Beständen lässt sich berechnen, da entweder die Umtriebszeit verlängert werden muss, um trotz Schaden den Bestandesvorrat eines unbeschädigten Bestandes zu erreichen, oder bei Ernte zum gleichen Zeitpunkt wie ein unbeschädigter Bestand, ein geringeres Volumen, also ein Zuwachsverlust, in die Bewertung eingeht. Oft ist hier auch von Differenzen zwischen tatsächlichem und wirtschaftlichem Alter zu lesen. Anknüpfend daran sind die Alterswertkurvenverfahren zu nennen, die letztlich nichts anderes sind, als das Aufzinsen (Prolongieren) von Kulturkosten mit Hilfe des internen Zinsfußes, die im Ergebnis den Ertragswert bzw. den Erwartungswert eines beliebigen Jahres bilden. Umgekehrt können der Ertragswert und alle zu erwartenden Vorerträge und Kosten abgezinst werden und man erhält dann den Alterswert eines bestimmten Jahres. Die Differenzen von bspw. zwei aufeinander folgenden Jahren ergeben den Zuwachsverlust von einem Jahr. Dabei entspricht der Ertragswert dem Kostenwert.

Kostenwertverfahren

Ähnlich der Berechnung der Alterswertkurve gehen in die Berechnung eines Kostenwertes die Kulturkosten und jährlich anfallende Kosten von Boden und Verwaltung ein. Diese werden

⁹ Eine umfangreiche Beschreibung findet sich u.a. bei Moog 2008

jedoch mit einem Kalkulationszins aufgezinst und ergeben dadurch den Wert eines Bestandes aus den bisher aufgewendeten Kosten (Moog 2008). Ein möglicher Zuwachsverlust von einem Jahr berechnet sich so aus dem Vergleich des Kostenwertes zum Zeitpunkt t und einem Kostenwert zum Zeitpunkt $t-1$.

Alternative Verfahren

Als weitere Möglichkeit kann der finanzielle Schaden über durchschnittliche Deckungsbeiträge eines Bestandes hergeleitet werden, wobei hier Verzinsungsaspekte umgangen werden sollen. Dieser Betrag ergibt sich aus verschiedenen Schadensklassen, die von der Soll-Pflanzenanzahl abhängig sind (Burghardt und Suchant 2003). Darüber hinaus zeigen Katalogpreise für Baumschulpflanzen Zuwachsdifferenzen auf, deren Alter sich bspw. um ein Jahr unterscheidet (Schmitz et al. 2006).

1.3 Kosten durch Wildverbiss

In der Literatur lassen sich viele Beispiele finden, die die oben beschriebenen Verfahren auf ganz unterschiedliche Wildschadenssituationen verschiedener Bestandestypen anwenden. Nachfolgend Auszüge aus Studien, in denen Ertragsverluste bzw. Kostenwerte pro Hektar für eine einmalige Entschädigung angegeben werden:

- Mitchell (1964) kalkulierte bei schwerem Verbiss 0,85 – 1,70 \$ pro Acre (1 Acre entspricht ca. 0,41 Hektar) als abgezinsten Zuwachsverlust über 80 Jahre.
- Der Schaden pro Reh für die deutsche Forstwirtschaft wird bei Brunig (1970) auf 8.000-50.000 \$ beziffert (ohne weitere Angaben).
- Kroth et al. (1985) berechnen für eine 6 jährige Fichtenkultur mit einem Anteil von 20 % verbissener Pflanzen bei einem Zuwachsverlust von einem Jahr einen Betrag von 82 DM pro Hektar.
- Ward et al. (2004) beziffern den Ertragsverlust für einen Hektar Sitka-Fichte bei einjährigen Zuwachsverlust auf 116 GBP (Britische Pfund).
- Schmitz et al. (2006) kalkulieren für Buche, Eiche, Fichte, Douglasie und Kiefer Werte zwischen 500 bis 2160 Euro pro Hektar für einjährigen Zuwachsverlust.

- Moog (2008) verweist auf die Loseblattsammlung *Wild- und Jagdschadenersatz* bei der für eine 5 jährige Fichtenkultur mit 20 % Verbiss einmalig 20 Euro pro Hektar zu kompensieren wären.
- Prien und Müller (2010) berechnen beispielhaft für eine Kiefernkultur 945 Euro und für Laubwald 451 Euro pro Hektar als Gesamtschaden bei Berücksichtigung von Zuwachsverlusten und notwendiger Kulturpflege.

Zusätzlich kann der Schaden als jährlich auflaufender Betrag ausgewiesen werden:

- Nach Speidel (1980) kostet der Wildverbiss 180 DM je Jahr und Hektar, wenn bei einem Fichtenbestand fortlaufend das wirtschaftliche Alter gesenkt wird.
- Jantz (1982) errechnet 0,73 bis 0,98 \$ pro Jahr und Hektar für *Scots Pine* in Schweden.
- Reimoser (2000) errechnete den jährlichen Wildschaden für Österreich auf 218 Mio. Euro.
- Und Burghardt und Suchant (2003) kalkulieren bei 1-jährigem Zuwachsverlust pro Jahr und Hektar 470 Euro für Nadel- und 170 Euro Laubholz.

Wie der Aufstellung zu entnehmen ist, weichen die Beträge erheblich voneinander ab. Ursächlich dafür sind die verschieden zu entschädigenden Baumarten, variierende Umtriebszeiten, verschiedene Annahmen zum Zuwachsverlust oder auch unterschiedliche Berechnungsmethoden. Eine direkte Vergleichbarkeit ist damit kaum möglich, zumal verschiedene Währungen und Inflationsaspekte berücksichtigt werden müssten.

Wildschutzmaßnahmen

Neben Kosten für Zuwachs- oder auch Qualitätsverlust sind aber auch die Kosten zu nennen, die mit der Vermeidung von Wildschäden anfallen – die sicherlich einfacher zu berechnen sind als die unmittelbaren Auswirkungen des Verbisses. Darunter fallen vor allem die Kosten zum Schützen junger Kulturen durch Zaunbau oder Einzelschutzmaßnahmen. Speidel (1980) schätzt für die Jahre 1976/77 die durchschnittlich jährlichen Kosten für Schutzmaßnahmen auf 20 DM pro Hektar, die sich durchaus mit den jährlichen Kosten von 8 Euro pro Hektar für das Land Brandenburg decken (Scherer und Schulze 2005). In Summe lassen sich in Deutschland 90 Mio. Euro pro Jahr allein für den Zaunbau einkalkulieren (Ammer et al. 2010) – ein Betrag der verdeutlicht, dass zu verjüngende Bestände ohne Schutzmaßnahmen heranwachsen müssen.

1.4 Herausforderungen für die finanzielle Bewertung von Wildschäden

Eine theoretisch korrekte Abschätzung der wirtschaftlichen Folgen unangepasster Wildbestände wird in den seltensten Fällen möglich sein (Oesten et al. 2002). So gesehen erklärt das die unterschiedlichen Auffassungen über die Wildschadensbewertung und führt folgerichtig zu einem breiten Spektrum an Methoden und Annahmen. Allein die Tatsache, dass eine Bewertung nach öffentlich-rechtlichen Maßstäben oder nach dem Privatrecht erfolgen kann, führt zu Diskussionen (Moog und Schaller 2002; Oesten et al. 2002; Moog und Wittmann 2003; Oesten 2004). Dabei soll zum einen der Kostenwert Verwendung finden, wenn es darum geht, einen ursprünglichen Zustand wiederherzustellen – also bspw. die Neuanpflanzung in Verjüngungslücken. Diese Werte übertreffen meist die Schadensbeträge nach einem Ertragswertansatz. Denn beim Ertragswert ist in die Zukunft zu projizieren und zu prüfen, ob mit dem Ausfall überhaupt Einkommenseinbußen zu verzeichnen sind. In diesem Zusammenhang wird auch über die Höhe des Kalkulationszinsfußes – der maßgeblich die Höhe des zu bewerteten Schadens bestimmt – und über die Angemessenheit der Verwendung eines internen Zinsfußes diskutiert.

Als zentraler Bewertungsaspekt steht meist der Zuwachsverlust, der in der Literatur bei einmaligem Verbiss oft mit einem Jahr angegeben wird. Dahinter steckt auch eine gewisse Logik, da ein Ersatzseitentrieb die einstige Höhe des Leittriebes erst wieder erreichen muss. Durch ungleiche Wuchsvoraussetzungen zwischen Freifläche und Bestandesinnerem oder auch durch verschiedene Reaktionen einzelner Baumarten auf Verbiss kann jedoch eine pauschale Annahme des einjährigen Zuwachsverlustes nicht immer getroffen werden. Der Morphologie geschuldet, erreicht beispielsweise die Tanne oft erst nach zwei Jahren die ursprüngliche Höhe (Osterloher und Wiechmann 1993). Wobei bei einmaligem Verbiss von Laubhölzern der Zuwachs im gleichen Jahr auch wieder überkompensiert, mehrmaliger Verbiss aber scheinbar nie wieder ausgeglichen werden kann (Pollanschütz 1995). Die Meinungen über das generelle Ausmaß des Zuwachsverlustes einer Verjüngungsfläche im Gefährdungszeitraum reichen daher von eher zurückhaltend bis nicht vorhanden (Moog 2008) bis hin zu Größenordnungen von durchschnittlich 10 Jahren Zuwachsverlust bei hohen Wilddichten (Priem und Müller 2010 mit Verweis auf Elsässer 1951). Zu beachten ist sicherlich, dass nicht jeder Leittriebverbiss auch einen Schaden darstellt, wenn eine ausreichende Anzahl unverbissener Pflanzen vorhanden ist, die auch in Zukunft nicht verbissen werden. Welche Pflanzen auf Dauer unverbissen bleiben, dies ist allerdings schwer einzuschätzen.

Eine weitere Herausforderung für die Verbissbewertung stellt sich durch die zugrundeliegende Kosten- und Preisstruktur. Die Annahme von konstanten Werten erscheint pragmatisch ist jedoch aufgrund der mit der Holzernte verbundenen langen Produktionszeiten mit gewissen Unsicherheiten behaftet. Egal ob zum Bewertungsstichtag aufgezinst (Kostenwert) oder abgezinst (Ertragswert) wird, Kosten- und Preisschwankungen, können zu einer abweichenden Berechnung führen. Hinzu kommt das naturale Risiko, welches mit einem Waldbestand verbunden ist. Bisher wurden mögliche Sturm-, Nassschnee oder Insektenereignisse kaum berücksichtigt. Trotz der Schwierigkeiten bei den Bewertungsmaßstäben ist es aber unerlässlich, Methoden und Annahmen transparent und den finanziellen Schaden glaubwürdig darzustellen (Tzschupke 2010).

