



TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN

Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung

*Der Verlust von Baumarten in Mischbeständen durch Schalenwildverbiss –  
Ein Ansatz zur finanziellen Bewertung unter Berücksichtigung verschiedener Wuchsverhältnisse*

Christian Clasen

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Forstwissenschaft

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. R. Matyssek

Prüfer der Dissertation: 1. Univ.-Prof. Dr. Th. Knoke

2. Univ.-Prof. Dr. R. Mosandl

Die Dissertation wurde am 10.12.2014 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 14.06.2015 angenommen.



**Meiner Familie**

## Vorbemerkung

Der folgende Beitrag widmet sich im Rahmen einer kumulativen Dissertation Aspekten der finanziellen Konsequenzen des Verlustes von beigemischten Baumarten durch Wildverbiss. Der Beitrag bildet die Synthese aus drei Publikationen, die der Erstautor federführend angefertigt hat:

1. 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.

Eingereicht am 3. Dezember 2010, veröffentlicht am 01. Juli 2011.

Die Publikation beschreibt den modelltheoretischen Ansatz der finanziellen Bewertungsmethode und es werden exemplarisch Kompensationszahlungen durch den Verlust von Buchen aus einem Fichten-Buchen-Mischbestand berechnet.

C. Clasen hat dazu das Modell aufgestellt, die Naturaldaten simuliert und das Manuskript geschrieben. V. Griess war für die Überarbeitung des Manuskriptes zuständig und T. Knoke erarbeitete den Modellansatz und schrieb ebenfalls am Manuskript.

2. Clasen, C.; Knoke, T. (2013): **Site conditions have an impact on compensation payments for the loss of tree species in mixed forests.** In: *Forestry – An international Journal of Forest Research*. 86, S. 533-542.

Eingereicht am 04. April 2013, veröffentlicht am 14. August 2013.

Die Publikation befasst sich mit Ertragsschwankungen von Waldbeständen zwischen verschiedenen Wuchsgebieten Bayerns und den daraus abgeleiteten Schwankungen in den Kompensationszahlungen für das erhöhte Risiko der Reinbestandswirtschaft.

C. Clasen simulierte die Naturaldaten und fertigte das Manuskript an. T. Knoke initiierte das Vorgehen und überarbeitete das Manuskript.

3. Clasen, C.; Heurich, M.; Glaesener, L.; Kennel, E.; Knoke, T. (akzeptiert): **What factors affect the survival of tree saplings under browsing, and how can a loss of admixed tree species be forecast?** In: *Ecological Modelling*.

Eingereicht am 06. Dezember 2014, akzeptiert am 08. März 2015.

In dieser Publikation wird ein Wahrscheinlichkeitsmodell verschiedener Entmischungsszenarien vorgestellt und überprüft, welchen Einfluss unterschiedliche Annahmen zur Wald-Wild-Interaktion auf die Szenarien haben.

C. Clasen führte die Berechnungen durch und schrieb das Manuskript. M. Heurich regte die Studie an und überarbeitete das Manuskript. L. Glaesener erweiterte das Modell und half bei der Literaturrecherche. E. Kennel erarbeitete die Modellgrundlage und T. Knoke überarbeitete das Manuskript.

In der vorliegenden Synthese wird durchgängig die männliche Schreibform benutzt. Im Sinne des Gleichbehandlungsgesetzes sind diese Bezeichnungen als nicht geschlechtsspezifisch zu betrachten.

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>8</b>
<b>2</b>	<b>Abstract</b> .....	<b>10</b>
<b>3</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>12</b>
3.1	Zielstellung der Arbeit.....	13
3.2	Untersuchungsgegenstände und Vorgehen .....	15
<b>4</b>	<b>Stand des Wissens</b> .....	<b>17</b>
4.1	Zur finanziellen Bewertung von Verbisschäden .....	17
4.1.1	Wildschadensbegriff und Schadkomponenten .....	17
4.1.2	Durch Wildverbiss verursachte Kosten.....	19
4.1.3	Methoden der Wildschadensbewertung .....	20
4.1.3.1	Verfahren im Überblick .....	22
4.1.3.2	Ansätze zur Bewertung eines Verlustes von Mischbaumarten .....	23
4.2	Der Einfluss des Standortes auf die Schadenshöhe .....	24
4.3	Naturale Auswirkungen des Wildverbisses auf die Verjüngungsentwicklung .....	25
4.3.1	Zuwachseinbußen.....	25
4.3.2	Verlust von beigemischten Baumarten .....	26
4.4	Prognose einer Verjüngungsentwicklung bei Schalenwildverbiss .....	27
4.4.1	Langfristiges Betrachten und Modellieren .....	27
4.4.2	Einflussgrößen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Jungwuchs .....	28
4.4.2.1	Verbissintensität .....	29
4.4.2.2	Verteilung von Verbiss .....	30
4.4.2.3	Pflanzenhöhe und Verbiss.....	30
4.4.2.4	Waldbewirtschaftung.....	31
4.4.2.5	Klima und Standort.....	31
4.4.3	Fazit zur Verwendung verschiedener Einflussgrößen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Jungwuchs.....	32
<b>5</b>	<b>Material und Methoden</b> .....	<b>33</b>
5.1	Risikokompensation bei erzwungenem Verlust von beigemischten Baumarten .....	33
5.1.1	Portfoliotheoretischer Ansatz .....	33
5.1.2	Tobin Separationstheorem und Sharpe Ratio.....	35
5.2	Naturale Datengrundlage und Waldwachstumssimulation .....	36
5.2.1	Das Untersuchungsgebiet.....	36
5.2.2	Waldwachstumssimulation Silva 2.....	36
5.2.3	Berücksichtigung variierender Wuchsverhältnisse .....	37
5.3	Berechnen finanzieller Kennzahlen unter Risikomodellierung .....	38
5.3.1	Überlebenswahrscheinlichkeiten von Baumarten .....	39
5.3.2	Deckungsbeitragsberechnung und Holzpreisszenarien .....	39

5.3.3	Monte Carlo Simulation auf Basis von Investitionsrechnung .....	41
5.4	Überlebensprognose von Jungwuchs .....	43
5.4.1	Überlebensprognose auf Basis einer Binomialverteilung.....	43
5.4.2	Überlebensprognose auf Basis negativer Binomialverteilung.....	45
<b>6</b>	<b>Ergebnisse .....</b>	<b>46</b>
6.1	Risikokompensationszahlungen am Beispiel Wuchsgebiet Bayerischer Wald.....	46
6.1.1	Waldwachstumskundliche Kennzahlen .....	46
6.1.2	Finanzielle Kennzahlen.....	46
6.1.3	Herleitung einer Kompensationszahlung bei erhöhtem Risiko .....	49
6.2	Wachstum unter verschiedenen Wuchsverhältnissen.....	49
6.2.1	Bestandesvolumen.....	49
6.2.2	Validierung der Waldwachstumssimulation .....	50
6.2.3	Vergleich finanzieller Kenngrößen verschiedener Standorte .....	52
6.3	Überlebenswahrscheinlichkeiten von Jungwuchs unter verschiedenen Annahmen.....	55
6.3.1	Variierende Gefährdungszeit .....	55
6.3.2	Variierende Verbisstoleranz.....	56
6.4	Bewertung einer spezifischen Verbissituation .....	57
<b>7</b>	<b>Diskussion.....</b>	<b>60</b>
7.1	Beantworten der Forschungsfragen.....	60
7.2	Diskussion der finanziellen Bewertungsmethode .....	62
7.2.1	Kompensationsberechnung mit Ertrags-Risiko-Quotienten .....	62
7.2.2	Verwendung des Portfoliomodells in Verbindung mit Ertragswerten.....	64
7.2.3	Annahme normalverteilter Erträge im Portfoliomodell.....	66
7.2.4	Weitere beeinflussende Parameter zur Höhe einer Kompensationszahlung .....	67
7.2.5	Fazit zur Bewertungsmethode .....	67
7.3	Diskussion der Naturaldatensimulation.....	68
7.3.1	Überlebenswahrscheinlichkeiten der Baumarten .....	68
7.3.2	Berücksichtigung der Interaktionseffekte von Baumarten.....	69
7.3.3	Durchschnittliches Baumwachstum in Wuchsgebieten .....	69
7.3.4	Einfluss des Klimawandels.....	70
7.4	Diskussion der Prognose eines Baumartenverlustes im Jungwuchs.....	71
7.5	Schlussfolgerungen .....	73
7.5.1	Schlussfolgerungen für die Wissenschaft.....	74
7.5.2	Schlussfolgerungen für die Praxis .....	74
<b>8</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>77</b>
<b>9</b>	<b>Danksagung .....</b>	<b>92</b>

---

<b>10</b>	<b>Anhang .....</b>	<b>93</b>
10.1	Veröffentlichung I.....	93
10.2	Veröffentlichung II .....	94
10.3	Veröffentlichung III.....	95

## 1 Zusammenfassung

Die vielerorts zu hohen Schalenwildbestände sind unvereinbar mit dem Ziel des Erhaltens bzw. des Aufbaus gemischter, zukunftsfähiger Wälder. Das präferierte Äsungsverhalten des Schalenwildes kann das Baumartenwachstum einschränken und sogar zum Verlust einer Baumart aus einem Waldbestand führen. Einem Waldbesitzer steht aber das Recht zu, Schäden an seinem Wald geltend zu machen, wenn das mit dem Waldbesitz verbundene Jagdrecht verpachtet wurde. Hierfür bedienen sich Schadensgutachter einiger etablierter Verfahren zur finanziellen Bewertung, die aber zumeist nur den Vorratsverlust bemessen. Ist das Ziel des Waldbesitzers jedoch eine spezifische Baumartenmischung, die durch hohe Wildbestände nicht erreicht werden kann, offenbaren die etablierten Bewertungsmethoden Schwächen.

Ein Ziel der vorliegenden Dissertationsschrift war es, eine neue Methode zu entwickeln und anzuwenden, um den Verlust einer beigemischten Baumart finanziell transparent zu machen. Die Methode basiert auf Verfahren der Finanzmathematik und bietet die Möglichkeit, das erzwungene Risiko eines abweichenden Mischungsverhältnisses oder die sogar noch mehr risikobehaftete Reinbestandsbildung finanziell zu quantifizieren. Hierfür wurden Beispielbestände aus Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.), die mit dem Waldwachstumssimulator *Silva 2* generiert wurden, bewertet. Mit Hilfe einer *Monte Carlo Simulation* wurden verschiedene Umweltzustände mit schwankenden Holzpreisen und Eintrittswahrscheinlichkeiten für Kalamitäten simuliert. Aus den durchschnittlichen Erträgen und deren Standardabweichung wurden aus beiden Baumarten die jeweiligen Waldportfolios gebildet. Mit Hilfe eines Ertrags-Risiko-Quotienten (*Sharpe Ratio*) konnte aufgezeigt werden, welcher Kompensationsbetrag für den Rückgang oder den Verlust einer Art nötig ist, um das ursprünglich geplante Ertrags-Risiko-Verhältnis wieder zu erhalten. Um bspw. einen Rückgang des Buchenanteils um 30 % auszugleichen, waren – je nach Ausgangsbestand – zwischen 16 und 23 Euro ha<sup>-1</sup> Kompensationsbetrag erforderlich. Diese Beträge entsprechen bis zu 23 % der Annuität aus der betrachteten Waldbewirtschaftung.

In der Arbeit stellte sich ebenso die Frage inwieweit unterschiedliche Standortsvoraussetzungen einen Einfluss auf die Höhe der Kompensationsbeträge haben. Das Untersuchungsgebiet war Bayern mit seinen 15 Wuchsgebieten. Von jedem Wuchsgebiet wurde mit durchschnittlichen Waldwachstumsparametern für Fichte und Buche und den in *Silva* hinterlegten spezifischen Alters-Höhenkurven das Wachstum bis zur Umtriebszeit simuliert. Für Buche ergab sich eine relative Konstanz im finanziellen Ergebnis über alle Standorte (Annuität von durchschnittlich 82 Euro ha<sup>-1</sup> bei einer Standardabweichung von  $\pm 4$ ). Differenzierter stellte sich hingegen die Wuchsleistung der Fichte dar (Annuität von durchschnittlich 135 Euro ha<sup>-1</sup> bei einer Standardabweichung von  $\pm 32$ ). Die günstigen Wachstumsbedingungen in den höheren Lagen ergaben für die Fichte die höchsten Annuitäten (bis zu 176 Euro ha<sup>-1</sup>). Ein Extrembeispiel für die tieferen Lagen lieferte die Untermainebene mit nur 40 Euro ha<sup>-1</sup>. Bei einem exemplarischen Verlust der Buche aus einem gemischten Bestand mit Fichte war aber die Höhe der Buchenannuität entscheidend. Und je höher das Risiko der zukünftigen Baumart desto höher auch die notwendige Kompensation.

Die Schwierigkeit einer Wildschadensbewertung liegt in der zeitlichen Diskrepanz zwischen bspw. dem Verbiss als Ursache und dem Verlust einer Baumart als Wirkung. Wenn eine nachteilige Entwicklung durch überhöhten Schalenwildverbiss nachgewiesen werden kann, lässt sich das beschriebene Verfahren zur Entmischungsbewertung anwenden. Von einer gegenwärtigen Verbisbelastung auf die zukünftige Baumartenzusammensetzung zu schließen, ist jedoch

schwierig. Hierfür bieten sich Wahrscheinlichkeitsmodelle an, die trotz der komplexen Interaktionsbeziehungen zwischen den Arten die zukünftige Entwicklung abschätzen können. Diese Arbeit deckt die Komplexität der beeinflussenden Parameter auf. In das Wahrscheinlichkeitsmodell gingen aber nur das Verbissprozent, die Verbisstoleranz einer Baumart und die Verbisswahrscheinlichkeit ein. Die zentrale Neuerung ist hier die Verwendung einer negativen Binomialverteilung für den Verbiss auf einer Verjüngungsfläche.

Die Dissertation bietet Anregungen für die forstliche Praxis. Als besonders eindrücklich erweist sich die Höhe einer notwendigen Risikokompensation. Bisherige Wildschadenstabellen sollten daher neben Vorrats- und Qualitätsmerkmalen auch um die Risikokomponente erweitert werden. Hierbei sollten das Wuchsverhalten verschiedener Baumartenmischungen und standörtliche Unterschiede berücksichtigt werden. Die damit gewonnenen Kompensationswerte wären eine Neuerung und zudem überzeugender gegenüber den bisher verwendeten pauschalen Zuschlagssätzen bei Baumartenverlust. Eine notwendige Kompensation ist aber allein schon ein Argument, wenn eine jagdliche Regulation noch erfolgen kann. Für das Aufzeigen eines drohenden Baumartenverlustes sind die hier vorgestellten Überlebenswahrscheinlichkeiten ein ergänzendes Werkzeug, um eine möglichst praxisnahe Bewertung durchzuführen.

## 2 Abstract

High densities of ungulates are incompatible with the objectives of maintain or establishing mixed and sustainable forests. Ungulates can limit regeneration and also lead to losses of particular tree species due to selective browsing. In this case, forest owners in Germany can claim compensation for damages if they have leased the hunting rights and responsibilities to a third party. Established evaluation methods are already used by experts to assess ungulate damage. However, these generally calculate only the financial damages due to loss of timber. If, however, a forest owner had goals with regard to specific tree species mixtures, and game browsing led to a loss of a species of interest, the existing methods cannot calculate adequate compensation.

One aim of this thesis was to develop and test a new method for making the financial loss of a specific tree species transparent. This method is based on financial theory and allows the forced risk of a differing mixing ratio or a complete loss of a tree species to be quantified. Sample stands of both spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) were simulated using the growth simulation model *Silva 2*. Next, using *Monte Carlo Simulation*, different environmental conditions with fluctuating timber prices and varying probabilities of calamity occurrences were simulated. Different portfolios of each tree species were formed using the average returns and their standard deviations. Finally, using an income/cost ratio (*Sharpe Ratio*), it was possible to show what amount of compensation for the decline or a loss of a particular tree species would be necessary to reach the potential income/cost ratio in the absence of the loss/decline. For example, between 16 and 23 Euro ha<sup>-1</sup> compensation would be necessary to compensate for a loss of 30 % beech. These amounts vary based on the initial species composition, and correspond to up to 23 % of the annuity from any given forest stand.

In this thesis, the question also arose of how different site conditions might influence the necessary rate of compensation. The study area was the entire state of Bavaria (Germany) with its 15 growth regions. In each region, growth was simulated using an average starting parameter for spruce and beech, and was dependent on specific age-height curves available from *Silva*. As a result, beech shows more or less constant financial values over all regions, with an annuity of 82 Euro ha<sup>-1</sup> on average, and a standard deviation  $\pm 4$ . Spruce growth, however, was much more variable, with an average annuity of 135 Euro ha<sup>-1</sup> and a standard deviation of  $\pm 32$ . Favourable conditions for spruce in the mountains led to the highest returns (up to 176 Euro ha<sup>-1</sup>). Very unfavourable conditions for spruce were found in the Untermainebene, where the calculated returns were only 40 Euro ha<sup>-1</sup>. However, in cases where the beech component was lost from a mixed forest with spruce, the return from beech was the decisive factor in determining the compensation amount. Also, the higher the risk for the future tree stands, the higher the necessary compensation.

The key difficulty in game browsing evaluation is identifying a relationship between a browsing event as cause and the loss of a tree species as effect. If loss of a tree species can be proven, the new evaluation method can be applied. However, it is not always easy to extrapolate from a current browsing situation to future tree species composition. Therefore, a probability model was also used to estimate the future development of tree species composition. The model integrated the browsing percentage, the browsing tolerance of tree species and the probability of being browsed. Here, the key innovation was the use of a negative binomial distribution to represent browsing events.

The thesis offers practical suggestions for forestry practice – in particular, the need for compensation for losses of tree species due to browsing. To this end, existing valuation approaches

---

should be extended accordingly. For this to be successful, the growth behaviour of different tree species mixtures and site conditions must be considered. These compensation payments would be an improvement to the previously used surcharged rates. Risk compensation is also essential if regulation of game densities is to be seriously pursued. The ability to show an imminent decrease in the current survival probabilities is an additional tool for practical evaluation developed from this thesis.

### 3 Einleitung

Der Einfluss des Wildes auf das Waldwachstum wird in Deutschland wie auch in anderen Ländern kontrovers diskutiert. Jagdlich orientierten Interessengruppen geht es vor allem darum, eine gewünschte Schalenwildldichte zu erhalten oder aufzubauen, unter der die Verjüngung des Waldes jedoch oft leidet. Denn durch einen überhöhten Wildbestand besteht die Gefahr, notwendige Infrastrukturleistungen des Waldes nicht bereitstellen zu können.

Ein erster nennenswerter Feld-Wild-Konflikt in Mitteleuropa spitzte sich im 16. Jahrhundert zu. Hohe Wildbestände und die dem Adel vorbehaltene höfische Jagd und deren Jagdmethoden, führten zu enormen Flurschäden, da den Bauern jegliche Abwehrmaßnahmen untersagt waren. Die Zunahme des Wildschadenskonfliktes zwischen Grundstückseigentümern und zumeist adeligen Jagdausübenden gilt sogar als ein wesentlicher Auslöser der Bauernkriege und auch der später folgenden französischen Revolution (Adam 1995).

Die Interessenskonflikte zwischen Waldbewirtschaftung und jagdlicher Nutzung steigerten sich mit der Entwicklung einer geregelten Forstwirtschaft – so gehen Hinweise auf Schäden im Wald erst auf das Jahr 1753 zurück (Speidel 1980). Die Jagdpraxis förderte den Anstieg der Schalenwildldichte und dezimierte zeitgleich die Anzahl der Beutegreifer bzw. rottete sie aus. Außerdem nahm die landwirtschaftliche Produktion zu. Dabei führte die Landwirtschaft zu stärker fragmentierten und verkleinerten Waldhabitaten. In der Folge stieg der Verbissdruck auf die Waldvegetation (Putman 1996b, Weisberg und Bugmann 2003).

Die politischen Unruhen von 1848 führten zu einer Anbindung des Jagdrechts an das Grundeigentum und damit zu einer kaum mehr beschränkten Jagdausübung. In der Folge dezimierte die Jagd die Schalenwildbestände enorm, was eine kurzfristige Erholung der Waldverjüngung nach sich zog (Brunig 1970). Aber durch die rückläufigen Wildbestände wurden bereits mit dem Jagdgesetz von 1850 weitreichende Reformen in die Wege geleitet. Das neue Gesetz und die Zunahme der trophäenorientierten Jagd (Cederlund et al. 1998) führten letzten Endes zu den heute überhöhten Schalenwildbeständen, die sich Schätzungen zufolge im Laufe der vergangenen 200 Jahre verzehnfacht haben (Ammer et al. 2010).

Durch die langen Produktionszeiträume des Waldes, die verschiedenen Risiken und die Ansprüche an die Erfüllung aller Waldfunktionen kommt dem Verjüngungsprozess eine gewichtige Rolle zu, da im Zuge der Waldverjüngung die Stabilität und Flexibilität der zukünftigen Waldwirtschaft festgelegt werden (Knoke 2007). Durch die vielerorts für den Wald nicht tragbaren Schalenwildbestände ist die Verjüngung vor allem mit dem Ziel des Mischwaldes gefährdet. Aus diesen Problemen resultieren häufig nicht nur der Streit zwischen Waldbesitzer und Jagdpächter sondern auch die zahlreichen Veröffentlichungen und auch populärwissenschaftlichen Diskussionen über dieses Thema (Lieckfeld und Trippel 2011). Aufgrund der zunehmenden Klagen der Waldbesitzer wurden Lösungsansätze auch in der Waldstrategie 2020 verankert. Diese zielt auf das Regulieren der Wildbestände, den kontinuierlichen Diskussionsprozess, Öffentlichkeitsarbeit und Eigentümerinteressen ab (BMELV 2011).

Die Jagd ist ein an den Grundbesitz gekoppeltes Nutzungsrecht. Fragen des Jagdrechts stellen also auch immer Fragen des Eigentums dar (Lampe 2010). Verpachtet der Eigentümer sein Jagdrecht oder ist er Teil einer Jagdgenossenschaft, verantwortet der Pächter den jagdlich kontrollierbaren Einfluss des Wildes auf die Waldverjüngung. Verschuldet der Jagdpächter ein größeres Abweichen

der tatsächlichen Waldverjüngung von den Verjüngungszielen des Waldbesitzers, weil er den Abschussplan nicht erfüllt, können Ersatzforderungen geltend gemacht werden.

Erste Regelungen zum Wildschadensersatz in Deutschland sind aus dem Jahr 1833 bekannt. Das damalige Gesetz machte mittels Abschätzverfahren die Entschädigung durch den Jagdausübenden möglich (Gretsch 1910). Die heutige gesetzliche Grundlage über Entschädigungsforderungen liefern das Bundesjagdgesetz, Landesjagdgesetze und das Bürgerliche Gesetzbuch (BGB). Gutachter nutzen klassische Bewertungsverfahren, die zumeist die naturalen Konsequenzen durch Wildverbiss beurteilen. Es zeigen sich jedoch Lücken auf, wenn es darum geht, den Verlust einer beigemischten Baumart ökonomisch zu bewerten. In diesem Forschungsumfeld diskutiert die Wissenschaft vor allem die ökologischen Konsequenzen einer Baumartenentmischung.

Schon früh wiesen die forstlichen Klassiker Cotta (1828) und Gayer (1886) auf die Vorteile des gemischten Waldes hin. Die Waldfunktionen können besser gewährleistet und somit den heutigen Anforderungen gerecht werden (Wagner 2004). Diente früher der Waldbesitz vorwiegend zur Erzielung von Einkommen (Pilz 1905), werden heutzutage auch die allgemeinwohldienlichen Leistungen wahrgenommen. So sieht die Gesellschaft im Wald insbesondere die von ihm ausgehenden Infrastrukturleistungen, da er z. B. den Wasserhaushalt und das Klima reguliert, die Luft filtert, vor Lärm schützt, für Erholung sorgt und die Artenvielfalt erhält (IPCC 2007). Das Grundgesetz der Bundesrepublik Deutschland verankert daher die Verpflichtung des Eigentums gegenüber dem Allgemeinwohl in Art. 14 Abs. 2. Auch regeln Waldgesetze zunehmend das forstliche Handeln, obwohl Waldeigentümer kaum von staatlichen Subventionen profitieren.

Mischwälder sind zudem weniger anfällig gegenüber Großschadereignissen wie Borkenkäferbefall oder Sturmschäden (Lüpke und Spellmann 1997, Jactel et al. 2005). Entscheidende Vorteile sind daher die geringere Wahrscheinlichkeit von Ertragseinbußen durch Kalamitäten und die Möglichkeit Holzpreisschwankungen ausgleichen zu können (Knoke und Wurm 2006). Das finanzielle Risiko von Mischwald wird somit als geringer angesehen (u. a. Knoke et al. 2008 und Knoke 2008). Der gemischte Wald folgt demnach auch dem Prinzip der Vorsicht des ressourcenökonomischen Nachhaltigkeitsansatzes (Endres und Querner 2000).

### **3.1 Zielstellung der Arbeit**

Die vorliegende Arbeit greift mehrere Lücken in der Wildschadensbewertung auf und versucht Antworten auf die folgenden Forschungsfragen zu geben:

**Welche Methode ist geeignet, um das finanzielle Risiko des Verlustes von beigemischten Baumarten zu bewerten und welche Kompensationsbeträge ergeben sich daraus für verschiedene Entmischungsszenarien?**

**Inwieweit beeinflusst der Standort die Höhe der möglichen Kompensationsbeträge zum Ausgleich des Verlustes von Mischbaumarten?**

**Welche Einflussgrößen sind wichtig für die Prognose der zukünftigen Baumartenzusammensetzung?**

Für den deutschsprachigen Raum sind circa ein Dutzend Bewertungsverfahren beschrieben, die vorrangig auf Kostenersatz ausgefallener Pflanzen (Kostenwertverfahren) oder auf

Wertminderung durch Vorratsverlust (Ertragswertverfahren) basieren (Gonschorek 2009)<sup>1</sup>. Der Verlust von beigemischten Baumarten wird jedoch im Vergleich zu den Zielgrößen der klassischen Bewertungsverfahren als wesentlich gravierender beurteilt – zumindest aus ökologisch-waldbaulicher Sicht (Weisberg und Bugmann 2003). Bislang existiert aber kein theoretisch fundiertes Verfahren zur Bewertung der ökonomischen Konsequenzen eines Verlustes von Mischbaumarten. Lediglich pragmatische Ansätze mit Hilfe von Zuschlagssätzen (z. B. Kroth et al. 1985) oder über staatliche Subventionssätze zum Waldumbau (Suchant und Burghardt 2003) werden angewendet. Über den Kostenwert kann zwar ein direkter finanzieller Ausgleich berechnet werden, der sich aber nur auf den Wert der Kultur oder der Naturverjüngung bezieht, nicht jedoch auf die Vorteile einer bestimmten Mischungsform. Genauso wenig sind klassische Ertragswertmethoden geeignet, da bei dieser Perspektive das Risiko der Waldbestände außer Acht bleibt. Durch Verbiss ausgefallene Buchen (*Fagus sylvatica* L.), Edellaubhölzer oder Tannen (*Abies*) und eine Besetzung des frei werdenden Wuchsräumens durch die im Vergleich ertragsstärkere Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) führt nach dieser Perspektive sogar zu einem finanziellen Vorteil durch Wildverbiss, obwohl das Risiko des entstehenden Reinbestandes deutlich höher sein kann, als das des ursprünglichen Mischbestandes. Ein grundlegender Nachteil der existierenden Verfahren ist somit, dass Risikoaspekte völlig unberücksichtigt bleiben. Ein Ziel der vorliegenden Arbeit ist es daher, den Verlust von beigemischten Baumarten nach einer neuen Methode finanziell zu bewerten. Der Ansatz der hier gewählt wird liegt im Bewerten der Veränderung des finanziellen Risikos bei erzwungener Baumartenentmischung.

Die Ertragsmöglichkeiten der Baumarten sind, unter sonst gleichen Bedingungen, durch ihren Standort vorbestimmt (Pretzsch 2003). Je günstiger die Bedingungen für eine Baumart desto ungünstiger können sie aber auch für eine andere wirken. Auch für die finanzielle Bewertung von Wildschäden sind demzufolge standörtliche Unterschiede eine entscheidende Einflussgröße. Zum Ausdruck kommt das vor allem bei Verfahren mit Ertragswertmethoden. Hohe Nettoerlöse bei der Durchforstung und durch die Verjüngungsnutzung der Bestände führen zu hohen Ertragswerten. Ein Vergleich zwischen einem stark verbissenen und einem vom Wild weniger beeinflussten Bestand führt daher zu höheren Wildschadensbeträgen als auf ertragsschwächeren Standorten. Für die vorliegende Arbeit sollen demzufolge standörtliche Unterschiede berücksichtigt werden. Interessant erscheint hierbei vor allem die Frage wie die Höhe der Kompensationszahlung bei unterschiedlicher Wuchsleistung zwischen den Baumarten ausfällt – also bspw. der Verlust einer ertragsstarken Buche aus einer im Vergleich zu anderen Standorten schwächeren Fichte oder auch der Verlust einer ertragsschwachen Buche aus einer ertragsstarken Fichte.

Die Bewertung des Verlustes von Baumarten setzt Möglichkeiten zur Prognose künftiger Baumartenzusammensetzungen unter Einfluss von Wildverbiss voraus. Der Produktionsprozess im Wald ist dabei im Vergleich zu anderen Wirtschaftszweigen maßgeblich durch seine Langfristigkeit geprägt. Zukünftige Konsequenzen heutiger Interaktionen sind daher kaum vorherzusehen. Viele Inventurmethode können auch nur einen Überblick über den gegenwärtigen Zustand des Jungwuchses liefern. Das Verwenden von Weiserzäunen ist wohl am eindrucklichsten und besten geeignet, um den Einfluss des Wildes festzustellen (Roth 1995, Kuijper et al. 2010). Wird hierdurch bestätigt, dass es zu einem unwiderruflichen Verlust einer Baumart gekommen ist, kann mit einem Bewertungsverfahren auch die zukünftige finanzielle Konsequenz aufgezeigt werden. Um jedoch mögliche Folgen eines zu erwartenden Baumartenverlustes ohne Weiserzäune

---

<sup>1</sup> Diese Studienarbeit wurde vom Autor der vorliegenden Arbeit angeregt und betreut.

beurteilen zu können, wäre eine modellgestützte Prognose hilfreich. In dieser Arbeit werden daher die Möglichkeiten von Überlebensprognosen beschrieben, die auf den Erkenntnissen von Waldherr und Hösl (1994) und Kennel (1999) aufbauen. Solche Prognosen hängen maßgeblich von den zu treffenden Annahmen ab. Einfluss hat insbesondere die Wahrscheinlichkeit eines Baumes verbissen zu werden und dessen Verbisstoleranz. Die Konsequenzen solcher Annahmen sollen hier näher untersucht werden<sup>2</sup>.

### 3.2 Untersuchungsgegenstände und Vorgehen

Diese Arbeit beschränkt sich auf den Wildverbiss an Waldbäumen. Betrachtungsgegenstand ist der Jungwuchs und dessen Entwicklung bis zum Erreichen einer gesicherten Höhe und die anschließende finanzielle Bewertung bis zum Ende der Umtriebszeit. Angesprochene Verfahren zur Bewertung eines Wildschadens beziehen sich vorwiegend auf den deutschsprachigen Raum, da die finanzielle Bewertung von Wildschäden außerhalb Mitteleuropas einen geringeren Stellenwert besitzt und wenig beschrieben wurde. Aus dem gleichen Grund umfasst die verwendete Literatur über die naturalen Auswirkungen von Wildverbiss vor allem Studien für Wälder der gemäßigten Zone.

Die Synthese zur finanziellen Beurteilung einer prognostizierten Baumartenentmischung gliedert sich nach Abbildung 1. Darin erfolgen im Stand des Wissens die Definition des Wildschadensbegriffs und die Beschreibung der Verfahren zur Wildverbissbewertung. Zusätzlich wird hier auch der Einfluss des Standortes auf ökonomische Bewertungen erfasst. Außerdem, da das finanzielle Ausmaß eines Baumartenverlustes von den Interaktionen zwischen Wald und Wild abhängig ist, werden im Stand des Wissens die naturalen Auswirkungen des Wildverbiss beurteilt und Möglichkeiten der Prognose der Entwicklung der Baumartenzusammensetzung aufgezeigt.

Der Material- und Methodenteil umfasst den finanzmathematischen Bewertungsansatz, welcher in der ersten Publikation „*Financial consequences of losing admixed tree species: A new approach to value increased financial risks by ungulate browsing*“ entwickelt wurde. Die in der zweiten Publikation „*Site conditions have an impact on compensation payments for the loss of tree species in mixed forests*“ erfassten Standortsauswirkungen werden darauffolgend beschrieben. Beide Publikationen basieren auf Verfahren der modernen Finanztheorie (vgl. Sharpe 1994, Markowitz 2010, Levy 2012) und stellen Investitionsrechnungen unter Risiko mit den Komponenten Holzpreisschwankungen und Ausfallwahrscheinlichkeiten von Baumarten dar, was daran anschließend erläutert wird. Das letzte Methodenkapitel beinhaltet Prognosemöglichkeiten zukünftiger Baumartenzusammensetzungen, was sich auf den Inhalt der dritten Publikation „*What factors affect the survival of tree saplings under browsing, and how can a loss of admixed tree species be forecast?*“ bezieht.

Der Ergebnisteil gliedert sich nach der Reihenfolge der drei Publikationen. Gleichermaßen werden in der Diskussion die Inhalte kritisch beleuchtet und aktuelle Literatur zum Thema ergänzt. Abschließend werden Folgerungen aus der Synthese gezogen und weiterer Forschungsbedarf aufgezeigt.

---

<sup>2</sup> Dieser Aspekt wurde auch in einer Studienarbeit näher beleuchtet (vgl. hierzu Glaesener 2012), die vom Autor der vorliegenden Arbeit angeregt und betreut wurde.

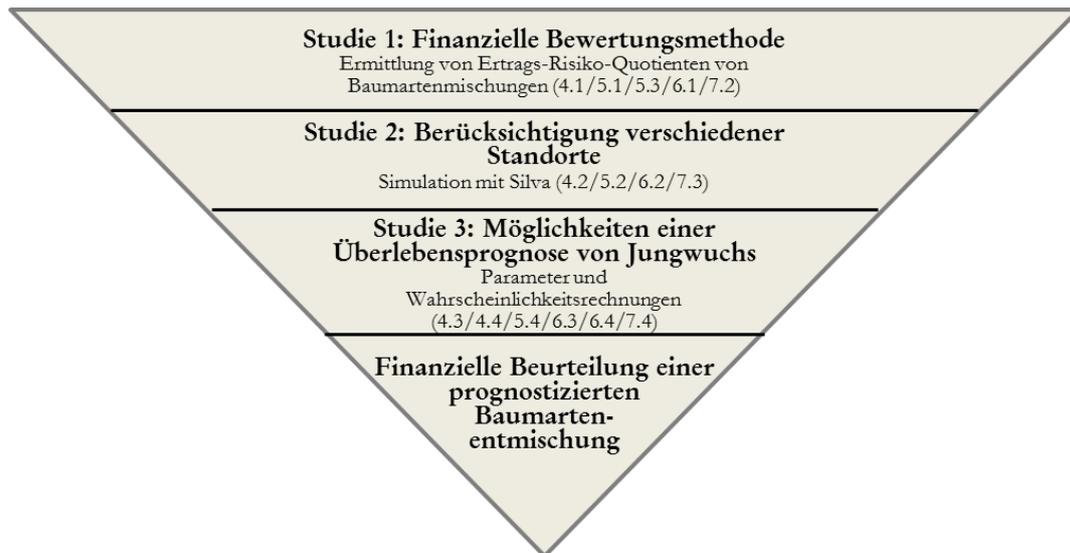


Abbildung 1: Struktur der Dissertation. Die Nummern in den Klammern kennzeichnen die jeweiligen Kapitel.