1.5 Zielsetzung der Studie

Das Ziel für Praxis und Wissenschaft ist der Aufbau stabiler, zukunftsfähiger Wälder – ein Ziel, das mit einer überhöhten Schalenwildichte unvereinbar ist. Neben ökologischen Auswirkungen können enorme Kosten auf den einzelnen Waldbesitzer zukommen, deren Tragweite einigen Waldbesitzern, Jägern und der Gesellschaft oft nicht klar bewusst ist. Darum wird plädiert, „unverdrossen auf das Wald-Wild-Problem als eine Überlebensfrage für Forstbetriebe hinzuweisen“ (Sagl 1995: 240), indem betriebliche und volkswirtschaftliche Wildschäden kalkuliert und die Ergebnisse der Politik offengelegt werden (Ammer et al. 2010). Das Ziel der vorliegenden Studie war daher, Wege und Möglichkeiten einer deutschlandweiten Verbissbewertung aufzuzeigen und davon einen jährlichen Schadensbetrag abzuleiten. Basis hierfür waren vor allem die finanziellen Folgen von Zuwachs- und Qualitätsverlust als auch Entmischung von Baumarten – jedoch nur in dem möglichen Rahmen der zur Verfügung stehenden Datengrundlage. Etwaige Folgekosten wie Beeinträchtigungen der Schutzfunktion von Wäldern blieben daher unberücksichtigt.

2 Methode

Für die monetäre Verbissbewertung nutzen Gutachter die am konkreten Bestand erhobenen Verbissprozentage oder führen einen Soll-Ist Vergleich anhand der unverbissenen Pflanzen durch. Anschließend erfolgt die finanzielle Bewertung (s. Kapitel 1.2) mit einem individuellen Abwägen des Schadausmaßes. Zur Erhebung von Wildschäden bei größeren Aufnahmeeinheiten empfiehlt Speidel (1980) Stichprobenverfahren mit Stratifizierung in Bestandestypen, Baumarten und Altersklassen. Daher wurden hier für eine Bewertung des gesamtdeutschen Waldes ausschließlich die Naturaldaten und die Verbissprozentage der zweiten Bundeswaldinventur (BWI)¹⁰ genutzt. Zwar sind zum jetzigen Zeitpunkt die Erhebungen zur dritten BWI abgeschlossen, jedoch nimmt die Auswertung noch Zeit in Anspruch.

Ausgehend von den Verbissprozentagen der BWI bildet hier vorrangig der durch Terminaltriebverbiss bedingte Zuwachsverlust die Berechnungsgrundlage. Eine direkte Ableitung von Qualitätsverlusten und Entmischungen von Baumarten war mit Hilfe der Daten nicht möglich, wurde aber exemplarisch berücksichtigt. Weitere, aus dem Verbiss resultierende Beeinträchtigungen oder indirekte Folgeschäden wie der Verbiss an krautigen Pflanzen und dem damit möglichen Verlust an Biodiversität, Auswirkungen auf die Fauna, den Boden oder auch die Minderung von Ökosystemdienstleistungen wie Erholungsmöglichkeiten und Schutzpotenzial eines gemischten Waldes oder auch die Möglichkeit geringerer Kohlenstoffdioxid-speicher bei Zuwachsverlusten konnten nicht berücksichtigt werden, da diese Größen entweder schwer finanziell zu bewerten sind, vieler Annahmen benötigen oder in diesem Untersuchungsrahmen zu umfangreich erscheinen.

Die Naturaldaten der BWI wurden genutzt, um den durch Zuwachsverlust entstehenden Schaden durchschnittlich geschädigter und ungeschädigter Bestände – unter Berücksichtigung aktueller Holzpreise und Erntekosten – quantifizieren zu können. Ein Vergleich der verschiedenen Bestände erfolgte über die Berechnung von Annuitäten, was einer Ertragsbewertung gleichkommt. Dieselben Daten wurden darüber hinaus nach dem Verfahren von Schmitz et al. (2006) bewertet, um einen Vergleich nach Prinzipien einer Naturalrestitution auf Basis einer Kostenbetrachtung zu ermöglichen. Für die Berechnung eines Qualitätsverlustes wurden die Naturaldaten mit einem verminderten Holzmischpreis bewertet und eine Entmischung wurde exemplarisch für eine Fichten-Buchen-Mischungen nach der Methode von Clasen et al. (2011) und Knoke (2012) bewertet.

¹⁰ Die detaillierte Datenbank ist unter www.bundeswaldinventur.de abrufbar.

2.1 Naturaldaten

Die Gesamtwaldfläche der Bundesrepublik (ca. 11 Mio. Hektar) wurde zur Vereinfachung in baumartengleiche Straten und somit in ideelle Reinbestände eingeteilt. Unberücksichtigt blieben variierende Eigentümerinteressen, verschiedene Waldstrukturen und Schutzstadien wie Kernzonen der Nationalparke. Diese Einteilung ermöglicht so den Wachstumsvergleich von bspw. Buchenreinbeständen mit und ohne Wildeinfluss. Die Grundlage dafür bildete die vom Thünen-Institut (TI) aufbereitete Datenbank:

www.bundeswaldinventur.de

Diese erlaubt das Zusammenstellen verschiedener thematischer Tabellen (Hennig und Polley 2000). Für die in Deutschland am häufigsten vorkommenden Baumarten bzw. Baumartengruppen ist für jede Altersklasse der durchschnittliche Vorrat des verbleibenden und des ausscheidenden Bestandes aufgeführt (Tab. 1 und 2). Mit Hilfe dieser Daten ließen sich Wuchsreihen konzipieren¹¹, die das zeitliche Nacheinander durchschnittlicher Bestände abbilden können (auch unechte Zeitreihen genannt)¹². In diesen Daten sind damit auch Kalamitätseinflüsse wie Borkenkäferbefall und Sturmschäden enthalten, was bspw. aus den hohen Vorräten ausscheidender Fichtenbeständen hervorgeht.

Tabelle 1 Vorrat [m³/ha] nach Baumartengruppe und Baumaltersklasse

Baumart	1-20	21-40	41-60	61-80	81-100	101-120	121-140	141-160	> 160
	Jahre	Jahre	Jahre	Jahre	Jahre	Jahre	Jahre	Jahre	Jahre
Eiche	20	149	228	275	327	350	374	365	391
Buche	8	158	277	359	429	451	456	434	426
andere LB ¹³ hoher LD ¹⁴	21	179	265	334	387	389	379	345	318
andere LB niedriger LD	26	169	232	283	295	335	274	364	302
Fichte	37	278	417	513	569	576	607	613	513
Tanne	15	233	372	519	601	629	646	610	599
Douglasie	65	262	396	455	565	671	605	785	
Kiefer	56	202	276	318	343	356	379	381	379
Lärche	62	237	326	384	446	453	451	401	364

¹¹ Für diese Studie wurde durchgehend mit Erntefestmetern gerechnet.

¹² Höllerl 2009

¹³ LB = Laubbäume

¹⁴ LD = Lebensdauer

Tabelle 2 Vorrat (Erntefestmaß o. R., verwertbar) des ausgeschiedenen Bestandes [m³/ha*a] nach Baumartengruppe und Baumaltersklasse

Baumart	1-20 Jahre	21-40 Jahre	41-60 Jahre	61-80 Jahre	81-100 Jahre	101-120 Jahre	121- 40 Jahre	141-160 Jahre	> 160 Jahre
Eiche	0,2	1,8	1,6	2,0	2,1	2,4	2,8	3,2	3,8
Buche	0,1	2,7	3,6	4,3	5,7	6,7	8,3	8,4	8,0
andere LB hoher LD	0,3	2,1	2,1	2,8	3,9	3,9	3,1	2,4	1,6
andere LB niedriger LD	0,6	2,3	2,5	2,7	4,0	2,0	0,4	8,7	
Fichte	1,1	5,9	10,0	13,4	16,8	17,8	14,8	11,0	8,1
Tanne	0,6	4,5	5,7	8,9	8,7	11,3	11,9	12,2	11,6
Douglasie	1,5	6,8	8,5	13,3	12,2	2,8			
Kiefer	1,0	3,4	3,8	3,9	4,5	5,3	5,6	6,0	6,4
Lärche	1,9	4,9	5,0	4,5	6,7	6,8	8,1	6,8	

Die Stärkeklassensortierung der Rohdaten richtete sich, mit der von der BWI angegebenen Mittenstärke der jeweiligen Baumartenaltersklasse, nach den Bestandessortentafeln von Schöpfer und Dauber (1989). Da für die finanzielle Bewertung Aspekte des Dauerwaldes hier ausgeblendet wurden (da Vergleich ideeller Reinbestände), konnte mit den für die Baumarten charakteristischen Umtriebszeiten gerechnet werden. In Tab. 3 sind die von Polley und Kroihner (2006) aufgeführten durchschnittlichen Umtriebszeiten angegeben.

Tabelle 3 Durchschnittliche Umtriebszeiten der Baumarten bzw. Baumartengruppen

Baumart	Umtriebszeit in Jahren
Eiche	120
Buche	123
andere LB hoher LD	87
andere LB niedriger LD	50
Fichte	86
Tanne	115
Douglasie	56
Kiefer	95
Lärche	79

2.2 Holzpreise, Pflege-, Ernte- und Kulturkosten

Die finanzielle Vorratsbewertung der Durchschnittsbestände erfolgte über die Holzpreisstatistik der Bayerischen Staatsforste – immerhin größtes Forstunternehmen Deutschlands – des Jahres 2010, da dadurch eine Unterteilung in Stärke- und Güteklassen und damit auch eine Mischpreisbildung durchschnittlich auftretender Qualitäten möglich war (BaySF 2010). Für deutschlandweite Betrachtungen veröffentlicht zwar das Statistische Bundesamt monatlich

Holzpreisindizes, die allerdings nicht über die notwendige Aufschlüsselung verfügen. Als Alternative solcher Berechnungen eignen sich normalerweise auch Testbetriebsnetzanalysen wie die vom Thünen-Institut (TI 2010) oder von Westfalen-Lippe (Leefken und Möhring 2010), die hier aber auch, methodisch bedingt, keine Aufteilung nach unterschiedlichen Klassen ermöglichen.