## 4 Stand des Wissens

Die Arbeit ordnet sich in den Rahmen der finanziellen Bewertungsmöglichkeiten von Wildverbiss ein. So wird einleitend in diesem Kapitel der Wildschadensbegriff definiert und Möglichkeiten zu dessen finanzieller Bewertung werden aufgezeigt. Anschließend werden mögliche Einflüsse variierender Standortbedingungen auf das finanzielle Ergebnis erörtert. Da der durch Wildverbiss hervorgerufene Verlust einer Baumart maßgeblich durch die Konkurrenzbeziehungen unter den Baumarten und deren individuelle Toleranz gesteuert wird, werden im Anschluss die naturalen Zusammenhänge zwischen Wildverbiss und dessen Konsequenzen aufgezeigt. Zudem werden weitere Einflussgrößen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit beschrieben, die bei der Modellierung zukünftiger Baumartenzusammensetzungen zu erwägen sind.

### 4.1 Zur finanziellen Bewertung von Verbisschäden

#### 4.1.1 *Wildschadensbegriff und Schadkomponenten*

Suchant (2011) versteht unter einem Wildschaden eine unfreiwillige Einbuße an einem Rechtsgut einer Person. Dieser Schaden äußert sich dabei in einem materiellen oder immateriellen Nachteil infolge eines Ereignisses. Der Nachteil kann dabei unmittelbar oder erst in Zukunft auftreten. Ausgangspunkt eines Verbisschadens ist das Äsen des Schalenwildes an Zweigen, Knospen, Blüten, Blättern und Nadeln junger Bäume (Gill 1992a), was damit deren Wachstumsvorgänge stört. Der Verbiss an einer Einzelpflanze wird aber selten zu gravierenden Konsequenzen führen, sodass sich ein Schaden auf einen Bestand oder einen ganzen Betrieb bezieht, wenn durch Wildverbiss etwa das Verjüngungs-, Bestockungs- oder Produktionsziel nicht erreicht wird (Sagl 1995, Prien und Müller 2010).

Mit dem Begriff des Wildschadens stellte Schadauer (2003) drei Problemfragen heraus: Erstens sieht er darin ein Bewertungsproblem, denn durch die unterschiedlichen Wertvorstellungen der Interessensgruppen wird die Auswirkung von Verbiss auch unterschiedlich wahrgenommen. Zweitens nennt er ein Grenzwertproblem, da ein Schwellenwert einer Schadgrenze erst erreicht werden muss. Und drittens sieht er ein Problem in der Gutachtlichkeit, da es auf die Gesamtschau ankommt. Subjektive Komponenten müssen also möglichst klein gehalten werden.

Der Wildeinfluss auf den Wald ist vordergründig erst einmal kein Problem sondern eine Selbstverständlichkeit (Schadauer 2003). Demnach würde daraus auch kein Schaden entstehen, wenn niemand in seinem Wald Holz produzieren will (Liebig 2007), denn als wirtschaftlicher Schaden gilt neben einem Totalausfall zumeist der geminderte Holzertrag (Altenkirch und Bogenschütz 2002), auf dem die etablierten Verfahren zur Bewertung von Wildschäden aufsetzen. Hervorgerufen wird der Schaden hier entweder durch ein geringeres Holzvolumen zur Abtriebszeit im Vergleich zu einem unbeschädigten Bestand oder durch eine längere Produktionszeit, um die gleiche Erntemenge wie in einem unbeeinträchtigten Bestand zu erreichen. An dieser Betrachtungsweise, die sich allein auf den Vermögensbegriff beschränkt, wurde allerdings Kritik geübt, da ein hoher Pflanzenverbiss ebenso die Infrastrukturleistungen des Waldes indirekt beeinflusst (Oesten et al. 2002). Schadauer (2003) definiert hierfür den Begriff von nicht monetären landeskulturellen Schäden.

Die klassische Betrachtungsweise erscheint unvollständig, da ein Zuwachsverlust oder das Absterben einer Pflanze durch Keimlingsverbiss auch zu einem möglichen Rückgang von beigemischten Arten und folglich zu geringerer Biodiversität im Wald führen und damit zu erheblichen weiteren Nachteilen führen kann<sup>3</sup>. Nicht nur der Jungwuchs, auch die Krautschicht kann davon betroffen sein (Putman 1996b, Kirby 2001, Watkinson et al. 2001). Zudem wurde die verminderte Diversität an Insekten- (Stewart 2001) und Vogelarten (Cardinal et al. 2012) beobachtet. Folgen von hohem Wildverbiss äußern sich auch durch verminderte Bodenfruchtbarkeit durch Biomasseentzug (Prietzl und Ammer 2008), verminderter Kohlenstoffspeicherfunktion, Verzögerungen im Waldumbau und durch Beeinträchtigung der Schutzfunktion von Wäldern. Die aus dem Verbiss resultierenden indirekten Auswirkungen (siehe Tabelle 1) und die damit verbundenen volkswirtschaftlichen Schäden sind allerdings finanziell schwer zu bewerten, weshalb diese als Schadkomponenten in der Wildverbissbewertung kaum aufscheinen (Altenkirch und Bogenschütz 2002, Clasen und Knoke 2013a).

Vereinzelt wird mit Verbiss auch ein Qualitätsverlust am Holz in Verbindung gebracht. Zwieselbildung, Verbuschung oder Krümmung können zukünftige Erträge mindern. Die Bewertung dessen erscheint aber durch die zeitliche Verzögerung von Ursache (Verbiss) und Wirkung (Qualitätsverlust) und der damit verbundenen Unsicherheit über die zukünftige Entwicklung der Verjüngungspflanzen schwierig – im Gegensatz zu Wertminderungen durch Schältschaden (Schaller 2002). So differenzieren sich Bäume im juvenilen Stadium noch aus, sodass nicht jeder Zwiesel in dieser Phase auch zu einem zwieseligen Stamm führen muss (Welch et al. 1991). Die ökonomischen Verluste halten sich auch in Grenzen, solange eine bestimmte Anzahl an zwieseligen Stämmen nicht überschritten wird (Ward et al. 2004) oder die betreffenden Bäume in frühen Pflegemaßnahmen entnommen werden<sup>4</sup>. Auch Cederlund et al. (1998) gehen davon aus, dass die Möglichkeiten eines Qualitätsverlustes durch Verbiss daher weniger ernst zu nehmen sind als bspw. der Einfluss von Schalenwild durch Abknicken der Bäume, Fegen, Schlagen oder auch Schälen.

Für die Bewertung von Wildverbiss muss außerdem berücksichtigt werden, ob es sich um Natur- oder Kunstverjüngung handelt. So kann nahezu jeder verbissene Baum in der Kultur als beschädigt gelten (Suchant und Burghardt 2003). Bei Naturverjüngung stellt sich allerdings die Frage, ob mit der Anzahl der unbeschädigten Bäume das Bestandesziel erreicht werden kann (Reimoser et al. 1999). Neben der Mindeststammzahl ist zudem die Verteilung der Verjüngungspflanzen auf der Fläche entscheidend, da der Ausfall von Pflanzen in lückigen Bereichen schwerer wiegt als in Bereichen mit hoher Dichte.

---

<sup>3</sup> Ein erhöhter Verbissdruck kann aber auch das Offenhalten von steppenähnlichen Waldstrukturen bewirken, was wiederum zu einer Steigerung der Biodiversitätsrate führen kann. Dieser Aspekt ist für die Waldwirtschaft allerdings nicht von Belang, da eine maximale (waldtypische) Artendiversität nicht angestrebt wird (Ammer et al. 2010).

<sup>4</sup> Eiberle (1978) vermutet, dass Beeinträchtigungen der Qualität bis ins Dickungsstadium hineinreichen können.

Tabelle 1: Mögliche indirekte Auswirkungen von Wildverbiss und etwaige Schadenskomponenten zur finanziellen Bewertung (beispielhaft)

Waldbaulich	Fehlschlagen des Verjüngungs- und Produktionszieles
	Minderung der Biodiversität von Flora und Fauna
	Verzögerungen geplanter Erntemaßnahmen
	Minderung der Bodenfruchtbarkeit
Betriebswirtschaftlich	Außerordentliche Aufwendungen bei abgestorbener Verjüngung
	Kosten für Nachbesserungen und Pflege
	Kosten für notwendige Schutzmaßnahmen
	Steigende Verwaltungs- und Beratungskosten
Gesellschaftlich	Minderung der Schutzfunktion
	Minderung der Erholungsfunktion
	Minderung von CO <sub>2</sub> -Speicherfähigkeit
	Minderung sonstiger Wohlfahrtleistungen

#### 4.1.2 Durch Wildverbiss verursachte Kosten

In der Literatur lässt sich eine Vielzahl von Berechnungen zum Wildverbiss finden, jedoch nicht zu den finanziellen Konsequenzen einer Baumartenentmischung. Für die Einordnung der späteren Ergebnisse sollen hier kurz die Größenordnungen in der Wildschadensberechnung anhand von Beispielen aus Clasen und Knoke (2013a) gezeigt werden.

Hierfür geben die Autoren zum einen Beträge für eine einmalige Schadenskompensation an:

- Mitchell (1964) kalkulierte bei schwerem einmaligen Verbiss 0,85 bis 1,70 Dollar (CAD) pro Acre (entspricht 1,46 bis 2,90 Euro pro Hektar) als abgezinsten Zuwachsverlust über 80 Jahre.
- Der Schaden pro Reh (*Capreolus capreolus*) für die deutsche Forstwirtschaft wird bei Brunig (1970) auf 8.000 bis 50.000 Dollar (USD) beziffert (entspricht 6.300 bis 39.400 Euro, ohne weitere Angaben des Autors).
- Kroth et al. (1985) berechneten für eine 6-jährige Fichtenkultur mit einem Anteil von 20 % verbissener Pflanzen bei einem Zuwachsverlust durch Verbiss von einem Jahr einen Betrag von 82 DM (42 Euro) pro Hektar.
- Suchant und Burghardt (2003) kalkulieren bei einjährigem Zuwachsverlust mit 470 Euro für Nadel- und 170 Euro für Laubholz pro Hektar.
- Ward et al. (2004) beziffern den Ertragsverlust für einen Hektar Sitka-Fichte (*Picea sitchensis*) bei vollständigem Verbiss und einjährigem Zuwachsverlust auf 116 Britische Pfund (GBP) (entspricht 147 Euro).
- Schmitz et al. (2006) kalkulieren für Buche, Eiche (*Quercus*), Fichte, Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und Kiefer (*Pinus*) bei vollständigem Verbiss Werte zwischen 500 bis 2.160 Euro pro Hektar für einjährigen Zuwachsverlust.

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

Andererseits kann der Schaden auch als jährlich auflaufender Betrag berechnet werden:

- Nach Speidel (1980) kostet der Wildverbiss 180 Deutsche Mark (92 Euro) je Jahr und Hektar, wenn bei einem Fichtenbestand fortlaufend das wirtschaftliche Alter gesenkt wird.
- Jantz (1982) errechnet 0,73 bis 0,98 Dollar (USD) pro Jahr und Hektar für *Scots Pine* in Schweden (entspricht 0,57 bis 0,77 Euro).
- Reimoser (2000) errechnete den jährlichen Wildschaden für Österreich auf 218 Mio. Euro (entspricht circa 55 Euro pro Hektar).

Damit wird ersichtlich, dass die Beträge erheblich schwanken. Ursächlich dafür sind die unterschiedlichen Baumarten, abweichende Umtriebszeiten, unterschiedliche Annahmen wie bspw. zum Zuwachsverlust und vor allem die verwendete Berechnungsmethode. Ein Vergleich der in der Literatur auftretenden verbissbedingten Kosten ist somit in den meisten Fällen schwierig. Vergleiche über lange Zeiträume müssten zudem inflationsbereinigt werden.

#### **4.1.3 Methoden der Wildschadensbewertung**

Seit Aufkommen der ersten Wildschadensberechnungen haben sich die Prinzipien der Bewertungstechnik kaum geändert. Pilz (1905) beschreibt als Hauptverfahren die Kalkulation von Kosten- oder Ertragswerten, deren Verwendung vom Einzelfall abhängig ist. Der Autor verweist zusätzlich auf den Gebrauch von Handelswerten, bei denen es nur darum geht den Wert einer Pflanze zu ersetzen – also der heutzutage gebräuchlichere Begriff von Naturalersatz auf Basis von aktuellen Baumschulpreisen. Möglich erschien Pilz (1905) aber auch ein sogenannter Jetztwert in Form einer Boden- und Verwaltungsrente wenn dieser als Schadensersatz in Ansatz gebracht werden soll, weil entstandene Lücken nicht mehr aufgeforstet werden können.

Das Wiederherstellen eines ursprünglichen Zustandes – also bspw. die Neuanpflanzung einer ausgefallenen Kultur – ist die einfachste Form einer Wildschadensberechnung. Diese wäre auch damit beendet, wenn der Naturalersatz in der gleichen Vegetationsperiode erfolgen kann. Vermutlich ist das aber seltener der Fall, sodass weiterführende Verfahren anzuwenden sind.

Ergibt sich bspw. eine Altersdifferenz aus dem an der geschädigten Kultur orientierten tatsächlichen Alter und dem Alter einer jüngeren Neuanpflanzung (wirtschaftliches Alter), kann mit dem Kostenwert ein finanzieller Entschädigungsbetrag berechnet werden. Hiernach ergibt sich der Kostenwert eines Waldbestandes aus den bisherigen Aufwendungen für einen bestimmten Zeitraum – somit aus den prolongierten Kulturkosten zuzüglich dem Endwert einer jährlich anfallenden Rente, die sich aus jährlichen Verwaltungs- und Bodenkosten zusammensetzt (Moog 2008). Bei diesem Bewertungsansatz, so Sagl (1995), müssen auch alle bisherigen Pflege- und Schutzkosten als verlorener Aufwand berücksichtigt werden, wenn die Neuanpflanzung mit jüngeren Pflanzen erfolgt. Verlängert sich der Zeitraum in der verbissgefährdeten Zone durch Zuwachsverlust, so sind erhöhte künftige Pflege- und Schutzkosten zu berücksichtigen.

Mit dem zweiten Hauptansatz – dem Ertragswertverfahren – wird dagegen in die Zukunft projiziert und geprüft, ob mit dem Ausfall auch zukünftige Einkommenseinbußen verbunden sind. Alle prognostizierten Zukunftszahlungen werden daher auf den heutigen Zeitpunkt diskontiert. Die Differenz zwischen den Ertragswerten von einem geschädigten und einem unbeschädigten Bestand ergibt die Schadenshöhe. Diese kommt entweder zustande, weil in der gleichen Betrachtungszeit weniger Holz produziert werden kann oder die Umtriebszeit verlängert werden muss.

Je größer der zeitliche Abstand zwischen einer Schädigung und möglicher Konsequenzen in ferner Zukunft oder je älter eine totverbissene Pflanze, desto schwieriger wird die finanzielle Bewertung. Gerade das Abschätzen einer zukünftigen Bestandesentwicklung ist ungewiss. Auch eine Prognose zukünftiger Holzpreise und Erntekosten erscheint kaum möglich. Zudem stellt sich die Frage zur Wahl des adäquaten Zinsfußes. Diese Wissenslücken werden daher mit Annahmen geschlossen. So verständigen sich Unternehmens- bzw. Wildschadensgutachter zumindest auf Konventionen, um dem Mangel an Informationen, den Vorgaben aus der Rechtsprechung und der Komplexität gerecht zu werden (Moog 1990).

Unsicherheit über die Konventionen und damit auch bei der Umsetzung eines Rechtsanspruches auf Wildschadensersatz besteht durch das grundsätzliche Bewertungsverfahren mit Kosten- oder Ertragswerten (Tzschupke 2010). Nach Oesten et al. (2002) liegt in der allgemeinen Unternehmensbewertung der Kostenwert zumeist unter dem Ertragswert, da man sich ja mehr Einnahmen erhofft, als die mit der Investition verbundenen Ausgaben. Die Forstwirtschaft jedoch, so die Autoren, ist auch geprägt von kapitalintensivem Waldbau sowie von Maßnahmen zum Erhalt des Schutzwaldes und ist abhängig von der Leistungskraft des Standortes. Deshalb kann hier das Verhältnis zwischen beiden Bewertungsverfahren auch umgekehrt sein. Darin sehen sie die Rechtfertigung für das Verwenden von Kostenwerten in der Wildschadensbewertung. Nach Oesten et al. (2002) entspricht das auch der rechtlichen Grundlage bei Schadensersatzanspruch. Ein Wildschaden würde sich nach dem Privatrecht (BGB) und damit auf das Recht von Naturalersatz richten<sup>5</sup>, was wiederum der Kostenbewertung zuzuordnen ist.

Moog (1990) sieht in der Verwendung von Kostenwerten in der Waldbewertung allerdings einen groben Verstoß gegen die Grundsätze einer ordnungsgemäßen Unternehmensbewertung, die ja gleichermaßen für forstliche Objekte gelten. Er relativiert die Aussage aber gleichermaßen, indem er eine Kostenbewertung aufgrund der Prognoseunsicherheit in ferner Zukunft als durchaus sinnvoll erachtet, wenn Kulturen, Jungwuchs oder Dickungen beschädigt sind – die ja prinzipiell als Schadensobjekte bei Wildverbiss angesehen werden. Im Gegensatz zu Oesten et al. (2002) ordnen Moog und Wittmann (2003) den Anspruch auf Wildschadensersatz nicht dem Privatrecht sondern einem öffentlich-rechtlichen Ausgleichsanspruch<sup>6</sup> und damit dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit zu. Daher geht es ihrer Meinung nach trotzdem nicht um Naturalersatz sondern nur um die zukünftige Waldentwicklung und damit um den Vermögensbegriff. So befürworten sie prinzipiell das Ertragswertverfahren, bei dem es nur auf die Zahl unverbissener Pflanzen ankommt.

---

<sup>5</sup> Vgl. Duhr (2013, S. 11): „In einem Urteil des BGH vom 4. November 2010 kommt dieser zu dem Ergebnis: ‚a) Zutreffend und von der Revision nicht beanstandet hat das Berufungsgericht für Art und Umfang des gemäß § 29 Abs. 1 BJagdG zu leistenden Wildschadensersatzes auf die Regelungen des Bürgerlichen Gesetzbuches (§§ 249ff BGB) abgestellt. ...‘ (BUNDESGERICHTSHOF 2010).“

<sup>6</sup> Vgl. hierzu auch Konrad (2012)

#### 4.1.3.1 Verfahren im Überblick

Die Verfahren zur finanziellen Bewertung von Verbisschäden lassen sich einteilen nach:

- der verwendeten Bewertungsmethode,
- dem Bewertungsobjekt (Kultur oder Naturverjüngung),
- und der Verwendung eines Kalkulationszinses.

Hierbei muss man unterscheiden, ob die Methoden lediglich beschrieben oder auch in der Praxis angewendet werden. Studien aus der letzten Kategorie sind für den deutschsprachigen Raum sehr überschaubar (Gonschorek 2009). Moog (2008) unterteilt die zur Anwendung kommenden Methoden nach den sogenannten Alterswertkurvenverfahren, der Kostenbewertung und den Verfahren mit Nullverzinsung.

Bei den auf Alterswertkurven beruhenden Verfahren wird eine konsistente Bestandeswertentwicklung abgeleitet, die sowohl dem Kosten- als auch dem Erwartungswert entspricht. Dies ist nur dann der Fall, wenn mit dem internen Zinsfuß kalkuliert wird. Dieses Vorgehen erlaubt es, den Alterswert eines bestimmten Jahres im Laufe der Bestandesentwicklung anhand des Abtriebswertes des Jahres, den Kulturkosten und dem Alterswertfaktor (in Verbindung mit einem so genannten Bestockungsfaktor) abzubilden. Die Differenzen von bspw. zwei aufeinander folgenden Jahren ergeben den finanziellen Verlust bei durch Verbiss bedingtem Aufschub um ein Jahr und damit den Unterschied zwischen tatsächlichem und wirtschaftlichem Alter. Als bekannteste Anwendung der Alterswertkurven im Rahmen der Waldbewertung kann das Verfahren nach Kroth et al. (1985) gelten.

Gegenwärtig wenden Gutachter v. a. das Kostenwertverfahren an (z. B. nach Pollanschütz 2002). Die Eignung dieses Verfahrens wurde bspw. in Deutschland gerichtlich bestätigt<sup>7</sup>. Reine Ertragswertmethoden sind z. B. durch Endres (1923) und Ward et al. (2004) beschrieben. Einen Ansatz zur ebenfalls möglichen Kombination beider Methoden zeigen Moog und Schaller (2002) auf, obwohl die Autoren tendenziell das Ertragswertverfahren bevorzugen. Sie sind sich der Kritik einer Mittelwertbildung beider Verfahren bewusst, sehen darin aber keinen Ausschluss sondern einen Beitrag zur pragmatischen Berechnung der Wildschadenshöhe. Verfahren mit Nullverzinsung können als alternative Verfahren angesehen werden. So kalkulieren Suchant und Burghardt (2003) finanzielle Schäden aus der Abweichung zwischen Soll- und Ist-Pflanzenanzahl mit Hilfe durchschnittlicher Deckungsbeiträge. Schmitz et al. (2006) bestimmen finanzielle Zuwachsdifferenzen über Katalogpreise für Baumschulpflanzen, die sich bspw. um ein Jahr unterscheiden.

---

<sup>7</sup> Vgl. Duhr (2013, S. 12): „Nach sachverständiger Beratung hat das Berufungsgericht seiner Schadensberechnung die „Kostenwertmethode“ zugrunde gelegt. Es geht dabei davon aus, dass der Wert einer Pflanze oder eines Waldbestandes der Summe der zum Bewertungsstichtag aufgezinnten Kosten (für Anschaffung, Pflanzung und Pflege) entspricht. Konkret heißt es hier: „Dem Gutachten des Sachverständigen Prof. Dr. T. folgend hat das Berufungsgericht den Kostenwert der betroffenen Bäume bei ungestörter Entwicklung mit deren Kostenwert nach Eintritt des Wildschadens verglichen und die hieraus resultierende Differenz als Schaden angenommen. Hiergegen erhebt die Revision keine Einwände. Angesichts der dem Tatrichter eröffneten Methodenwahl sind hiergegen auch von Seiten des erkennenden Senats keine Bedenken zu erheben. Insbesondere kann diese Methode nicht deshalb als mit § 31 Abs. 2 BJagdG unvereinbar angesehen werden, weil die zum voraussichtlichen „Erntezeitpunkt“ zu erwartenden Holzpreise nicht in den Blick genommen werden. Insoweit ist zu berücksichtigen, dass der eigentliche Sinn der Vorschrift – exakte Ermittlung der eingetretenen Ertragsminderung kurz vor oder bei der Ernte – bei Wild- und Jagdschäden an forstwirtschaftlich genutzten Grundstücken ohnehin nur unvollkommen zum Tragen kommen kann, da sich hier das schädigende Ereignis typischerweise erst viele Jahre oder gar Jahrzehnte später finanziell auswirkt (Leonhardt aaO § 31 BJagdG Anm. 2.1.2; Schuck/Stamp aaO § 31 BJagdG Rn. 3 f)“ (BUNDESGERICHTSHOF 2010).“

Die Gemeinsamkeit aller oben genannten Verfahren ist zumeist die Verwendung des Zuwachsverlustes als finanzieller Bewertungsmaßstab. Für Qualitätsverluste werden hingegen meist pauschale Zuschläge verwendet. Unmöglich gestaltet sich die Verwendung der Verfahren zum Bestimmen eines Verlustes von Mischbaumarten, da der hiermit assoziierte Risikoanstieg prinzipiell ausgeblendet wird. Ein Verlust von bspw. Buche in einem Fichtenwald wäre allein nach Ertragsaspekten nicht entschädigungswürdig, da die Fichte ja finanziell meist attraktiver erscheint. Sagl (1995) kritisiert daher eine Schadensermittlung ohne Risikobewertung.

#### 4.1.3.2 *Ansätze zur Bewertung eines Verlustes von Mischbaumarten*

Nach Speidel (1984) sind Wildschäden ein Anlagewagnis. Gefährdet ist hierbei auch die Baumartenmischung wenn damit eine Risikoverteilung und mehr Produktionssicherheit erreicht werden soll. Untersuchungen zu Risikokosten im Forstbetrieb und deren standörtliche Gliederung erachtet Speidel daher als wichtige Grundlage für die Produktionsplanung, die Baumartenwahl und den Forstschutz. Für einen Gutachter ist das Umsetzen des Risikogedankens in der Wildschadensbewertung jedoch schwierig. So ist es nachvollziehbar, dass die Bewertung von Baumartenverlusten durch Wildverbiss bisher nicht als eigenständiges Verfahren beschrieben, sondern allenfalls als pragmatische Komponente in bestehende Bewertungsverfahren zum Zuwachsverlust integriert wurde.

Auf die Möglichkeit zum Wiederherstellen der ursprünglich geplanten Verjüngungszusammensetzung verweisen Prien und Müller (2010), was mit zunehmenden Bestandesalter jedoch kaum mehr umsetzbar ist. Kroth et al. (1985), Pollanschütz (2002) sowie Grub und Petrak (2011) zeigen die Möglichkeit auf, den bisherigen Zuwachsverlust der entsprechenden Mischbaumart mit einem Zuschlag zu bewerten. Damit wird dem von Sagl (1995) eingeforderten Ansatz gefolgt, die Bewertung eines Baumartenverlustes mit einem ihren Holzwert übersteigenden ökologischen Wert in Ansatz zu bringen. Umgekehrt wäre es demnach auch möglich, die Reinbestandsbildung finanziell abzuwerten. Die mit der Homogenisierung von Beständen verbundenen finanziellen Risiken könnten somit ausgeglichen werden. Eine mögliche Minderleistung von gemischten Beständen gegenüber der maximalen Produktion wird auch, so Speidel (1984), im Sinne der Risikoverteilung als Risikoprämie bezeichnet.

Suchant und Burghardt (2003) favorisieren die Bewertung an Hand staatlicher Subventionen zur Förderung von Mischbaumarten. Im Falle eines Ausfalls der Mischbaumart entspräche die Höhe der Kompensation die der Subvention. Dem setzt Moog (2008) entgegen, dass Subventionen ja als Einkommensausgleich bzw. Anreiz zum Waldumbau angesehen werden und damit nicht vergleichbar mit Kompensationszahlungen für erhöhtes Risiko sind.

Die Möglichkeit solcher Zahlungen in der Praxis könnte in Zukunft prinzipiell gestärkt sein, da mit einem Urteil vom Bundesgerichtshof ein Schaden durch eine Entmischung als grundsätzlich erstattungsfähig gilt<sup>8</sup>. Damit besteht auch ein Bedarf an Risikoanalysen, die es ermöglichen, die Nachteile natürlicher Risiken von bspw. der Fichte den Vorteilen des größeren Zuwachses

---

<sup>8</sup> Vgl. Duhr (2013, S. 14): „Die Berücksichtigung eines Schadens durch „Entmischung“ ist unlängst mit einem Urteil des BGH vom 4. November 2010 bestätigt worden. Nach sachverständiger Beratung hat das Berufungsgericht einen solchen Entmischungsschaden (ein Schaden, der durch die wildverbissbedingte Zurückdrängung von Mischbaumarten entstanden ist) als grundsätzlich ersatzfähig angesehen, den Eintritt einer wildschadensbedingten „Entmischung“ der Baumbestände jedoch – rechtsfehlerfrei – mit dem Urteil (noch) nicht feststellen können (BUNDESGERICHTSHOF 2010)“.

gegenüberzustellen (Moog 2008). Es stellt sich also die Frage, wie eine konsistente Bewertung von Risikoerhöhungen durch Verlust von Mischbaumarten erfolgen könnte.

## 4.2 Der Einfluss des Standortes auf die Schadenshöhe

Aus verschiedenen Studien geht hervor, dass in der Forstökonomie selten der Einfluss des Standortes beachtet wird – was zu kritisieren ist (Lopez et al. 2010). Auch wenn durch ein klimatisch eng begrenztes Gebiet gleiche Voraussetzungen gegeben sind, entscheiden immer noch die Bodeneigenschaften – insbesondere Wasserhaushalt und Nährstoffe – über das Wachstumspotential der Baumarten (Ellenberg und Leuschner 2010).

Prinzipiell sind standörtliche Wuchsunterschiede gut dokumentiert. Seit Ende des 18. Jh. werden regionale Ertragstafeln<sup>9</sup> genutzt, die den Zuwachs und den Vorrat in Abhängigkeit verschiedener Ertragsklassen aufzeigen (Kennel 1971). Weiterführende Forschung wurde in Mitteleuropa gerade an Fichte und Buche durchgeführt. So zeigten bspw. Kennel (1965), Lüpke und Spellmann (1997) sowie Pretzsch (2003) standörtliche Wuchsunterschiede beider Hauptbaumarten auf. Ein großer Fortschritt wurde durch computergestützte Simulationsmodelle erreicht (Pretzsch 2000), die es auch ermöglichten, veränderte Umweltbedingungen einzuschließen (Pretzsch 1999).

Zur ökonomischen Bewertung von Standortsunterschieden beschreibt Brandl (1988, 1989) zwei Ansätze: Von Forstbetrieben auf unterschiedlichen Standorten aber mit ähnlicher Baumartenausstattung lassen sich die Nettoerträge vergleichen. Zu Bedenken gibt Brandl aber, dass sich Forstbetriebe dennoch in ihrer Größe, der Altersklassenverteilung und der Preis/Kostenstruktur unterscheiden und ein Rückschluss auf standörtliche Unterschiede daher schwierig ist. Eine andere Möglichkeit besteht in der Verwendung von Modellen zur Herleitung des finanziellen Ertrages (bspw. Ertragstafeln) wenn sukzessive Annahmen zum Wachstumspotential der Baumarten geändert würden – z. B. durch Vergleich verschiedener Ertragsklassen. Allerdings basiert diese Methode eben nicht auf spezifischen Inventurdaten. Zu erwähnen ist hier auch (Kroth 1983) der Nettoerlöse von Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) in Abhängigkeit verschiedener Ertragsklassen berechnete.

Bei den gängigen Verfahren zur Wildverbissbewertung werden Standortsunterschiede zum Teil berücksichtigt. Da diese Verfahren im Wesentlichen auf der Berechnung eines Zuwachsverlustes aufbauen, ist das finanzielle Ergebnis von der Vorratsleistung abhängig. In den generalisierten Schadenstabellen nach Kroth et al. (1985) oder Pollanschütz (2002) sind unterschiedliche Ertragsklassen ausgewiesen. In den noch stärker praxisorientierten Bewertungsmethoden sind jedoch keine Variationen der Bewertung nach dem Standort berücksichtigt. Sowohl Suchant und Burghardt (2003) als auch Schmitz et al. (2006) gehen lediglich von baumartenspezifischen Durchschnittswerten aus.

Da die Vorratsentwicklung eines Bestandes und damit das finanzielle Ergebnis maßgeblich von den Standortbedingungen beeinflusst wird, sollen etwaige Unterschiede in der vorliegenden Arbeit berücksichtigt werden. Es liegt nahe, dass Kompensationsbeträge zum Ausgleich eines erhöhten Risikos einer Reinbestandsbewirtschaftung daher auch vom Wuchspotential der Baumarten abhängig sind.

---

<sup>9</sup> Bspw. Wiedemann (1932) oder Assmann und Franz (1963)

### 4.3 Naturale Auswirkungen des Wildverbisses auf die Verjüngungsentwicklung

Wiederkäuendes Schalenwild nimmt Einfluss auf die Struktur und die Zusammensetzung der Waldvegetation<sup>10</sup>. Dieser kausale Zusammenhang ist umso stärker, je größer die Wilddichte. Nach Ammer et al. (2010) gilt diese Wechselbeziehung als erwiesen, auch wenn nur verhältnismäßig wenige experimentelle Untersuchungen diese beschreiben (Motta 1996, Horsley et al. 2003, Tremblay et al. 2007, Akashi 2009, Hothorn und Müller 2010). Eine quantitative Beschreibung dieser Wechselbeziehungen sowie die Prognose der Entwicklung der Baumartenzusammensetzung unter dem Einfluss von Wildverbiss sind daher für eine fundierte Bewertung von Entmischungsprozessen unerlässlich.

Wird der Einfluss des Schalenwildes auf Wirkungen durch Verbiss reduziert, zählen zu den am meisten betrachteten Auswirkungen der Zuwachsverlust und der daraus resultierende Verlust von Mischbaumarten; dies sind wichtige Konsequenzen die in den nächsten Unterkapiteln näher beschrieben werden<sup>11</sup>. Bei Verbiss ist primär das Rehwild als Ursache zu nennen, da es in Mitteleuropa nahezu flächendeckend vorkommt. Einfluss auf die Entwicklung von Jungwuchs haben auch Dam- (*Dama dama*) und Gamswild (*Rupicapra rupicapra*), deren Vorkommen aber regional begrenzt ist. Das Rotwild (*Cervus elaphus*) ist mehr Raufutteräser und Grasverwerter als Konzentratsselektierer und wird daher meist nur mit Schälsschäden in Verbindung gebracht.

#### 4.3.1 Zuwachseinbußen

Besonders nachteilig wirkt sich der Verbiss am Leittrieb aus, da hierdurch das Höhenwachstum zumeist negativ beeinflusst wird (Seagle und Liang 2001, Motta 2003, Hodar et al. 2008, Kupferschmid und Bugmann 2008, Bergquist et al. 2009). Allerdings fehlen langfristige Untersuchungen, die den tatsächlichen Vorratsverlust bestimmen (Gill 1992b). Einen zentralen Forschungsbeitrag lieferten Eiberle und Co-Autoren (Eiberle und Nigg 1987). Sie bestimmten Grenzwerte für die Verbissintensität im Gebirgswald, bei denen es zur Einschränkung in der Verjüngungsentwicklung kommt. Hierbei führten die Autoren die folgenden zwei Schritte aus: Als erstes wurde mittels Radialschnittmethode untersucht, ab welchem Anteil an verbissenen Pflanzen das gesamte Kollektiv einen bestimmten durchschnittlichen Zuwachsverlust aufwies. Mittels Vergleich zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen konnte dann überprüft werden, ab welchem Zuwachsverlust erste Bäume absterben (Odermatt 1996). Es wurde bestimmt, dass in der oberen montanen Stufe der Totverbiss, als Folge aus der Schwächung gegenüber der Nachbarpflanze, ab einem durchschnittlichen Höhenzuwachsverlust von 25 % einsetzt (Eiberle und Nigg 1987). Somit lassen sich wiederum Grenzwerte für die tolerierbare Verbissintensität an verschiedenen Baumarten aufzeigen.

Solche Schnittversuche wurden in der Folge häufig zur Feststellung des Verbisseinflusses angewandt. So stellte auch Harmer (2001) in einem fünfjährigen Versuch die Folgen des simulierten Verbisses deutlich heraus. Dabei waren unbeschnittene Eichen, Buchen, Eschen (*Fraxinus excelsior*) und Bergahorne (*Acer pseudoplatanus*) am Ende des fünfjährigen Betrachtungszeitraumes um circa 50 bis 200 % größer und zeigten ein um 20 bis 130 % erhöhtes Dickenwachstum.

<sup>10</sup> Hasen, Kaninchen oder auch Mäuse können die Verjüngungsdynamik ebenfalls beeinflussen.

<sup>11</sup> Das Wild nimmt auch direkten Einfluss durch Fegen, Schlagen oder auch Schälen. Da die hier vorgestellte Bewertung sich auf Verbissauswirkungen beschränkt, werden andere Faktoren jedoch nicht weiter vertieft.

Besonders Tannen sind gegenüber Verbiss anfällig, da deren Seitentriebe nicht in der Lage sind, den zukünftigen Leittrieb zu bilden. Dieser wird im Normalfall aus den Adventivknospen des verbleibenden Astquirls des Vorjahres gebildet, sodass von einer Wuchsverzögerung von zwei Jahren auszugehen ist (Osterloher und Wiechmann 1993).

Einmaliger Verbiss scheint sich nicht unbedingt nachteilig auf das Höhenwachstum auszuwirken. Besonders Laubbäume vermögen durch kompensatorisches Wachstum der Seitentriebe Verluste unter Umständen wieder auszugleichen. Dies liegt vor allem an den Reservestoffen in der Wurzel, was sogar zu einer Überkompensation führen kann (Pollanschütz 1995). Wiederholt sich jedoch der Verbiss am Trieb, führt das meist zu einer Verbuschung (Prien und Müller 2010) und unweigerlich zu Biomasseverlusten oberirdisch als auch an der Wurzel (Weise 1996). Als Folge dieser nicht eindeutig bestimmbaren Entwicklung wird in der Wildverbissbewertung meist der pragmatische Wert des einjährigen Zuwachsverlustes pro Leittriebverbiss angenommen (z. B. Kennel 1999, Suchant und Burghardt 2003).

#### **4.3.2 Verlust von beigemischten Baumarten**

Überschreitet der Zuwachsverlust ein bestimmtes Maß und wird die Konkurrenzfähigkeit zunehmend geschwächt, ergibt sich in unmittelbarer Folge ein Dichteverlust der Pflanzenanzahl und damit verbunden auch eine vertikale Homogenisierung (Ammer et al. 2010). Problematisch wird es hierbei in gemischten Beständen wenn vom Schalenwild Baumarten bevorzugt verbissen werden. Ein Verschwinden von Baumarten, meist als Entmischung bezeichnet, stellt neben dem Zuwachsverlust die wohl schwerwiegendste Folge des Schalenwildeinflusses dar. Beide Folgen, Zuwachsverlust und Entmischung, stehen damit im unmittelbaren Zusammenhang (Roth 1995).

Im ungünstigsten Fall sterben Bäume schon allein durch die Verbisswunde (Harmer 2001). Hier führten nach Eiberle (1978) im Durchschnitt fünf aufeinanderfolgende experimentelle Triebsschnitte zu einem Ausfall des Baumes. Auch im Vergleich zwischen gezäunten und ungezäunten Versuchsflächen zeigte sich, dass Pflanzen allein durch starken Verbiss absterben können, also nicht durch in der Folge von Verbiss auftretende Verschiebungen in den Konkurrenzverhältnissen (Kuijper et al. 2010). Diese Auswirkungen werden in der Literatur aber selten beschrieben. Vielmehr erhöht Verbiss den ohnehin schon großen Konkurrenzdruck für die geschädigte Pflanze. Die unbeschädigte Nachbarpflanze erhält dadurch einen Ressourcenvorteil (Huntley 1991, Pepin et al. 2006) – ein Effekt, der auch *scheinbare Konkurrenz* genannt wird (Connell 1990). Eiberle (1980) geht sogar so weit zu behaupten, dass zweimaliger Verbiss die Konkurrenzkraft für immer schwächen kann.

Die Gefährdung von beigemischten Baumarten durch Wildverbiss wird in zahlreichen Studien für verschiedenste Regionen bestätigt (Danell et al. 1991, Huntley 1991, Ammer 1996, Putman 1996b, Linder et al. 1997, Aronson und Handel 1999, Caudullo et al. 2003, Horsley et al. 2003, Motta 2003, Weisberg und Bugmann 2003, Long et al. 2007, Tremblay et al. 2007, Pellerin et al. 2010). Aus den Studien lassen sich drei Gründe für die Gefährdung einzelner Baumarten ableiten: Beliebtheit, Seltenheit und Empfindlichkeit.

Nährstoffreiche und gut verdauliche Pflanzen erscheinen besonders attraktiv als Äsung (Ammer et al. 2010). Unter den Konzentratsselektierern werden daher die protein- und stickstoffreichen Knospen eines Baumes bevorzugt. Eine Rangordnung hierzu stellten Klötzli (1965) und darauf aufbauend Ellenberg (1988) auf. Je größer der Stickstoffgehalt in den Pflanzenteilen, desto größer die Anziehungskraft. Besonders gefährdet sind Pflanzungen, da verschulter Jungwuchs eine höhere

Konzentration an Nährstoffen aufweist (Reimoser und Gossow 1996). Durchweg scheinen auch vitale Pflanzen – mit langen Trieben und dicken Knospen – bevorzugt verbissen zu werden (Kech und Lieser 2006). Verbiss kann auch zu einer Konzentration an Nährstoffen in den Folgeknospen führen (Pollanschütz 2002, Gill 1992b), womit die Wahrscheinlichkeit für erneuten Verbiss steigt.

Kommen Baumarten selten vor, so sind sie zusätzlich bedroht (Kamler et al. 2010) und das unabhängig von der Wilddichte (Kuijper et al. 2009), da selektiver Verbiss typisch für Paarhufer ist (Weisberg und Bugmann 2003). Die Tanne wird aufgrund ihres geringen Vorkommens daher häufig bevorzugt und ist gerade im Gebirgswald gefährdet (Eiberle und Nigg 1983, Mosandl 1991). Nahe liegend erscheint aber auch bspw. die Gefährdung einer einzelnen Fichte in einem sonst buchendominierenden Bestand.

Die Toleranzfähigkeit gegenüber Verbiss variiert zwischen den Baumarten und ist neben dem Standort auch von der Jahreszeit abhängig. Laubhölzer werden vermehrt im Frühjahr und Sommer verbissen, was sich nachteilig auswirkt, da der Sommerverbiss für Laubholz schwerer wiegt (Pepin et al. 2006). Nadelhölzer sind anfällig bei Winterverbiss, was auch die Fichte betreffen kann (Pollanschütz 1995). Hodar et al. (2008) gehen prinzipiell davon aus, dass Nadelbäume Verbiss schwerer verkraften. Davon ausgenommen sind aber die weniger gefährdeten Arten Douglasie, Lärche und Kiefer.

Als besonders anfällig für Rehwildverbiss gelten Eichen, Ebereschen (*Sorbus aucuparia*, L.) und Weiden (*Salix*). Im Winter kann, neben der Eberesche, auch die Buche stark von Verbiss betroffen sein (Gill 1992a). Als gefährdet gelten auch die eher schnellwachsenden Baumarten Bergahorn und Esche (Pollanschütz 1995, Roth 1995). Beide Baumarten sind aber erst bei hohen Verbissintensitäten in ihrer Bestandesentwicklung bedroht. Anders jedoch bei langsam wachsenden Arten wie der Tanne, bei denen schon eine geringe Verbissintensität das Wachstum beeinträchtigt (Roth 1995), obwohl Schattbaumarten hier wiederum als weniger verbissempfindlich gelten (Altenkirch und Bogenschütz 2002). Diese artspezifischen Eigenschaften variieren jedoch regional (Caudullo et al. 2003).

Der Verlust einer beigemischten Baumart ergibt sich jedoch nicht nur durch den direkten Totverbiss oder dem Unterliegen im Konkurrenzkampf, im Wirtschaftswald müssen auch Qualitätsverluste einbezogen werden (siehe Kapitel 4.1.1). Dieser Parameter ist ebenso für die Prognose eines möglichen Baumartenverlustes entscheidend (Kennel 1999).

#### **4.4 Prognose einer Verjüngungsentwicklung bei Schalenwildverbiss**

Zum Abschätzen der finanziellen Konsequenzen eines drohenden Baumartenverlustes muss die zukünftige Artenzusammensetzung bekannt sein. Die Schwierigkeit der Bewertung liegt hier in der zeitlichen Diskrepanz zwischen dem Wildeinfluss und der daraus möglichen Konsequenz für die zukünftige Entwicklung (siehe auch Putman 1996a, Bugmann und Weisberg 2003, Weisberg und Bugmann 2003, Suter 2005). Im Folgenden werden daher kurz Modellierungsansätze zur Verjüngungsentwicklung aufgezeigt und deren mögliche Einflussgrößen beschrieben.

##### **4.4.1 Langfristiges Betrachten und Modellieren**

Der Einfluss von Pflanzenfressern auf die Waldvegetation wird bspw. in der *Megaherbivoretheorie* deutlich. Selbst in Zeiten dichter Bewaldung sind offene Lücken teilweise auch auf Verbissaktivitäten zurückzuführen (Bradshaw et al. 2003). Trotz der Bewertungsschwierigkeit

konnten einige empirische Studien ein Verschieben in der Artenzusammensetzung auf quantitativer Basis nachweisen. Hierzu wurden bspw. Inventuraufnahmen verglichen, um damit einen Zeitraum von zum Teil mehreren Dekaden abzudecken (Husheer et al. 2003, Motta 2003, Rooney und Waller 2003, Schütz et al. 2003, Perrin et al. 2006). Da sich dennoch die langfristige Konsequenz von Verbiss mit Feldstudien nur schwer verfolgen lässt – vor allem der Vorratsverlust bis zum hiebsfähigen Baum ist kaum zu quantifizieren –, erscheint der Erkenntnisgewinn aus der Modellierung vorteilhaft (Suter 2005).

Bisher sind aber nur wenige für diesen Zweck geeignete Modelle beschrieben (Weisberg et al. 2005). In Verwendung sind zu meist *Forest Gap Models* die die inter- und intraspezifischen Interaktionen des aufkommenden Jungwuchses und den gleichzeitig stattfindenden Verbisseinfluss berücksichtigen (Jorritsma et al. 1999, Kienast et al. 1999, Seagle und Liang 2001, Kramer et al. 2003, Didion et al. 2009, Millington et al. 2013). Darüber hinaus wurden auch Inventurdaten genutzt, um mittels logistischer Regressionsbeziehungen das Vorkommen von Jungwuchs unter Schalenwildeinfluss zu simulieren (Schweiger und Sterba 1997).

Es gibt nur wenige Studien, die im Zusammenhang mit Wildverbiss konkrete Überlebenswahrscheinlichkeiten für den Jungwuchs bestimmen (Rossell et al. 2005). Diese Studien basieren auf dem Vergleich zwischen gezäunten und ungezäunten Verjüngungsflächen (z. B. Mosandl 1991, Ammer 1996, Liang und Seagle 2002, Casabon und Pothier 2007, Olesen und Madsen 2008). Die Studien zeigen allerdings die Entwicklung vergangener Jahre. Somit stellt sich die Frage, wie die zukünftige Baumartenzusammensetzung aus einer aktuellen Verbissituation prognostiziert werden kann.

Eine anwenderfreundliche Überlebensprognose entwickelte Kennel (1999) welche auf den gedanklichen Grundlagen einer Publikation von Waldherr und Hösl (1994) aufbaut. Dieses geht der Frage nach, wie viele Pflanzen bei einer bestimmten Verbisswahrscheinlichkeit die verbissgefährdete Zone durchwachsen können. Mit diesem Verfahren kann sowohl ein Dichteverlust als auch die Gefahr des Verlustes einer beigemischten Baumart mit Hilfe basierend auf dem Verbissprozent prognostiziert werden. Aus den Ausführungen von Kennel (1999) geht allerdings nicht hervor, welche Überlebenswahrscheinlichkeiten sich ergeben, wenn der Verbiss auf der Verjüngungsfläche ungleichmäßig verteilt ist und wenn verschiedene Verbisstoleranzen der Baumarten unterstellt werden.

#### **4.4.2 Einflussgrößen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Jungwuchs**

Wie bereits aufgeführt (Kapitel 4.1.1) bedeutet Verbiss an einer Pflanze nicht unbedingt einen Schaden. Die Waldentwicklung verträgt eine gewisse Verbissintensität bis eine bestimmte Schwelle erreicht wird (Putman 1996b). Die Beziehung zwischen Verbiss und ökologischen oder ökonomischen Konsequenzen ist daher nicht linear.

Die Prognose der zukünftigen Waldentwicklung auf Grundlage der Verbissintensität erscheint schwierig, da keine monokausalen Schlüsse gezogen werden können (siehe Abbildung 2). Gerhardt et al. (2013) beziffern sogar 80 Faktoren, die den Schalenwildeinfluss auf die Waldvegetation ihrerseits beeinflussen und damit auch die Höhe der Verbissintensität und den Verlust von beigemischten Baumarten bestimmen.

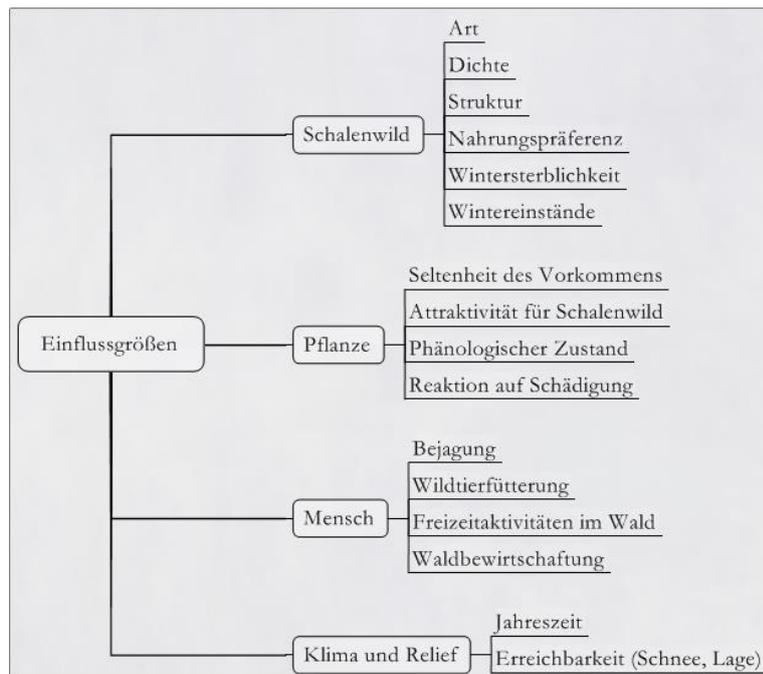


Abbildung 2: Multifaktorieller Zusammenhang zum Einfluss von Schalenwild auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Waldverjüngung, zusammengefasst aus Petrak (1990), Gill (1992a, 1992b), Prien und Müller (2010), Suchant (2013)

Wie in Kapitel 4.3 beschrieben, reagieren Baumarten ganz unterschiedlich auf Verbiss. Die Auswirkungen darauf werden vor allem durch inter- und intraspezifische Konkurrenz und durch die Verbisstoleranz gesteuert. Für eine Prognose der zukünftigen Bestandesentwicklung ist aber auch entscheidend, wann eine Pflanze aus dem Äser wächst und mit welcher Wahrscheinlichkeit sie verbissen wird. Wichtige Einflussgrößen sind außerdem die Art der Waldbewirtschaftung und die damit verbundene Steuerung des Äsungsangebotes. Zudem beeinflusst das Klima und das Relief die Reaktion auf Verbiss. In den folgenden Unterpunkten werden die wichtigsten Faktoren näher beschrieben.

#### 4.4.2.1 *Verbissintensität*

Das in vielen Landesinventuren erhobene Verbissprozent in den Verjüngungsflächen gilt nach der internationalen Literatur als Standardmaß zur Bewertung von Verbiss (Hothorn und Müller 2010b). Das Verbissprozent eignet sich dabei nicht nur um einen Zustand zu beschreiben (Suter 2005), sondern auch um eine Wahrscheinlichkeit der zukünftigen Baumartenverteilung auszudrücken (Seidl et al. 2011). Statistisch zuverlässige Aussagen können jedoch nur mit einer adäquaten Inventurmethode getroffen werden. So sind bspw. Zustandsaussagen über anteilig nur geringe und dazu heterogen verteilte Mischbaumarten in einem Verjüngungsgebiet schwierig. Die meisten Inventurmethode erheben auch nur Pflanzen ab einer Höhe von 20 cm. Es lassen sich daher keine Aussagen treffen, wie viele Sämlinge (bei Naturverjüngung) zu einem früheren Zeitpunkt ausgefallen sind.

Die meisten Verjüngungsmodelle gehen von konstantem Verbiss aus (Seidl et al. 2011). Allerdings schwankt die Verbissintensität sowohl räumlich als auch zeitlich (Kuijper et al. 2009), was sich auch durch variierende Wilddichten erklären lässt (Eiberle 1980). Osterloher und Wiechmann (1993) zeigen am Beispiel des Tannenverbisses starke jährliche Schwankungen der Verbissintensität. Diese Schwankungen ergeben bei Roth (1995) Abweichungen bis zu  $\pm 42\%$  beim Tannenverbiss und  $\pm$

51 % beim Buchenverbiss. Der Autor verdeutlichte aber auch, dass Wilddichten nicht im selben Ausmaß schwanken können. Diese Schwankung wird außerdem durch Faktoren wie Interaktionen des Jungwuchses untereinander oder vom Standort beeinflusst (Pepin et al. 2006).

Die Annahme eines konstanten Verbissprozentes in der Verjüngungsmodellierung kann demzufolge kritisiert werden (Berwert-Lopes 1996). Unbedenklich erscheint es zumindest für das Betrachten eines größeren Gebietes (Odermatt 1996). Um mit dem Verbissprozent eine höhere statistische Aussage zu bekommen, sollte zumindest von einem Minimum von 30 ha ausgegangen werden (Rüegg und Nigg 2003). Je kleiner das Gebiet, desto größer werden die jährlichen Schwankungen sein. Es ist auch wichtig, dass möglichst homogene Standorte betrachtet werden – so wie eine bestimmte Höhenlage mit vergleichbarer Vegetation.

#### 4.4.2.2 *Verteilung von Verbiss*

Waldherr und Hösl (1994) und Kennel (1999) gehen in ihrem Prognosemodell zur Verjüngungsentwicklung von einer Zufallsverteilung des Verbisses aus. Wie in Kapitel 4.3.2 bereits beschrieben, weichen jedoch die Präferenzen für einzelne Baumarten und deren Individuen voneinander ab. Für eine Verbisswahrscheinlichkeit entscheidend ist zudem, dass der Verbiss nicht homogen über Raum und Zeit verteilt ist (Odermatt 1996), sondern sich eher, dem Verhalten des Schalenwildes folgend, auf einzelne Bereiche konzentriert. Neben einer binomialen Verteilung wurde Verbiss auch mit der negativen Binomialverteilung und der Poisson-Verteilung<sup>12</sup> beschrieben Eiberle und Nigg (1983). Alle drei Verteilungsmöglichkeiten werden oft zur Charakterisierung biologischer Populationen verwendet (Hohenadl 1981). Eiberle und Nigg (1987) untersuchten die Verteilungen der Verbissaktivität in Naturverjüngungen auf unterschiedlichen Standorten der montanen Höhenstufe. Beim Vergleich der empirischen Daten mit den Verteilungstypen kam es zu keinem eindeutigen Verteilungsmuster, jedoch konnte Verbiss am besten mit der negativen Binomialverteilung abgebildet werden.

#### 4.4.2.3 *Pflanzenhöhe und Verbiss*

Über die Höhe des Jungwuchses bis zu der Verbiss relevant ist lassen sich in der Literatur abweichende Aussagen finden, die aber eine einheitliche Tendenz aufzeigen: Der Verbiss unterhalb von 10 cm Höhe scheint weniger intensiv zu sein (Roeder und Jäger 1988). Der Schwerpunkt des Rehwildverbisses liegt eher zwischen 40 und 70 cm (Roeder und Jäger 1988) bzw. auch zwischen 40 und 100 cm (Roth 1995) über der Bodenoberfläche. Eiberle und Nigg (1984) kamen zu dem Ergebnis, dass die Hälfte des Terminaltriebverbisses durch Rehwild schon bis zu einer Höhe von 40 cm erfolgt. Bis 70 cm sind es bereits 70 %. Der Großteil des Verbisses scheint beim Rehwild bis zu einer Höhe von 1,15 m erreicht (Eiberle und Nigg 1984, Eiberle und Riedi 1985, Gill 1992a). Diese Betrachtungen schließen auch größere Schneehöhen ein, wovon bei der Untersuchung von Eiberle und Nigg mit Höhen zwischen 900 und 1.400 ü.NN auszugehen ist. Die absolute Gefährdungshöhe wird von den Autoren von 1,20 m (Altenkirch und Bogenschütz 2002) bzw. 1,30 m (Pollanschütz 1995, Roth 1995) bis zu 1,50 m (Kennel 1999) angegeben.

Auch in Rotwildgebieten scheint die Verbisskonzentration in einer Höhe von 1,15 m wieder abzunehmen (Eiberle und Nigg 1984). Diese Ergebnisse korrespondieren mit den Darstellungen von Renaud et al. (2003), die eine Konzentration von Rotwildverbiss in einer Höhe zwischen 0,85 und 1,15 m feststellten. Für ein gemischtes Habitat mit Reh- und Rotwildvorkommen konnten

---

<sup>12</sup> Mosandl und Kleinert (1998) beschrieben bspw. auch mit Hilfe der Poisson-Verteilung die räumliche Verteilung von Eichen- und Kiefernjungwuchs.

Welch et al. (1991) allerdings eine Verbisskonzentration zwischen 30 und 50 cm ausmachen. Motta (2003) verallgemeinert hingegen zwischen den Schalenwildarten und vermutet bei der Fichte einen Anstieg der Verbisswahrscheinlichkeit durch Rot-, Reh- und Gamswild bis zu einer Höhe von einem Meter, um dann wieder abzufallen. Für Eberesche verwies der Autor auf ein Abfallen der Verbisshäufigkeit bei 1,20 m. Auch hier basieren die Ergebnisse auf Gebirgsregionen und damit auf größere Schneehöhen im Winter. Für Rotwild liegt dann aber die absolute Verbisshöhe mit 1,50 m zumeist über der des Rehwildes (Pollanschütz 1995, Prien und Müller 2010).

#### 4.4.2.4 *Waldbewirtschaftung*

Der Waldbesitzer beeinflusst die Waldstruktur und steuert damit das Äsungsangebot qualitativ wie auch quantitativ. Je höher dadurch die Nahrungsverfügbarkeit, desto belastbarer erscheint der Wald (Prien und Müller 2010). Somit ist auch die Waldbewirtschaftung ein Einflussfaktor auf die Überlebenswahrscheinlichkeit des Jungwuchses. Dabei gilt das Nahrungsangebot der Reinbestandsbewirtschaftung als zumeist eingeschränkt – umso mehr wenn nur mangelhaft durchforstet wird (Reimoser und Gossow 1996). So scheint sich bspw. der Verbiss in artenarmen Buchenwäldern auf die Buchenkeimlinge zu konzentrieren. Bei Nadelwäldern mit lichtem Kronendach können sich zumindest mehr krautige Pflanzen etablieren, wenn Flächen vorher nicht vergrast sind (Prien und Müller 2010).

Laubmischwälder sind durch ihren Artenreichtum an krautigen Pflanzen weniger gefährdet. Die Bewirtschaftungsform im Femel- oder Plenterwaldbetrieb gilt insgesamt aber als äsungsarm, erreicht durch die vertikale Strukturierung im Idealfall aber Freiflächen für krautige Pflanzen (Prien und Müller 2010).

Die Überlebenswahrscheinlichkeit von Pflanzen auf Freiflächen ist meist niedriger (Kuijper et al. 2009). Im günstigsten Fall wächst hier aber genügend Ausgleichsäsung, die kompensierend wirkt. Dieser Vorteil stellt sich allerdings nicht bei schneereichen Wintern ein, da Freiflächen höhere Schneeeinträge als das Bestandesinnere aufweisen. Unter Schirm wachsende Pflanzen haben wiederum den Nachteil eines möglichen Lichtmangels (Mosandl und Kateb 1988, Prien und Müller 2010).

Bei einer artenarmen Waldbewirtschaftung besteht die Gefahr, dass sich der Verbiss auf Bereiche mit höherer Nahrungsvielfalt konzentriert. Auch eine unausgeglichene Altersklassenstruktur kann sich nachteilig auswirken. Dann ist zum Zeitpunkt mit wenigen Jungwuchsflächen mit stärkerer Verbissintensität zurechnen. In den Jahren mit hohem Jungwuchsflächenanteil ist die Verbissintensität wahrscheinlich niedriger, da sich der Verbissdruck verteilt. Den gleichen Effekt verursacht auch der Zaunbau, wenn sich dadurch die Fläche der Ausgleichsäsung plötzlich verringert (Prien und Müller 2010).

Ein Belassen von Weichlaubhölzern und die Pflege von Wiesen und Wildäckern in allen Betriebs- und Bestandesarten kann zumindest die Wildschadensdisposition senken (Prien und Müller 2010). Ammer et al. (2010) weisen aber deutlich daraufhin, dass hohe Wilddichten nicht durch Habitatsverbesserungen kompensiert werden können.

#### 4.4.2.5 *Klima und Standort*

Als weitere Einflussgrößen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit des Jungwuchses gelten auch das Klima und der Standort. Einen Vorteil haben nährstoffreiche Standorte, da sich von Natur aus eine breite Basis an Kraut- und Strauchschicht entwickeln kann (Prien und Müller 2010). Der Standort

bestimmt auch im Wesentlichen die oben beschriebenen Wachstumsvoraussetzungen der zukünftigen Bestände. Je schneller ein Baum aus dem Äser entwachsen kann, desto höher ist dessen Überlebenswahrscheinlichkeit. Im Gebirge gilt daher einer hohe Verjüngungsmortalität die durch Wildverbiss zusätzlich gesteigert wird (Ott 1989). Bergmischwälder sind daher einer besonderen Gefährdung ausgesetzt (Burschel et al. 1992, El Kateb et al. 2009, Höllerl 2009). Für den subalpinen Bereich konnte Näscher (1979) für das ungestörte Fichtenwachstum exemplarisch zeigen, dass hierfür bereits 26 Jahre zum Erreichen einer Höhe von 1,50 m nötig waren. Bei einer Verbissintensität von 35 % betrug der Gefährdungszeitraum bereits 34 Jahre und bei über 50 % Verbiss sogar 42 Jahre.

Im Winter reduziert das Schalenwild seinen Stoffwechsel und benötigt keine größeren Mengen an Nahrung. Bei Störung im Einstand kann es aber zu erhöhter Nahrungsaufnahme gezwungen werden. Bei einer niedrigen Pulverschneedecke werden von den meisten Schalenwildarten Gräser und Sträucher aber noch erreicht. Schneereiche, harsche Winter führen demzufolge zu einem Flaschenhals an Nahrung und somit zu einer Verbisskonzentration an Verjüngungspflanzen (Prien und Müller 2010). Die Wahrscheinlichkeit einer Pflanze bei hohen Schneelagen auch über die Äsergrenze hinaus verbissen zu werden, konnte nicht immer bestätigt werden (z. B. Motta 2003, Eiberle und Nigg 1983). Hier ist sicherlich auch entscheidend, ob das Wild, bspw. im Hochgebirge, in schneeärmere Tallagen abwandert.

#### **4.4.3 *Fazit zur Verwendung verschiedener Einflussgrößen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Jungwuchs***

Wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt werden konnte, beeinflussen unzählige Faktoren das Überleben eines jungen Bäumchens bis es überhaupt die verbissgefährdete Zone durchwachsen kann. Zudem variieren die Beeinflussungen mit jedem Jahr. So können insbesondere klimatische Faktoren oder eine sich plötzlich ändernde Waldbewirtschaftung zu einer völlig neu zu bewertenden Situation führen. Wird bspw. ein Bestand aufgelichtet verbessert diese Maßnahme die Verjüngungsentwicklung der neuen Baumgeneration. Auch krautige Pflanzen könnten sich etablieren. Insgesamt kann durch diese Maßnahme der bisherige Verbissdruck gemindert werden. Eine solche Entwicklung ist jedoch kaum vorherzusehen und zu modellieren.

Diese Arbeit beschränkt sich daher auf die für den gewählten Modellierungsansatz integrierbaren Faktoren einer Überlebenswahrscheinlichkeit: Dem Verbissprozent, der Verbissverteilung auf der Fläche, dem Gefährdungszeitraum und der Verbisstoleranz einer Baumart. Im betrachteten Zeitraum sind die Faktoren dabei konstant.

## 5 Material und Methoden

Das Kapitel beginnt mit der Beschreibung des finanztheoretischen Modellansatzes, mit dem der Verlust von beigemischten Baumarten bewertet werden kann. Daran anschließend erfolgt die Beschreibung der Methode der waldwachstumskundlichen Simulation unter variierenden Standortsverhältnissen. Zudem wird dargestellt, wie die finanziellen Kennzahlen berechnet und dabei verschiedene Ausfallwahrscheinlichkeiten von Baumarten und schwankende Holzpreise als Risikokomponenten integriert werden können. Es folgt im letzten Unterkapitel der methodische Ansatz zur Prognose eines Baumartenverlustes im Jungwuchsstadium in Abhängigkeit der Verbissintensität.

### 5.1 Risikokompensation bei erzwungenem Verlust von beigemischten Baumarten

Einleitend wurde beschrieben, dass mit den etablierten Verfahren aus der Wildverbissbewertung keine Möglichkeit besteht, einen erzwungenen Verlust von Mischbaumarten zu bewerten, da die klassischen Bewertungsansätzen das Risiko nicht einbeziehen. Unter dem erzwungenen Verlust einer Baumart wird hier das Verfehlen einer vom Waldbesitzer geplanten Mischungsform durch überhöhten Schalenwildverbiss verstanden. Dann hätte der Waldbesitzer ein höheres Risiko zu tragen, weil er mit vielleicht nur einer Baumart den Holzmarkt bedienen kann und zudem auch ein höheres naturales Risiko tragen muss. Die nachfolgend beschriebene Methode bezieht sich auf Erkenntnisse aus der Modernen Finanztheorie, die zunehmend auch zur Bewertung von Ökosystemen verwendet wird.

#### 5.1.1 *Portfoliotheoretischer Ansatz*

Aus ökonomischer Sicht bestimmt die Höhe des Ertrages die Wahl einer Landnutzungsoption. Ansätze zur Verteilung verschiedener landwirtschaftlicher Optionen durch finanzielle Optimierung wurden vor allem durch von Thünen (1842) bekannt. Hiernach bestimmt im Wesentlichen die Höhe der Transportkosten die Verteilung der Nutzungsoptionen (Sasaki und Box 2003). Der Thünen-Ansatz ist in der Ökonomie weit verbreitet und wurde auch um den Risikogedanken der Landnutzungsoptionen erweitert (vgl. Macmillan 1992, Knoke et al. 2013).

Entscheidungsfragen bei Investition unter Risiko werden zumeist durch Modelle der Finanztheorie unterstützt (vgl. Markowitz 1952). Betrachtet werden dabei der finanzielle Ertrag und das Risiko von Vermögensgegenständen mittels Erwartungswert der möglichen Erträge und deren Standardabweichung. Als Neuerung anzusehen ist, dass der Ertrag als Zufallsgröße abgebildet werden kann und dass zwischen dem Risiko der Einzelanlage und demjenigen einer Mischung unterschieden werden muss. Die Theorie unterliegt der allgemeinen Annahme, dass Investoren, im Gegensatz zu Spekulanten, Risiko meiden. Sie handeln dennoch rational, da sie bei gleichem Risiko höhere Erträge niedrigen Erträgen vorziehen (Clasen 2005, Spremann 2006).

Durch das Prinzip der Risikoreduktion werden verschiedene Anlagen im Vermögensportfolio so gemischt, dass dieses bei einem bestimmten Ertrag weniger Risiko aufweist als die Summe der im Portfolio enthaltenen Einzelrisiken. Dieser sogenannte Diversifikationseffekt entsteht durch nicht vollständig positive Korrelation der Risiken der Vermögensgegenstände untereinander. Das bedeutet, dass deren Renditeschwankungen nicht gleichgerichtet verlaufen. Der Preis für die

Risikoreduktion ist dabei zumeist der Verzicht auf die höchst mögliche Ertragserwartung (Lintner 1965). Das gilt jedoch nicht zwingend für die Waldwirtschaft. Hier konnte am Beispiel von Fichten-Buchen-Mischbeständen gezeigt werden, dass bei einer geringfügigen Buchenbeimischung der Ertrag sogar höher war, als im Vergleich zu einem Fichtenreinbestand (Griess und Knoke 2013).

Aus Abbildung 3 ist ersichtlich, dass bei Berücksichtigung der Korrelationen zweier Anlagen eine gekrümmte Linie für die Mischungen aus beiden Anlagen entsteht, die bei gleichem Risiko einen höheren Ertrag aufweisen als die Mischungen auf einer gedachten geraden Linie zwischen Vermögengegenstand A und B (Clasen und Knoke 2010).