Wie die BWI-Daten zeigen (Tab. 4), wächst mittlerweile ein Großteil des deutschen Waldes durch Naturverjüngung heran. Mit dem Herleiten durchschnittlicher Bestände wurden daher anteilige Aufforstungskosten aus dem Verhältnis von Pflanzung und Saat zu Naturverjüngung berücksichtigt. Die Kosten pro Hektar ergaben sich aus durchschnittlich geschätztem Waldarbeiterlohn von 35 Euro pro Stunde, gemittelten Kosten gängiger Pflanzverfahren und den Kosten für die einzelne Pflanze. In Tabelle 4 sind die jeweiligen Kosten pro Hektar und Baumart und die durch bereits vorkommende Naturverjüngung reduzierten Kosten pro Hektar und Baumart aufgeführt. Wobei die Kosten für Standraumregulierungen der Naturverjüngung in der Bestandespflege enthalten sind.

Tabelle 4 Anteilige Aufforstungskosten unter Berücksichtigung Verhältnis Naturverjüngung zu Pflanzung

Verjüngungsbaumart	Naturverjüngung inkl. Stockausschlag in ha	Pflanzung/ Saat pro ha	NV in Prozent	Aufforstungs- kosten pro ha	Anteilige Aufforstungs- kosten pro ha
Eichen-Typ	71.485	53.208	57	8.250 €	3.520 €
Buchen-Typ	406.821	98.883	80	6.400 €	1.251 €
Eschen-Typ	120.792	5.872	95	5.225 €	242 €
Birken-Typ	67.230	4.500	94	4.895 €	307 €
Erlen-Typ	13.902	5.478	72	4.895 €	1.384 €
LB mit niedriger LD	301.132	8.949	97	4.895 €	141 €
LB mit hoher LD	227.043	20.850	92	5.225 €	439 €
Fichten-Typ	380.752	103.645	79	1.600 €	342 €
Tannen-Typ	30.543	12.671	71	2.700 €	792 €
Douglasien-Typ	5.108	10.464	33	3.958 €	2.660 €
Kiefern-Typ	67.793	36.443	65	3.630 €	1.269 €
Lärchen-Typ	3.870	3.587	52	1.400 €	673 €

Für Bestandespflege wurden pauschal Kosten von 500 Euro angerechnet, um die doch häufig defizitären Eingriffe in jungen Beständen zu berücksichtigen. Die Maßnahmen erfolgten für alle Nadelgehölze nach 10 Jahren und für alle Laubbäume, bis auf die Weichlaubhölzer, nach 20 Jahren. Für Holzerntekosten wurden die derzeit praxisüblichen Durchschnittswerte genutzt – zwischen 14 und 25 Euro pro Efm je nach Baumart und Stärkeklasse –, die in etwa dem durchschnittlichen Aufwand für Holzernte der Testbetriebsnetzdaten entsprechen (TI 2010).

Die Erntekosten der Fichte wurden pauschal um jeweils 4 Euro pro Stärkeklasse herauf gesetzt, da bei dieser Baumart besonders viel Kalamitätsholz anfällt, was auf den Sturmholzflächen nur unter erschwerten Bedingungen aufgearbeitet werden kann (Dieter 2001).

2.3 Verbissprozent und Herleitung eines Zuwachsverlustes

Obwohl, wie die Literatur aufführt, die Annahme des einjährigen Zuwachsverlustes bei Leittriebverbiss für alle Baumarten und Standorte nicht konsequent unterstellt werden kann, ist sie für uns ein annehmbarer Durchschnittswert. Denn die Daten der BWI zeigen für jede Baumart bzw. Baumartengruppe nur den Leittriebverbiss eines Jahres zum Zeitpunkt der Aufnahmeperiode (siehe Tab. 5), nicht jedoch Seitentriebverbiss, der ebenfalls negative Auswirkungen haben kann (Leonhardt et al. 1992). In dem Verbissprozent ist außerdem kein Keimlingsverbiss enthalten, der nur schwer festzustellen ist. Aufkommende Naturverjüngung hätte sich ohne Keimlingsverbiss vielleicht schon zu einem früheren Zeitpunkt etabliert.

Wie jedoch lässt sich mit der Angabe des Verbissprozentes der BWI auf den durchschnittlichen Zuwachsverlust eines idealen Bestandes schließen, wenn die einzelne Pflanze mehrere Jahre benötigt, um aus der verbissgefährdeten Höhe zu wachsen? Bei Rehwildverbiss gelten Pflanzen ab einer Höhe von durchschnittlich 1,30 m als gesichert. Diese Größenangabe variiert zwischen den Schalenwildarten aber auch zwischen Regionen – wie bspw. bei unterschiedlich hoher Schneedecke. Der Zeitraum bis zum Erreichen der gesicherten Höhe ist dann von der Baumart selber, vom Verbissdruck, der Ausgangspflanzenanzahl, den Mischungsverhältnissen oder auch von der Standortsgüte abhängig. In der Literatur sind hier Zeitangaben zwischen 4 bis 26 Jahren zu finden (Pollanschütz 1995, Kennel 1999). Für die hier durchgeführten Berechnungen wurde zur Vereinfachung ein mittlerer Gefährdungszeitraum von zehn Jahren über alle Baumarten pauschal angenommen.

Aus der Wahrscheinlichkeit eines Leittriebverbisses nach den Daten der BWI und dem mittleren Gefährdungszeitraum von zehn Jahren lässt sich der durchschnittliche Zuwachsverlust des jeweiligen Bestandes berechnen. Dabei wurde ein jährlich gleichbleibender Verbiss ohne Präferenz schon verbissener Pflanzen unterstellt, was einer Binomialverteilung entspricht (Eiberle 1966). Zur Anwendung kam ein Bernoulli-Versuch, der den Zufall von zwei möglichen Ereignissen berücksichtigt; hier die Merkmale verbissen und unverbissen. Bei

mehrfacher Wiederholung dieses Versuches ergab sich so eine Bernoulli-Kette¹⁵. Bei einem Verbiss von bspw. 20 % beträgt für jedes Jahr die Wahrscheinlichkeit verbissen zu werden 2/10, bzw. 8/10 nicht verbissen zu werden. Ausgehend von dem Verbissprozent kann bis in das Jahr zehn die Wahrscheinlichkeit für unverbissen, einmal verbissen und Mehrfachverbiss berechnet werden:

- Wahrscheinlichkeit einer Pflanze nach zehn Jahren unverbissen zu sein¹⁶:

$$P = \binom{10}{0} \cdot \left(\frac{2}{10}\right)^0 \cdot \left(\frac{8}{10}\right)^{10} = 0,1074$$

- Wahrscheinlichkeit einer Pflanze nach zehn Jahren einmal verbissen zu sein:

$$P = \binom{9}{1} \cdot \left(\frac{2}{10}\right)^1 \cdot \left(\frac{8}{10}\right)^9 = 0,2416$$

- usw.

Bei dem angenommenen Verbiss einer Baumart von 20 % ergeben sich im ersten Jahr bei 1.000 Pflanzen nur noch 800 unverbissene Pflanzen. Die Wahrscheinlichkeit im zweiten Jahr verbissen zu werden ist annahmegemäß genauso groß wie im ersten Jahr (bei Nichtbeachtung möglicher Verbisspräferenz bereits geschädigter Pflanzen). So ergeben sich nur noch 640 unverbissene, aber bereits schon 40 zweifach verbissene Pflanzen im zweiten Jahr. Es zeigt sich folgende Verteilung bei zehn Jahren:

Tabelle 5 Verteilung einer Verbisshäufigkeit von 1.000 Pflanzen bei einem konstanten Verbiss von 20 % über zehn Jahre

Jahre	Verbisshäufigkeit								Σ Pflanzen	
	0	1	2	3	4	5	6	7		
0	1.000									1.000
1	800	200								1.000
2	640	320	40							1.000
3	512	384	96	8						1.000
4	410	410	154	26	2					1.000
5	328	410	205	51	6	0				1.000
6	262	393	246	82	15	2				1.000
7	210	367	274	115	29	4				1.000
8	168	336	294	147	46	9	1			1.000
9	134	302	302	176	66	17	3			1.000
10	107	268	302	201	88	26	6	1		1.000

¹⁵ Siehe auch die Versuche nach Waldherr und Hösl 1994

¹⁶ Die Formel setzt sich hierbei aus dem Binomialkoeffizienten und der jeweiligen Wahrscheinlichkeit für Verbiss bzw. Nicht-Verbiss zusammen

Allerdings sind nach zehn Jahren lediglich 107 Pflanzen dem Äser entwachsen. So verlängert sich der Gefährdungszeitraum für die bereits verbissenen Pflanzen je nach Verbisshäufigkeit. Im Jahr elf durchwachsen unter der gegebenen Verbisswahrscheinlichkeit von 20 % 215 Pflanzen von 268 die verbissgefährdete Zone – 53 Pflanzen werden erneut verbissen. Erst nach 21 Jahren erreicht somit die letzte Pflanze die verbissfreie Zone.

Betrachten wir nun die durchschnittliche Verbisshäufigkeit über den Gesamtzeitraum von 21 Jahren, so sind knapp 90 % der Pflanzen mindestens einmal verbissen:

– ohne Verbiss	11 %
– 1x verbissen	21 %
– 2x verbissen	24 %
– 3x verbissen	19 %
– 4x verbissen	12 %
– $\geq 5x$ verbissen	13 %

Unter Annahme des einjährigen Zuwachsverlustes erhält man aus diesem Beispiel – nach Gewichtung der Verbisshäufigkeiten mit der jeweiligen Pflanzenanzahl – eine durchschnittliche Wuchsverzögerung von **2,5 Jahren**. Das bedeutet, dass der Bestand fast drei Jahre mehr Zeit benötigt, um den Endvorrat eines unverbissenen Altbestandes zu erreichen. Dabei ist zu bedenken, dass bei den Berechnungen – je nach Baumart – stets von der gleichen Verjüngungspflanzenanzahl gleichen Alters ohne der Möglichkeit einer Nachpflanzung oder erneuten Naturverjüngung ausgegangen wurde. Hierbei bleibt unberücksichtigt, dass die vorherrschenden Pflanzen bevorzugt verbissen werden und dass wiederholter Verbiss auch zum Absterben einer Pflanze führen kann, wie es bei Kennel (1999) nach fünfmaligem Verbiss beschrieben ist. Ein Absterben einer Pflanze würde damit zu einer noch höheren Verbisswahrscheinlichkeit im darauf folgenden Jahr führen, wenn kein Ersatz nachgewachsen bzw. nachgepflanzt wurde. Diese Betrachtung schließt noch höhere Zuwachsverluste bzw. höhere Kosten also nicht aus.