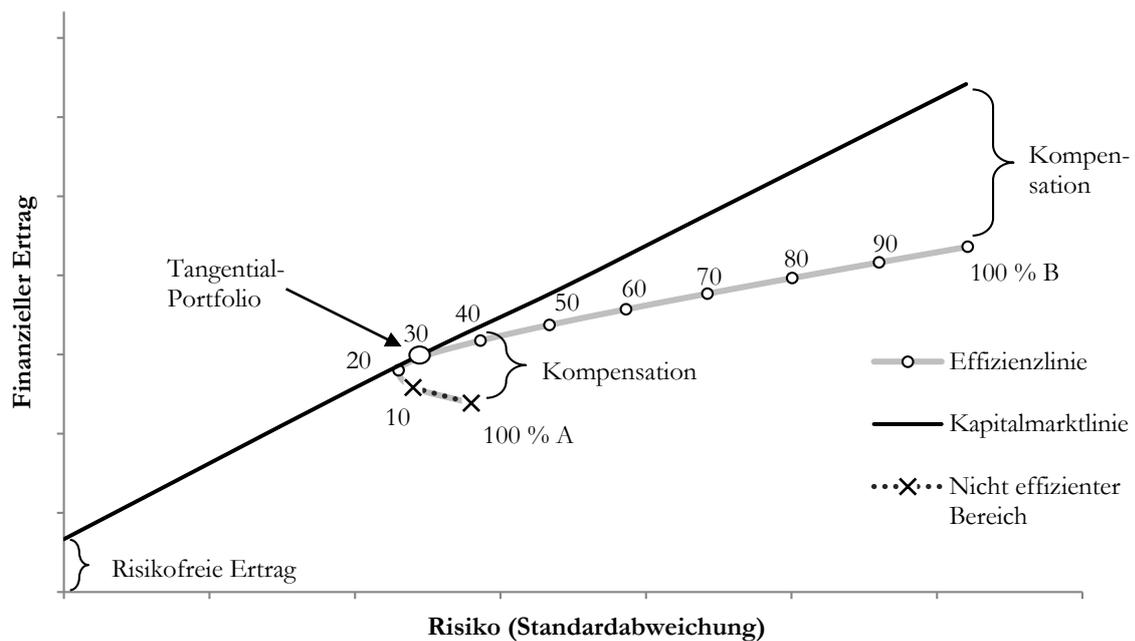


Abbildung 3: Ertrags- Risikomodel aus zwei risikobehafteten Anlagen zum Ableiten einer finanziellen Kompensation bei „Entmischung“ in Richtung 100 % A oder 100 % B (Schematisches Diagramm)

Wenn Normalverteilung der finanziellen Erträge unterstellt wird,

$$KW_p \sim N(E(KW_p), \text{Var}(KW_p))^{13}$$

dann lässt sich der Ertrag,  $KW_p$ , und die Standardabweichung,  $\sigma_p$ , eines gemischten Portfolios bestehend aus zwei Anlagemöglichkeiten (A und B) wie folgt berechnen:

$$KW_p = f_A KW_A + f_B KW_B$$

$$\sigma_p = \sqrt{f_A^2 \sigma_A^2 + f_B^2 \sigma_B^2 + 2 f_A f_B \text{Cov}_{A,B}}$$

Gleichung 1

$$f_A + f_B = 1$$

$$\text{Cov}_{A,B} = c_{A,B} \sigma_A \sigma_B$$

<sup>13</sup> KW = Kapitalwert einer Investition

mit  $f$  als dezimalem Anteil eines Vermögensgegenstandes (in der Forst- und Landwirtschaft meist Flächenanteil),  $Cov$  als Kovarianz und  $\rho$  als Korrelationskoeffizienten. Alle Kombinationen aus beiden Anlagemöglichkeiten mit dem höchsten Ertrag bei gegebenem Risiko ergeben die Effizienzlinie aus Abbildung 3. Umfangreiche Beschreibungen der Theorie und der Kombination mit mehr als zwei Investitionsmöglichkeiten finden sich u. a. in Elton et al. (2003) oder Poddig et al. (2005).

### 5.1.2 Tobin Separationstheorem und Sharpe Ratio

Die optimale Zusammensetzung von Anlagemöglichkeiten wird durch die Risikoaversion des Investierenden bestimmt (Elton et al. 2003). Ein risikoaverser Investor entscheidet also, welcher zusätzliche Ertrag (oder eben eine Kompensation) nötig ist, um zusätzliches in Kauf zunehmendes Risiko auszugleichen. Dieser erwartete Ertrag ist auch als der Preis für das Risiko bekannt (Hirshleifer und Riley 2003).

So entscheidet sich auch ein Waldbesitzer bei Bestandesbegründung für eine bestimmte Baumartenmischung und geht dabei von einem kalkulierten Ertrag aus, der einem bestimmten zu erwartenden Risiko unterliegt. Durch ein für den Waldbesitzer ungewollten Verlust einer Baumart und das damit eventuell erzwungene höhere Risiko entsteht ein unvorteilhaftes Verhältnis zwischen Ertrag und Risiko (Clasen und Knoke 2010).

Tobin (1958) hat gezeigt, dass, bei Annahme von homogenen Erwartungen und der Existenz einer risikofreien Anlage (wie z. B. bei Staatsanleihen annähernd möglich), die Zusammensetzung eines risikobehafteten Portfolios für alle Investoren, unabhängig von ihrer individuellen Risikoneigung, identisch sein müsste. Die risikofreie Anlage wurde in dieser Dissertation mit einem finanziellem Ertrag von 20 Euro pro Jahr und Hektar festgelegt: Es wurde angenommen, dass der Waldbesitzer seinen Waldboden auch für 4.000 Euro pro Hektar<sup>14</sup> verkaufen und die frei gewordenen Mittel in den Kapitalmarkt reinvestieren könnte. Bei einer angenommenen risikofreien Verzinsung von 2,5 % (Wöhe und Döring 2010), abzüglich der durchschnittlich zu erwartenden Inflation in Höhe von 2 %<sup>15</sup> bleibt eine Realverzinsungsrate (z. B. der annähernd risikofreien Staatsanleihe) von 0,5 was wiederum 20 Euro pro Jahr als Rendite des angelegten Bodenwertes für einen ha entspricht.

Unter diesen Voraussetzungen kann die Kapitalmarktlinie aus der Kombination der risikofreien und jeder risikobehafteten Anlage gebildet werden. Die folgende Beziehung muss dafür maximiert werden, um eine optimale Zusammensetzung des Waldbestandes zu erhalten:

$$\max SR_p = \frac{E(KW_p) - KW_{\text{risikofrei}}}{\sigma_p} \quad \text{Gleichung 2}$$

Gleichung 2 ist auch als *Sharpe Ratio* ( $SR_p$ ) bzw. *Reward to Variability Ratio* bekannt und stellt die Kennzahl der Rendite einer Geldanlage im Verhältnis zu ihrem Risiko dar (Sharpe 1966, 1994). Seit Mitte der 60er Jahre wird die  $SR_p$  zur Beurteilung von Fonds eingesetzt und zeigt die Vorteilhaftigkeit von Strategien im Portfoliomanagement. Dabei kann die  $SR_p$  auch für praxisrelevante Entscheidungen eine Lösungsmöglichkeit bieten. Im Ökosystemmanagement

<sup>14</sup> Dieser Wert entspricht in etwa einem Durchschnittsverkaufswert für Waldboden in Deutschland (Offer 2014).

<sup>15</sup> Bundesamt für Statistik 2011 (Durchschnittswert zwischen 1992 und 2010)

wurde diese Zielfunktion bspw. zur Bewertung von Biodiversität und Ökosystemdienstleistung oder zur Berechnung von Landnutzungsportfolios in den Tropen (Knoke et al. 2011) herangezogen. Die Umstellung zu Gleichung 3 ermöglicht die Berechnung des vom risikoaversen Waldbesitzer zu fordernden finanziellen Ertrages bei einem gegebenen Risiko:

$$E(KW_p) = (\max SR_p) \sigma_p + KW_{\text{risikofrei}} \quad \text{Gleichung 3}$$

Die  $SR_p$  stellt die Steigung einer Geraden dar, deren Schnittpunkt mit der Ordinate die Höhe der risikofreien Verzinsung ( $KW_{\text{risikofrei}}$ ) entspricht (Abbildung 3). Die  $SR_p$  kann zeigen, ob der Ertrag einer bestimmten Mischung im gesunden Verhältnis zum Risiko steht. Man spricht auch davon, welchen Ertrag eine Investition (z. B. im Mischbestand) pro Einheit in Kauf genommenen Risikos verspricht. Die Berechnung des höchsten Quotienten aus Erträgen unterschiedlicher Anlagemöglichkeiten ermöglicht dann die Bestimmung des optimalen Portfolios (Clasen und Knoke 2010).

So wird bspw. ein Fichtenreinbestand zumeist mehr Erträge erwirtschaften als ein Buchenbestand. Jedoch ist der Ertrag auch mit einem höheren Risiko verbunden. Im Falle einer Bestandeshomogenisierung zu 100 % Fichte, zeigt die Kapitalmarktklinie einen viel höheren Ertrag zur Kompensation des gesteigerten Risikos an, als tatsächlich erreicht werden kann (Abbildung 3). Der Unterschied zwischen dem tatsächlich möglichen Ertrag auf der Effizienzlinie und dem Ertrag, der durch die Kapitalmarktklinie berechnet wird, ergibt die gesuchte Kompensation. Nur wenn ein Investor diesen Betrag zusätzlich erhält, würde er das höhere Risiko durch den Verlust einer beigemischten Baumart akzeptieren (Clasen und Knoke 2010).

Weitere Details finden sich in Clasen et al. (2011), vgl. Anhang I.

## 5.2 Naturale Datengrundlage und Waldwachstumssimulation

### 5.2.1 Das Untersuchungsgebiet

Zum Aufzeigen des Standortseinflusses auf das finanzielle Ergebnis wurde das Bundesland Bayern gewählt. Bayern ist auf einer Gesamtfläche von über 70 Tsd. km<sup>2</sup> zu 35 % mit Wald bedeckt. Fünfzehn Wuchsgebiete und sieben Wuchsbezirke unterteilen in regionale Standortunterschiede. Die Größe der Wuchsgebiete schwankt dabei zwischen 18 Tsd. und 1,4 Mill. Hektar (Kölling 2005) mit einem Waldanteil von 19 bis 66 %. Die Höhe über Normal-Null nimmt die Bereiche zwischen 150 und 2.250 m ein und entspricht damit dem kollinen bis submontanen Bereich. Die jährliche Durchschnittstemperatur liegt zwischen 5,2 und 8,6 °Celsius mit jährlichen Niederschlägen von 713 mm bis 1.720 mm (Kölling 2005). Die Baumarten Fichte (45 %), Kiefer (19 %), Buche (12 %) und Eiche (6 %) dominieren in den bayerischen Wäldern.

### 5.2.2 Waldwachstumssimulation *Silva 2*

Eine Risikokompensation nach der oben beschriebenen Methode erfordert das finanzielle Bewerten der einzelnen Perioden einer Bestandesumtriebszeit. Dieses Vorgehen setzt die Kenntnis über die Naturaldatenentwicklung des verbleibenden und des ausscheidenden Bestandes voraus, um damit die jeweiligen Nettoholzerlöse berechnen zu können.

Für die vorliegende Arbeit wurde zum Generieren der Naturaldaten der einzelbaumbasierte Wachstumssimulator *Silva 2* verwendet, der zudem die Wachstumsbedingungen von Bayern am besten abbilden kann (Pretzsch 2002). Dieser simuliert und projiziert das Waldwachstum von der Phase eines Jungbestandes bis zur Umtriebszeit. Die Wuchsleistung ist dabei abhängig von standortsabhängigen Höhenkurven die jeweils auf neun spezifischen Standortparametern basieren. Die für die Simulation relevanten Inputvariablen sind der Mitteldurchmesser und die Grundfläche eines zu betrachtenden Bestandes. Im Verlauf der Simulation betrachtet das distanzabhängige Modell das individuelle Baumwachstum nach einer dreidimensionalen Analyse, bei der Funktionen zur Konkurrenz, Durchforstung und Mortalität das Baumwachstum beeinflussen (Pretzsch 2002).

In dieser Arbeit wurden nur die Hauptbaumarten Fichte und Buche simuliert, da beide nahezu flächendeckend in Bayern vorkommen. Zudem entspricht der Verbiss an Buchen in Fichtenbeständen einer häufigen Wildschadenssituation. Für das Waldwachstum wurde für die Fichte eine Umtriebszeit von 100 Jahren und für die Buche 120 Jahre festgelegt. Als Restriktion durfte die mögliche Erntemenge pro Dekade nicht 100 Efm übersteigen.

*Silva* verfügt über eine eingebaute Stochastizität, sodass bei Wiederholung des Waldwachstums umweltbedingte Schwankungen auftreten. Daher wurde jeder Bestand eines Wuchsgebietes dreifach simuliert und für die weiterführende finanzielle Bewertung das gemittelte Holzvolumen verwendet. Insgesamt waren somit 90 Simulationen nötig – 15 Wuchsgebiete mit jeweils zwei Baumarten bei dreifacher Wiederholung. Im Anschluss erfolgte für jede Periode jeweils die bestandesweise Holzsortierung nach dem Programm von (Kublin und Scharnagel 1988).

### **5.2.3 Berücksichtigung variierender Wuchsverhältnisse**

(Pretzsch 2002) testete mit Hilfe des Wachstumsmodells *Silva* das Wachstum von Fichte und Buche für größere Wuchseinheiten mit durchschnittlichen Wuchsparametern. Als Ausgangsgrößen verwendete der Autor Daten von repräsentativen Beständen im Alter 30, die auf etwa den häufigsten Standorten des jeweiligen Wuchsbezirkes Bayerns vorkommen. Es ist nicht möglich weitaus jüngere Bestände zu wählen, da hierfür der Wachstumssimulator bisher nicht parametrisiert werden konnte (vgl. auch Hanewinkel 2001). Daran orientierend wurde für die vorliegende Arbeit ein Ausgangsalter von 25 Jahren für die Fichte und 45 Jahre für die Buche gewählt.

Die Wachstumsvoraussetzungen der Alpenregion in Südbayern konnten nicht berücksichtigt werden, da *Silva* den für Steillagen bspw. charakteristischen Steinschlag und das Schneegleiten nicht abbildet – was jedoch entscheidend das Baumwachstum beeinflussen kann. Daher wurde als Repräsentant der weniger reliefbeeinflussten Alpenwuchsbezirke das *Oberbayerische Flysch-Voralpen Gebiet* gewählt. Für alle anderen Wuchsgebiete mit mehreren Distrikten wurde ebenso ein repräsentativer Wuchsbezirk ausgesucht.

Das durchschnittliche Wachstum von Fichte und Buche in den einzelnen Wuchsgebieten basierte auf einer Schätzung: Zwar erfolgt das Wachstum der Bestände maßgeblich durch die in *Silva* hinterlegten spezifischen Alters-Höhenkurven der jeweiligen Standorte, die Startparameter der Jungbestände wurden dennoch für jedes Gebiet individuell angepasst. So konnte die bis zum Alter 25 für Fichte bzw. 45 für Buche zu erwartende Differenzierung berücksichtigt werden.

Zur Anpassung der Startparameter der Simulation an die Realität wurden Daten der zweiten Bundeswaldinventur herangezogen (BMELV 2004). Hierbei hat sich gezeigt, dass in den jüngeren Altersklassen bereits offensichtliche Unterschiede in den Parametern Grundfläche und

Durchmesser und damit im Volumen bestehen. Allerdings konnten diese aufgrund der statistischen Unsicherheit der vor allem kleineren Wuchsgebiete nicht unmittelbar in *Silva* übertragen werden. Für die Startparameter wurden daher Ertragstafelwerte genutzt<sup>16</sup>. Ausgehend von der jeweils mittleren Ertragsklasse der Ertragstafelwerte wurden die Werte für den Durchmesser des Grundflächenmittelstammes ( $d_b$ ) und der Grundfläche pro Hektar ( $G$ ) nach den in der Bundeswaldinventur repräsentierten Verhältnissen gutachterlich nach oben oder unten korrigiert und anschließend in *Silva* übertragen.

Tabelle 2: Wuchsgebiete Bayerns und für die Waldwachstumssimulation gewählten repräsentativen Wuchsbezirke

Wuchsgebiet	Wuchsbezirk
01 Untermainebene	01 01 Untermainebene
02 Spessart-Odenwald	02 03 Spessart-Odenwald
03 Rhön	03 01 Vorrhön
04 Fränkische Platte	04 02 Südliche Fränkische Platte
05 Fränkischer Keuper	05 02 Steigerwald
06 Frankenalp/Oberpfälzer Jura	06 02 Südliche Frankenalp und Südlicher Oberpfälzer Jura
07 Fränkisches Triashügelland	07 02 Obermainhügelland
08 Frankenwald, Fichtelgebirge, Steinwald	08 01 Frankenwald
09 Oberpfälzer Becken- und Hügelland	09 01 Oberpfälzer Becken- und Hügelland
10 Oberpfälzer Wald	10 04 Innerer Oberpfälzer Wald
11 Bayerischer Wald	11 03 Innerer Bayerischer Wald
12 Tertiäres Hügelland	12 08 Oberbayerisches Tertiärhügelland
13 Schwäbisch-Bayrische Schotterplatte/ Altmoränenlandschaft	13 04 Voralp
14 Schwäbisch-Bayrische Jungmoräne und Molassevorberge	14 04 Oberbayerische Jungmoräne und Molassevorberge
15 Bayerische Alpen	15 04 Oberbayerische Flysch-Voralpen

Weitere Details finden sich in Clasen und Knoke (2013b), vgl. Anhang II.

### 5.3 Berechnen finanzieller Kennzahlen unter Risikomodellierung

Als finanzielles Risiko eines Waldbestandes gilt hier die Standardabweichung von dessen mittleren Kapitalwert. Die Standardabweichung ist ein akzeptiertes Risikomaß (Hirshleifer und Riley 2003) und wird durch verschiedenen mögliche Umweltzustände beeinflusst, die zu schwankenden Einnahmen führen. In Mitteleuropa wirken insbesondere Stürme, Insektenkalamitäten oder auch Nassschneeereignisse nachteilig auf das Betriebsergebnis. Zusätzlich schwanken Holzpreise, was ebenso die Höhe des finanziellen Ertrages beeinflusst. Diese komplexen Auswirkungen können jedoch nur mit erweiterten finanziellen Bewertungsmethoden und Simulationsabläufen quantifiziert werden (Thomson 1991, Knoke und Wurm 2006, Hildebrandt und Knoke 2011, Roessiger et al. 2013). Im Folgenden wird das in dieser Arbeit verwendete Simulationsmodell<sup>17</sup> mit integrierten Überlebenswahrscheinlichkeiten für Fichte und Buche, deren Holzpreisschwankungen und dem automatisierten Wiederholungsablauf einer sogenannten *Monte Carlo Simulation* beschrieben.

<sup>16</sup> Fichte: Assmann und Franz (1963), Buche: Wiedemann (1932)

<sup>17</sup> Das Simulationsmodell wurde mit *Microsoft Excel*® aufgebaut. Die Basis bilden die mit dem Waldwachstumssimulator *Silva 2* generierten Naturaldaten. Einzelne Modellbestandteile zum finanziellen Bewerten der Naturaldaten, schwankenden Holzpreisen, Kalamitätsrisiken, der Mischbestandsportfoliooptimierung und der Kompensationsberechnung für einen Baumartenverlust sind nachgeschaltet automatisiert.

### 5.3.1 Überlebenswahrscheinlichkeiten von Baumarten

Knoke et al. (2005) und darauf aufbauend Beinhofer (2009) haben aus verschiedenen empirischen Studien Überlebenswahrscheinlichkeiten für Fichte und Buche abgeleitet. Die polynomischen Regressionsfunktionen geben dabei für ein bestimmtes Alter die Überlebenswahrscheinlichkeit an, bei der ein Bestand nicht durch widrige Umwelteinflüsse ausfällt. Der mögliche Ausfall von Fichte oder Buche bezieht sich also immer auf den gesamten Bestand ohne Einzelbaumbetrachtung. Nach Knoke et al. (2005) und Beinhofer (2009) ergeben sich demnach folgende Überlebenswahrscheinlichkeiten bei moderater Risikoannahme (siehe auch Abbildung 4):

$$\begin{aligned} \dot{U}W_B &= 0.990 + 9 \cdot 10^{-5} \cdot A_B - 1 \cdot 10^{-7} \cdot A_B^3 \\ \dot{U}W_F &= 1 + 3 \cdot 10^{-4} \cdot A_F - 4 \cdot 10^{-5} \cdot A_F^2 + 6 \cdot 10^{-8} \cdot A_F^3 \end{aligned} \quad \text{Gleichung 4}$$

Dabei entspricht  $\dot{U}W$  der Überlebenswahrscheinlichkeit,  $A$  dem Alter,  $B$  der Buche und  $F$  der Fichte.

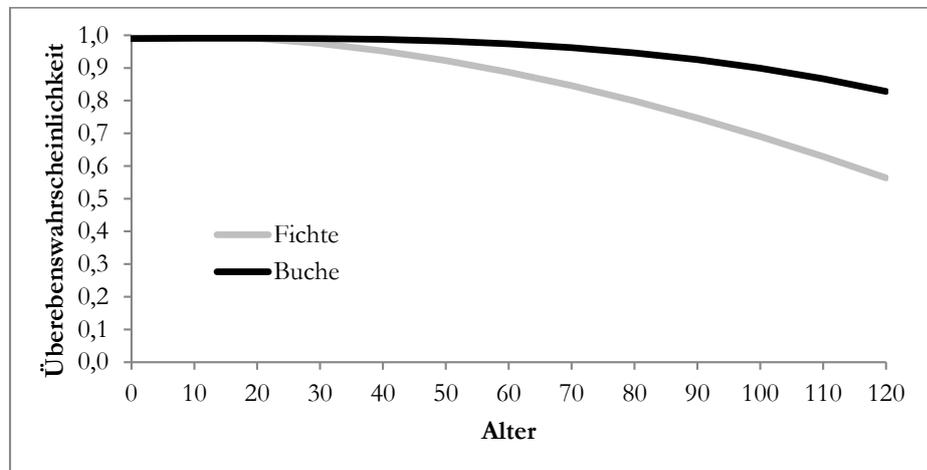


Abbildung 4: Überlebenswahrscheinlichkeiten von Fichte und Buche in Abhängigkeit vom Bestandesalter

Im Jungbestand zeigen beide Baumarten einen ähnlichen Kurvenverlauf bzw. nur geringe Abweichungen voneinander. Mit dem Alter 50 beträgt die Überlebenswahrscheinlichkeit von Buche noch 0,982 – von Fichte aber nur noch 0,923. Mit 100 Jahren wird der Unterschied noch deutlicher: Buche 0,899 und Fichte 0,691.

### 5.3.2 Deckungsbeitragsberechnung und Holzpreisszenarien

Neben den naturalen Risiken sind auch die Schwankungen der Holzpreise ein Risikofaktor (Mosandl und Knoke 2002). Der finanzielle Ertrag wird somit direkt beeinflusst. Holzpreise sind aber auch Bestandteil der Korrelation zwischen den Baumarten und beeinflussen damit den Grad des Diversifikationseffektes mit. Für die vorliegende Arbeit mussten die zukünftigen Holzpreise von Buche und Fichte prognostiziert werden. Dafür wurde eine Zeitreihe von 1975 bis 2007 ausgewertet (BayStMELF 2004, BaySF 2007), um mit einem zurückliegenden Trend zukünftige Preise simulieren zu können (Knoke et al. 2005). Die verwendeten Preise stehen für unentrindetes Holz, enthalten keine Mehrwertsteuer und wurden nicht inflationsbereinigt.

Für jedes Jahr konnte aus den verschiedenen Güteklassen<sup>18</sup> ein Mischpreis für jede Stärkeklasse gebildet werden. Alle anfallenden Holzerträge und der bestehende Bestand jeder Dekade wurden

<sup>18</sup> Gutachterlich hergeleitete Güteklassenverteilung bei

mit den Preisen des Basisjahres 2007 bewertet. Von den Holzpreisen erfolgte ein Abzug praxisüblicher Holzerntekosten (siehe Tabelle 3). Jegliche Verwaltungskosten wurden ausgeblendet. Die Nettoerlösberechnung und die darauf aufbauende Simulation basieren also auf dem Deckungsbeitrag I aus der unmittelbaren Holzernte.

Tabelle 3: Aufarbeitungs- und Rückekosten in Euro pro Erntefestmeter

Stärkeklasse	Fichte	Buche
1a	25	22
1b	24	22
2a	20	22
2b	20	19
3a	20	19
3b	15	14
4	15	14
5	15	14
6	15	14
Industrieholz	25	22

Zum Simulieren der Holzpreisfluktuation wurden die Mischpreise der Leitsortimente von Fichte (2b) und Buche (3b) der Periode von 1975 bis 2007 verwendet. Aus den Leitsortimenten wurden jeweils der Durchschnittspreis und die Standardabweichung berechnet. Für Fichte ergab sich ein durchschnittlicher Preis von 56,07 Euro/Vfm mit einer Abweichung von 10,03 Euro/Vfm. Für das Leitsortiment erreichte die Buche einen Durchschnittspreis von 64,42 Euro/Vfm bei einer Abweichung von 9,84 Euro.

Unter der Annahme normalverteilter Werte konnte nun mit *Microsoft Excel*<sup>®</sup> beliebig ein Holzpreis für jede zukünftige Periode per Zufallsgeneration bestimmt werden. Die Korrelation zwischen beiden Baumarten wurde dabei berücksichtigt, indem in einem Regressionsmodell aus den einzelnen Perioden der Preis ( $P$ ) für Buche in Abhängigkeit vom Fichtenpreis simuliert wurde:

$$P_{\text{Buche}} = 0.1306 \cdot P_{\text{Fichte}} + 57.10 \quad \text{Gleichung 5}$$

Die Standardabweichung der Buchenpreise (9,61 Euro/Vfm) wurde gebildet, indem zuerst die Differenzen aus den tatsächlichen Preisen der Zeitreihe und der simulierten Buchenpreise der einzelnen Perioden berechnet wurden. Die Abweichung ergab sich somit aus den Differenzbeträgen der jeweiligen Periode. Die zufälligen Holzpreise ( $P$ ) der Buche errechneten sich in *Microsoft Excel*<sup>®</sup> mit der folgenden Funktion:

$$P_{\text{Buche}} = \text{NORMINV}(\text{ZUFALLSZAHLE}; 0,1306 \cdot P_{\text{Fichte}} + 57,10; \text{STANDARDABWEICHUNG})$$

Gleichung 6

Für die Holzpreissimulation wurde abschließend für beide Baumarten jeweils ein Quotient gebildet (vgl. Knoke et al. 2005), der mit den Nettoerlösen in den jeweiligen Perioden multipliziert wurde. Dieser Quotient setzt sich im Zähler aus dem simulierten Holzpreis und im Nenner aus dem Mittelwert der Zahlungsreihe von 1975-2007 jeweils beider Leitsortimente zusammen. Dieses Vorgehen bewirkte, dass die Nettoerlösberechnung auf Basis des Bezugsjahres 2007 zufälligen, aber zwischen den Baumarten korrelierten Schwankungen ausgesetzt werden konnte.

### 5.3.3 Monte Carlo Simulation auf Basis von Investitionsrechnung

Dem Simulationsablauf nach Abbildung 5 folgend, wurde jeweils ein Waldbestand angenommen, dessen Verjüngung durch Wildverbiss bereits beschädigt wurde. Daher wurden keine Begründungskosten berücksichtigt. Der Verbiss geschah also in einem bereits existierenden Bestand, dessen zuvor getätigten Investitionen als irrelevant bezeichnet werden können (versunkene Kosten), weil die Bewertungsmethode zukunftsgerichtet ist. Allerdings wurden Pflegekosten im Alter 20 bei der Fichte und im Alter 30 bei der Buche in Höhe von jeweils 500 Euro berücksichtigt. Nach 100 Jahren für die Fichte und 120 Jahre für die Buche erfolgte mit der Umtriebszeit das Simulationsende.

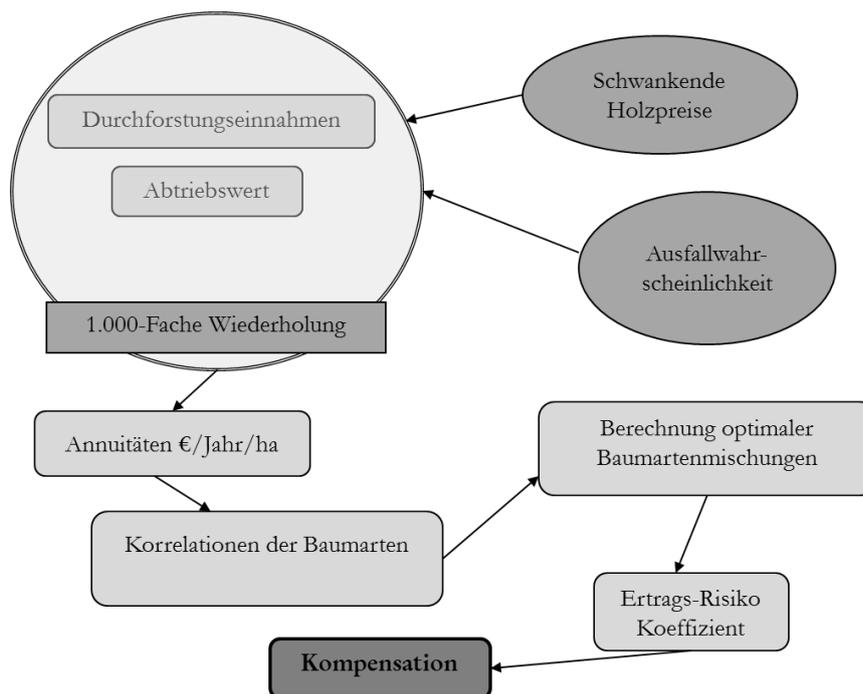


Abbildung 5: Vereinfachte Darstellung des Simulationsablaufs zur Generierung von Kompensationsbeträgen zum Ausgleich erhöhter Risiken bei erzwungenem Verlust von Baumarten

Mit Hilfe der *Monte Carlo Simulation* nach Barreto und Howland (2006) erfolgte für jeden Bestand ein Simulationsdurchlauf mit 1.000 Wiederholungen<sup>19</sup>. Dabei führten in jeder Periode (Dekade) zufallsbedingte Prozesse mit schwankenden Holzpreisen und dem möglichen Eintritt von Kalamitäten zu einer finanziellen Neubewertung von Durchforstungseinnahmen und Abtriebswerten.

Die Überlebenswahrscheinlichkeiten der Baumarten aus Gleichung 4 bildeten die Eingangsgrößen eines *Bernoulli-Prozesses*, um Zufallszahlen für einen Bestandesausfall generieren zu können. Bei jedem simulierten Schadeintritt in einem bestimmten Bestandesalter wurde für die finanzielle Bewertung nur die Hälfte des gegenwärtigen Abtriebswertes hinzugezogen. Dieser Ansatz wurde auf Basis von Dieter (2001) gewählt, da Teile des Kalamitätsholzes oft nicht verwertbar sind, die Rücke- und Aufarbeitungskosten höher liegen und der Holzpreis bei einem Überangebot am Markt meist nachgibt (vgl. hierzu auch Bright und Price 2000). Zusätzliche Kosten fallen oft durch notwendige Pflanzmaßnahmen an, was in dieser Simulation berücksichtigt wurde. Je höher

<sup>19</sup> Dies galt nur für die Beispielsimulation des Wuchsgebietes *Bayerischer Wald* (Kapitel 6.1). Für den Vergleich finanzieller Kennwerte aller Wuchsgebiete Bayerns wurden jeweils 10.000 Wiederholungen gewählt (Kapitel 6.2).

allerdings das Bestandesalter, so die Annahme, desto weniger musste mit Pflanzung nachgebessert werden, da sich bereits Naturverjüngung etabliert hat.

Für jede Simulation mit fluktuierenden Einnahmen wurde der Kapitalwert für einen unendlichen Horizont ( $KW_u$ ) – dieser ist auch als Bodenertragswert bekannt – und daraus die Annuität ( $a_u$ ) als jährlich fließende Zahlung gebildet. Die Annuität wurde gewählt, da diese Kennzahl als praxisnah beschrieben wird (Möhring et al. 2006). Damit basiert die Methode auf dem in Kapitel 4.1.3 beschriebenen Ertragswertansatz. Als Kalkulationszinssatz wurden 2 % verwendet, was für langfristige Waldinvestments in Mitteleuropa als adäquat angesehen wird (Heal et al. 1996, Herbohn und Harrison 2001). Um einen unendlichen Horizont abbilden zu können, wurde pro Simulationsdurchlauf der durchschnittliche Bodenertragswert ( $BEW_d$ ) hinzugerechnet. Dieser bildete sich aus dem durchschnittlichen Kapitalwert ( $KW_T$ ) der jeweils 1.000 Simulationswiederholungen. Dabei entsprach  $T$  entweder der Umtriebszeit oder dem Zeitpunkt des Kalamitätseintrittes. Der durchschnittliche Kapitalwert ( $KW_T$ ) wurde mit einem Endlichkeitsfaktor multipliziert (siehe Gleichung 7). Hierbei betrug das Durchschnittsalter 84 Jahre für Fichte und 111 Jahre für Buche.

Wenn in einem Simulationsablauf keine Kalamität auftrat, wurde der durchschnittliche Bodenertragswert ( $BEW_d$ ) dem Ende einer Simulation hinzugefügt und zusammen mit dem Abtriebswert diskontiert. Dieser Betrag und die Summe alle vorhergehenden diskontierten Zahlungen aus Durchforstungseinnahmen und Pflegekosten bildeten den Kapitalwert für einen unendlichen Horizont ( $KW_u$ ). Sobald jedoch ein Schaden auftrat, wurde der durchschnittliche Bodenertragswert ( $BEW_d$ ) dieser Periode zugeordnet und mit dem betreffenden Alter diskontiert. Um die Annuität ( $a_u$ ) zu erhalten, wurde in einem letzten Schritt für jeden Simulationsdurchgang der Kapitalwert für einen unendlichen Horizont ( $KW_u$ ) noch mit dem Kalkulationszinssatz multipliziert:

$$\begin{aligned}
 KW_u &= KW_T + BEW_d \cdot q^{(-T)} \\
 KW_T &= \sum_{t=0}^T e_t \cdot q^{-t} \\
 BEW_d &= \overline{KW_T} \frac{q^{\bar{T}}}{q^{\bar{T}} - 1} \\
 a_u &= KW_u \cdot i \\
 q &\neq 1
 \end{aligned}
 \tag{Gleichung 7}$$

Dabei entspricht  $u$  dem Szenario,  $t$  dem Betrachtungszeitpunkt,  $T$  der Umtriebszeit (100 bzw. 120 Jahre bzw. dem Zeitpunkt wenn eine Kalamität auftritt),  $\bar{T}$  dem Durchschnittsalter von Fichte und Buche,  $e_t$  den Zahlungen in einer Periode,  $q$  dem Diskontierungsfaktor ( $q=1+i$ , mit  $i=0,02$  als dezimaler Zinssatz) und  $BEW_d$  als geschätzter Bodenertragswert.

Die *Monte Carlo Simulation* ermöglichte die wiederholte Simulation unter Zufallseffekten – hier also schwankende Nettozahlungen und der Wahrscheinlichkeit von Kalamitätsereignissen. Mit den simulierten Erträgen, deren Standardabweichung und den Korrelationskoeffizienten zwischen Fichte und Buche war es möglich, effiziente Baumartenportfolios zu bestimmen und Ertrags-Risikoquotienten (*Sharpe Ratio*) zu bilden.

Weitere Details können Clasen et al. (2011) entnommen werden (vgl. Anhang I).

## 5.4 Überlebensprognose von Jungwuchs

Das Berechnen von Kompensationsbeträgen für das erhöhte Risiko durch Baumartenverlust in der Waldwirtschaft setzt voraus, dass der Grad einer Entmischung auch bestimmt werden kann. Das kann – wie weiter vorne bereits erwähnt – bspw. durch das Verwenden von Weiserzäunen geschehen, bei dem dann eine unwiderrufliche Entmischung zu bewerten ist. Erscheint es allerdings notwendig, von einer gegenwärtigen Verbissintensität auf eine zukünftige Baumartenzusammensetzung zu schließen – etwa weil jagdlich noch gegengesteuert werden kann, muss diese prognostiziert werden.

Kapitel 4.3 verdeutlicht die komplexe Beziehung zwischen Verbiss, den Baumarteninteraktionen und der daraus möglichen Entmischung von Baumarten. Viele Faktoren beeinflussen diesen Zusammenhang, der zumeist eine aufwendigere Modellierung voraussetzt (Kapitel 4.4.1). Die jedoch von Kennel (1999) beschriebene Methode reduziert diese Zusammenhänge auf vereinfachte Annahmen in einem Wahrscheinlichkeitsmodell. Dieser Ansatz, der sich allein auf die Verbisswahrscheinlichkeit, die Gefährdungszeit und die Verbisstoleranz einer Baumart beschränkt, wird nachfolgend vorgestellt.