In Tab. 8 sind die nach dieser Methode berechneten durchschnittlichen Zuwachsverluste der Baumarten aufgeführt. Ersichtlich ist bspw. bei der Fichte, dass ein geringes Verbissprozent auch nur geringen Einfluss auf die Entwicklung des Bestandesvorrates besitzt.

2.4 Finanzielle Bewertungsmethoden

Bewertung von Zuwachsverlust nach dem Ertragswert

Bei der Verbissbewertung können generell zwei grundlegende Verfahren angewandt werden: Bewertungen nach dem Kosten- und nach dem Ertragswert. Für die oben beschriebene Datengrundlage erscheint eine Bewertung nach dem Kostenverfahren schwierig, da dieses sich besonders bei Pflanzungen eignet und einen Soll-Ist Vergleich¹⁷ am konkreten Bestand voraussetzt. Diese Aussagen können mit der zugrundeliegenden Datenbasis der BWI jedoch nicht getroffen werden. Daher nutzt die vorliegende Studie die Möglichkeit einer Ertragsbewertung als primäres Bewertungsverfahren.

Mit dem Bilden ideeller Durchschnittsbestände für die Bundesrepublik und deren Bewertung mit Holzpreisen und Holzerntekosten war es möglich, die Einnahmen und Ausgaben bis zur Umtriebszeit zu bestimmen.¹⁸ Da der jeweils durchschnittliche Zuwachsverlust berechnet wurde, konnte folgend ein Vergleich zwischen zwei Beständen mit unterschiedlicher Vorratsentwicklung durchgeführt werden. Weil die meisten Menschen eine sofortige Zahlung höher bewerten als eine gleichhohe Zahlung in Zukunft, wurden die anfallenden Geldströme abgezinst und aufsummiert. In der Investitionsrechnung versteht man darunter auch die Summe aller Barwerte, die den Kapitalwert, bzw. den Ertragswert bilden (Kruschwitz 2005):

$$K = \sum_{t=0}^n \frac{(E_t - A_t)}{(1+i)^t}$$

wobei E_t den Ein-, A_t den Auszahlungen, i dem Kalkulationszinssatz, n der Produktionsdauer und t dem Zeitpunkt entsprechen. Da in der Forstpraxis ein jährlicher Ertrag bzw. Verlust besser interpretiert werden kann, eignet sich die Annuität für eine Bewertung, die aus dem Kapitalwert berechnet wird (Möhring et al. 2006) und den Vergleich bei unterschiedlichen Umtriebszeiten erst ermöglicht:

$$a = K \cdot \frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1}$$

Die Ein- und Auszahlungen, die im Laufe eines Bestandeslebens anfallen, ergeben damit jährlich gleichbleibende Beträge (Renten). Die Renten verschiedener Bestände können dann miteinander verglichen werden, der Unterschiedsbetrag zeigt den finanziellen Nachteil an.

¹⁷ Ausführungen zum SOLL-IST Vergleich siehe auch Reimoser et al. 1997

¹⁸ Die vorliegende Studie blendet Verwaltungskosten aus, da es sich um eine Bewertung der natürlichen Produktion handelt – ähnlich dem Deckungsbeitrag 1 in der Forstwirtschaft

Entscheidend für die Höhe dieser Renten ist aber der verwendete Zinssatz. In der forstlichen Literatur wird dieser für Waldbestände als eher niedrig eingeschätzt (Bright und Price 2000), weshalb hier ein Vergleich von eins und zwei Prozent gewählt wurde.

Bewertung von Zuwachsverlust auf Basis von Naturalersatz

Ein Vergleich mit einem praktischen Verfahrensvorschlag aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz für eine Naturalrestitution erschien interessant (Schmitz et al. 2006). Mit der hier erfolgten Kostenbetrachtung war es möglich, die Kosten des Zuwachsverlustes zu bestimmen. Schmitz et al. (2006) gehen ebenfalls von einem einjährigen Zuwachsverlust bei Terminaltriebverbiss aus. Die Grundlage für den Wertzuwachs bilden gemittelte Baumschul-Listenpreise (Bezugsjahr 2005) und Pflanzkosten. Im Falle eines Verbisses begründet sich der Schaden aufgrund der Preisdifferenz zwischen den verschiedenen alten Pflanzensortimenten (vgl. Tab. 6). Hinterlegt sind Standardpflanzenzahlen, weshalb für die Berechnung die Angabe des Verbissprozentes der BWI ausreichend ist. Da die Methode nach Schmitz et al. (2006) nicht alle Baumarten der BWI abdeckt, wurden ähnliche Arten, bspw. Buntlaubholz mit der Buche, zusammengefasst.

Tabelle 6 Zuwachsverlust in Euro pro ha nach Schmitz et al. (2006)

Baumart	Buche	Eiche	Fichte	Douglasie	Kiefer
Pflanzenzahl /ha	6.000	6.000	3.000	2.000	5.000
Kosten bei 1-jährigem Zuwachsverlust pro Pflanze in €	0,36	0,36	0,24	0,25	0,18
Kosten bei 1-jährigem Zuwachsverlust pro ha in €	2160	2160	720	500	900

Die zweite Bundeswaldinventur zeigt Bestockungstypen der Jungbestockung auf einer Fläche von über 2,2 Millionen Hektar (siehe Tab. 7). Diese Fläche ist der Altersklasse eins (1-20 Jahre) zuzuordnen. Wie bei der Ertragswertberechnung unterstellen wir einen mittleren Gefährdungszeitraum von zehn Jahren mit einem jährlich gleichbleibenden Verbissprozent aus den Daten der BWI. Tabelle 7 zeigt die Flächengrößen der bis zu zehnjährigen Pflanzen. Dabei wurde der Typ mit mehreren gleichrangigen Baumarten auf die anderen Bestockungstypen nach dem prozentualen Vorkommen aufgeteilt. Anzumerken ist, dass die

Größe aller Bestockungstypen, bedingt durch die Aufnahmemethode der BWI, nur grob die Verjüngungsanteile widerspiegeln kann.

Tabelle 7 Umwandlung der Flächen der Altersklasse 1 in verbissgefährdete Flächen

Baumart	Fläche in ha Altersklasse 1	Fläche in ha 1-10 Jahre
Eiche	126.309	67.564
Buche	509.692	272.640
andere LB hoher LD	375.585	200.905
andere LB niedriger LD	403.667	215.926
Fichte	491.344	262.826
Tanne	43.334	23.180
Douglasie	15.612	8.351
Kiefer	106.841	57.151
Lärche	7.696	4.117
Typen mit mehreren gleichrangigen Baumarten	145.238	-

Bewertung einer Entmischung

Mittlerweile existieren viele Untersuchungen zu Entmischungen von Baumarten durch Wildverbiss, deren Ursache in der Verbisspräferenz des Schalenwildes für bestimmte Baumarten zu finden ist (Ammer 1996, Weisberg und Bugmann 2003, Caudullo et al. 2003). Die finanzielle Bewertung eines Schadens durch Entmischung mit den herkömmlichen Verfahren muss weitestgehend scheitern, da die verschwindende Art auch die zumeist ertragsschwächere ist (bspw. Edellaubholz gegenüber Fichte). So scheint es nicht zu verwundern, wenn bisher kaum Möglichkeiten einer Entmischungsbewertung aufgezeigt worden sind. Bislang kamen meist pauschale Zuschläge in Betracht oder Entmischungen wurden nach den Fördersätzen für gemischte Naturverjüngung bewertet (Burghardt und Suchant 2003). Ein Bestand kann jedoch nicht nur nach Ertragsaspekten bewertet werden. Beimischungen anderer Baumarten können das Risiko dezimieren: Umwelteinflüsse wie Stürme, Nassschnee, Käferbefall bis hin zu Baumerkrankungen können Holzvorräte erheblich dezimieren und dazu führen, dass ganze Waldbestände nicht die geplante Produktionszeit erreichen. Diese Risiken können Waldbesitzer schmerzlich treffen, wenn mit nur einer einzigen und dann noch besonders empfindlichen Baumart gearbeitet wird. Wer nur auf eine Baumart setzt, ist zudem von den Holzpreisschwankungen dieser Baumart abhängig und kann nicht auf andere Hölzer ausweichen. Das „gemischte Warenlager“ im an Baumarten reichen Wald bietet aber die Möglichkeit, diese Risiken abzupuffern (Beinhofer 2009).

Dem Eigentümerwillen oft zuwiderlaufend, können überhöhte Wildbestände und der damit verbundene hohe Verbissdruck dazu führen, dass der Wald seine Mischung verliert. Eine zu erwartende Entmischung führt somit im ungünstigsten Fall zu anfälligen Reinbeständen aus Fichte oder Kiefer. Diese Bestände können die verschiedenen Risiken dann nur schwer abpuffern; mit Blick auf den Klimawandel und die prognostizierte Zunahme an Schadereignissen (trockenere Sommer, feuchtere Winter, weniger Frost und dabei eine eventuelle Zunahme der Stürme) sind diese Nachteile besonders gravierend. Ob mit oder ohne Klimawandel: der finanzielle Verlust durch den wahrscheinlicheren Ausfall der Reinbestände ist die unmittelbare Folge für den Waldbesitzer.