### 5.4.1 Überlebensprognose auf Basis einer Binomialverteilung

Kennel (1999) erstellte ein Modell zur Vorhersage der zukünftigen Baumartenzusammensetzung in Abhängigkeit von der Verbissintensität<sup>20</sup>. Das Modell beruht dabei auf der Gesetzmäßigkeit binomialverteilter, also zufällig verteilter Verbisshäufigkeiten. Folgende Variablen wurden von Kennel berücksichtigt: Baumart, Verbissprozent, Bonität, Durchschnittshöhe des Jungwuchses und Anzahl an Pflanzen.

Des Weiteren basiert die Überlebensprognose auf folgenden Annahmen:

- Die Verbissgrenze wird bei 1,50 m erreicht
- Das Verbissprozent bleibt über dem Zeitraum konstant
- Alle Pflanzen haben die gleiche Wahrscheinlichkeit verbissen zu werden
- Leittriebverbiss führt zu einjährigen Zuwachsverlust
- Fünfmaliger Verbiss führt zum Absterben einer Pflanze oder zu nicht tolerierbaren Qualitätsverlusten

Bei einer Verjüngungsfläche mit bspw. 1.000 Pflanzen und einem Verbissprozent von 40 ergibt sich in einem Zeitraum von 15 Jahren folgende Verteilung (Tabelle 4):

Tabelle 4: Verbissverteilung an 1.000 Pflanzen bei einem Verbissprozent von 40 und einem gefährdeten Zeitraum von 15 Jahren

Verbisshäufigkeit	0	1	2	3	4	≥ 5
Jahr 0	1.000					
Jahr 1	600	400				
Jahr 2	360	480	160			
Jahr 3	216	432	288	64		
Jahr 4	130	346	346	154	26	
Jahr 5	78	259	346	230	77	10
Jahr 6	47	187	311	276	138	41

<sup>20</sup> Das Modell kann als Erweiterung zu den Ausführungen von Waldherr und Hösl (1994) angesehen werden.

Jahr 7	28	131	261	290	194	96
Jahr 8	17	90	209	279	232	174
Jahr 9	10	60	161	251	251	267
Jahr 10	6	40	121	215	251	367
Jahr 11	4	27	89	177	236	467
Jahr 12	2	17	64	142	213	562
Jahr 13	1	11	45	111	184	647
Jahr 14	1	7	32	85	155	721
Jahr 15	0	5	22	63	127	783

Wie ersichtlich, folgt das Beispiel einer  $n$ -stufigen *Bernoulli Kette*. Die Wahrscheinlichkeit ( $P$ ) von  $k$  Erfolgen aller möglichen Pfade ( $n$ ) ergibt sich folgendermaßen:

$$P(X=k) = \binom{n}{k} p^k (1-p)^{n-k} \quad \text{Gleichung 8}$$

Im Beispiel beträgt die Wahrscheinlichkeit  $p=0,4$  und die Anzahl der Pfade entspricht dem Betrachtungszeitraum von 15 Jahren. Der Wert  $X$  beschreibt dabei die Zufallsgröße mit einer Wahrscheinlichkeit  $p$  von  $k$  Erfolgen (Rozanov 1995).

Basierend auf der Durchschnittshöhe des Jungwuchses und der Wuchsleistung auf gegebenem Standort kann somit die Wuchsverzögerung kalkuliert werden. Je geringer hier die Ausgangshöhe und je niedriger das Standortpotential, desto länger benötigt die Pflanze die verbissgefährdete Zone zu durchwachsen. Dieser Zusammenhang ergibt die Wahrscheinlichkeitskurven in Abbildung 6. Kennel berücksichtigte jedoch nicht die unterschiedlichen Wuchsvoraussetzungen zwischen Freifläche und Bestandesinneren.

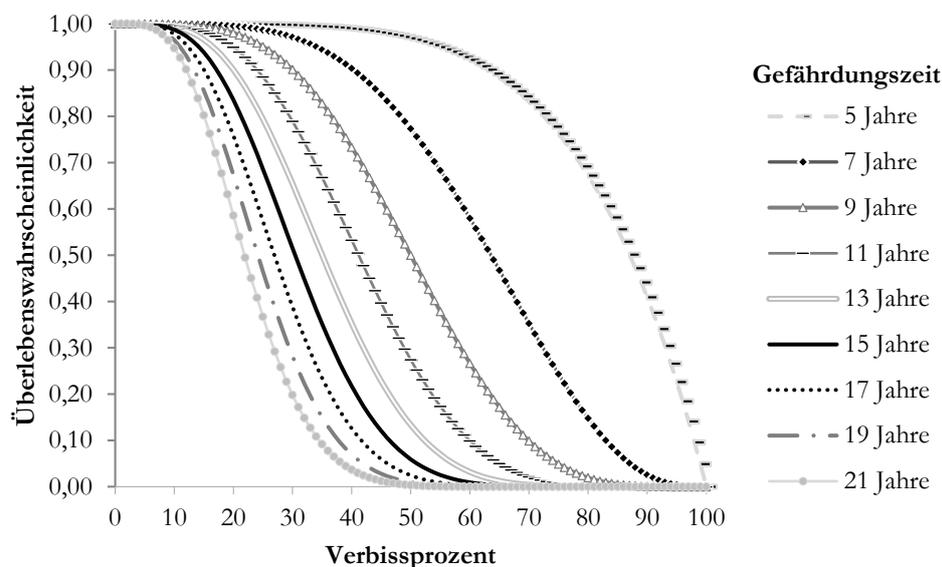


Abbildung 6: Überlebenswahrscheinlichkeit von Pflanzen unter binomialverteilter Verbiss in Abhängigkeit vom Verbissprozent und dem Gefährdungszeitraum bei einem Absterben nach 5-maligem Verbiss.<sup>21</sup>

<sup>21</sup> Abbildung in Anlehnung an Glaesener (2012).

### 5.4.2 Überlebensprognose auf Basis negativer Binomialverteilung

Die von Eiberle und Nigg (1987) beschriebene negative Binomialverteilung empirischer Verbissbefunde ist hier die Grundlage zur Ergänzung des Modells. Während die positive Binomialverteilung die Wahrscheinlichkeit eines Ereignisses mit einer n-stufigen Anzahl von Versuchen beschreibt, lässt sich mit der negativen Binomialverteilung bestimmen, wie viele Versuche nötig sind, um ein binomialverteiltes Ereignis mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit zu erreichen (vgl. hierzu auch Bortz 1999). Die negative binomiale Wahrscheinlichkeit resultiert daher aus:

$$P(X=k) = \binom{k+r-1}{r} p^k q^r \quad \text{Gleichung 9}$$

Mit  $p$  der Wahrscheinlichkeit für einen Erfolg,  $X$  einer Zufallszahl für den Erfolg unter negativer Binomialverteilung,  $k$  Pfaden mit Erfolgen,  $r$  als die Anzahl von Misserfolgen und  $q$  als die Wahrscheinlichkeit für einen Misserfolg ( $q=1-p$ ).

Für das vereinfachte Modell wurde die NEGBINOM.VERT Funktion von *Microsoft Excel*© genutzt. Die integrierte Syntax bietet die Möglichkeit, die Überlebenswahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit des Verbissprozentes und der durchschnittlichen Verweildauer bzw. der Verbisstoleranz zu berechnen:

NEGBINOM.VERT(Zahl\_MiBferfolge;Zahl\_Erfolge;Erfolgswahrsch;kumuliert)

Dabei entspricht die Zahl der Misserfolge der Anzahl der Jahre, die eine Pflanze der Verbissgefährdung ausgesetzt ist. Die Zahl der Erfolge entspricht der Verbisstoleranz und die Erfolgswahrscheinlichkeit dem Verbissprozent.

Mit der Syntax wurden jeweils zwei Berechnungen durchgeführt. Zum einen wurde die Verbisstoleranz festgesetzt und die Gefährdungszeit konnte beliebig variiert werden. Zum anderen musste die Gefährdungszeit fixiert werden, damit das Überleben in Abhängigkeit unterschiedlicher Verbisstoleranzen gezeigt werden konnte.

Kennel (1999) betrachtete sogar das individuelle Höhenwachstum einer Baumart und konnte damit die Gefährdungszeit einer Baumart bis zum Erreichen der Verbissgrenze näher bestimmen. Zur Vereinfachung wird hier nur von einer durchschnittlichen Gefährdungszeit ausgegangen, die je nach Standort einzuschätzen ist.

Weitere Details finden sich in Clasen et al. (2015), vgl. Anhang III.

## 6 Ergebnisse

Im Folgenden werden zuerst am Beispiel des Wuchsgebietes *Bayerischer Wald* detailliert die naturale Entwicklung bis zum Umtrieb aufgezeigt. Es folgen im Anschluss die finanzielle Bewertung der Naturaldaten und Beispiele zur Kompensationsberechnung. Im nächsten Kapitel werden die standörtlichen Wuchsunterschiede der 15 Wuchsgebiete Bayerns mit dem dadurch bedingten Einfluss auf die naturalen und finanziellen Kennzahlen herausgestellt. Im letzten Abschnitt erfolgt die Ergebnisdarstellung der erweiterten Überlebensprognose von Jungwuchs mit variierenden Gefährdungszeiten und Verbisstoleranzen.

### 6.1 Risikokompensationszahlungen am Beispiel Wuchsgebiet Bayerischer Wald

#### 6.1.1 Waldwachstumskundliche Kennzahlen

Das Herleiten der Risikokompensationszahlungen wird im Folgenden am Beispiel des Wuchsgebietes *Bayerischer Wald* beschrieben. Der Holzvorrat von Fichte überstieg hier den der Buche und bestätigte damit die Ergebnisse anderer Studien zum Wachstum beider Baumarten (Möhring 2004). So erreichte die Fichte bei ungestörtem Wachstum einen durchschnittlichen Zuwachs von  $10,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Die Simulation für Buche ergab einen durchschnittlichen Zuwachs von  $6,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Durch den unterstellten Kahlschlag zum Ende der Umtriebszeit betrug die finale Holzernte (Summe aus letzter Durchforstung und Abtrieb)  $676 \text{ Efm ha}^{-1}$  für Fichte im Alter 100 und  $434 \text{ Efm ha}^{-1}$  im Alter 120 für Buche.

Tabelle 5: Vorräte und Durchforstungsmengen aus der Silva-Simulation für Fichte und Buche

Alter	Verbleibendes Bestandesvolumen nach Holzernte ( $\text{Efm ha}^{-1}$ )		Holzernte ( $\text{Efm ha}^{-1}$ )	
	Fichte	Buche	Fichte	Buche
10	0	0	0	0
20	0	0	0	0
30	89	0	15	0
40	168	0	70	0
50	253	85	57	39
60	338	129	61	68
70	420	170	48	45
80	497	211	58	46
90	566	255	41	38
100	0	297	676	39
110	0	340	0	39
120	0	0	0	434

#### 6.1.2 Finanzielle Kennzahlen

Die Abtriebswerte im Alter 100 bzw. 120 zwischen Fichte und Buche weichen erheblich voneinander ab. Während Fichte zur Umtriebszeit  $31.800 \text{ Euro ha}^{-1}$  erreichte, sind es bei Buche

lediglich 16.900 Euro ha<sup>-1</sup> trotz des höheren Alters. Die durchschnittlichen Nettoerlöse aus den Durchforstungen sind vergleichbar. Hier erreicht die Fichte einen Wert von 1.100 Euro ha<sup>-1</sup> pro Dekade und die Buche 1.300 Euro ha<sup>-1</sup>.

Die *Monte Carlo Simulation* mit 1.000 Wiederholungen bei variierenden Holzpreisen und baumartenspezifischen Kalamitätseinflüssen führte zu einer durchschnittlichen Annuität bei Fichte von 131 Euro ha<sup>-1</sup> bei einer Standardabweichung von  $\pm 31$  Euro. Die Buche erreichte zwar nur eine Annuität von 72 Euro ha<sup>-1</sup>, allerdings bei geringerem Risiko von  $\pm 11$  Euro. Zwischen den Annuitäten beider Baumarten ergab sich ein Korrelationsfaktor von -0,04. Das verdeutlicht, dass der finanzielle Ertrag beider Baumarten nicht voneinander abhängig ist. Abbildung 7 zeigt die simulierten Häufigkeiten der Kapitalwerte (KW<sub>u</sub>) beider Baumarten im Reinbestand und für eine Mischung aus 50 % Fichte und 50 % Buche.

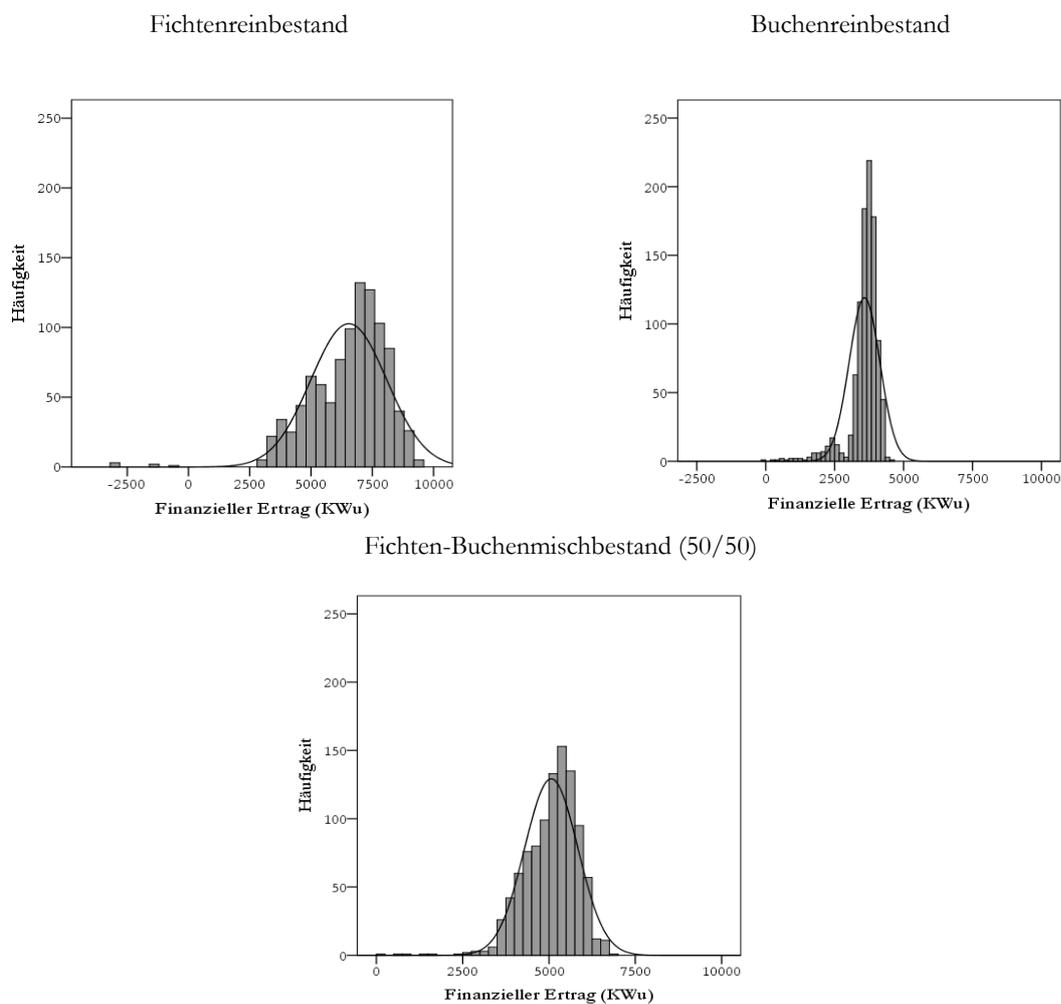


Abbildung 7: Häufigkeiten finanzieller Erträge von Buche und Fichte bei 1.000-facher Wiederholung (Balken), Linie zeigt jeweils Normalverteilung an

Werden beide Baumarten als natürliche Kapitalanlage eines Portfolios betrachtet, variiert das Ertrags-Risiko-Verhältnis nach dem Grad der Zusammensetzung aus beiden Einzelinvestitionen (Abbildung 8). Verschiedene Mischungen aus Fichte und Buche zeigen sich dabei als effizient. Wohingegen ein reiner Buchenbestand ineffizient erscheint, da bereits eine Beimischung von zehn Prozent Fichte zu einem höheren Ertrag unter geringerem Risiko führt.

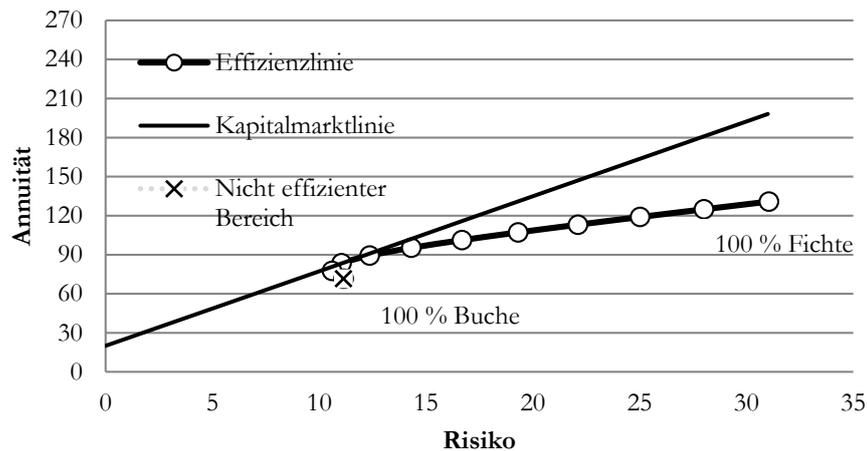


Abbildung 8: Ertrag und Risiko von Fichten-Buchenbeständen, Standort Bayerischer Wald

Wie in Tabelle 6 aufgeführt erbringen verschiedene Portfoliomischungen auch dementsprechend verschiedene *Sharpe Ratios* ( $SR_p$ ). Diese geben den notwendigen Preis für eine jeweils zusätzliche Einheit Risiko wieder. Der höchste Quotient wird hier mit 5,74 durch eine Mischung aus 80 % Buche und 20 % Fichte erreicht. Die geringste  $SR_p$  entsteht durch einen Fichtenreinbestand mit 3,57 – also mit dem ungünstigen Verhältnis zwischen Ertrag und Risiko. Die Ergebnisse basieren allerdings auf Nichtberücksichtigung von Begründungskosten. Wenn dafür Kosten angefallen wären, läge die höchste  $SR_p$  – und damit das Optimum – bei einer Mischung zu gleichen Anteilen beider Baumarten.

Tabelle 6: Ertrag, Risiko und  $SR_p$  verschiedener Baumartenmischungen aus Fichte und Buche, Standort Bayerischer Wald

Mischung Fichte/Buche	Finanzieller Ertrag (Annuität in Euro ha <sup>-1</sup> )	Risiko (Standardabweichung in Euro ha <sup>-1</sup> )	$SR_p$
100/0	130.83	31.06	3.57
90/10	124.91	28.01	3.75
80/20	118.98	25.02	3.96
70/30	113.06	22.11	4.21
60/40	107.14	19.31	4.51
50/50	101.21	16.68	4.87
40/60	95.29	14.32	5.26
30/70	89.36	12.36	5.61
20/80	83.44	11.04	<b>5.74</b>
10/90	77.52	10.60	5.42
0/100	71.59	11.14	4.63

### 6.1.3 Herleitung einer Kompensationszahlung bei erhöhtem Risiko

Die finanziell optimale Baumartenmischung aus 80 % Buche und 20 % Fichte ist das Ergebnis aus der naturalen Simulation mit dem Zusammenspiel von Holzpreisschwankungen und der Eintrittswahrscheinlichkeit von Kalamitätsrisiken. Jedoch kann sich die gewünschte Baumartenzusammensetzung ändern (siehe Kapitel 4.3.). Langanhaltender selektiver Verbiss könnte bspw. zu einem moderaten Absinken des Buchenanteils auf 50 % führen. Der jährlich mögliche Ertrag, bzw. die Annuität, würde hier 101 Euro ha<sup>-1</sup> bei einem Risiko von  $\pm 17$  Euro betragen (Tabelle 6). Der Anstieg des Fichtenanteils führt somit zu einem höheren Risiko. Wird nun die maximale SR<sub>P</sub> (5,74) mit dem Risiko von  $\pm 17$  Euro multipliziert und die 20 Euro ha<sup>-1</sup> hinzuaddiert (siehe Gleichung 3), erhält man den für das einzugehende Risiko angemessenen Ertrag. Es kommt also zu einer Angleichung an das zuvor angestrebte Ertrags-Risiko-Verhältnis. Da aus einer Mischung mit jeweils 50 % beider Baumarten tatsächlich aber nur 101 Euro jährlich erreicht werden können, ergibt sich eine jährliche Forderung in Höhe von 16 Euro ha<sup>-1</sup>.

Für eine Mischung aus 70 % Fichte und 30 % Buche wird folgendes deutlich: Obwohl die Mischung nicht das optimale Ertrags-Risiko-Verhältnis aufzeigt (siehe Tabelle 6), ist es dennoch höher als der reine Fichtenbestand. Im Falle eines Verlustes der Buche wäre das höhere Risiko der Fichtenreinbestandbewirtschaftung nur finanziell zu akzeptieren, wenn es mit circa 20 Euro ha<sup>-1</sup> jährlich kompensiert würde. Die Kompensation errechnet sich dabei durch Multiplikation des betreffenden SR<sub>P</sub> in Höhe von 4,21 mit dem Risiko der Fichte ( $\pm 31$  Euro) zuzüglich 20 Euro der risikofreien Investitionsmöglichkeit. Das ergibt den adäquaten finanziellen Ertrag in Höhe von circa 151 Euro ha<sup>-1</sup> von dem die 131 Euro aus der möglichen Fichtenreinbestandbewirtschaftung abgezogen werden müssen.

Bei einer gemischten Verjüngung aus jeweils 50 % Fichte und Buche wäre ein jährlicher Betrag in Höhe von 23 Euro ha<sup>-1</sup> nötig, wenn im Altbestand nur noch 20 % Buche vertreten wäre. Hier muss die SR<sub>P</sub> von 4,87 (50/50 Mischung) mit dem Risiko von 20 % Buche und 80 % Fichte ( $\pm 25$  Euro) multipliziert und wieder 20 Euro für die risikofreie Investition hinzuaddiert werden. So müsste man 142 Euro ha<sup>-1</sup> erhalten, um dieses Risiko zu akzeptieren – allerdings sind es nur 119 Euro ha<sup>-1</sup>. Zusammenfassend: Je nach Ausgangsbestand führt ein Verlust von 30 % Buche zu einer notwendigen Risikokompensation in Höhe von etwa 16 bis 23 Euro ha<sup>-1</sup> jährlich.

## 6.2 Wachstum unter verschiedenen Wuchsverhältnissen

### 6.2.1 Bestandesvolumen

Wie erwartet erreicht die Fichte zum Ende der Umtriebszeit die größere Holzmenge mit durchschnittlich 604 Efm ha<sup>-1</sup> über alle Wuchsgebiete Bayerns (Tabelle 7). Jedoch zeigte sich hierbei eine große Variabilität mit einer Standardabweichung von  $\pm 48$  Efm. Die Fichtenbestände in den *Oberbayerischen Flysch-Voralpen* (15) erreichten den höchsten Wert (656 Efm ha<sup>-1</sup>). Das geringste Wachstum ergab sich im Wuchsgebiet 1 *Untermainebene* mit 408 Efm ha<sup>-1</sup>. Somit erreichte die Fichte ein signifikant höheres Bestandesvolumen in den kühl-feuchteren Berglagen.

Über ganz Bayern zeigte die Buche im Alter 120 ein durchschnittliches Volumen von 417 Efm ha<sup>-1</sup> bei einer Standardabweichung von  $\pm 19$  Efm. Das größte Bestandesvolumen erreichten die Buchenbestände im Süden Bayerns (446 Efm ha<sup>-1</sup> jeweils in den *Schwäbisch-Bayerischen Jungmoräne und Molassevorbergen* (14) und den *Oberbayerischen Flysch-Voralpen* (15)). Das geringste Volumen wiesen

Buchenbestände im Nordosten Bayerns mit 386 Efm ha<sup>-1</sup> im *Bayerischen Wald* (11) und 387 Efm ha<sup>-1</sup> im *Fränkischen Keuper* (5) auf.

Tabelle 7: Bestandesvolumen in Efm ha<sup>-1</sup> zur Umtriebszeit von Fichte (100 Jahre) und Buche (120 Jahre) nach dem durchschnittlichen Wachstum in den Wuchsgebieten Bayerns

Wuchsgebiet	Fichte	Buche
01 Untermainebene	452	408
02 Spessart-Odenwald	605	426
03 Rhön	632	425
04 Fränkische Platte	635	438
05 Fränkischer Keuper	560	387
06 Frankenalp/Oberpfälzer Jura	594	430
07 Fränkisches Triashügelland	589	410
08 Frankenwald, Fichtelgebirge, Steinwald	623	391
09 Oberpfälzer Becken- und Hügelland	617	413
10 Oberpfälzer Wald	626	406
11 Bayerischer Wald	631	386
12 Tertiäres Hügelland	574	406
13 Schwäbisch-Bayrische Schotterplatte/ Altmoränenlandschaft	612	431
14 Schwäbisch-Bayrische Jungmoräne und Molassevorberge	655	446
15 Bayerische Alpen	656	446

## 6.2.2 Validierung der Waldwachstumssimulation

### Im Ertragstafelvergleich

Ertragstafeln verfügen über die wichtigsten numerischen Kennwerte, um Waldbestände zu evaluieren. Sie eignen sich tendenziell als Durchschnittswerte für größere räumliche Einheiten ohne Berücksichtigung regionaler Abweichungen. Da Ertragstafeln allerdings den Zeitraum ihrer Aufstellung wiedergeben, sind klimabedingte oder anthropogene Produktionssteigerungen – bspw. durch Stickstoffeinträge – nicht eingeschlossen, obwohl diese schon vielfach beobachtet wurden (Pretzsch 1999). Ein Vergleich von Ertragstafelwerten mit den hier simulierten Bestandesdaten ist dennoch sinnvoll, um die Spanne der simulierten Daten in die Ertragsklassen der Tafeln einordnen zu können. So wäre bspw. ein simuliertes Bestandesvolumen für Fichte auf guten Standorten mit dem Ergebnis einer niedrigen Ertragsklasse eher unrealistisch.

Einige deutsche Ertragstafeln basieren auf Wuchsstandorten Bayerns: Vanselow (1951) dokumentierte das Wachstum für Südbayern. Das hier simulierte durchschnittliche Wachstum der Fichte in den südlichen Gebieten zwischen 612 und 656 Efm ha<sup>-1</sup> im Alter 100 entspricht in etwa den Ertragsklassen II und II,5 nach Vanselow. Für die mittleren und nördlicheren Wuchsgebiete scheinen für einen Vergleich der Fichte eher die Ertragstafeln nach Wiedemann (1936) und Gehrhardt (1923) passend zu sein. Das hier simulierte Fichtenvolumen im Alter 100 entspricht den Ertragsklassen I und II nach Wiedemann und I,5 und II nach Gehrhardt. Das geringe Fichtenvolumen der *Untermainebene* (1) ergibt die Ertragsklassen II,5 nach Wiedemann bzw. III nach Gehrhardt.

Der Vergleich des simulierten Buchenvolumens zwischen 386 und 446 Efm ha<sup>-1</sup> im Alter 120 zeigt für ganz Bayern durchschnittliche Ertragsklassen zwischen I,5 und II,5 nach Wiedemann (1932) und II,5 und III nach Gehrhardt (1923).

### Im Vergleich zur Bundeswaldinventur II

Die Bundeswaldinventur ist eine Großrauminventur der deutschen Wälder. Die Informationen werden dabei an den jeweiligen Traktecken eines 4x4 Kilometer Stichprobennetzes erhoben und erlauben auch regionale Differenzierungen (Polley und Kroihner 2006). Zur Validierung der simulierten Daten mit denen aus der Bundeswaldinventur<sup>22</sup> wurden Bestände im Alter 100 bzw. 120 verglichen (Abbildung 9). Jedoch erschien der Vergleich auf Wuchsgebietsebene nicht immer ideal, da die geringe Stichprobendichte in den kleineren Wuchsgebieten keine gesicherten Aussagen erlauben. Somit gingen in den Vergleich zumindest die Bestände zusätzlich ein, die einen Anteil von bis zu 20 % beigemischter Baumarten aufwiesen.

Für einen Vergleich ebenso ungünstig war, dass die Bundeswaldinventurdaten auf Altersklassen basieren (Polley et al. 2010). Für Fichte bspw., waren für den Vergleich die Altersklassen 80 bis 100 und 100 bis 120 maßgebend. Der Durchschnitt aus beiden Altersklassen diente dann als Vergleich mit den 100 jährigen Beständen aus der Waldwachstumssimulation.

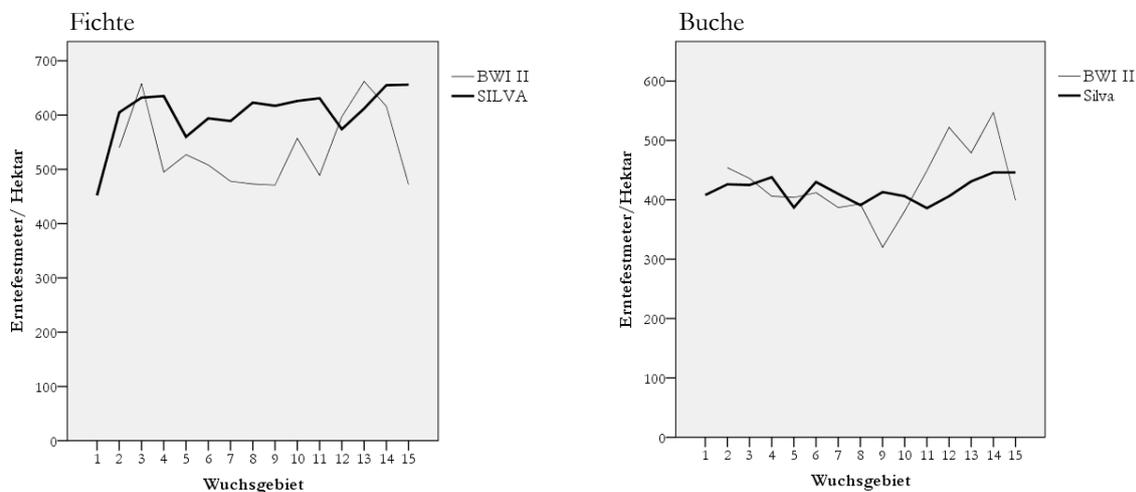


Abbildung 9: Vergleich simulierter Bestandesvorrat mit Bundeswaldinventur für Fichte im Alter 100 und Buche 120

Beim Vergleich beider Fichtenvorräte fällt auf, dass die simulierten Werte zumeist über den Bundeswaldinventurdaten liegen. Dieser Unterschied ist vor allem dadurch begründet, dass *Silva* keine Kalamitätseinflüsse wie Sturmwurf oder Borkenkäferbefall berücksichtigt, welche den durchschnittlichen Vorrat senken (Hahn und Knoke 2010). Diese Effekte wurden allerdings später in der finanziellen Bewertung berücksichtigt. Für die Buche zeigte sich bis auf die südlichen Wuchsgebiete Bayerns eine größere Übereinstimmung zwischen simulierten und realen Bestandesdaten, was sich vor allem durch die geringere Anfälligkeit der Buche gegenüber Umwelteinflüssen begründen lässt. Die sehr guten Wuchsvoraussetzungen der Buche im Süden Bayerns konnten mit *Silva* dagegen nicht hinreichend abgebildet werden.

### Im Vergleich zur Standortrisikomodellierung

Kölling et al. (2009) und Kölling et al. (2010) modellierten standortsabhängige Klimarisikoprofile für die Baumarten Bayerns. Hierfür wurden für jedes Wuchsgebiet die jährliche Durchschnittstemperatur, der Niederschlag und der Wasserhaushalt eingebunden. Als Basis wurde

<sup>22</sup> Zum Zeitpunkt der Auswertung war ein Vergleich mit aktuellen Ergebnissen aus der dritten Bundeswaldinventur noch nicht möglich.

das Jahr 2000 festgelegt. Die Autoren charakterisierten dabei sieben Risikoprofile, wobei für die Fichte aktuell sechs Profile ausgewiesen werden konnten und diese damit analog zu den simulierten Durchschnittsvorräten ein breites Spektrum für Bayern aufzeigen (Tabelle 8):

Tabelle 8: Durchschnittliche Klimarisikoprofile der Fichte in den jeweiligen Wuchsgebieten Bayerns nach Kölling et al. (2009, 2010)

Risikoprofil	Wuchsgebiet
Sehr geringes Risiko	08 Frankenwald, Fichtelgebirge, Steinwald; 11 Bayerischer Wald, 13 Schwäbisch-Bayrische Schotterplatte/ Altmoränenlandschaft; 14 Schwäbisch-Bayrische Jungmoräne und Molassevorberge; 15 Bayerische Alpen
Geringes Risiko	06 Frankenalp/Oberpfälzer Jura; 10 Oberpfälzer Wald
Erkennbares Risiko	03 Rhön; 07 Fränkisches Triashügelland; 09 Oberpfälzer Becken- und Hügelland; 12 Tertiäres Hügelland
Mittelhohes Risiko	02 Spessart-Odenwald; 05 Fränkischer Keuper
Deutlich erhöhtes Risiko	04 Fränkische Platte
Hohes Risiko	01 Untermainebene

Da die Risikoeinschätzung auf Standortparametern beruht, ist ein Zusammenhang zwischen hohem Risiko und geringem Vorrat durchaus abzuleiten. Folgende Übereinstimmungen lassen sich erkennen: Die *Untermainebene* mit den geringsten Vorräten für die Fichte besitzt auch die ungünstigsten Wuchsbedingungen. Die eher mittleren Risikoprofile der Fichte ordnen sich bei den mittleren Vorräten der nördlich und flacher gelegenen Wuchsgebiete ein. In den Mittelgebirgen und in der Alpenregion erreicht die Fichte die höchsten Vorräte bei gegenwärtig sehr geringen Klimarisiken.

Nach Kölling et al. (2009) und Kölling et al. (2010) besitzt die Buche derzeit in allen Wuchsgebieten ein sehr geringes Risiko. Diese Tendenz bestätigen die hier durchgeführten *Silva* Simulationen mit mehr oder weniger gleichem Buchenwachstum.

### 6.2.3 Vergleich finanzieller Kenngrößen verschiedener Standorte

#### *Abtriebswerte und Annuitäten*

Die Abtriebswerte zur jeweiligen Umtriebszeit beider Baumarten ergaben folgendes: Der durchschnittliche Wert für Fichte über alle Wuchsgebiete betrug 28.670 Euro ha<sup>-1</sup>, mit einem Minimum von 12.360 Euro ha<sup>-1</sup> und einem Maximum von 32.800 Euro ha<sup>-1</sup>. Die Werte für Buche variierten weniger. Hier wurde ein Durchschnitt von 16.650 Euro ha<sup>-1</sup> erreicht – bei einem Minimum von 14.800 Euro ha<sup>-1</sup> und einem Maximum von 19.130 Euro ha<sup>-1</sup>.