Eine Möglichkeit, ein unfreiwillig in Kauf zu nehmendes erhöhtes Risiko zu bewerten, zeigen Clasen et al. (2011) modellhaft für einen Fichten-Buchen-Mischbestand mit den Standortsvoraussetzungen eines bayerischen Wuchsgebietes. Bei einem Rückgang der Buche um 30 Prozentpunkte gegenüber dem geplanten Mischungsverhältnis errechnen sich je nach Ausgangsmischungsanteil ein Betrag von 16, 20 bzw. 23 Euro pro Jahr und Hektar, das für eine Kompensation des erhöhten Risikos notwendig wäre. Dieser Betrag ergibt sich, da das erreichbare Ertrags-Risiko-Verhältnis eines Mischbestandes für einen Reinbestand nur erreicht werden kann, wenn eine ausgleichende Zahlung (Kompensationszahlung) in Ansatz gebracht wird. Die Berechnungen bestätigten, dass insbesondere Fichtenreinbestände zwar im Durchschnitt mehr Ertrag als Mischbestände erwarten lassen; dieser vermeintliche Vorteil wird aber mit einem überproportional erhöhten Risiko erkaufte. Denn mit dem erhöhten Durchschnittsertrag der Fichte stieg gleichzeitig auch die Wahrscheinlichkeit für einen vorzeitigen Ausfall des Bestandes, was oft mit einem finanziellen Verlust verbunden ist. Mischbestände wie bspw. aus Fichte und Buche führten hingegen zu gleichmäßigeren Einkünften bei einer deutlich geringeren Verlustwahrscheinlichkeit. Im Übrigen zeigen neuere Untersuchungen, dass ein Fichten-Buchen-Mischbestand mit geringem Buchenanteil (ca. 10-20 %) aufgrund seiner erhöhten Stabilität auch größere Erträge erbringen kann, als ein Fichtenreinbestand (Knoke und Seifert 2008, Griess und Knoke 2013).

Die Herausforderung einer Entmischungsbewertung liegt in der Abschätzung des zu erwartenden Mischungsanteils im Endbestand, denn die Abschätzung muss über mehrere Jahrzehnte in die Zukunft erfolgen. Für eine deutschlandweite Entmischungsbewertung wird eine solche Abschätzung kaum möglich sein. Aus den Daten der BWI sind keine detaillierten Informationen herzuleiten, weshalb hier nur exemplarisch auf den berechneten Fall der Fichten-Buchen-Mischungen eingegangen werden soll. Unter Verwendung von neueren Überlebenswahrscheinlichkeiten von Mischbeständen (Griess et al. 2012) berechnete Knoke

(2012) das Ertrags-Risikoverhältnis für einen Fichtenbestand mit 10 Prozent Buchenbeimischung. Im Falle einer Reinbestandsentwicklung der Fichte, wären sogar 32 Euro pro Jahr und Hektar für das erhöhte Risiko zu kompensieren. Dieser Wert ließe sich bspw. auf die Fichtenreinbestände der Bundesrepublik übertragen, bei der man unterstellen müsste, dass ohne Wildverbiss sich mindestens 10 Prozent Buche etabliert hätten. Aufgrund der fast viermal so hohen Verbisswahrscheinlichkeit der Buche wäre eine solche Entwicklung auch durchaus nachvollziehbar.

Bewertung von Qualitätsverlust

Ähnlich wie bei einer Entmischung ist die Vorhersagbarkeit des Ausmaßes von Wildeinfluss auf die Qualität nicht immer zweifelsfrei zu bestimmen. Vor allem Laubbaumarten reagieren mit Zwieselbildung und höherer Astigkeit (Eiberle 1978). Dabei steigt die Qualitätsminderung exponentiell mit der Häufigkeit von Verbiss (Kristöfel und Pollanschütz 1995). Einfacher hingegen sind Schälsschäden durch Rotwild zu bewerten, da am stehenden Stamm die Qualitätsminderung beurteilt werden kann (Schaller 2002).

Ein Berechnen der Schadenshöhe durch Qualitätsverlust ist hier aufgrund der unzureichenden Datenkenntnis kaum möglich, weshalb wir uns zumindest einer Abschätzung bedienen. Da die hier genutzten Vorräte des verbleibenden und ausscheidenden Bestandes jeder Baumart bzw. Baumartengruppe über die Bundeswaldinventur abgebildet und mit Mischpreisen bewertet wurde, können wir somit eine pauschale Minderung der Holzqualität unterstellen. Hierfür erhoben wir eine Minderung des Holzmischpreises für jede Baumart um jeweils drei Prozent. Damit sollen sowohl mögliche Verbiss- als auch Schälsschäden pauschal als deutschlandweiter Durchschnittswert berücksichtigt sein. Die Differenz der Annuitäten bei ein- bzw. zweiprozentigem Kalkulationszinssatz zeigen die finanziellen Qualitätseinbußen.

3 Ergebnisse

Verbissbewertung nach dem Ertragswert

Die vorliegende Studie bezieht sich maßgeblich auf die Bewertung des Zuwachsverlustes nach dem Ertragswert. Wie im Kapitel 2.3 angeführten Beispiels, wurde für jede Baumart bzw. Baumartengruppe der durchschnittliche Zuwachsverlust aus dem Verbissprozent und der Verweildauer von mindestens zehn Jahren für jede Einzelpflanze berechnet:

Tabelle 8 Verbissprozent nach BWI und hergeleiteter Zuwachsverlust

Baumart	Verbiss in %	Berechneter Zuwachsverlust in Jahren
Eiche	24	3,2
Buche	11	1,2
andere LB hoher LD	32	4,8
andere LB niedriger LD	27	3,7
Fichte	3	0,3
Tanne	15	1,8
Douglasie	26	3,6
Kiefer	7	0,8
Lärche	11	1,2

Hier zeigt sich, dass geringe Verbissprozente auch dazu führen, dass bspw. die Fichte bei drei Prozent Verbisswahrscheinlichkeit ca. vier Monate (0,3 Jahre)¹⁹ mehr Zeit benötigt, um den Vorrat eines unbeschädigten Bestandes zu erreichen. Wohingegen die Baumarten mit hohen Verbissprozenten wie bei Eiche oder Douglasie durchschnittlich mindestens drei bis fünf Jahre beanspruchen.

Für jede Baumart bzw. Baumartengruppe konnte aus den Daten der unechten Zeitreihe der jährlich mögliche „Gewinn“ (Annuität) aus der betreffenden Bestandeswirtschaft berechnet und mit dem durch Verbiss hinausgezögerten niedrigeren „Gewinn“ verglichen werden. Die Differenz zwischen den beiden Werten ergab den Schadensbetrag pro Hektar:

¹⁹ Es ist zu beachten, dass der Zuwachsverlust hier weniger mit dem biologischen Wachstum eines Baumes gleichzusetzten ist, sondern vielmehr einer rechnerischen Verzögerung.

Tabelle 9 Annuitäten und Verlust pro Hektar bei 1 %-er Verzinsung

Baumart	Annuität ohne Verbiss	Annuität mit Verbiss	Verlust pro ha und Jahr
Eiche	112 €	106 €	6 €
Buche	117 €	115 €	2 €
andere LB hoher LD	85 €	77 €	8 €
andere LB niedriger LD	28 €	25 €	3 €
Fichte	306 €	304 €	2 €
Tanne	329 €	320 €	9 €
Douglasie	353 €	322 €	31 €
Kiefer	109 €	108 €	1 €
Lärche	273 €	267 €	6 €

Tabelle 10 Annuitäten und Verlust pro Hektar bei 2 %-er Verzinsung

Baumart	Annuität ohne Verbiss	Annuität mit Verbiss	Verlust pro ha und Jahr
Eiche	9 €	4 €	5 €
Buche	54 €	51 €	3 €
andere LB hoher LD	52 €	44 €	8 €
andere LB niedriger LD	21 €	18 €	3 €
Fichte	216 €	214 €	2 €
Tanne	211 €	202 €	9 €
Douglasie	246 €	216 €	30 €
Kiefer	56 €	54 €	2 €
Lärche	187 €	181 €	6 €

Die Annuitäten aus der ideellen Reinbestandswirtschaft variieren zwischen 28 und 353 Euro bei einem Kalkulationszinsfuß von einem und zwischen 9 und 246 Euro bei zwei Prozent. Die Abweichung bei den Baumarten ist vor allem durch die unterschiedlichen Vorräte und Holzpreise zu erklären. Die Abweichungen durch die verschiedenen Zinssätze liegen in dem Effekt der Abzinsung begründet. Je höher der Zinssatz, desto geringer werden Zahlungen in der Zukunft bewertet, was sich bspw. stark bei der Eiche zeigt. Die hohen Douglasien-Annuitäten erklären sich hingegen durch den baumartenspezifischen Volumenzuwachs und der relativ kurzen Umtriebszeit.

Aus den Differenzen der Annuitäten mit und ohne Verbissbelastung ließ sich der jährliche Verlust pro Hektar bestimmen. Insbesondere die Douglasie erreicht mit 31 bzw. 30 Euro hohe Beträge pro Hektar. Aber auch Tanne und Laubbaumarten hoher Lebenserwartung zeigen Verluste zwischen acht und neun Euro (abhängig vom Kalkulationszinsfuß). Am geringsten ist

der Zuwachsverlust bei Kiefer und Fichte zu bewerten; dieser liegt zwischen einem und zwei Euro.

Die BWI zeigt die Gesamtwaldfläche der Bundesrepublik (bestockter Holzboden) in Hektar pro Baumart. Wird der Zuwachsverlust pro Hektar nun mit den Flächen multipliziert, erhält man den jeweils jährlichen Verlust für die gesamte Waldfläche der Bundesrepublik. In Summe ergeben sich daraus ca. **36 Millionen Euro** bei einprozentiger Verzinsung und **ca. 33 Millionen Euro** bei zweiprozentiger Verzinsung (Tab. 11 und 12)²⁰.

Tabelle 11 Gesamter Zuwachsverlust in Euro pro ha bei 1 %-er Verzinsung

Baumart	Fläche in ha	Verlust pro ha und Jahr	Verlust gesamt pro ha und Jahr
Eiche	1.010.555	6 €	6.701.134 €
Buche	1.564.806	2 €	3.525.689 €
andere LB hoher LD	621.707	8 €	5.281.988 €
andere LB niedriger LD	1.039.122	3 €	2.830.681 €
Fichte	2.978.203	2 €	4.622.038 €
Tanne	162.016	9 €	1.436.492 €
Douglasie	179.607	31 €	5.617.165 €
Kiefer	2.466.797	1 €	3.900.660 €
Lärche	297.787	6 €	1.812.781 €
Gesamt			35.728.629 €

Tabelle 12 Gesamter Zuwachsverlust in Euro pro ha bei 2 %-er Verzinsung

Baumart	Fläche in ha	Verlust pro ha und Jahr	Verlust gesamt pro ha und Jahr
Eiche	1.010.555	5 €	5.446.894 €
Buche	1.564.806	3 €	3.274.079 €
andere LB hoher LD	621.707	8 €	4.855.934 €
andere LB niedriger LD	1.039.122	3 €	2.795.238 €
Fichte	2.978.203	2 €	4.636.098 €
Tanne	162.016	9 €	1.450.365 €
Douglasie	179.607	30 €	5.528.216 €
Kiefer	2.466.797	2 €	3.700.196 €
Lärche	297.787	6 €	1.772.670 €
Gesamt			33.459.690 €

²⁰ Werte gerundet

Verbissbewertung auf Basis von Naturalersatz

Bewertet man die Verbissprozente der BWI anteilig nach dem Verfahren von Schmitz et al. (2006), ergeben sich folgende Werte:

Tabelle 13 Bewertung nach Verfahren Schmitz et al. (2006)

Baumart	Verbiss in %	Zuwachsverlust pro Jahr	Gesamtkosten pro ha	Kosten anteilig nach Verbissprozent	Verjüngungsfläche in ha ≤ 10 Jahre	Gesamtkosten
Eiche	24	0,36 €	2.160 €	523 €	67.564	35.362.214 €
Buche	11	0,36 €	2.160 €	232 €	272.640	63.213.189 €
andere LB hoher LD	32	0,36 €	2.160 €	701 €	200.905	140.825.551 €
andere LB niedriger LD	27	0,14 €	900 €	243 €	215.926	52.453.564 €
Fichte	3	0,24 €	720 €	20 €	262.826	5.269.369 €
Tanne	15	0,24 €	720 €	111 €	23.180	2.566.753 €
Douglasie	26	0,25 €	500 €	132 €	8.351	1.105.915 €
Kiefer	7	0,14 €	900 €	67 €	57.151	3.807.518 €
Lärche	11	0,14 €	900 €	95 €	4.117	389.317 €
Gesamt						304.993.390 €

Nach dieser Bewertung liegt der Wert für Naturalersatz mit über 300 Millionen Euro pro Jahr deutlich über der Bewertung nach dem Ertragswert. Bei anteiligen Kosten für jede Baumart erreichen Baumarten wie Ahorn oder Esche den größten Kostensatz pro Hektar. Im Verhältnis zur Gesamtfläche verursacht der Verbiss an Laubbaumarten im Allgemeinen die größten Kosten.

Bewertung einer Entmischung

Betrachtet man nur die ca. 1,1 Mio. Hektar Fichtenreinbestände in Deutschland (BMELV 2004) und multipliziert dies mit dem Kompensationsbetrag nach Knoke (2012) von 32 Euro pro Hektar, ergeben sich gut 35 Mio. Euro pro Jahr, die nötig wären, um das angenommene Entmischen der Buche (der Ausgangswert betrug lediglich 10 Prozent) und damit das erhöhte Risiko zu kompensieren. Nach Angaben der BWI befinden sich sogar weit über 3 Mio. Hektar von Nadelwaldtypen wie bspw. auch die Kiefer ohne Beimischung. Der Kompensationsbetrag ist hier sicherlich nicht eins zu eins übertragbar, lässt aber erahnen, zu welchem finanziellen Ausmaß eine Entmischung führen kann.

Bewertung von Qualitätsverlust

Für die exemplarische Bewertung von Qualitätsverlusten wurden die jährlich möglichen „Gewinne“ aus der jeweiligen Baumartengruppe mit einem um drei Prozent geringeren Holzmischpreis jeder Stärkeklasse neu berechnet. Folgende Werte ergeben sich bei variierender Verzinsung:

Tabelle 14 Jährliche Gesamtkosten durch verminderte Qualität bei einem Kalkulationszins von 1 %

Baumart	ohne Qualitätsverlust	mit Qualitätsverlust	Differenz	Gesamt-ha	Gesamtschaden
Eiche	112	106	6	1.010.555	6.409.967
Buche	117	110	7	1.564.806	10.461.041
andere LB hoher LD	85	80	5	621.707	3.406.055
andere LB niedriger LD	28	24	4	1.039.122	3.849.714
Fichte	306	288	18	2.978.203	52.262.350
Tanne	329	314	15	162.016	2.427.277
Douglasie	353	332	21	179.607	3.702.870
Kiefer	109	102	7	2.466.797	17.545.803
Lärche	273	260	13	297.787	3.969.511
Gesamt					104.034.587

Tabelle 15 Jährliche Gesamtkosten durch verminderte Qualität bei einem Kalkulationszins von 2 %

Baumart	ohne Qualitätsverlust	mit Qualitätsverlust	Differenz	Gesamt-ha	Gesamtschaden
Eiche	9	5	4	1.010.555	3.603.539
Buche	54	49	5	1.564.806	7.879.599
andere LB hoher LD	52	48	4	621.707	2.779.655
andere LB niedriger LD	21	18	3	1.039.122	3.220.815
Fichte	216	203	13	2.978.203	40.173.361
Tanne	211	201	10	162.016	1.691.333
Douglasie	246	228	18	179.607	3.171.903
Kiefer	56	50	6	2.466.797	14.301.082
Lärche	187	177	10	297.787	2.930.362
Gesamt					79.751.650

Wie die Tabellen 14 und 15 zeigen, führt ein verminderter Mischpreis von gerade einmal drei Prozent zu erheblichen Gesamtkosten je nach Kalkulationszins zwischen 80 und 104 Mio. Euro jährlich. Pro Baumart sind es vor allem die Nadelhölzer, die aufgrund ihrer hohen Annuitäten ebenso hohe Differenzen erreichen. Die aufsummierten Kosten pro Baumart sind aufgrund der Flächenzugehörigkeit von Buche, Kiefer und Fichte am größten – zwischen 8 und 52 Mio. Euro je nach Kalkulationszins.

4 Diskussion und Ausblick

Basis der „unechten“ Zeitreihen als Abbild der Waldfläche Deutschlands mit anschließender finanzieller Bewertung, bildeten die Naturaldaten und die Verbissprozentage der zweiten Bundeswaldinventur, die aufgrund ihrer breiten Datengrundlage als durchaus verlässlich angesehen werden können. Vor allem bei den Vorratswerten (bis auf Tanne und Lärche der ersten Altersklasse) betragen die Standardfehler weniger als $\pm 10\%$ (BMELV 2004). Dies gilt auch für die erhobenen Nutzungsmengen in den einzelnen Altersklassen. Die Verbissprozentage (ohne Schutzmaßnahmen) sind beim Laubholz ebenfalls statistisch gut hinterlegt, während Douglasie, Kiefer und Lärche Standardfehler von über $\pm 10\%$ aufweisen.

Ausgangspunkt der Berechnungen bildeten ideale Reinbestände mit durchschnittlicher Umtriebszeit, deren Holzvolumina mit aktuellen Erntekosten und Holzpreisen bewertet wurden. Die daraus berechneten Annuitäten als jährliche „Gewinne“ der Durchschnittsbestände (siehe Tabelle 9 und 10) entsprechen bei ein- bzw. zweiprozentiger Verzinsung auch in etwa den durchschnittlichen Deckungsbeiträgen, die für das Jahr 2009 bzw. 2010 dem Testbetriebsnetz des BMELV's zu entnehmen sind (TI 2010):

Deckungsbeitrag aus Verkaufserlöse Holz abzüglich Kosten für Holzernte und Waldpflege

- Staatswald: 150 Euro (2009)
- Kommunalwald: 179 Euro (2009) und 211 Euro (2010)
- Privatwald: 194 Euro (2009) und 248 Euro (2010)

Die Höhe der jährlichen Kosten des verbissbedingten Zuwachsverlustes bei Anwendung der Ertragswertmethode betragen zwischen 33 und 36 Mio. Euro und entspricht ca. drei Euro pro Jahr und Hektar. Dieser Betrag erscheint zunächst als nicht besonders hoch. Der allein auf den Zuwachsverlust bezogene Wert ist aber sicherlich nicht unbedeutend – besonders mit Blick auf die allgemeine Ertragskraft des deutschen Waldes überhaupt. Vielerorts liegt dieser Betrag sogar noch über der jährlichen Jagdpacht pro Hektar. Der Blick auf den entgangenen Ertrag pro Baumart ist hier noch differenzierter zu betrachten. Da sind es vor allem Douglasie, Tanne und die Buntlaubhölzer die mit etwa 8 bzw. 31 Euro pro Jahr und Hektar nicht unerhebliche Einbußen aufzeigen. Und bei Betrachtung der Kosten für jährlichen Zuwachsverlust im Verhältnis zu den Erträgen (Annuitäten), entspräche das beispielsweise bei Douglasie, Weichlaub- und Buntlaubhölzern einer jährlichen Ertragsminderung von 12-15 % pro Hektar allein durch Zuwachsverlust, bei Eiche sogar von 56 % (bei einem angenommenen Kalkulationszinssatz von zwei Prozent). Da beim Waldumbau auf eben diese Baumarten gesetzt wird, um somit eine breitere Diversifizierung vor dem Hintergrund des Klimawandels

zu ermöglichen, bedeutet eine Zunahme dieser Baumartenanteile zugleich steigende Kosten durch Zuwachsverluste.

Der Verbiss an den tatsächlich für die weitere Bestandesentwicklung wichtigen Individuen wird wahrscheinlich durch die Verwendung durchschnittlicher Verbissprozente unterschätzt. Im Mittel ergibt bspw. der Tannenverbiss ca. 15 Prozent, wobei aus der forstlichen Praxis Beispiele bekannt sind, wo in Beständen jede Verjüngungspflanze und zum Teil auch mehrfach verbissen ist. In diesem Fall müssen Zusatzkosten erhoben werden, die durch die Bildung eines einfachen Mittelwertes über einen Bestandestyp nicht aufscheinen: Bei mehrfachem Verbiss kommt es in der Regel zu einem Absterben der Pflanze (Kennel 1999), was vor allem auf den erhöhten Konkurrenzdruck zurückzuführen ist (Pepin et al. 2006). Das führt neben dem Zuwachsverlust auch zu dem Verlust der zuvor aufgetragenen Kulturkosten und zu Folgekosten einer möglichen Bodenbearbeitung und anschließender Neuanpflanzung. Dieser Effekt tritt vor allem dann ein, wenn vorwiegend ein bestimmter Bereich einer Verjüngungsfläche verbissen wird. Bei dem oben durchgeführten Bernoulli-Versuch wird jedoch eine gleichbleibende Verbisswahrscheinlichkeit über alle Pflanzen unterstellt, die Klumpungsaspekte nicht berücksichtigt. Zum Ansatz könnte hier ebenso eine negative Binomialverteilung gebracht werden (Odermatt 1996). Außerdem müsste berücksichtigt werden, dass vor allem die herrschenden Verjüngungspflanzen verbissen werden.²¹ In den hier durchgeführten Berechnungen wird zudem von einer nicht definierten, aber gleichmäßigen Pflanzenanzahl ausgegangen, welche bei der Angabe eines Verbissprozentes keine Rolle spielt, da dies eine Verbisswahrscheinlichkeit ausdrückt. Allerdings existieren in der Praxis Bestände, die nur eine geringe Anzahl von Verjüngungspflanzen aufweisen. Ein Verbiss kann hier weniger von anderen Pflanzen kompensiert werden. So betrachtet würden die aufsummierten Schäden der einzelnen Verjüngungsflächen wohl zu höheren Kosten führen, als eine reine Mittelwertbetrachtung.