Entscheidend ist allerdings eine finanzielle Bewertung über die gesamte Umtriebszeit, da hiermit die Gesamtwuchsleistung einbezogen wird. Alle in der Annuität zusammengefassten Nettoerlöse für Fichte und Buche sind in Abbildung 10 nach Wuchsgebieten aufgeführt. Diese sind das Ergebnis der finanziellen Bewertung unter dem Holzpreisbezugsjahr 2007. Kalamitätsrisiken sind daher noch unberücksichtigt. Im Ergebnis zeigen sich wieder die deutlichen Abweichungen in der Fichte. Die mittlere Annuität liegt bei 135 Euro ha<sup>-1</sup>, die Spannweite reicht aber von 40 bis 176 Euro ha<sup>-1</sup> bei einer Standardabweichung von  $\pm 32$  Euro ha<sup>-1</sup>. Selbst wenn die *Untermainebene* (1) als

Ausreißer nicht berücksichtigt wird, beträgt die Standardabweichung immer noch jährlich  $\pm 19$  Euro ha<sup>-1</sup>. Die günstigen Wuchsbedingungen für Fichte – in den kühlen und humiden Bergregionen – führten auch zu den höchsten Annuitäten, was für die *Rhön* (3), den *Bayerischen Wald* (11) oder auch das *Alpenvorland* (13-15) zu erkennen ist.

Im Vergleich zur Fichte schwanken die Annuitäten für Buche kaum (77-90 Euro ha<sup>-1</sup>). Die Standardabweichung ist mit  $\pm 4$  Euro ha<sup>-1</sup> eher gering.

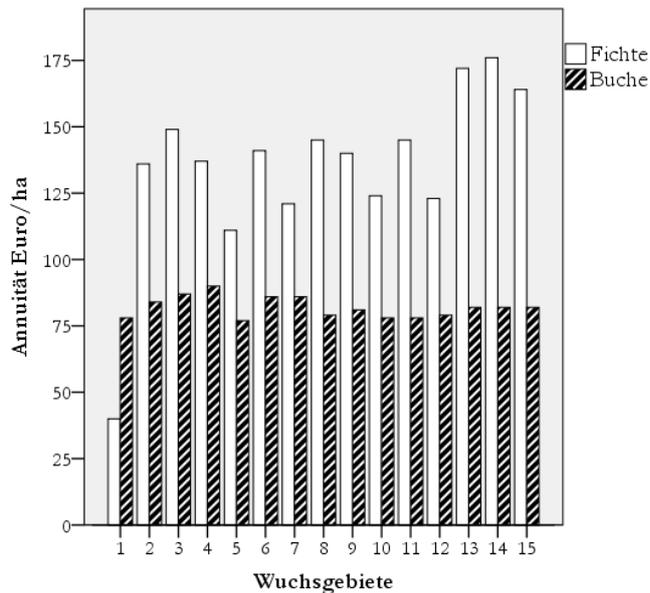


Abbildung 10: Annuitäten aus dem durchschnittlichen Wachstum von Fichte und Buche, gegliedert nach Wuchsgebieten Bayerns

### Risikokompensationszahlungen

Analog zu dem Vorgehen der Risikokompensationszahlungen am Beispiel Wuchsgebiet *Bayerischer Wald* (Kapitel 6.1) wurden die Berechnungen für alle Wuchsgebiete durchgeführt. Diese basieren jedoch nicht auf 1.000 sondern auf 10.000 Wiederholungen der *Monte Carlo Simulation* mit variierenden Umwelteinflüssen und schwanken Holzpreisen. Abbildung 11 illustriert zwei Szenarios je Wuchsgebiet: Als Ausgangsbestände wurde im Jungwuchs einmal eine gleichwertige Mischung aus Buche und Fichte festgelegt und einmal ein 30 %iger Anteil von Buche. Es wurde jeweils im Jungwuchs ein vollständiger Verlust der Buche durch Wildverbiss angenommen – mit der Konsequenz der nachfolgenden Entwicklung eines Fichtenreinbestandes.

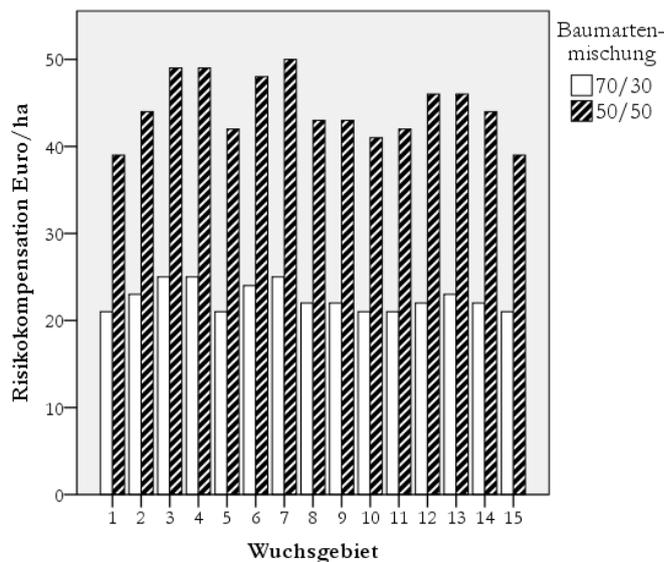


Abbildung 11: Risikokompensationszahlung nach Wuchsgebieten

Der Ausfall der 30 %igen Buchenbeimischung führte zu deutlich niedrigeren Kompensationsbeträgen als ein Verlust aus einer gleichwertigen Mischung aus Fichte und Buche. Je mehr der prozentuale Anteil einer beigemischten Baumart abnimmt, desto mehr macht sich auch der Effekt von variierenden Standorten auf die Höhe der Kompensationszahlung bemerkbar. Die entsprechenden Zahlungen für jedes Wuchsgebiet bei einer Ausgangsmischung von 70 % Fichte und 30 % Buche schwanken zwischen 21 und 25 Euro ha<sup>-1</sup>. Bei einer Ausgangsmischung mit 50 % Buche schwanken die Beträge zwischen 39 und 50 Euro ha<sup>-1</sup>. Für beide Szenarien ist das Verhältnis der Schwankungen zwischen den Wuchsgebieten in etwa gleich geblieben. Die Wuchsgebiete 3 *Rhön*, 4 *Fränkische Platte*, 6 *Frankenalp* und *Oberpfälzer Jura* und 7 *Fränkisches Triashügelland* weisen die höchsten Kompensationsbeträge auf.

Auf den ersten Blick scheint sich keine klare Beziehung zwischen den Annuitätsabweichungen aus Abbildung 10 und den Kompensationszahlungen aus Abbildung 11 zu ergeben. Jedoch lässt sich eine Ursache der Schwankungshöhe der Kompensationsbeträge in den jeweiligen Ertrags-Risiko-Verhältnissen (*Sharpe Ratio*) der Wuchsgebiete erkennen. Diese wurden durch die Standortsschwankungen jeder einzelnen Periode beeinflusst. Ein Hauptmerkmal war hierbei die Buchen-Annuität. Je höher die Annuität, desto höher war auch die Kompensation. Daher tendieren die Wuchsgebiete 3 *Rhön*, 4 *Fränkische Platte*, 6 *Frankenalp* und *Oberpfälzer Jura* und 7 *Fränkisches Triashügelland* zu den höchsten Kompensationsbeträgen – wenn auch nur leicht. Die Höhe der Fichten-Annuität zeigt einen nur geringen Einfluss, was bspw. am Wuchsgebiet 1 *Untermainebene* zu erkennen ist.

Ein weiterer Einfluss auf die Höhe der Kompensationsbeträge besteht durch das Fichtenrisiko. Obwohl das Wachstum in allen Wuchsgebieten unter denselben Voraussetzungen von Kalamitätsrisiko und Holzpreisschwankungen simuliert wurde, variieren die Risiken mit der Höhe des Ertrages, da sich das Bestandesvolumen jeder einzelnen Periode eines Wuchsgebietes unterschiedlich entwickelt hat.

## 6.3 Überlebenswahrscheinlichkeiten von Jungwuchs unter verschiedenen Annahmen

### 6.3.1 Variierende Gefährdungszeit

Im Vergleich zu der Annahme eines zufällig verteilten Verbisses des Schalenwildes am Jungwuchs (Abbildung 6), ist unter sonst gleichen Bedingungen die Überlebenswahrscheinlichkeit auf Basis einer negativen Binomialverteilung deutlich niedriger (Abbildung 12). Mit bspw. einem Verbissprozent von 20 und einer Gefährdungszeit von 9 Jahren errechnet sich eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 75 % (98 % unter Annahme einer binomial verteilten Verbissaktivität). Bei einer Gefährdungszeit von 17 Jahren erreichen lediglich 37 % die Verbissgrenze (76 % unter Binomialverteilung). Wird durchschnittlich jede zweite Pflanze im Jahr verbissen, sind die Überlebenswahrscheinlichkeiten demzufolge niedriger: Bei einem Gefährdungszeitraum von 9 Jahren beträgt die Überlebenswahrscheinlichkeit nur noch 5 % (50 % bei Binomialverteilung). Bei 17 Jahren überlebt unter diesen Voraussetzungen keine Pflanze mehr (hier waren es noch 2 % bei Binomialverteilung). Die Überlebenswahrscheinlichkeit des Jungwuchses ergibt sich hier also maßgeblich durch die Länge der Gefährdungszeit (bei konstanter Annahme des Ausfalls bei fünfmaligem Verbiss). Bei einem Gefährdungszeitraum von bis zu 21 Jahren, führen somit jährlich 38 bis 74 % verbissener Pflanzen zu einem Totalausfall am Ende des Gefährdungszeitraumes (49 bis 99 % bei binomialer Verteilung).

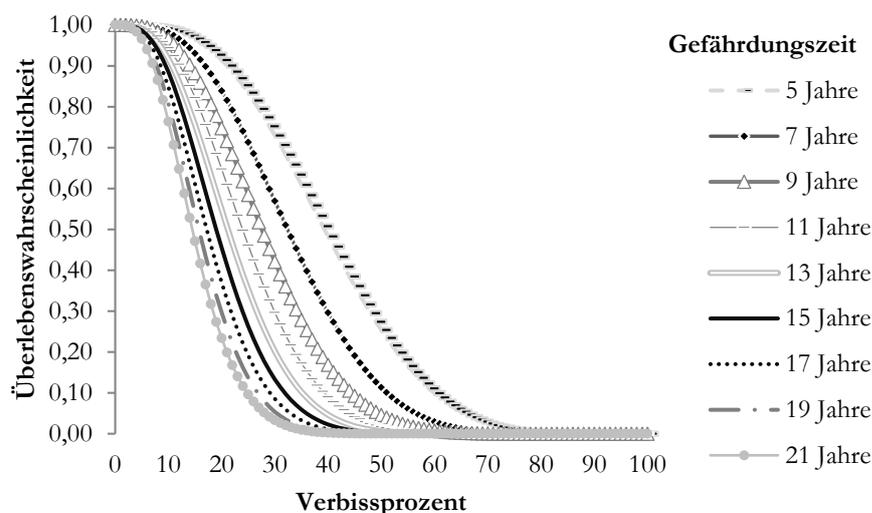


Abbildung 12: Überlebenswahrscheinlichkeit von Pflanzen bei negativ binomialverteilten Verbiss in Abhängigkeit vom Verbissprozent und dem Gefährdungszeitraum bei einem Absterben nach 5-maligem Verbiss

Wie bei Eiberle und Nigg (1987) führte die Verwendung der Poisson-Verteilung zu keinem zielführenden Ergebnis. Diese Verteilungsfunktion erbrachte hier die optimistischste Überlebensprognose. Sogar bei einem hohen Verbissprozent unter einer langen Gefährdungszeit, erreichten genügend Pflanzen die verbissfreie Zone. Hierbei konnte auch ein Widerspruch aufgezeigt werden: Bei einem jährlichen Verbissprozent von 100 und einem angenommenen Ausfall einer Pflanze nach fünfmaligen Verbiss, überlebten immer noch Pflanzen in einer Gefährdungszeit zwischen 5 und 11 Jahren. Dieser Widerspruch liegt wohl darin begründet, dass die Poisson-Verteilung aussagekräftig erscheint, um die Wahrscheinlichkeit seltener, zufälliger Ereignisse vorherzusagen (Bortz 1999). Sie gilt gewissermaßen als Grenzfall einer

Binomialverteilung mit einer Vielzahl von Ereignissen mit jeweils geringen Eintrittswahrscheinlichkeiten.

### 6.3.2 Variierende Verbisstoleranz

Abbildung 13 und Abbildung 14 zeigen die Überlebenswahrscheinlichkeiten auf Basis binomial- und negativ binomialverteilter Verbissaktivitäten in Abhängigkeit der Verbisstoleranz der Einzelpflanze. Mit dem Erreichen der Toleranzgrenze wurde angenommen, dass die Pflanze der Konkurrenz durch die Nachbarpflanzen unterliegt. Der Gefährdungszeitraum wurde hier beispielhaft auf neun Jahre festgelegt. Aus beiden Abbildungen wird deutlich, dass mit zunehmender Verbisstoleranz die Überlebenswahrscheinlichkeit deutlich steigt. Die binomialverteilte Verbisswahrscheinlichkeit war dabei wieder optimistischer. Hier ist z. B. mit einem Ausfall der Pflanze nach einmaligen Verbiss ersichtlich, dass das jährliche Verbissprozent nicht höher als acht sein darf, damit zumindest jede zweite Pflanze aus dem Äser wachsen kann. Unter denselben Voraussetzungen aber mit einer Toleranz von neun möglichen Leittriebverbissen kann das jährliche Verbissprozent 90 betragen, damit jede zweite Pflanze dem Äser entwachsen kann. Im Gegensatz hierzu zeigen sich die Überlebenswahrscheinlichkeiten der negativen Binomialverteilung, die jeweils wieder geringer waren.

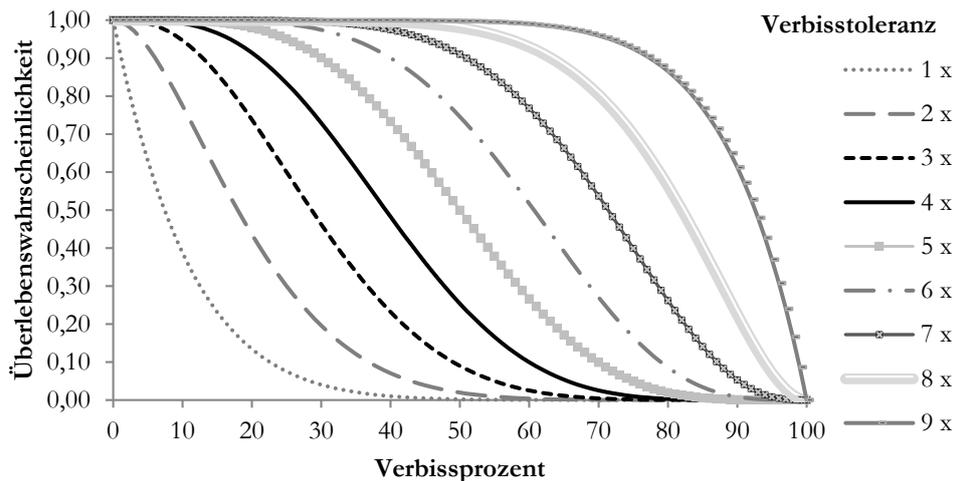


Abbildung 13: Überlebenswahrscheinlichkeit bei binomialverteilten Wildverbiss mit zunehmender Verbisstoleranz der Einzelpflanze

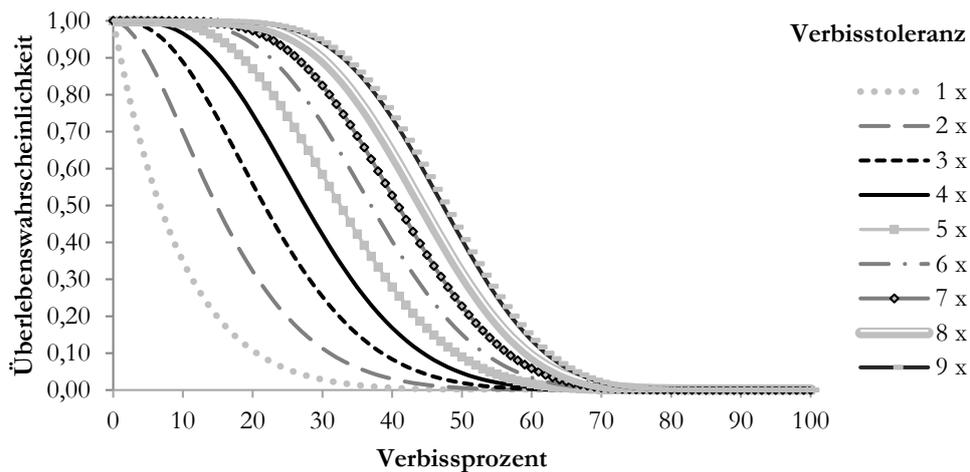


Abbildung 14: Überlebenswahrscheinlichkeit bei negativ binomialverteilten Wildverbiss mit zunehmender Verbisstoleranz der Einzelpflanze

#### 6.4 Bewertung einer spezifischen Verbissituation

Die finanzielle Bewertung einer veränderten Baumartenzusammensetzung bis hin zu einem möglichen Reinbestand – wie oben am Beispiel eines Fichten-Buchenbestandes erläutert – erfordert die Prognose der zukünftigen Baumartenentwicklung. Das hier vorgestellte vereinfachte Modell der Überlebensprognose liefert zu diesem Zweck eine grobe Schätzung, welche nur auf den Parametern der Verbissintensität, der Gefährdungszeit und der Verbisstoleranz basiert. Es ist zu bedenken, dass nur eine Verjüngungsgeneration betrachtet wird, was zumeist nur auf Pflanzungen zutrifft. Naturverjüngung hingegen ist in ihrem Alter und damit in ihrer Höhe weitaus differenzierter. Für eine Modellbetrachtung dürfte jedoch das Einschätzen der Durchschnittshöhe und der damit zu erwartenden Gefährdungszeit ausreichend sein.

Das Alter ist allerdings durchaus entscheidend, wenn die Gefährdungszeit festgelegt werden soll. Bei einer neuen Pflanzung kann der Betrachtungszeitraum mit dem Alter null beginnen. Bei einer älteren Kultur oder bereits angekommener Naturverjüngung ist zu berücksichtigen, dass der Verbiss ja bereits zu einem früheren Zeitpunkt stattgefunden hat und Bäume vielleicht sogar schon ausgefallen sind. Hier muss somit das Alter der Verjüngung zum Zeitpunkt der Inventur auf die Gefährdungszeit aufgeschlagen werden.

Basierend auf der Durchschnittshöhe und den standörtlichen Wachstumsvoraussetzungen wird die Verweildauer einer Pflanze in dem verbissgefährdeten Höhenbereich abgeschätzt. Kennel (1999) stellt für die Anwendung der Prognose dazu folgende Punkte heraus:

- Welche Mindeststammzahl ist nötig, um ein bestimmtes waldbauliches Ziel zu erreichen?
- Welcher Mindestanteil an Mischbaumarten ist auf dem jeweiligen Standort erforderlich?
- Wie groß kann die tolerierbare Höhendifferenz zwischen der Hauptbaumart und der beigemischten Art sein?

Mit dem aus den Inventuren üblicherweise erhobenen Verbissprozenten kann bspw. folgende Rechnung durchgeführt werden: Ein aus Naturverjüngung hervorgegangener Jungwuchs aus Fichte und Buche soll die zukünftige Baumartenzusammensetzung bilden. Wenn die Fichte keine nennenswerten Verbisspuren aufweist, ist auch nicht von einer Beeinträchtigung in der Entwicklung auszugehen. Entscheidend ist also der Verbiss an Buche. Wenn die Verbisspuren auf

der Verjüngungsfläche geklumpt auftreten, erscheint die Annahme einer negativen Binomialverteilung sinnvoll. Des Weiteren wird angenommen, dass die Pflanzen nach fünfmaligem Verbiss ausfallen. Die absolute Anzahl der Pflanzen auf der Fläche ist dabei nicht entscheidend, da das Verbissprozent eine relative Beziehung beschreibt. Es wird also geprüft, wie viele von den gegenwärtigen Buchenpflanzen überleben könnten.

In Tabelle 9 ist der Gefährdungszeitraum zwischen 8 und 15 Jahren gegeben, der in Abhängigkeit der Standortsvoraussetzungen und der durchschnittlichen Pflanzenhöhe eingeschätzt werden muss. Bei einem Verbissprozent von 10 fallen – je nach Standort – nur schätzungsweise 3 bis 15 % der Buchenpflanzen aus. Bei durchschnittlich 20 % jährlichen Leittriebverbisses sind es bereits circa 21 bis 54 %. Ab jährlich 30 % Leittriebverbiss ist die Buchenbeimischung bereits stark gefährdet. Erst mit den Angaben über den prognostizierten Ausfall der Buche ist es daher möglich, den Ausfall nach den oben hergeleiteten Kompensationsberechnungen auch finanziell zu beurteilen.

Tabelle 9: Ausfallwahrscheinlichkeit einer Baumart aus einem gemischten Bestand in Abhängigkeit des Gefährdungszeitraumes, basierend auf negativ binomialverteilten Verbiss und Absterben einer Pflanze nach fünfmaligem Leittriebverbiss

Verbissprozent Gefährdungszeitraum	10	20	30	40	50	60
8	3	21	51	77	93	98
9	3	25	58	83	95	99
10	4	30	64	88	97	100
11	6	35	70	91	98	100
12	7	40	75	93	99	100
13	8	45	80	95	99	100
14	10	50	84	97	100	100
15	11	54	87	98	100	100

Die finanzielle Bewertung nach dem Modellansatz ist möglich, sobald standortsspezifische Naturaldaten einer Wuchserie (vgl. Clasen und Knoke 2010) und das aus der Verjüngungsinventur erhobene Verbissprozent vorliegen. Ein bspw. für einen durchschnittlichen Standort des bayerischen Wuchsgebiets *Fränkische Platte* geplanter Baumartenanteil von zur Hälfte Fichte und Buche führt bei einem Verbissprozent von 20 bei der Buche und einer geschätzten Gefährdungszeit von 12 Jahren bis zum Erreichen einer gesicherten Baumhöhe zu einem Verhältnis von in etwa 62 % Fichte und 38 % Buche (40 % Ausfallwahrscheinlichkeit aus Tabelle 9 unter der Annahme gleichbleibender Pflanzenanzahl von Fichte). Für das erhöhte Risiko eines Baumartenverlustes sind hier jährlich circa 15 Euro pro Hektar zu kompensieren (vgl. Clasen und Knoke 2010). Unter den gleichen Voraussetzungen, aber für einen durchschnittlichen Standort im Wuchsgebiet *Rhön*, beträgt die jährliche Kompensation circa 18 Euro.

Eine bspw. geplante Mischung aus 70 % Fichte und 30 % Buche im Wuchsgebiet *Fränkische Platte* führt bei einem kontinuierlichen Verbissprozent der Buche von 40 und einem Gefährdungszeitraum von 12 Jahren zu einer Ausfallwahrscheinlichkeit von circa 93 % (vgl. Tabelle 9). Das ergäbe einen Buchenanteil von circa drei Prozent und damit einen nahezu vollständigen Verlust der Buche. Dieser Verlust wäre unter den standörtlichen Voraussetzungen mit jährlich circa 34 Euro pro Hektar zu kompensieren. Ein jährlicher Betrag in Höhe von circa 30 Euro würde bei diesem Beispiel unter den durchschnittlichen Wuchsvoraussetzungen des

*Tertiären Hügellandes* das erhöhte Risiko der Fichtenreinbestandswirtschaft wieder ausgleichen (vgl. Clasen und Knoke 2010).

Mit den vorliegenden Naturaldaten der bayerischen Wuchsgebiete können mit dem ökonomischen Ansatz und dem Modell zur Prognose einer Baumartenentmischung verschieden denkbare Entmischungsszenarien einer gegenwärtigen Verbissituation bewertet werden. Regionalspezifische Standortbedingungen wären hierbei berücksichtigt.

## 7 Diskussion

### 7.1 Beantworten der Forschungsfragen

**Welche Methode ist geeignet, um das finanzielle Risiko des Verlustes von beigemischten Baumarten zu bewerten und welche Kompensationsbeträge ergeben sich daraus für verschiedene Entmischungsszenarien?**

Mit den etablierten Verfahren aus der Wildverbissbewertung ist das Berechnen eines finanziellen Ausgleichs des Verlustes von Baumart in Mischbeständen nicht möglich. Im Gegensatz zu dem hier vorgestellten Ansatz, gleichen die etablierten Verfahren nur einen offensichtlichen Naturalverlust aus. Bei dem Risikoansatz gilt es hingegen, ein potentielles Wagnis in ferner Zukunft zu kompensieren. Das Fordern einer solchen Ausgleichszahlung ist gerechtfertigt, wenn mit einer geplanten Baumartenmischung die Gefahr natürlicher Risiken gemildert und Flexibilität am Holzmarkt erreicht werden sollte. Es steht daher außer Frage, dass Risiken durch eine Entmischung in dem ausgesprochen langfristigen Produktionsprozess der Waldwirtschaft in der Wildverbissbewertung zu berücksichtigen sind.

Als Methode für die Ausgleichszahlungen eines Baumartenverlustes aus einem gemischten Waldbestand diente ein finanzmathematisches Modell auf Grundlage der *Portfoliotheorie*. Damit war es möglich, Ertrags-Risiko-Quotienten (*Scharpe Ratios*) für verschiedene Mischungsgrade aus zwei Baumarten zu bestimmen. Das Ziel war hierbei nicht die Suche nach einer finanzoptimierten Baumartenmischung, da verschiedene Entmischungsszenarien aus unterschiedlichen Ausgangsmischungen untersucht werden sollten. Mit den Ertrags-Risiko-Quotienten konnte geprüft werden, ob der Ertrag einer Baumartenzusammensetzung im gesunden Verhältnis zum jeweiligen Risiko steht. Wenn nicht, ist mit einer Kompensationszahlung das angedachte Verhältnis wieder herzustellen.

Am Beispiel des Wuchsgebietes *Bayerischer Wald* wurde gezeigt, dass ein Rückgang der Buche um 30 Prozentpunkte je nach Ausgangsmischung jährlich zwischen 16 und 23 Euro ha<sup>-1</sup> an Kompensationsbetrag erfordert, um das ursprüngliche Ertrags-Risiko-Verhältnis wieder zu erreichen. Dieser Betrag ist nicht unwesentlich, entspricht er doch durchschnittlichen 18 bis 23 % der insgesamt erreichbaren Annuität. Außerdem unterschätzen die Beträge die tatsächlich notwendige Kompensation, da in dieser Arbeit Stabilisierungseffekte in Mischbeständen nicht berücksichtigt werden konnten.

Der Vergleich mit den aufgeführten Beträgen für einen Zuwachsverlust aus Kapitel 4.1.2 zeigt die Relevanz einer Risikokompensation. Zwar sind die Beträge aus methodischer Sicht kaum zu vergleichen, in Relation ist die Höhe der Risikokompensationsbeträge aber nicht unerheblich. Zudem wird deutlich, dass die durchschnittlichen Pachtpreise für Niederwild in Deutschland zwischen 1 und 20 Euro pro Hektar und Jahr (Renneke 2005) einen möglichen Risikoanstieg durch die Reinbestandswirtschaft nicht kompensieren können.

### **Inwieweit beeinflusst der Standort die Höhe der möglichen Kompensationsbeträge zum Ausgleich des Verlustes von Mischbaumarten?**

In der vorliegenden Arbeit wurden die unterschiedlichen Wuchsleistungen von jeweils Fichte und Buche in den 15 Wuchsgebieten Bayerns berücksichtigt. Die Ergebnisse zeigen deutliche Schwankungen der Fichtenvorräte jedoch kaum schwankende Buchenvorräte zwischen den Wuchsgebieten. Diese Vorratscharakteristik konnte durch den Vergleich zu anderen Studien bekräftigt werden. Durch die verschiedenen Wuchsleistungen variierten demzufolge auch die Kompensationsbeträge bei einem angenommenen Verlust der Buche aus einem Fichten-Buchen-Mischbestand. Ursächlich hierfür waren die jeweils individuellen Ertrags-Risiko-Quotienten (*Sharpe Ratios*). Als entscheidender Effekt erwies sich dabei die Höhe der Buchenannuitäten durch das standörtliche Potential. Je höher diese, desto höher auch eine notwendige Kompensation. Die Höhe der Fichtenannuität zeigte dagegen kaum Auswirkungen. Einen Einfluss hatte dennoch das Fichtenrisiko. Zwar waren für alle Wuchsgebiete dieselben Überlebenswahrscheinlichkeiten hinterlegt, das Risiko variierte aber im Verhältnis zum jeweiligen Ertrag, da die Vorräte in den einzeln simulierten Beständen voneinander abwichen. Dieser Effekt wird noch deutlicher, wenn die Überlebenswahrscheinlichkeit der Fichte weiter herabgesetzt wird. Dann steigt dementsprechend der Kompensationsbetrag.

Die Studie quantifiziert daher erstmals standortsspezifische Risikokompensationen zur Entschädigung von Baumartenverlusten in Mischbeständen: Je höher der finanzielle Wert einer entmischten Baumart und je höher das Risiko des zukünftigen Bestandes, desto höher muss der finanzielle Ausgleich sein, damit der Waldbesitzer keinen finanziellen Nachteil erfährt.

### **Welche Einflussgrößen sind wichtig für die Prognose der zukünftigen Baumartenzusammensetzung?**

In dieser Arbeit wurde aufgezeigt, dass viele Größen die Überlebenswahrscheinlichkeit eines Baumes im Jungwuchs beeinflussen können. Daher erscheinen die Modellierungsmöglichkeiten von Wald-Wild Interaktionen eingeschränkt und Erkenntnisse darüber hinaus selten allgemeingültig. Modelle über die zukünftige Baumartenentwicklung beziehen sich zumeist auf die Charakteristik einer spezifischen Versuchsfläche. Modellierungen auf Grundlage des Wahrscheinlichkeitsansatzes von Waldherr und Hösl (1994) und Kennel (1999) bieten hingegen die Möglichkeit, die komplexen Interaktionsbeziehungen auf die Merkmale der Gefährdungszeit durch Verbiss und der Verbisstoleranz der Baumarten zu reduzieren. Die Charakteristik einer Verjüngungsfläche kann also vereinfacht und flexibel berücksichtigt werden und man erhält dafür eine dennoch brauchbare Schätzung der zukünftigen Baumartenzusammensetzung. Voraussetzung hierfür ist allerdings ein geeignetes Wahrscheinlichkeitsmodell, welches in vorliegender Dissertation durch eine negative Binomialverteilung dargestellt wird.

Das vereinfachte Modell bietet jedoch nicht die Möglichkeit komplexe Verjüngungsvorgänge zu erklären. Dessen Stärke liegt vielmehr in der praktikablen Anwendung. So lässt sich unter einem bestimmten durchschnittlichen Verbissprozent ein Rahmen aufzeigen, unter welchen Umständen eine beigemischte Baumart auszufallen droht. Die finanziellen Konsequenzen können daraus abgeleitet und damit Argumente für eine mögliche jagdliche Regulierung geliefert werden. Allerdings bietet die Prognose noch Anpassungsmöglichkeiten – wie unter anderem mit der negativen Binomialverteilung für die Verbisswahrscheinlichkeit und variierender Verbisstoleranz gezeigt werden konnte.

## 7.2 Diskussion der finanziellen Bewertungsmethode

### 7.2.1 Kompensationsberechnung mit Ertrags-Risiko-Quotienten

Zur Bewertung von durch Verbiss bedingten Risikoverschiebungen im Baumarten-Portfolio wurde die so genannte *Reward to Variability Ratio* oder kürzer *Sharpe Ratio* verwendet, welche Sharpe (1966 und 1994) zur Analyse von Investmentfonds vorgeschlagen hat. Diese Kennzahl wird tatsächlich an den Börsen zur Charakterisierung des Rendite/Risikoverhältnisses für einzelne Aktienfonds verwendet. Sharpe konstruierte mit seinem Quotienten eine Kennzahl, welche nach seiner ursprünglichen Idee eine *zero investment* Strategie voraussetzt. Der risikofreie Zins repräsentiert in Sharpes Betrachtung die Finanzierungskosten, welche durch Kreditaufnahme in einem perfekten Kapitalmarkt entstehen<sup>23</sup>. In der mit vorliegender Dissertation bewerteten Situation geht es jedoch nicht um eine Finanzierungsfrage. Vielmehr handelt es sich um einen bereits bestehenden, sehr jungen Waldbestand für den keine Fremdfinanzierung unterstellt wird. Das finanzielle Risiko dieser schon getätigten Investition wird nun im Nachhinein durch Wildeinfluss verschoben und die Konsequenzen dieser Verschiebung sollen quantifiziert werden. Der in der vorliegenden Studie unterstellte risikofreie Ertrag kann daher nicht mit den Finanzierungskosten einer Investition in Wald begründet werden. Daher wurde der risikofreie Ertrag in vielen umweltökonomischen Studien gleich Null gesetzt (z. B. Koellner und Schmitz 2006, Moore et al. 2010, Halpern et al. 2011, Griffith et al. 2014). Um keine überhöhten Kompensationsbeträge zu generieren, wurde jedoch in der vorliegenden Dissertation davon ausgegangen, dass der Waldbesitzer sein Risiko auch nach einem Verlust der Mischbaumarten noch in gewissem Maße steuern kann, z. B. indem er den Wald oder Teile davon verkauft und das erlöste Geld in eine risikofreie Alternativanlage investiert. Der risikofreie Ertrag wird demnach durch die Opportunitätskosten einer risikofreien Investition bestimmt. Seine Höhe festzulegen, ist jedoch nicht unproblematisch. So werden beispielsweise die Verwendung von konstanten Zinssätzen für diesen Zweck sowie die Annahme einer konstanten risikofreien Anlagemöglichkeit kritisch diskutiert (Burkhardt 2008). Der Logik der forstlichen Bodenbewertung mit Hilfe des Bodenertragswertes folgend, würde der mögliche Verkaufserlös für den sehr jungen Waldbestand von der Baumartenzusammensetzung abhängen. Ein risikoaverser Käufer würde zudem Risikoabschläge vornehmen, so dass mit Sicherheitsäquivalenten zu

---

<sup>23</sup> Die Annahme eines perfekten Kapitalmarktes bringt einige Implikationen mit sich, die beispielsweise im so genannten *Modigliani-Miller Theorem* zum Ausdruck kommen (Miller 1988). Aus diesem Theorem folgt, dass unter den Bedingungen eines perfekten Kapitalmarktes der Wert einer Unternehmung (und somit auch der eines Forstbetriebes) lediglich vom Einkommensstrom, nicht aber vom Verschuldungsgrad oder von der Dividenden-Politik des Unternehmens abhängt. Denn jeder Investor kann mit Hilfe des perfekten Kapitalmarktes durch Geldaufnahme bzw. -anlage einen ungleichmäßigen in einen gleichmäßigen Geldstrom verwandeln. Damit könnten dann, im Prinzip, auch Einkommensunsicherheiten, die lediglich aus Schwankungen um einen Mittelwert bestehen, ausgeglichen werden und eine Bewertung von Einkommensschwankungen wäre überflüssig. Diese Betrachtung würde allerdings ignorieren, dass es in der Waldwirtschaft durch biophysikalische Risiken (durch Windwurf, Schneebruch, Feuer oder Insektenkalamitäten) zu echten Kosten kommen kann. Zudem geht auch das *Modigliani-Miller Theorem* davon aus, dass der zur Bestimmung des Unternehmenswertes verwendete Kalkulationszins von der Risikoklasse abhängt, welcher das jeweilige Unternehmen angehört (vgl. Stiglitz 1969). Die Existenz von Risiken wird somit auch unter den Bedingungen eines perfekten Kapitalmarktes anerkannt. So hat z. B. Stiglitz (1984) gezeigt, dass eine Geldpolitik des Unternehmens, welche die Wahrscheinlichkeit für einen Bankrott erhöht, der in der Realität mit erheblichen Kosten verbunden ist, sehr wohl einen Einfluss auf den Wert des Unternehmens haben kann. Es ist daher durchaus sinnvoll und auch üblich, Einkommensunsicherheiten im Rahmen der Kalkulation von Kapital- bzw. Ertragswerten zu berücksichtigen. Ein Standardverfahren für diesen Zweck stellt die Monte-Carlo-Simulation dar (z. B. Wolf und Runzheimer 1999, Perridon und Steiner 2004, Wöhe und Döring 2010), welches auch in dieser Arbeit zum Einsatz gekommen ist. Beispiele für die Anwendung der Monte-Carlo-Simulation zur Kalkulation von forstlichen Kapitalwerten, Waldrentierungswerten oder Bodenertragswerten finden sich bei Dieter (2001) sowie Dieter et al. (2001).

operieren wäre.<sup>24</sup> In dieser konzeptionellen Studie wurde aufgrund der genannten Probleme beispielhaft eine pragmatische Annahme getroffen, indem der mögliche Verkaufserlös anhand des durchschnittlichen Waldbodenpreises abgeschätzt wurde, welcher nach völligem oder teilweisem Verkauf des Waldes risikofrei investiert werden könnte.