Die durchgeführten Berechnungen stützen sich auch auf die Annahme eines einjährigen Zuwachsverlustes. Wie bereits erwähnt, ergeben sich hier Variationen durch verschiedene Baumarten, Standorte und waldbaulicher Charakteristik. Zudem muss nicht jeder Verbiss auch gleichzeitig einen Schaden darstellen. Allerdings trägt jede Pflanze zum Bestandesvolumen bei oder dient der Astreinigung. Ein Ausfall kann auch zu geringeren Vornutzungen führen. So stellt sich die Frage, ob der Bestand sich genauso entwickeln würde, wenn die Bedränger im

²¹ siehe hierzu auch die statistischen Ausführungen von Hothorn und Müller 2010

Vorhinein schon an Zuwachs verlieren (Oesten et al. 2002). Für uns war die Annahme zum einjährigen Zuwachsverlust daher ein pragmatischer Durchschnittswert. Zumal Seitentriebverbiss, der Verbiss von Keimlingen, aber auch von Vegetationsmassen, die ja letztlich auch die Photosyntheseleistung und damit den Vorrat bestimmen, bisher auch nicht einbezogen wurden, was im Rahmen der BWI auch sicherlich nicht zumutbar ist. Darüber hinaus wurde die Annahme getroffen, dass alle Baumarten einem Gefährdungszeitraum von zehn Jahren unterliegen. Das kann bspw. bei einer Fichte durchaus viel sein, jedoch zeigt die Verjüngung besonders in Mittelgebirgen oder den Bergmischwäldern der Alpen ihre Anfälligkeit gegenüber Wildverbiss und dementsprechend ein hohes Alter auf.

Die hier berechneten bzw. geschätzten direkten finanziellen Kosten ergeben in Summe jährlich bis zu 175 Mio. Euro (33-36 Mio. € Zuwachsverlust, 80-104 Mio. € Qualitätsverlust, 35 Mio. € Entmischung von Buche in Fichtenbeständen). Dieser Wert ist aber stark von den angewendeten Methoden und deren getroffene Annahmen abhängig und kann aber dennoch als untere Grenze verstanden werden. Eine einfache Anwendung einer Kostenbetrachtung in Anlehnung an Schmitz et al. (2006) führt beispielsweise zu einem Zuwachsverlust von jährlich über 300 Mio. Euro. Ebenso würde eine über die drei Prozent hinausgehende Mischpreissenkung zur Qualitätsabstufung höhere Kosten aufzeigen. Hohe Schadensbeträge könnte auch eine Entmischungsbewertung liefern, die alle Bestandestypen berücksichtigt. Denn wie Clasen et al. (2011) und Knoke (2012) exemplarisch gezeigt haben, erreichen die Risikokompensationsbeträge pro Hektar sogar höhere Werte als die hier durchschnittlichen Kosten für Zuwachsverlust. Jedoch ist die Bewertung eines erzwungenen Risikos bisher nicht üblich. Die Schwierigkeit liegt vor allem in der Prognose der zukünftigen Waldentwicklung. Eine solchermaßen durchgeführte Entmischungsbewertung ermöglicht aber erst diese langfristige Sicht, wohingegen die etablierten Verfahren oft nur den unmittelbaren Zuwachsverlust berücksichtigen.

Wie es sich zeigt, ist eine deutschlandweite Verbissbewertung durchaus möglich. Nicht berücksichtigt wurden dabei eine vollständige Entmischungsbewertung von Pflanzenarten, die vielen indirekten Folgekosten sowie Kosten für Wildschutzmaßnahmen. So können wir jährlich von einem hohen dreistelligen Millionenbetrag sämtlicher Wildschäden ausgehen, dessen Berechnung nur in einer noch umfassenderen Studie dargelegt werden kann. Es ging hier aber nicht nur darum, eine jährliche Schadenssumme aufzudecken, sondern auch Methoden aufzuzeigen, wie man sich an eine deutschlandweite Bewertung herantasten kann.

Es ist ersichtlich, dass die verwendete Datengrundlage nicht ausreicht, um diese komplexe Fragestellung auch nur annähernd beantworten zu können. Die Verbissprozent der BWI sind jedoch eine gute Grundlage, um langfristige Trends aufzuzeigen. Eventuell lassen sich hier noch länderspezifische oder regionale Gutachten für eine detailliertere Betrachtung nutzen. Als weitere methodische Ansätze zur deutschlandweiten Wildschadensbewertung könnten beispielsweise auch Daten aus den Testbetriebsnetzen Verwendung finden. Es könnten aber auch die jährlich gutachterlich festgestellten Jagdschäden aufsummiert werden. Hier ist aber davon auszugehen, dass nicht alle Schäden damit abgedeckt sind bzw. nicht gemeldet werden. Letztlich wird das Thema Wald und Wild die Forstwirtschaft weiter beschäftigen und es werden weiterhin Kosten anfallen, da sich verschiedene Akteure mit dem Thema Wald und Wild auseinandersetzen müssen. Diese zusätzlichen Verwaltungs- und Beratungskosten (Sagl 1995) bleiben ebenso oft unberücksichtigt.

Literaturverzeichnis

- Ammer, C. (1996):** Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. In: *For. Ecol. Manage.* 88 (1), S. 43–53.
- Ammer, C.; Vor, T.; Knoke, T.; Wagner, S. (2010):** Der Wald-Wild-Konflikt. Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. Göttingen: Univ.-Verl. Göttingen (Göttinger Forstwissenschaften, 5).
- BaySF (2010):** Holzpreisstatistik für die Jahre 2005-2010. Regensburg
- Beinhofer, B. (2009):** Zur Anwendung der Portfoliotheorie in der Forstwirtschaft. Finanzielle Optimierungsansätze zur Bewertung von Diversifikationseffekten. Dissertation. TU München, Freising. Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung.
- BMELV (2004):** Bundeswaldinventur. Hg. v. Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Berlin. Online verfügbar unter www.bundeswaldinventur.de.
- BMELV (2011):** Waldstrategie 2020. Hg. v. BMELV. Bonn.
- Bright, G.; Price, C. (2000):** Valuing forest land under hazards to crop survival. In: *Forestry* 73 (4), S. 361–370.
- Brunig, E. F. (1970):** Multiple-Use Management in Germany's Forests. In: *J. For.* 68, S. 718–722.
- Burghardt, F.; Suchant, R. (2003):** Monetäre Bewertung von Wildverbiss in Naturverjüngungen. Ein neues Verfahren der FVA Baden-Württemberg. In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 58 (13), S. 633–636.
- Caudullo, G.; Battisti, R. de; Colpi, C.; Vazzola, C.; Da Ronch, F. (2003):** Ungulate damage and silviculture in the Cansiglio Forest (Veneto Prealps, NE Italy). In: *J. Nat. Conserv.* 10 (4), S. 233–241.
- Clasen, C.; Griess, V. C.; Knoke, T. (2011):** Financial consequences of losing admixed tree species: A new approach to value increased financial risks by ungulate browsing. In: *Forest Policy and Economics* 13, S. 503–511.
- Dieter, M. (2001):** Land expectation values for spruce and beech calculated with Monte Carlo modelling techniques. In: *For. Policy Econ.* 2, S. 157–166.
- Eiberle, K. (1966):** Höhenzuwachs und Qualität verbissener Rottannen. In: *Schweiz. Z. Forstwes.* 117, S. 200–213.
- Eiberle, K. (1978):** Folgewirkung eines simulierten Verbisses auf die Entwicklung junger Waldbäume. In: *Schweiz. Z. Forstwes.* 129, S. 757–768.
- Eiberle, K.; Nigg, H. (1983):** Über die Folgen des Wildverbisses an Fichte und Tanne in montaner Lage. In: *Schweiz. Z. Forstwes.* 134, S. 361–372.
- Feber, R. E.; Breerton, T. M.; Warren, M. S.; Oates, M. (2001):** The impacts of deer on woodland butterflies: the good, the bad and the complex. In: *Forestry* 74 (3), S. 271–276.
- Gill, R. M.A. (1992):** A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests. 3. Impact on Trees and Forests. In: *Forestry* 65 (4), S. 363–388.
- Gretsch (1910):** Der Wildschaden und dessen Ersatz im Großherzogtum Baden. In: *Forstwiss. Cent.bl.*, S. 541–566.