Die Höhe des unterstellten risikofreien Ertrages hat natürlich einen Einfluss auf die resultierenden Kompensationszahlungen. Betrachtet man exemplarisch eine Verschiebung der Mischung aus 70 % Fichte und 30 % Buche hin zu 100 % Fichte und steigert man den alternativen risikofreien Ertrag in Schritten um 5 Euro pro Hektar und Jahr, so reduziert sich der Kompensationsbetrag gleichfalls um jeweils 2 Euro. Kompensationen bleiben damit für dieses Beispiel bis zu einer mehr als Verdreifachung des risikofreien Ertrages prinzipiell bestehen. Nähert sich der risikofreie Ertrag nun noch weiter den durch die Waldinvestition selbst erreichbaren, aber natürlich riskanten Erträgen (70 Euro), dann schmilzt die Kompensation logischerweise auf null, weil dann die riskante Waldinvestition an sich im Vergleich zur risikolosen Investition immer weniger attraktiv wird. Die Annahme erhöhter risikofreier Erträge wirkt jedoch nicht einheitlich, denn sie führt nicht immer zu sinkenden Kompensationen. Handelt es sich um den Fall, dass mit einem Rückgang einer Baumart ein niedrigeres Risiko erreicht wird, erhöht sich mit steigender risikofreier Investition auch die Kompensation. Bei bspw. einem Verbiss der Fichte aus einer buchendominierenden Verjüngung mit einem Anteil von 80 % (eine Situation die in manchen Wuchsgebieten Deutschlands gar nicht so selten ist) zu einem Anteil von 100 % Buche bleibt die Kompensation bei Erhöhung der risikofreien Anlage von 20 Euro auf 40 Euro in etwa konstant bei rund 12 Euro pro Jahr und Hektar.

Nun gilt es als ein Nachteil der Sharpe-Ratio, dass diese eine isolierte Betrachtung eines Fonds mit einer Bewertung gegenüber einer Benchmark, im klassischen Falle der risikolosen Investition oder Finanzierung, vornimmt, obwohl doch der Investor weitere Möglichkeiten der Risikodiversifikation wahrnehmen könnte. Die Reduktion der Diversifikation auf zwei Anlagen (Baumarten) und der Nichtberücksichtigung der übrigen Einkommensquellen wird vehement kritisiert. Denn je stärker die Diversifikation insgesamt und je kleiner der Anteil des Einkommens aus der betrachteten einzelnen Waldfläche am Gesamteinkommen, desto weniger würde ein Nachteil durch Einkommensunsicherheit behauptet werden. Die Modellergebnisse würden unter dieser Voraussetzung eher die Obergrenze plausibler Kompensationsbeträge markieren, da das Modell den praktisch fast unmöglichen Grenzfall kleiner Waldflächen bei gleichzeitig fehlenden nichtforstlichen Einkommen abbildet.<sup>25</sup>

Dem wird jedoch entgegengehalten, dass die Sharpe-Ratio in vorliegender Arbeit für die Beurteilung vereinfachter Waldfonds konzeptionell verwendet wurde, was keine Berücksichtigung der übrigen Einkommensquellen des Waldbesitzers erfordert. Man sollte also die Kompensation nicht von den sonstigen Investments abhängig machen und das geht auch ohne das Modell der SR zu verlassen (vgl. Sharpe 1966 und 1994). Natürlich könnte dieser Fonds noch weitere Bestandteile

---

<sup>24</sup> In den meisten Fällen wird erst mit dem Ableiten einer Risikonutzenfunktion und einer Risikopräferenz das Bestimmen eines optimalen Portfolios möglich. Die unterstellte Risikoaversion ist von einer konkreten Entscheidung abhängig, die im Laufe der Zeit allerdings nicht konstant sein dürfte (Post und van Vliet 2006, Plattner 2006). Diese Einschränkung kann aber mit der Verwendung einer risikofreien Investition – wie oben beschrieben – entkräftet werden. Die Sharpe Ratio neigt hier allerdings zu einer ausgesprochen risikoaversen Zusammensetzung. Nur 20 % Fichte bilden den Anteil im Tangentialportfolio. In einer anderen Studie wurde auch die Sharpe Ratio verwendet, um die optimale Mischung zwischen der Rauli-Südbuche (*Nothofagus alpina*, P. et E., OERST.) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*, Mirb.) zu bestimmen. Auch hier erreichte die weniger risikobehaftete Südbuche einen Portfolioanteil von 80 % (Hildebrandt et al. 2009).

<sup>25</sup> Moog (2015), schriftliche Anmerkung aus dem Umlaufverfahren

enthalten und der Waldfonds könnte wiederum anteilig mit anderen Investitionen gemischt werden, bis das gesamte diversifizierbare (unsystematische) Risiko eliminiert ist.<sup>26</sup> Bei den betrachteten Risiken handelt es sich um echte Vermögensschäden, die beispielsweise durch die Zerstörung eines Waldbestandes durch bspw. Windwurf hervorgerufen werden können. Solche Schäden können in einer Größenordnung von 20.000 Euro und mehr pro Hektar liegen und es ist schwer vorstellbar, wie solche Schwankungen durch die übrigen Einkommensquellen ausgeglichen werden sollen. Es ist daher fragwürdig, ob sich alle forstlichen Risiken einfach durch ein perfekt diversifiziertes Investitionsportfolio für alle, insbesondere auch für die kleineren Waldbesitzer, abfangen lassen. Damit wären dann auch spezielle betriebliche Risiko-Management-Strategien völlig überflüssig. Auch der Waldumbau wäre dann, zumindest aus ökonomischer Sicht, in weiten Teilen unnötig.

Auch im Rahmen der Unternehmensbewertung wird man jedoch im Grunde nie von perfekt diversifizierten Vermögensstrukturen, die alle sich bietenden Investitionsmöglichkeiten adäquat erfassen, ausgehen dürfen. So zeigen beispielsweise Versuche, das *Capital Asset Pricing Model* nach Sharpe (1964) zu testen, häufig eklatante Fehleinschätzungen, wenn die Risikokompensation in Form des *economic return* allein aus dem Beta-Faktor, der ein Maß für das systematische Risiko darstellt, abgeleitet wird (z.B. Fama und French 2004).

Im in dieser Arbeit unterstellten Beispiel kommt hinzu, dass ja eine einmal durch den Waldbesitzer getroffene Allokationsentscheidung ungewollt verschoben wird, wodurch es zu einem Risikoanstieg kommt. Auch eine aus dieser Situation heraus eventuell angemessene, nachträgliche Umschichtung des Investitionsportfolios zur Abfederung der erhöhten waldbezogenen Risiken wäre ja nicht kostenlos zu haben. Anstelle auf solche schwer quantifizierbaren Kosten abzuheben, verfolgte diese Arbeit allerdings das Ziel, den Waldbesitzer durch angemessene Kompensationszahlungen in dieselbe Ertrags-Risiko-Situation zu versetzen, in welcher er sich vor der durch Wildeinfluss bedingten Verschiebung seines Baumarten-Portfolios befunden hat.

### **7.2.2 Verwendung des Portfoliomodells in Verbindung mit Ertragswerten**

Als Grundlage für den risikobehafteten ökonomischen Ertrag wurden Bodenertragswerte kalkuliert. Als Zinssatz wurde eine beispielhafte subjektive Zinsforderung des Waldbesitzers in Höhe von 2,0 % zur Quantifizierung seiner Zeitpräferenz verwendet. Nach Möhring et al. (2006) muss sich in einem auf Vorratsnachhaltigkeit ausgerichteten Forstbetrieb ein forstlicher Kalkulationszins an der Grenzverzinsung der annähernd hiebsreifen Waldbestände orientieren. Die Autoren nennen hier Werte in Höhe von 1,5 bis 2,0 %. Eine subjektive Zinsforderung in Höhe von 2,0 % kann zudem als ein risikoadjustierter Zinssatz zur Bewertung forstlicher Projekte in Deutschland aus der Studie von Benitez et al. (2007) abgeleitet werden. Die mit Hilfe von Monte-Carlo-Simulationen hergeleiteten, risikobehafteten Bodenertragswerte wurden dann in Annuitäten umgerechnet.

Durch die Umformung von Bodenertragswerten bzw. Kapitalwerten in Annuitäten wird eine Inkonsistenz des Modells befürchtet. Demnach ergeben sich zwei Erfolgsgrößen – Einkommensstrom und Vermögensstrom –, die durch die Annuität gleichzeitig abgebildet werden. Die Annuität als Einkommensgröße zu interpretieren sei ungerechtfertigt. Denn der eigentliche Hintergrund der Annahme des perfekten Kapitalmarktes ist die Reduzierung der

---

<sup>26</sup> Die Gesamtvermögensbetrachtung als Anwendungsvoraussetzung von Portfolio-Modellen wurde bisher kaum in forstlichen Studien diskutiert.

Erfolgsbeurteilung auf eine Größe, um nicht mit Einkommen und Vermögen simultan umgehen zu müssen. Inkonsistenz wäre nicht gegeben, wenn die Unsicherheit nur im Kapitalwert berücksichtigt wird.<sup>27</sup>

Hier ist einzuwenden, dass die Umformung von Kapitalwerten in Annuitäten prinzipiell kein finanzmathematisches Problem ist, denn die Annuität geht von denselben Modellprämissen aus. Die Annuität entspricht einem jährlichen Deckungsbeitrag bzw. einem durchschnittlichen Nettoerlös (Möhring et al. 2006) und zeigt damit den Charakter einer Einkommensgröße. Es ergeben sich im Übrigen keine Unterschiede zwischen der Bodenertragswert- und der Annuitäten-Perspektive. Zudem ist die Verwendung risikobehafteter Annuitäten nicht unüblich, wie Beispiele für den forstwissenschaftlichen Bereich (z. B. Staupendahl und Möhring 2011), aber auch aus der Versicherungswirtschaft zeigen (z. B. Coppola et al. 2000). Ein wesentlicher Vorteil ist aber der, dass Annuitäten für forstliche Praktiker besser interpretierbar sind als Bodenertragswerte (vgl. Möhring et al. 2006). Daher darf die Verwendung von Annuitäten anstelle der Kapitalwerte bzw. Bodenertragswerte als unproblematisch betrachtet werden, da die Ergebnisse für die Kompensationszahlungen hierdurch nicht beeinflusst werden.

Die vorliegende Dissertation koppelt ein einperiodiges Modell (das Portfoliomodell nach Markowitz) mit Ertragswerten, die aufgrund einer mehrperiodigen Betrachtung kalkuliert werden. Dies ist eine nicht nur in dieser Arbeit geübte Praxis, sondern in vielen Studien Gang und Gäbe. Koppelungen des Portfoliomodells mit Ertragswert- oder Kapitalwertkalkülen (auch Annuitäten) finden sich zum einen schon in der grundlegenden Publikation von Markowitz (1952), zum anderen aber auch in zahlreichen Anwendungen aus dem Bereich der Umweltwissenschaft. So ist die Verwendung des Portfolio-Ansatzes in der Fischereiwissenschaft verbreitet (z. B. Larkin et al. 2003, Edwards et al. 2004, Sanchirico et al. 2008, Moore et al. 2010, Griffiths et al. 2014). Koellner und Schmitz (2006) unterbreiten eine Anwendung für die Bewirtschaftung von Weideflächen. Zudem wird der Portfolioansatz in der Landwirtschaft verwendet (z. B. Macmillan 1992). Hildebrandt und Knoke (2011) geben schließlich einen Überblick über Portfolioanwendungen im Bereich der Forstwissenschaft. Zudem kommt es zu einer Koppelung des Portfoliomodells mit einer Ertragsbewertung in Anwendungen des *Capital Asset Pricing Model* nach Sharpe (1964) auf die Bewertung von Unternehmen (z. B. Weber 2007). Diese Praxis wird beispielsweise von Kruschwitz (2005) kritisiert, da ein mehrperiodiges Portfoliomodell zu anderen Resultaten führen könnte, als das oft verwendete einperiodige Portfoliomodell. Allerdings könnte die hier verwendete Umtriebszeit auch als einperiodig definiert werden.<sup>28</sup>

Interessant wäre herauszufinden, welche Konsequenzen sich aus den kritisierten Perspektivenwechsel von der dynamischen Kapitalwert- bzw. Bodenertragswertmethode hin zu einem statischen Ansatz (Portfoliomodell) ergeben würden. Die statische Betrachtung bringt es mit sich, dass die waldbauliche Behandlung der Bestände vordefiniert werden muss und dann in allen Szenarien genau gleich bleibt, unabhängig von den simulierten Randbedingungen (beispielsweise von den Holzpreisen und den Kalamitätsrisiken). Dadurch bleibt die sich in der Realität in manchen Punkten ergebende Flexibilität in Form möglicher Anpassungen an die simulierten äußeren Umstände (z. B. durch Beachtung der gerade simulierten Holzpreise bei einer Entscheidung für oder gegen einen Holzeinschlag im Sinne der Optionspreistheorie) unberücksichtigt. Dieses Vorgehen führt zum einen sicherlich zu einer Unterschätzung der möglichen Kapitalwerte und

---

<sup>27</sup> Moog (2015), Anmerkung aus dem Umlaufverfahren

<sup>28</sup> Eine Alternative zu der hier umgewandelten Annuität mit Verwendung eines einperiodigen Portfoliomodells wäre stattdessen ein Modell mit Verlängerung des Modellhorizonts ohne Umformung der Erfolgsgröße (Moog, 2015, aus dem Umlaufverfahren), was durch die Perspektive des Bodenertragswertes abgebildet werden könnte.

damit auch der Kompensationsbeträge. Zum anderen liegt auf der Hand, dass ein dynamischer, aber sehr komplex zu modellierender Ansatz, sicherlich noch größere Vorteile der Mischung durch erweiterte Flexibilität erbringen würde. Allerdings dürfte das kaum realitätsnah zu modellieren sein; allein aufgrund der notwendigen Rückkoppelungen immer wieder variierender Eingriffe- und Eingriffsstärken zum Waldwachstumsmodell. Das Vorgehen in dieser konzeptionellen Studie erscheint vor diesem Hintergrund daher konservativ. Zudem ist offen, wie stark die Vorteile einer dynamischen Portfolioanpassung überhaupt wirken könnten. So ist beispielsweise eine Veränderung der Baumartenstruktur zur Anpassung des Waldes an sich ändernde Wuchs- oder auch Marktverhältnisse nur noch in sehr engen Grenzen möglich und wirtschaftlich sinnvoll, wenn der Waldbestand einmal begründet ist. Eher erschiene es möglich und sinnvoll, einen flexiblen Erntezeitpunkt zu simulieren. Diese im Zusammenhang mit Mischbeständen bisher kaum untersuchte Forschungsrichtung gilt es sicherlich in den kommenden Jahren weiter zu untersuchen.

### 7.2.3 Annahme normalverteilter Erträge im Portfoliomodell

Die *Portfoliotheorie* beruht auf der Annahme normalverteilter finanzieller Erträge, im vorliegenden Falle also der berechneten Bodenertragswerte. In diesem Fall kann nach Gleichung 1 die Standardabweichung aus dem mittleren Bodenertragswert berechnet werden. Die Abbildung 7 verdeutlicht jedoch, dass die finanziellen Erträge von Fichte und Buche aus den wiederholten Simulationen nicht normalverteilt sind. Besonders die Fichtenerträge bilden eine ausgeprägte Linksschiefe ab. Die Annahme einer Normalverteilung führt hier zu einer Unterbewertung der Risikoeffekte. Für Buche sind geringere Bodenertragswerte – dargestellt auf der linken Hälfte der Abszisse – weniger häufig. Damit wird bestätigt, dass eine höhere Ausfallwahrscheinlichkeit einer Baumart auch zu häufiger geringeren Erträgen führt.

In der Forstwirtschaft, die ja vielen natürlichen Risiken ausgesetzt ist, weichen die Erträge zumeist von einer Normalverteilung ab. Knoke und Wurm (2006) haben belegt, dass die Annahme einer Normalverteilung finanzieller Erträge weder für die Fichte, noch der Buche oder Mischungen aus beiden Baumarten geeignet ist. Die Annahme einer Normalverteilung in der Portfolioberechnung wird daher prinzipiell kritisiert (Gotoh und Konno 2000). So kann auch die Verwendung der *Sharpe Ratio* aus nicht normalverteilten Erträgen zu Fehlinterpretationen führen (Zakamouline und Koekebakker 2009). Letztlich wird der klassische *Mean-Variance* Ansatz mit dem Risikomaß der Standardabweichung in der Finanzwelt dennoch häufig verwendet. Hervorzuheben ist hier die praktikable Anwendung und die einfache Kalkulation des Risikos eines Portfolios aus den Einzelrisiken der Portfoliobestandteile (Beinhofer 2009).

Alternative Ansätze zum klassischen *Mean-Variance* Ansatz ergeben sich jedoch durch die verschiedenen *Downside*-Risikomaße wie den *Value at Risk*, dem *Expected Shortfall* oder den *Lower Partial Moments* (Lee und Rao 1988). Beinhofer (2009) stellte allerdings heraus, dass kein Risikomaß als ausgereift bezeichnet werden kann, da jedes methodische Schwachstellen aufzeigt. Darüber hinaus bieten sich noch Möglichkeiten über die *Stochastische Dominanz* (Levy 1998) oder die *Information Gap Theorie* (Ben-Haim 2006) an.

Der hier vorgestellte Ansatz mit der Annahme normalverteilter Erträge und der Verwendung der *Sharpe Ratio* scheint aber angemessen, um die Konsequenzen abweichender Ertrags-Risiko-Verhältnisse überhaupt aufzuzeigen. Auch wenn alternative Ansätze aus der Finanztheorie zu abweichenden Ergebnissen führen würden, eine Kompensationszahlung wäre dennoch notwendig, um das höhere Risiko – wie eben durch den Verlust einer Baumart in der

Waldwirtschaft – wieder auszugleichen. In diesem Fall würde nur die Höhe der Kompensation abweichen, die hier eher konservativ berechnet wurde.

#### **7.2.4 Weitere beeinflussende Parameter zur Höhe einer Kompensationszahlung**

Wie im Methodenteil der Arbeit bereits beschrieben, ist der hier verwendete Bewertungsansatz zukunftsgerichtet. Etwaige Verjüngungskosten gelten daher als *versunken*. Bei zuvor erfolgter Naturverjüngung sind ohnehin keine Pflanzkosten angefallen. Jedoch wäre es aber auch möglich, die Mehrkosten einer gemischten Pflanzung auf die Entmischungskosten aufzuschlagen. Wenn ein Waldbesitzer zum Zwecke des Waldumbaus bspw. in einen Buchenvoranbau investiert hat, aber am Ende sich nur ein Fichtenreinbestand etablieren konnte, war die Investition vergebens. Die Annuität der Mehrkosten könnte somit der jährlichen Risikokompensationszahlung hinzugerechnet werden.

Die Höhe der Kompensationsbeträge wird außerdem durch die Nettoerlösberechnung beeinflusst. Hier wurden nur direkte Holzernte-, Pflege- und Wiederbegründungsausgaben angerechnet. Ein Berücksichtigen von Verwaltungsausgaben würde die Ertragswerte und damit die Kompensationsbeträge deutlich senken. Es ist aber davon auszugehen, dass bei kleinerem Waldbesitz der Anteil an Verwaltungsausgaben vernachlässigt werden kann<sup>29</sup>.

Auch der Kalkulationszinssatz beeinflusst maßgeblich die Höhe der zu errechnenden Kompensationsbeträge. Für eine praktische Umsetzung des Bewertungsansatzes, bspw. durch Wildschadenstabellen, könnten sich die Ergebnisse auf einen für die jeweilige Waldwirtschaft zutreffenden Zinsfächer beziehen.

#### **7.2.5 Fazit zur Bewertungsmethode**

Der vorgestellte Bewertungsansatz versucht erstmals überhaupt eine Integration von Diversifikations- und Risikoeffekten im Rahmen von forstökonomischen Bewertungen des Wildeinflusses auf die Waldvegetation. Bisherige Ansätze schließen Diversifikationsmöglichkeiten und Risikoaspekte an sich aus, obwohl die Notwendigkeit der Berücksichtigung von Risiken bei der Bewertung von Anlagegütern an sich unstrittig ist. Das bisherige Fehlen von Ansätzen zur Integration von Diversifikationsmöglichkeiten und Risiko in die Bewertung von Einflüssen des Wildes auf die Waldvegetation muss als gravierender Nachteil empfunden werden. Obwohl eingeräumt werden muss, dass der Bewertungsansatz sicherlich einer Reihe von Einschränkungen unterliegt, soll der Einschätzung von Sharpe (1994, S. 58) gefolgt werden, welche er zur Einwertung seiner Sharpe-Ratio getroffen hat:

„Clearly, any measure that attempts to summarize even an unbiased prediction of performance with a single number requires a substantial set of assumptions for justification. In practice, such assumptions are, at best, likely to hold only approximately. Certainly, the use of unadjusted historic (ex post) Sharpe Ratios as surrogates for unbiased predictions of ex ante ratios is subject to serious question. Despite such caveats, there is much to recommend a measure that at least takes into account both risk and expected return over any alternative that focuses only on the latter.”

---

<sup>29</sup> Der Anteil an privaten und kommunalen Waldbesitz mit bis zu 200 ha beträgt in Deutschland über 4 Mio. Hektar und damit circa 37 % der Gesamtwaldfläche (BMELV 2004).

## 7.3 Diskussion der Naturaldatensimulation

### 7.3.1 Überlebenswahrscheinlichkeiten der Baumarten

Der oben beschriebene Simulationsablauf der vorliegenden Arbeit beinhaltet die gleichen Überlebenswahrscheinlichkeiten für jeweils Fichte und Buche auf allen 15 untersuchten Standorten. Auch ohne Kalamitätsrisiko war der finanzielle Unterschied durch die verschiedenen Wuchsleistungen bereits deutlich. Das Verwenden der Ausfallfunktionen, wenn auch für alle Wuchsgebiete einheitlich, führte dennoch zu einer realistischeren Relation zwischen durchschnittlichen Fichten- und Buchenannuitäten aus den 10.000fachen Simulationswiederholungen. Zudem setzt die Methode des Berechnens einer finanziellen Kompensation notwendige Risikokomponenten voraus.

Das gleichbleibende Kalamitätsrisiko ist allerdings kritisch zu bewerten. Die bereits in heutiger Zeit deutlich erkennbaren Vorratsunterschiede der Fichte zwischen den Wuchsgebieten sind auch auf die lokalen Klimakomponenten zurückzuführen. Hohe Jahresdurchschnittstemperaturen und geringe Niederschlagsmengen senken die Widerstandsfähigkeit der Fichte gegenüber Borkenkäferbefall. Dieses erhöhte Risiko für die Fichte würde somit zu noch höheren Kompensationszahlungen auf den besonders ungünstigen Fichtenstandorten führen.

In Kapitel 7.3.4 wird auf den möglichen Einfluss von Klimaänderungen in Bayern und damit auch auf die sich ändernde Wuchsleistung beider Baumarten verwiesen (Kölling et al. 2009, Kölling et al. 2010). Mit dem Klimaszenario für das Bezugsjahr 2100 stehen damit bereits acht Wuchsgebiete unter hohem beziehungsweise sehr hohem Risiko für die Fichte. Gegenwärtig betrifft das für die Fichte nur die Untermainebene. Doch auch bei der Buche, die noch in ferner Zukunft durchschnittlich relativ geringen Risiken ausgesetzt ist, ändert sich in warmen, niederschlagsarmen Regionen das Risiko von sehr gering auf sehr hoch. Dieses Risiko beeinflusst damit die durchschnittlichen finanziellen Erträge – deutlich mehr für Fichte als für Buche – und so auch die Höhe notwendiger Kompensationszahlungen beim Verlust der Buche aus einem Fichten-Buchen-Mischbestand.

Die Vorhersage der standortsspezifischen Überlebenswahrscheinlichkeiten ist schwierig. Beinhofer (2009) hat daher mögliche Änderungen nur exemplarisch aufzeigen können. Bei einem 10 % höheren Ausfallrisiko in der Kultur und einem jeweils 50 % höheren Risiko in jeder weiteren Altersklasse, erreicht die Fichte bereits im Alter 50 nur noch eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 75 %. Bei der Buche wird der gleiche Wert erst bei einem Alter von 110 Jahren erreicht. Zum Vergleich: Bei moderater Risikoannahme lag im Alter 50 die Überlebenswahrscheinlichkeit der Fichte noch bei 92 %, der von Buche im Alter 110 bei 87 %.

Eine Erweiterung der Simulation von Überlebenswahrscheinlichkeiten erreichte Griess (2012). Die Autorin verwendete eine Zeitreihe von Landesinventurdaten und konnte damit das Risiko in gemischten Beständen abbilden. Als wesentliche Erkenntnis hieraus ergab sich ein geringeres Ausfallrisiko für die Fichte in gemischten Beständen. Im Vergleich der Standortsgüten erreichte die Fichte auf guten Standorten jedoch eine wesentlich höhere Ausfallwahrscheinlichkeit, was durch die Sturmwurfanfälligkeit mit zunehmender Baumhöhe begründet wurde.

Für die vorliegende Arbeit war es entscheidend, das Ausfallrisiko von Fichte und Buche exemplarisch zu berücksichtigen, da diese sich naturgemäß deutlich unterscheiden. Die hier vorgestellte Berechnungsmethodik kann aber durch den Grad des Mischungsanteils angepasster Ausfallrisiken und standörtlicher Variationen verbessert werden.

### 7.3.2 Berücksichtigung der Interaktionseffekte von Baumarten

Der Waldwachstumssimulator *Silva* beruht auf Versuchsflächendaten von Rein- als auch von gemischten Beständen. Ein Interagieren zwischen beiden Baumarten während des Simulationsprozesses kann durch die eingebaute Konkurrenzfunktion dadurch prinzipiell berücksichtigt werden (Pretzsch et al. 2002). Jedoch wurden für die vorliegende Arbeit keine Mischbestände simuliert, da sich zum einen eine angestrebte Mischung bis zum Ende der Umtriebszeit durch die Waldwachstumseffekte hätte ändern können und zum anderen wäre der Simulationsaufwand ungleich höher gewesen. Daher wurden virtuelle Mischungen aus den jeweils simulierten Reinbeständen zusammengesetzt. Somit blieben mögliche Interaktionseffekte zwischen den Baumarten unberücksichtigt.

Es ist jedoch offensichtlich, dass ein Mischbestand nicht aus der Summe der anteiligen Reinbestände gebildet werden kann. Wenn Baumarten durch ökologische Wechselbeziehungen mit Wachstumsänderungen reagieren, führt das aber zu einer direkten Beeinflussung der finanziellen Erträge. In neueren Studien konnten Pretzsch und Schütze (2009) und Pretzsch et al. (2010) zeigen, dass zwischen Fichte und Buche eine wechselseitige Förderung besteht. Jedoch ist dieser Effekt vom Standort abhängig. Auf fruchtbaren Böden gilt, dass besonders die Buche von Fichtenbeimischungen profitieren kann. Das Fichtenwachstum hingegen erreicht tendenziell auf ärmeren Böden eine signifikant höhere Wuchsleistung durch die Buchenbeimischung. Die Einbeziehung dieser Effekte hätte auch unmittelbare Auswirkungen auf die hier vorgestellte Methode der Kompensationsberechnung, denn je höher die Buchen-Gesamtwuchsleistung, desto höher eine mögliche Kompensation beim Ausfall derselben Baumart. Auf Standorten mit besserem Buchenwachstum wären die Kompensationsbeträge demnach höher als bisher über die Reinbestandbetrachtung simuliert und umgekehrt.

Wie Knoke und Seifert (2008) aufführen, können die produktiven Prozesse der Baumarteninteraktionen dennoch in bioökonomischen Modellen berücksichtigt werden. Aus Griess und Knoke (2013) lässt sich ableiten, dass unter Berücksichtigung der Interaktionseffekte höhere Kompensationszahlungen zu erwarten sind. Diese Arbeiten widersprechen damit auch der Kritik von Deegen et al. (1997), wonach die *Portfoliotheorie* durch die Interaktionseffekte der Baumarten für die Anwendung in Waldbeständen weniger geeignet sei, um Diversifikationseffekte aufzuzeigen.

### 7.3.3 Durchschnittliches Baumwachstum in Wuchsgebieten

Das Berücksichtigen verschiedener Wuchsbedingungen bildet einen essentiellen Bestandteil dieser Arbeit. Hierfür wurde versucht, die durchschnittlichen Wachstumsbedingungen der Wuchsgebiete nachzubilden. Ein exaktes Abbild der Standortbedingungen war jedoch nicht möglich. Verfügte ein Wuchsgebiet über mehrere Wuchsbezirke, konnte nur ein Repräsentant gewählt werden, obwohl sich auch die Wuchsbezirke standörtlich voneinander abgrenzen. Eine Unsicherheit ist zudem durch das Abschätzen der Startparameter der *Silva* Simulation – dem Durchmesser des Grundflächenmittelstammes und der Grundfläche – gegeben. Dennoch sind die Unterschiede in den Vorratswerten deutlich und nachvollziehbar und entsprechen in etwa den Verhältnissen aus dem Vergleich mit Ertragstafeldaten, der Bundeswaldinventur und der Risikomodellierung bayerischer Wuchsgebiete. Die Ergebnisse können daher als realitätsnah angesehen werden. Das Abbilden des Bestandeswachstums auf regionaler Ebene (Dursky 2002) und das folgende Simulieren eines Bestandes bis zur Umtriebszeit (Pretzsch 2002) ist zudem mit den Ansätzen anderer Studien vergleichbar.

Das hier über die Wuchsgebiete mehr oder weniger einheitliche Buchenwachstum wurde für Bayern auch schon von Rötzer et al. (2010) beschrieben. Die Ursache erklärt sich durch die große ökologische Amplitude und damit auch in der Anpassungsfähigkeit der Buche auf trockenen Standorten (Pretzsch und Dursky 2002). Allerdings dürfte auch ein entscheidender Effekt in der der Parametrisierung von *Silva* liegen.

Die Fichte zeigt jedoch eine größere Variation im Wachstum. In Tieflagen führen Standorte mit hohen Jahresdurchschnittstemperaturen und weniger Niederschlägen unweigerlich zu niedrigeren Vorräten als auf anderen Standorten. Dieser Effekt ist bei Betrachten des Baumartenökogrammes weniger überraschend. Botaniker bezeichnen die Fichte als Baumart der kühl-feuchteren Berglagen (Ellenberg und Leuschner 2010).

Der Median der Abtriebswerte aus den verschiedenen Standortssimulationen (hier als Vergleichswert für die Wuchsleistung) erreichte für Fichte circa 30.000 Euro und für Buche circa 17.000 Euro pro Hektar. Diese Werte sind vergleichbar mit denen aus anderen ökonomischen Analysen, obwohl diese auf unterschiedlichen Annahmen zu Holzpreisen und Holzqualitäten basieren. Bei Hanewinkel et al. (2010) erreichte der Abtriebswert der Fichte ebenfalls circa 30.000 Euro ha<sup>-1</sup> im Alter 100 und bei Dieter (2001) 33.000 Euro ha<sup>-1</sup> im Alter 140. Für einen Fichtenversuch im Wuchsgebiet *Schwäbisch-Bayrische Schotterplatte/ Altmoränenlandschaft* im Alter 112 kalkulierten Clasen et al. (2013) einen Wert von 24.000 Euro ha<sup>-1</sup> bei einem regelmäßig durchforsteten Bestand mit einem Pflanzverband von 2.500 Bäumen und 29.000 Euro ha<sup>-1</sup> bei einem Pflanzverband mit 4.000 Bäumen pro Hektar.

Möhring (2004) schätzt die durchschnittliche Höhe des Buchenertrages gegenüber demjenigen der Fichte auf 60 % ein. Die hier berechneten Buchenannuitäten erreichen durchschnittlich 61 % der Fichtenerträge und stimmen mit dieser Relation damit nahezu vollständig überein (82 Euro ha<sup>-1</sup> gegenüber 135 Euro ha<sup>-1</sup>). Andere Studien für Buche mit vergleichbaren Umtriebszeiten erreichten gegenüber dieser Arbeit hingegen höhere Abtriebswerte mit 25.000 Euro bei 120 Jahren (Hanewinkel et al. 2010) und 22.000 Euro bei 140 Jahren (Dieter 2001). Zudem erscheinen die Ertragsklassen der simulierten Bestände im Alter 120 zu niedrig. So liegt die durchschnittliche Ertragsklasse der simulierten Buchenbestände nach Wiedemann (1932) zwischen I,5 und II,5 und nach Gehrhardt (1923) nur zwischen II,5 und III. Auch kann im Vergleich zur Bundeswaldinventur vor allem der Buchenvorrat der Alpenregionen als zu niedrig beurteilt werden. Ein hier höher simulierter Buchenvorrat hätte allerdings auch höhere finanzielle Beträge zur Folge, wenn der Verlust der Buche aus einem Bestand zu kompensieren wäre.