- Griess, V.C.; Knoke, T. (2013):** Bioeconomic modelling of mixed Norway spruce - European beech stands: Economic consequences of considering ecological effects. *European Journal of Forest Research* 132 (3): 511-522.
- Griess, V. C.; Acevedo, R.; Härtl, F.; Staupendahl, K.; Knoke, T. (2012):** Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce. In: *Forest Ecology and Management* 267, S. 284–296.
- Hennig, P.; Polley, H. (2000):** Datenfluss und Datenmanagement bei der zweiten Bundeswaldinventur. In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 55 (20), S. 1078–1079.
- Höllerl, S. (2009):** Auswirkungen von waldbaulichen Maßnahmen auf die Stabilität (Resistenz und Elastizität) von Fichtenreinbeständen in der Bergmischwaldstufe der Bayerischen Alpen. Eine Analyse aus waldbaulich-forstökonomischer Sicht. Dissertation. TU München, Freising. Lehrstuhl für Waldbau.
- Hothorn, T.; Müller, J. (2010):** Large-scale Reduction of Ungulate Browsing by Managed Sport Hunting. In: *For. Ecol. Man.* 260, S. 1416-1423.
- Jantz, K. (1982):** What does elk damage cost? In: *Sver. Skogsvarsforb. Tidskr.* 4, S. 41–42.
- Thünen-Institut (TI) (2010):** Buchführungsergebnisse Forstwirtschaft. Hamburg. Online verfügbar unter <http://www.bmelv-statistik.de/de/testbetriebsnetz/buchfuehrungsergebnisse-forstwirtschaft/>, zuletzt geprüft am 08.04.2013.
- Kennel, E. (1999):** Wieviel Leittriebverbiß ist tragbar? Versuch einer Wertung von Verbißbefunden im Rahmen von Vegetationsgutachten (Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e. V., 7).
- Kirby, K. J. (2001):** The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. In: *Forestry* 74 (3), S. 219–229.
- Knoke, T.; Seifert, T. (2008):** Integrating selected ecological effects of mixed European beech-Norway spruce stands in bioeconomic modelling. In: *Ecol Mod.* 210 (4), S. 487-498.
- Knoke, T. (2012):** Stabilitätsrisiko des Waldes durch Entmischung: Gedanken zu Vegetationsgutachten und Wildschadensregulierung. Wald-Wild-Forum 2012. Max-Planck-Institut. ID Wald GmbH. Göttingen, 08.02.2012.
- Kristöfel, F.; Pollanschütz, J. (1995):** Entwicklung von Fichtenpflanzen nach Triebrückschnitten. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, Waldforschungszentrum, 85.
- Kroth, W.; Sinner, H. -U; Bartelheimer, P. (1985):** Hilfsmittel zur Bewertung von Verbiß- und Fegeschäden. In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 40, S. 549–552.
- Kruschwitz, L. (2005):** Investitionsrechnung. 10., überarb. und erw. München, Wien: Oldenbourg.
- Leefken, G.; Möhring, B. (2010):** Betriebsvergleich Westfalen-Lippe. Ergebnisse für das Wirtschaftsjahr 2009. In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 65, S. 13–15.
- Leonhardt, P.; Bauer, J.; Schätzler, H. (1992):** Wild- und Jagdschadenersatz. Handbuch zur Schadensabwicklung mit Berechnungsgrundlagen und Tabellen. 1. Aufl.: Carl Link Verlag.
- Lieckfeld, C. P.; Trippel, K. (2011):** Neue Wälder braucht das Land. In: *GEO* (5), S. 86–101.
- Mitchell, F. J.G. (1964):** Height Growth Losses due to Animal Feeding in DouglasFir Plantations, Vancouver Island, B. C. In: *The Forest Chronicle*, S. 298–307.

- Möhring, B.; Rüping, U.; Leefken, G.; Ziegeler, M. (2006):** Die Annuität - ein „missing link“ der Forstökonomie. In: *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 177, S. 21–29.
- Moog, M. (2008):** Bewertung von Wildschäden im Wald. Melsungen: Verl. Neumann-Neudamm.
- Moog, M.; Schaller, M. (2002):** Wildschadensbewertung im Wald. Ein Verfahrensvorschlag zur Bewertung von Verbisschäden unter Berücksichtigung der Dichte der unverbissenen Pflanzen. In: *Forstarchiv* 73, S. 3–10.
- Moog, M.; Wittmann, J. (2003):** Strittige Fragen zum Ersatz von Verbisschäden im Wald". In: *Forstarchiv* 74, S. 149–157.
- Odermatt, O. (1996):** Zur Bewertung von Wildverbiss. Die <<Methode Eiberle>>. In: *Schweiz. Z. Forstwes.* 147, S. 177–199.
- Oesten, G. (2004):** Zur Diskussion über strittige Fragen zum Ersatz von Verbisschäden im Wald. Wider die Erwiderung von M. Moog und J. Wittmann im *Forstarchiv* 73 (2002), S. 149–157. In: *Forstarchiv* 75, S. 28–32.
- Oesten, G.; Wurz, A.; Sinner, H. -U (2002):** Stellungnahmen zu "Wildschadensbewertung im Wald - Ein Verfahrensvorschlag zur Bewertung von Verbisschäden unter Berücksichtigung der Dichte der unverbissenen Pflanzen". In: *Forstarchiv* 73 (149-157).
- Osterloher, A.; Wiechmann, R. (1993):** Zu unterschiedlichen Verbißtoleranzen der Baumarten. In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 48, S. 1159-1160.
- PEFC (2012):** Jahresbericht 2012. Hg. v. PEFC Deutschland, Stuttgart.
- Pepin, D.; Renaud, P. C.; Boscardin, Y.; Goulard, M.; Mallet, C.; Anglard, F.; Ballon, P. (2006):** Relative impact of browsing by red deer on mixed coniferous and broad-leaved seedlings-An enclosure-based experiment. In: *For. Ecol. Manage.* 222, S. 302–313.
- Pilz (1905):** Aus der Praxis der Waldwertberechnung. Bewertung des Wildschadens. In: *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, S. 4–10.
- Pollanschütz, J. (1995):** Bewertung von Verbiß und Fegeschäden. Hilfsmittel und Materialien. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien. Wien.
- Polley, H.; Kroiher, F. (2006):** Struktur und regionale Verteilung des Holzvorrates und des potenziellen Rohholzaufkommens in Deutschland im Rahmen der Clusterstudie Forst- und Holzwirtschaft. Hg. v. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft. Institut für Waldökologie und Waldinventuren. Eberswalde, zuletzt geprüft am 17.10.2011.
- Prien, S.; Müller, M. (2010):** Wildschäden im Wald. Ökologische Grundlagen und integrierte Schutzmaßnahmen ; mit 94 Tabellen. 2., überarb. und stark erw. Aufl. Melsungen: Neumann-Neudamm (Forst-Praxis).
- Reimoser, F. (2000):** Income from hunting in mountain forests of the Alps. In: M. Price und N. Butt (Hg.): *Forests in Sustainable Mountain Development: a State of Knowledge report for 2000.* Task force on forest in sustainable mountain development. CaBI Publishing, S. 346–352.
- Reimoser, F.; Odermatt, O.; Roth, R.; Suchant, R. (1997):** Die Beurteilung von Wildverbiß durch SOLL-IST-Vergleich. In: *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 168 (11-12), S. 214–227.
- Sagl, W. (1995):** Bewertung in Forstbetrieben. Mit 52 Tabellen. Berlin: Blackwell-Wiss.-Verl. (Blackwell-Wissenschaft, 80).
- Schaller, M. (2002):** Ökonomische Bewertung von Schälschäden im Wald. Dissertation. TU München, Freising. Lehrstuhl für Forstliche Betriebswirtschaftslehre.

- Scherer, T.; Schulze, A. (2005):** Problem Wald und Wild in Brandenburg. In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 61 (1), S. 37–39.
- Schmitz, W.; Bücking, M.; Moshhammer, R.; Jochum, M.; Roeder, A. (2006):** Einfaches Verfahren zur Bewertung von Verbisschäden in Wäldern von Rheinland-Pfalz. Ein Verfahrensvorschlag für die Praxis. In: *Forst und Holz* 61 (5), S. 1–3.
- Schöpfer, W.; Dauber, E. (1989):** Bestandessorttafeln 82/85. Hg. v. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (147).
- Speidel, G. (1980):** Methoden zur Beurteilung der wirtschaftlichen Auswirkungen und der Regulierung von Wildschäden im Wald. In: *Eur J Forest Res* 99 (1), S. 76–85.
- Stewart, A. J. A. (2001):** The impact of deer on lowland woodland invertebrates: a review of the evidence and priorities for future research. In: *Forestry* 74 (3), S. 259–270.
- Tzschupke, W. (2010):** Zur Problematik der Bewertung von Verbisschäden. In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 65, S. 41–43.
- Waldherr, M.; Hösl, G. (1994):** Leittriebverbiß und Stammzahl - wieviel bleibt übrig? In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 49, S. 180–183.
- Ward, A. I.; White, P. C. L.; Smith, A.; Critchley, C. H. (2004):** Modelling the cost of roe deer browsing damage to forestry. In: *For. Ecol. Manage.* 191 (1), S. 301–310.
- Watkinson, A. R.; Riding, A. E.; Cowie, N. R. (2001):** A community and population perspective of the possible role of grazing in determining the ground flora of ancient woodlands. In: *Forestry* 74, S. 231–239.
- Weisberg P. J.; Bugmann H. (2003):** Forest dynamics and ungulate herbivory: from leaf to landscape. In: *For. Ecol. Manage.* 181, S. 1–12.
- Welch, D.; Staines, B. W.; Scott, D.; French, D. D. (1992):** Leader Browsing by Red and Roe Deer on Young Sitka Spruce Trees in Western Scotland. 2. Effects on Growth and Tree Form. In: *Forestry* 65 (3), S. 309–330.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Vorrat [m^3/ha] nach Baumartengruppe und Baumaltersklasse	16
Tabelle 2 Vorrat (Erntefestmaß o. R., verwertbar) des ausgeschiedenen Bestandes [$\text{m}^3/\text{ha} \cdot \text{a}$] nach Baumartengruppe und Baumaltersklasse	17
Tabelle 3 Durchschnittliche Umtriebszeiten der Baumarten bzw. Baumartengruppen.	17
Tabelle 4 Anteilige Aufforstungskosten unter Berücksichtigung Verhältnis Naturverjüngung zu Pflanzung.....	18
Tabelle 5 Verteilung einer Verbisshäufigkeit von 1.000 Pflanzen bei einem konstanten Verbiss von 20 % über zehn Jahre.....	20
Tabelle 6 Zuwachsverlust in Euro pro ha nach Schmitz et al. (2006).....	23
Tabelle 7 Umwandlung der Flächen der Altersklasse 1 in verbissgefährdete Flächen ...	24
Tabelle 8 Verbissprozent nach BWI und hergeleiteter Zuwachsverlust.....	27
Tabelle 9 Annuitäten und Verlust pro Hektar bei 1 %-er Verzinsung.....	28
Tabelle 10 Annuitäten und Verlust pro Hektar bei 2 %-er Verzinsung.....	28
Tabelle 11 Gesamter Zuwachsverlust in Euro pro ha bei 1 %-er Verzinsung.....	29
Tabelle 12 Gesamter Zuwachsverlust in Euro pro ha bei 2 %-er Verzinsung.....	29
Tabelle 13 Bewertung nach Verfahren Schmitz et al. (2006).....	30
Tabelle 14 Jährliche Gesamtkosten durch verminderte Qualität bei einem Kalkulationszins von 1 %.....	31
Tabelle 15 Jährliche Gesamtkosten durch verminderte Qualität bei einem Kalkulationszins von 2 %.....	31