### **7.3.4 Einfluss des Klimawandels**

Das hier simulierte Wachstum von Fichte und Buche in den Wuchsgebieten basiert auf empirischen Daten von Versuchsflächen. Mit konstanten Klimabedingungen wurde jeweils bis zum Ende der Umtriebszeit simuliert – mögliche klimatische Änderungen blieben daher unberücksichtigt. Bredemeier et al. (2001) kritisieren allerdings die Annahme konstanter Standortsfaktoren in der langfristigen Forstbetriebsplanung, denn zukünftige Umwelt- und Risikobedingungen müssen ihrer Meinung nach berücksichtigt werden. Bisher erschienen aber auch nur wenige Studien, die den regionalen Einfluss des Klimawandels auf die Holzproduktion aufzeigen (Garcia-Gonzalo et al. 2007). Mit dem Wachstumssimulator *Silva* wäre es hier zumindest möglich gewesen, Änderungen an den Wachstumsparametern vorzunehmen. Aufgrund der unsicheren Prognose wurden jedoch keine Einstellungen vorgenommen.

Interessant erschien daher der Vergleich mit den Risikoeinschätzungen von Kölling et al. (2009) und Kölling et al. (2010). Für die bayerischen Wuchsgebiete prognostizierten die Autoren mögliche Änderungen der Durchschnittstemperatur und des Wasserhaushaltes bis zum Jahr 2100<sup>30</sup>. Die Änderungen sind beachtlich: Für die Fichte ergab sich nur in der Alpenregion ein sehr geringes Risiko. Sechs Wuchsgebiete zeigen jedoch ein hohes Risiko<sup>31</sup> und zwei Wuchsgebiete stuften die Autoren mit sehr hohem Risiko ein (*Untermainebene* und *Fränkische Platte*). Die restlichen Wuchsgebiete<sup>32</sup> wurden zwischen erkennbaren und deutlich erhöhten Risiken eingestuft. Den Autoren zu Folge ist ein akzeptierbares Standortrisiko demnach nur für die Bergregionen zu folgern.

Werden die hier berechneten durchschnittlichen finanziellen Erträge in den einzelnen Wuchsgebieten ins Verhältnis zu den zukünftigen Risiken von Kölling et al. (2009) und Kölling et al. (2010) gesetzt und damit als unechte Zeitreihe betrachtet, können ökonomische Konsequenzen abgeleitet werden. Mit höheren Temperaturen und geringeren Niederschlägen steigt bspw. nicht nur das Risiko durch den Borkenkäferbefall, sondern es wird auch die Gesamtwuchsleistung gemindert. Nunmehr hätten sechs Wuchsgebiete die gleiche Risikoklasse, die schon gegenwärtig für die *Untermainebene* ausgeschieden wurde. Für diese Regionen könnte das bereits geringeres Einkommen durch die Fichten- gegenüber der Buchenwirtschaft bedeuten. In den Wuchsgebieten *Untermainebene* und *Fränkische Platte* wären die Ertragsaussichten für die Fichte sogar noch geringer.

Die Buche zeigt dafür laut Kölling et al. (2010) ein auffallend niedriges Anbaurisiko auch für das Jahr 2100. In 11 von 15 Wuchsgebieten wird das Risiko immer noch als sehr gering eingeschätzt. Für den *Spessart-Odenwald* und dem *Fränkischen Keuper und Alpvorland* besteht ein geringes Risiko und für die *Fränkische Platte* ein erkennbares Risiko. Lediglich in der *Untermainebene* besteht nach Kölling et al. (2009) und Kölling et al. (2010) ein sehr hohes Risiko in der Zukunft. Im Durchschnitt ändert sich für die Fichte das Risiko in Bayern von gering auf deutlich erhöht. Mit dem Buchenwachstum verbinden die Autoren jedoch immer noch ein sehr geringes Risiko. Daraus lässt sich folgern, dass mit der Buchenwirtschaft nicht nur ein geringeres Ausfallrisiko verbunden ist (vgl. Kapitel 7.2.2), sondern dass diese auch die größere Planungssicherheit konstanter Erträge vermuten lässt. Diese Relation wird auch Auswirkungen auf das Berechnen von Kompensationszahlungen beim Verlust von Buchenbeimischungen aus Fichtenbeständen haben. Denn je höher das Risiko für die Fichte, desto höher auch der Kompensationsbetrag bei Ausfall der Mischbaumart.

#### 7.4 Diskussion der Prognose eines Baumartenverlustes im Jungwuchs

Das Modellieren von Schalenwild-Jungwuchs-Interaktionen ist komplex. So liegen zwischen dem Verbiss als Ursache einer Baumartenverschiebung und deren sichtbaren Auswirkungen durch das langsame Baumwachstum zumeist viele Jahre. Im Falle eines Baumartenverlustes ist es daher zumeist nicht möglich zu bestimmen, welchen Einfluss hier der Verbiss und welchen Einfluss auch die Faktoren Licht, Boden und Konkurrenzbeziehungen haben. Die Erkenntnisse aus der Forstwissenschaft sind hier gering, weshalb eine zukünftige Baumartenzusammensetzung nur abgeschätzt werden kann (Suter 2005).

---

<sup>30</sup> Regionales Klimamodell WETTREG, Szenario B1

<sup>31</sup> Spessart-Odenwald, Fränkischer Keuper und Alpvorland, Frankenalp und Oberpfälzer Jura, Fränkisches Triashügelland, Oberpfälzer Becken- und Hügelland, Tertiäres Hügelland

<sup>32</sup> Rhön, Frankenwald-Fichtelgebirge-Steinwald, Oberpfälzer Wald, Bayerischer Wald, Schwäbisch-Bayerisch Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft, Schwäbisch-Bayerisch Jungmoräne und Molassevorberge

Für eine allumfassende Modellierung mit den vielfältigen Faktoren müssten zahlreiche Informationen gewonnen werden: Die Position und die Höhe jedes Baumes im Jungwuchs sind zu bestimmen. Die individuelle Verbisstoleranz muss berücksichtigt werden und es muss zwischen Sommer- und Winterverbiss unterschieden werden. Entscheidend sind auch die Charakteristik des Altbestandes und die Standortseigenschaften. Dieser hohe Erhebungs- und Modellierungsaufwand ist daher keine Alternative zu einer Schätzung der zukünftigen Baumartenzusammensetzung. Zudem wirken Interaktionseffekte vermehrt im Dickungsstadium, wenn Bäume schon aus dem Äser gewachsen sind. Für eine praxisnahe Baumartenprognose können Interaktionseffekte im Jungwuchs daher vernachlässigt werden.

Um die Baumartenzusammensetzung zu prognostizieren, ist man von Annahmen abhängig. Durch die Unsicherheit des Bestimmens dynamischer Schalenwild-Jungwuchs-Interaktionen kann somit jedes Modell nur eine Abstraktion und Vereinfachung der Realität sein (Bugmann und Weisberg 2003). Der hier beschriebene Modellansatz ist für Forstplanungsentscheidungen oder bei der Bewertung von Wildverbiss sinnvoll. In diesem Bewertungsprozess sind vereinfachte Annahmen auch anerkannt (Oesten 2004). So eine Überlebensprognose kann folglich als Entscheidungsunterstützung genutzt werden (Bugmann und Weisberg 2003), da man aufzeigen kann, dass unter bestimmten Bedingungen eine beigemischte Baumart der Konkurrenz unterliegt.

Damit erfüllt die Überlebensprognose die Forderungen von Gill (1992b), Grenzwerte von Verbissbelastungen aufzuzeigen. Bis zu einem Grenzwert für Verbiss ist die Verjüngung nicht weiter gefährdet. Darüber hinaus ist mit zunehmend negativen Konsequenzen zu rechnen. Die Frage ist, wann dieser Grenzwert erreicht wird. Die hier vorgestellte Überlebensprognose zeigt je nach Szenario einen signifikanten Rückgang der Überlebenswahrscheinlichkeiten bei einem bestimmten Verbissprozent (vgl. Abbildung 12 - Abbildung 14).

Kapitel 4.4.2 weist auf mögliche Einflussfaktoren der Beziehung zwischen Verbissaktivität und einem damit verbundenen Baumartenverlust hin. Trotz der Variabilität dieser Faktoren, muss in der vereinfachten Modellierung von konstanten Annahmen ausgegangen werden. Hierbei entspricht bspw. das gleichbleibende Verbissprozent im Betrachtungszeitraum nicht der Realität. Den Einfluss dieser Annahme auf die Überlebenswahrscheinlichkeit haben Waldherr und Hösl (1994) untersucht. Dabei brachte eine gleichbleibende Verbissintensität über ein Verjüngungsgebiet dennoch vergleichbare Resultate wie die kumulierte Betrachtung unterschiedlich verbissener Teilkollektive. Ebenso führt nach Waldherr und Hösl (1994) bspw. eine Zunahme des Verbisses mit Zunahme der Pflanzenhöhe zu vergleichbaren Überlebenswahrscheinlichkeiten wie bei gleichbleibenden Verbissprozent mit der Höhe.

Bisher sind scheinbar nur drei Verteilungsformen von Verbiss beschrieben (vgl. Kapitel 4.4.2.2). Je nach Verwendung treten aber große Unterschiede in den daraus berechneten Überlebenswahrscheinlichkeiten auf. Auch verschiedene Verbisstoleranzen führten zu größerer Variabilität. Aufgrund der vielfältigen Arteigenschaften und verschiedenen Standorten kann jedoch nur verallgemeinert werden. Die Annahme des Absterbens einer Pflanze nach fünfmaligem Verbiss erscheint daher für eine grobe Abschätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit als akzeptabel.

Die Parameter Höhe der Verbissgrenze und der Verlust eines Jahreszuwachses bei Leittriebverbiss waren hier für die einfache Prognosebetrachtung nicht entscheidend. Dafür wurde eine durchschnittliche Gefährdungszeit des Pflanzenkollektivs angenommen. Dass diese Faktoren allerdings auch integriert werden können, zeigte Kennel (1999) in seinen Simulationen. Wann eine Pflanze aus dem Äser wächst war dann maßgeblich durch die Verbisshöhe, der baumartenspezifischen Wuchsleistung und, bei einer verbissenen Pflanze, der verlängerten

Verweildauer um ein weiteres Jahr gekennzeichnet. Die Annahme des Absterbens nach fünfmaligem Verbiss konnte Kennel (1999) mathematisch einfach lösen, indem die Gefährdungszeit einfach um vier Jahre verlängert wurde. Demzufolge kann die Annahme des einjährigen Zuwachsverlustes auch beliebig geändert werden – mit einem geringeren Zuwachsverlust kann die Gefährdungszeit verkürzt und mit einem höheren dementsprechend verlängert werden.

Für eine grobe Schätzung, ob eine Baumart einen Teil des zukünftigen Bestandes bildet, erscheint der hier vorgestellte Modellierungsansatz angemessen. Er hat den Vorteil der Flexibilität, um verschiedene Baumarten- und Standortseigenschaften zu berücksichtigen. Diese müssen jedoch eingeschätzt werden. Solche Modelle sind daher sinnvoll, um den Einfluss variierender Annahmen überhaupt erst aufzeigen zu können (Botkin 1993).

## 7.5 Schlussfolgerungen

Die vorliegende Dissertation über Wald, Wild und Jagd reiht sich in eine große Publikationsvielfalt zu diesem Thema ein. Manch einer mag behaupten, dass sich trotz der Menge an wissenschaftlichen Studien auch nicht viel getan hat, um die entstandenen Konflikte zu lösen – insofern das aufgrund der antagonistischen Wertvorstellungen überhaupt gelingen kann. Angemerkt sei, dass die Konfliktlösung nicht originäre Aufgabe der Wissenschaft ist, sondern die der beteiligten Interessensvertreter. Die Politik muss zusätzlich den gesetzlichen Rahmen liefern.

Die Wissenschaft hingegen versucht die Wechselbeziehungen zwischen Wald, Wild und Jagd besser zu verstehen und legt damit die Basis für die Diskussion. So wird auch nach neuen Methoden gesucht – bspw. wie in den hier vorgestellten Ansätzen zur Prognose und Bewertung eines Baumartenverlustes. Es geht auch darum, finanzielle Argumente für ein Gleichgewicht zu liefern, damit die natürlichen Wachstumsprozesse ungestört ablaufen können. Das ist Voraussetzung für eine gesunde Waldökologie und damit auch für ein gesundes Wirtschaften.

Das Gleichgewicht kann nunmehr nur der Mensch durch Regulieren der Schalenwildichten erreichen. Er beeinflusst durch sein Wildmanagement damit die Waldvegetation. Der derzeitige Bestand von Beutegreifern wie Luchs (*Lynx*) und Wolf (*Canis lupus*) trägt wohl nur in geringem Maße zur Regulierung in Deutschland bei. Selbst bei Zunahme der Beutegreiferpopulation ist nicht davon auszugehen, dass die hohen Schalenwildichten dadurch merklich gesenkt würden (Wotschikowsky 2007, Heurich et al. 2012).

Der Schutz des Jungwuchses durch den Zaunbau ist eine effektive Methode, sollte aber nach Möglichkeit vermieden werden, da deren Kosten die Forstwirtschaft belastet. Bei bspw. Zaunkosten von 3.000 Euro ha<sup>-1</sup>, käme umgerechnet (Annuität), bei einem Zinssatz von 2 % und einer Umtriebszeit von 90 Jahren, eine jährliche Belastung in Höhe von über 70 Euro ha<sup>-1</sup> auf einen Forstbetrieb zu. Dieser Betrag übersteigt in einigen Regionen Deutschlands sogar den Ertrag aus der Waldwirtschaft und wird auch nicht durch Jagdpachten ausgeglichen. Ammer et al. (2010) schätzen die jährliche Belastung durch den Zaunbau in Deutschland auf circa 90 Mill. Euro. Diese Größenordnungen verdeutlichen, dass der Zaunbau keine ernsthafte Alternative zur jagdlichen Regulierung stellt. Die Bewertung eines Baumartenverlustes über die Kosten eines notwendigen Zaunbaus ist daher nicht zielführend. So stellte sich die Frage nach der finanziellen Konsequenz, wenn der Jungwuchs nicht ungestört aufwachsen kann.

### 7.5.1 *Schlussfolgerungen für die Wissenschaft*

Die Ergebnisse der vorliegenden Dissertation haben gezeigt, dass die Bewertung eines erhöhten Risikos auf Basis der *Portfoliotheorie* möglich ist, trotz der Langfristigkeit des Produktionsprozesses im Wald und Kritik an der Notwendigkeit verallgemeinerte Annahmen zu treffen. Die Höhe der Kompensationszahlungen hat den Effekt eines erhöhten Risikos bestätigt und zeigt auf, dass diese im Prozess der Wildschadensbewertung transparent gemacht werden müssen. Gegenüber den klassischen Verfahren zur Wildschadensbewertung, die zumeist ein vermindertes Holzvolumen berechnen, erscheint das Verfahren zur Risikokompensation komplex. Es ist ein vorgestellter Ansatz, der jedoch auf mehreren Ebenen Bedarf an weiterer Forschung weckt.

In der Diskussion wurde bereits auf die Möglichkeiten eines verbesserten Simulationsablaufes und der Berücksichtigung individueller Risikoprofile von Baumarten und verschiedenen Standorten verwiesen. Der hier vorgestellte Ansatz betrachtete exemplarisch die Baumarten Fichte und Buche. Wünschenswert wäre jedoch das Einbeziehen weiterer Baumartenmischungen, auch mit mehr als zwei Baumarten. Hier ergibt sich dadurch jedoch eine Vielzahl an Kombinationsmöglichkeiten zwischen geplanten und abweichenden Baumartenmischungen. So erscheinen auch Kombinationen mit der Tanne wichtig – eben durch ihr geringes Vorkommen, der Verbissanfälligkeit und ihrem Stellenwert im Waldumbau. Gegenüber der Buche führen höhere Holzserträge der Tanne und deren zumeist auch kürzeren Umtriebszeiten auch zu höheren Kompensationszahlungen bei Verlust. Die Simulation verschiedener Baumartenmischungen, verschiedenen Standorten und anzupassende Überlebenswahrscheinlichkeiten der Baumarten könnte bspw. auch über das betriebliche Simulationsmodell *YAFO* durchgeführt werden (Härtl et al. 2013). *YAFO* ist ein Modell, welches auf Basis von Bundeswaldinventurdaten (*WEHAM*) basiert.

Wie in dieser Arbeit erörtert, liegt der Wert eines Mischwaldes auch in der Fähigkeit zum Mildern finanzieller Risiken. Das damit verbundene ökologische Aufwerten führt zu einer verbesserten Wohlfahrtswirkung in der Gesellschaft (Knoke et al. 2008). Der hier vorgestellte Ansatz zur Risikobewertung ist daher nicht vollständig. Bei einem Verlust einer Baumart bis hin zur Reinbestandsbildung müssten solche verminderten Ökosystemdienstleistungen daher zusätzlich finanziell bewertet werden, was allerdings besondere Ansprüche an die Methodik stellt (Abson et al. 2014). In einem umfassenden Bewertungsverfahren wären dann noch mögliche Zuwachs- und Qualitätsverluste zu integrieren, auf die ja die etablierten Verfahren zur Wildverbissbewertung aufbauen.

Neben finanziellen Bewertungsmethoden sollte auch die Forschung an Prognosemöglichkeiten zukünftiger Baumartenzusammensetzung intensiviert werden. Ein Schwerpunkt sollte auf die Verbisswahrscheinlichkeit gelegt werden, die für jede zu untersuchende Verjüngungsfläche prinzipiell neu bestimmt werden müsste. Allgemeingültigere Aussagen können jedoch getroffen werden, wenn mehr Zusammenhänge zwischen Verbissmerkmalen und deren Häufigkeitsverteilung gefunden werden (Berwert-Lopes 1996). So könnten auch die Ergebnisse der hier vorgestellten Prognosemöglichkeit empirisch untermauert werden.

### 7.5.2 *Schlussfolgerungen für die Praxis*

Kompensationszahlungen in der Forstwirtschaft oder zum Naturschutz sind ein erfolgreiches Konzept zum Aufbau oder Entwickeln zukunftsfähiger Wälder (Knoke et al. 2011, Hejnowicz et al. 2014). Insbesondere das Klimaschutzinstrument *REDD+* zeigt Wege auf, Wälder monetär zu

bewerten und finanzielle Anreize zu schaffen (Knoke 2013). Anreize zur Förderung gemischter Wälder im Prozess der Wildschadensbewertung wurden bisher jedoch vernachlässigt. Die Bewertung eines Baumartenverlustes über ein erhöhtes Risiko sollte in zukünftigen Verfahren zur Wildverbissbewertung berücksichtigt werden. So fordert auch Schadauer (2003) in diesem Prozess Frühwarnsysteme, um rechtzeitig handeln zu können. Der Autor der vorliegenden Dissertation befürwortet daher die praktische Umsetzung von Prognosemöglichkeiten zukünftiger Baumartenentwicklungen, gekoppelt mit dem Aufzeigen der finanziellen Konsequenzen verschiedener Szenarien.

Auf den konzeptionellen Charakter der Arbeit zum Ableiten von Risikokompensationszahlungen wurde bereits verwiesen. So kann der Ansatz aber nicht ohne weiteres in der forstlichen Praxis etabliert werden, da sich noch methodisches Potential ergibt. Des Weiteren ist die gesetzliche Grundlage eines Entschädigungsanspruches bei Risiko entscheidend. Im Kapitel 4.1.3 dieser Arbeit wurde ein Überblick über bestehende Bewertungsverfahren und der Gesetzgebung aufgezeigt. Ein erhöhtes Risiko durch Baumartenentmischung wurde als Schadkomponente grundsätzlich anerkannt (vgl. Duhr 2013), jedoch muss eine durch Wildverbiss hervorgerufene Entmischung im Einzelnen erst zweifelsfrei bestätigt sein.

Durch die bestehende Diskussion verschiedener Auslegungen der Rechtsgrundlage zur Entschädigung bei Wildschaden entsteht eine gewisse Unsicherheit. Die Entschädigung nach dem Privatrecht (vgl. Oesten et al. 2002) oder nach einem öffentlich-rechtlichen Ausgleichsanspruch (vgl. Moog und Wittmann 2003 und Konrad 2012) beeinflusst auch den Entschädigungsanspruch erhöhten Risikos durch eine Baumartenentmischung. Ungeachtet der nicht einheitlichen Auffassung, verwenden etablierte Verfahren in Deutschland bereits vereinfachte Risikozuschläge für den Verlust einer beigemischten Baumart (siehe Kroth et al. 1985 und Grub und Petrak 2011). Bei einer Risikokompensation ist nach rechtlichen Grundsätzen aber darauf zu achten, dass der Geschädigte nur soweit kompensiert wird, dass er danach nicht besser gestellt ist als vor Eintritt eines Schadens<sup>33</sup>. Die gesetzliche Grundlage zur Entschädigung bei Wildschaden inklusive der Risikokomponente wird die zukünftige Rechtsprechung bieten müssen.

In der praktischen Umsetzung zur Entschädigung erhöhten Risikos durch Wildverbiss könnten bisherige Wildschadenstabellen somit auch durch Entmischungsberechnungen ergänzt werden. Im Rahmen des Forschungsprojektes ST 220 des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten wurde bspw. ein webbasierter Rechner programmiert, der in Abhängigkeit der Wuchsleistung bayerischer Wuchsgebiete und einer prognostizierten Baumartenentwicklung, die entsprechenden Kompensationsbeträge ausgeben kann (Clasen und Knoke 2010). So ein Instrument bietet Möglichkeiten für die Umweltbildung sowie eine Argumentationsgrundlage im Interessenskonflikt zwischen Waldbau und Jagdausübung. Die Weiterentwicklung und Nutzbarmachung dieses Instrumentes wäre daher wünschenswert.

---

<sup>33</sup> Diesen Grundsatz zu berücksichtigen läge vor allem dann nahe, wenn Waldbesitzer durch Diversifizierung hinsichtlich möglicher Einkommensschwankungen als abgesichert angesehen werden können oder müssen, so dass eine Kompensation für Einkommensunsicherheiten für sie als ein zusätzlicher Ertrag anzusehen wäre, durch den sie gegenüber einer Situation ohne Schaden besser gestellt würden (Moog 2015, Anmerkung aus dem Umlaufverfahren). Jedoch hat die Perspektive sicherlich einiges für sich, eine potenzielle Entschädigung nicht nach dem übrigen Vermögen des Waldbesitzers zu differenzieren, zumal dies nach dem Modellansatz der Sharpe-Ratio nicht erforderlich ist (vgl. Sharpe 1966 und 1994).

---

Fundierte Wildschadenstabellen mit Kompensationsbeträgen zu verschiedenen Szenarien eines Baumartenverlustes, die zudem Ertragsschwankungen verschiedener Standorte berücksichtigen, könnten auch Richtwerte für eine durchaus denkbare Wildschadensversicherung bieten.

## 8 Literaturverzeichnis

- Abson, D. J.; Wehrden, H. von; Baumgärtner, S.; Fischer, J.; Hanspach, J.; Härdtle, W. et al. (2014): Ecosystem services as a boundary object for sustainability. In: *Ecol. Econ.* 103, S. 29–37.
- Adam, A. (1995): Ethik der Jagd. Paderborn: Bonifatius (Bonifatius Creator, Bd. 8806).
- Akashi, N. (2009): Simulation of the effects of deer browsing on forest dynamics. In: *Ecol Res* 24 (2), S. 247–255.
- Altenkirch, W.; Bogenschütz, H. (2002): Waldschutz auf ökologischer Grundlage. Stuttgart (Hohenheim): Ulmer.
- 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).
- Aronson, M.; Handel, S. N. (1999): Deer and Invasive Plant Species Suppress Forest Herbaceous Communities and Canopy Tree Regeneration. *Ecology*. In: *Ecology* 80 (3), S. 846–856.
- Assmann, E.; Franz, F. (1963): Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern 1963. München: Inst. für Ertragskunde der Forstlichen Forschungsanst.
- Barreto, H.; Howland, F. M. (2006): Introductory econometrics. Using Monte Carlo simulation with Microsoft Excel. Cambridge: Cambridge Univ. Press.
- BaySF (2007): Holzpreisstatistik für die Jahre 2005-2007. Regensburg.
- BayStMELF (2004): Holzpreisstatistik für die Kalenderjahre 1975-2004. München, 2004.
- Beinhofer, B. (2009): Zur Anwendung der Portfoliotheorie in der Forstwirtschaft. Finanzielle Optimierungsansätze zur Bewertung von Diversifikationseffekten. Dissertation. Technische Universität München, Freising.
- Benítez, P. C.; McCallum, I.; Obersteiner, M.; Yamagata, Y. (2007): Global potential for carbon sequestration: Geographical distribution, country risk and policy implications. In: *Ecol. Econ.* 60 (3), S. 572-583.
- Ben-Haim, Y. (2006): Info-gap decision theory. Decisions under severe uncertainty. 2. ed. Oxford: Academic Press/Elsevier.
- Bergquist, J.; Lof, M.; Orlander, G. (2009): Effects of roe deer browsing and site preparation on performance of planted broadleaved and conifer seedlings when using temporary fences. In: *Scand. J. For. Res.* 24 (4), S. 308–317.
- Berwert-Lopes, R. (1996): Assessment of tolerable browsing by Eiberle's method: Limitations and future prospects. In: *For. Ecol. Manage.* 88 (1-2), S. 87–91.
- BMELV (2004): Bundeswaldinventur. Hg. v. Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Berlin. Online verfügbar unter [www.bundeswaldinventur.de](http://www.bundeswaldinventur.de).
- BMELV (2011): Waldstrategie 2020. Hg. v. BMELV. Bonn.
- Bortz, J. (1999): Statistik für Sozialwissenschaftler. 5., vollst. überarb. und aktualisierte Aufl. Berlin: Springer (Springer-Lehrbuch).

- Botkin, D. B. (1993): The ecology of forests. Theory and evidence. Oxford [England], New York: Oxford University Press.
- Bradshaw, R. H. W.; Hannon, G. E.; Lister, A. M. (2003): A long-term perspective on ungulate-vegetation interactions. In: *For. Ecol. Manage.* 181, S. 267–280.
- Brandl, H. (1988): Entwicklung der Ertragslage der vier Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche im Staatsforstbetrieb von Baden-Württemberg und ihr Einfluß auf die waldbauliche Planung. In: *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 160 (8), S. 164–170.
- Brandl, H. (1989): Ergänzende Untersuchungen zur Ertragslage der Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche in Baden-Württemberg. In: *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 160 (5), S. 91–98.
- Bredemeier, M.; Lamersdorf, N.; Schulte-Bisping, H.; Lüpke, B. von (2001): Risk appraisal for forest management with respect to site quality and environmental changes. In: K. Gadow (Hg.): Risk analysis in forest management. Dordrecht: Kluwer Academic Pub (Managing forest ecosystems, 2), S. 21–48.
- 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.
- Bugmann, H.; Weisberg, P. J. (2003): Forest-ungulate interactions: monitoring, modeling and management. In: *J. Nat. Conserv.* 10 (4), S. 193–201.
- Burkhardt, T. (2008): Diskussion zur Anwendung der Portfoliotheorien in der Forstwirtschaft. Freising, 23.10.2008. mündlich.
- Burschel, P.; El Kateb, H.; Mosandl, R. (1992): Experiments in mixed mountain forests in Bavaria. In: M. J. Kelty, B. C. Larson, C. D. Oliver und D. M. Smith (Hg.): The ecology and silviculture of mixed-species forests. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers (Forestry sciences, 40), S. 183–215.
- Cardinal, Etienne; Martin, Jean-Louis; Tremblay, Jean-Pierre; Côté, Steeve D. (2012): An experimental study of how variation in deer density affects vegetation and songbird assemblages of recently harvested boreal forests. In: *Can. J. Zool.* 90 (6), S. 704–713.
- Casabon, C.; Pothier, D. (2007): Browsing of tree regeneration by white-tailed deer in large clearcuts on Anticosti Island, Quebec. In: *For. Ecol. Manage.* 253 (1-3), S. 112–119.
- 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.
- Cederlund, G.; Bergqvist, J.; Kjellander, P.; Gill, R. M.A.; Gaillard, J.M.; Boisaubert, B. et al. (1998): Managing roe deer and their impact on the environment: maximising the net benefits to society. In: R. Andersen, P. Duncan und J.D.C. Linnell (Hg.): The European roe deer: the biology of success. Oslo: Scandinavian University Press, S. 337–372.
- Clasen, C. (2005): Die Relationen zwischen Real- und Finanzinvestitionen und ihre Konsequenzen für die biologische Investition in der Forstwirtschaft. Diplomarbeit. TU Dresden, Tharandt.

- Clasen, C.; Böttcher, M.; Moshhammer, R.; Knoke, T. (2013): Ökonomische Kennzahlen eines Fichten-Durchforstungs- und Pflanzverbands-Versuchs zur Unterstützung der Privatwaldberatung. In: *Forstarchiv* 84 (2), S. 43–51.
- 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: *For. Policy Econ.* 13, S. 503–511.
- Clasen, C.; Heurich, M.; Glaesener, L.; Kennel, E.; Knoke, T. (eingereicht): What factors affect the survival of tree saplings under browsing, and how can a loss of admixed tree species be forecast? In: *Ecol Mod.*
- Clasen, C.; Knoke, T. (2010): Finanzielle Konsequenzen des Verlustes von Mischbaumarten durch Rehwildverbiss. Abschlussbericht zum ST Projekt 220. Hg. v. Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung. Freising, unveröffentlicht.
- Clasen, C.; Knoke, T. (2013a): Die finanziellen Auswirkungen überhöhter Wildbestände in Deutschland. Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Entwicklung. Freising.
- Clasen, C.; Knoke, T. (2013b): Site conditions have an impact on compensation payments for the loss of tree species in mixed forests. In: *Forestry* 86, S. 533–542.
- Coppola, M.; Di Lorenzo, E; Sibillo, M. (2000). Risk sources in a life annuity portfolio: decomposition and measurement tools. In: *Journal of Actuarial Practice* 8, S. 43-61.
- Connell, J. H. (1990): Apparent versus 'real' competition in plants. In: James B. Grace und David Tilman (Hg.): Perspectives on plant competition. San Diego: Academic Press, S. 9–25.
- Cotta, H. (1828): Anweisung zum Waldbau. 4. Aufl. Leipzig: Arnoldische Buchhandlung.
- Danell, K.; Edenius, L.; Lundberg, P. (1991): Herbivory and Tree Stand Composition: Moose Patch Use in Winter. In: *Ecology* 72 (4), S. 1350–1357.
- Deegen, P.; Hung B. C.; Mixdorf U. (1997): Ökonomische Modellierung der Baumartenwahl bei Unsicherheit der zukünftigen Temperaturentwicklung. In: *Forstarchiv* 68, S. 194–205.
- Didion, M.; Kupferschmid, A. D.; Bugmann, H. (2009): Long-term effects of ungulate browsing on forest composition and structure. IUFRO Conference on Biodiversity in Forest Ecosystems and Landscapes. In: *For. Ecol. Manage.* 258, S. 44–55.
- Dieter, M. (2001): Land expectation values for spruce and beech calculated with Monte Carlo modelling techniques. In: *For. Policy Econ.* 2, S. 157–166.
- Dieter, M.; Moog, M.; Borchert, H. (2001): Considering serious hazards in forest management decision-making. In: *Manag Forest Ecosyst* 2, 201-241.
- Duhr, M. (2013): Konvention zur Bewertung von Wildschäden im Wald. Konzept einer Bewertungskonvention für Verbiss- und Schälsschäden durch Schalenwild. Hg. v. M. Duhr. DFWR. Berlin.
- Dursky, J. (2002): Regional Estimation of Forest Stand Parameters. In: *Forstwiss. Cent.bl.* 121 (1), S. 70–79.
- Edwards, S. F.; Link, J. S.; Rountree, B. P. (2004): Portfolio management of wild fish stocks. In: *Ecological Economics* 49, S. 317– 329.

- Eiberle, K. (1978): Folgewirkung eines simulierten Verbisses auf die Entwicklung junger Waldbäume. In: *Schweiz. Z. Forstwes.* 129, S. 757–768.
- Eiberle, K. (1980): Methodische Möglichkeiten zum Verständnis der waldbaulich tragbaren Verbissbelastung. In: *Schweiz. Z. Forstwes.* 131, S. 311–326.
- 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.
- Eiberle, K.; Nigg, H. (1984): Zur Ermittlung und Beurteilung der Verbißbelastung. In: *Forstwiss. Cent.bl.* 103 (1), S. 97–110.
- Eiberle, K.; Nigg, H. (1987): Grundlagen zur Beurteilung des Wildverbisses im Gebirgswald. In: *Schweiz. Z. Forstwes.* 138, S. 747–785.
- Eiberle, K.; Riedi, B. (1985): Kritische Werte der Verbißbelastung bei der Waldföhre (*Pinus silvestris*) in einem Wintereinstandsgebiet des Rotwildes. In: *Z. Jagdwiss.* 31 (2), S. 103–116.
- El Kateb, H.; Stolz, M. M.; Mosandl, R. (2009): Der Einfluss von Wild und Weidevieh auf die Verjüngung im Bergmischwald. In: *LWF aktuell* 71, S. 16–18.
- Ellenberg, H. (1988): Eutrophierung - Veränderungen der Waldvegetation - Folgen für den Reh-Wildverbiß und dessen Rückwirkungen auf die Vegetation. In: *Schweiz. Z. Forstwes.* 139(4), S. 261–282.
- Ellenberg, H.; Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 203 Tabellen. 6., vollst. neu bearb. und stark erw. Stuttgart: Ulmer.
- Elton, E. J.; Gruber, M. J.; Brown, S. J.; Goetzmann, W. N. (2003): *Modern Portfolio Theory and Investment Analysis*. 6. ed. Hoboken, NJ: Wiley.
- Endres, A.; Querner, I. (2000): *Die Ökonomie natürlicher Ressourcen*. 2., vollst. überarb. und erw. Aufl. Stuttgart [u.a.]: Kohlhammer.
- Endres, M. (1923): *Lehrbuch der Waldwertrechnung und Forststatik*. Vierte, verbesserte Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Fama, E. F.; French, K. R. (2004): The Capital Asset Pricing Model: Theory and Evidence. In: *Journal of Economic Perspectives* 18 (3), S. 25–46.
- Figge, F. (2004): Bio-folio: applying portfolio theory to biodiversity. In: *Biodivers Conserv* 13 (4), S. 827–849.
- Garcia-Gonzalo, J.; Peltola, H.; Briceño-Elizondo, E.; Kellomäki, S. (2007): Effects of climate change and management on timber yield in boreal forests, with economic implications: A case study. In: *Ecological Modelling* 209 (2-4), S. 220–234.
- Gayer, K. (1886): *Der gemischte Wald*. Berlin: Parey.
- Gehrhardt, E. (1923): *Ertragstabellen für Eiche, Buche, Tanne, Fichte und Kiefer*: Julius Springer.
- Gerhardt, P.; Arnold, J. M.; Hackländer, K.; Hochbichler, E. (2013): Determinants of deer impact in European forests – A systematic literature analysis. In: *For. Ecol. Manage.* 310, S. 173–186.
- Gill, R. M.A. (1992a): A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests. 1. Deer. In: *Forestry* 65 (2), S. 145–169.

- Gill, R. M.A. (1992b): A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests. 3. Impact on Trees and Forests. In: *Forestry* 65 (4), S. 363–388.
- Glaesener, L. (2012): Zum Einfluss des Wildes auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Verjüngungspflanzen. Bachelorarbeit. Technische Universität München, Freising.
- Gonschorek, M. (2009): Analyse verschiedener Verfahren zur finanziellen Bewertung von Wildverbiss. Eine Literaturübersicht. Technische Universität München, Freising.
- Gotoh, J. Y.; Konno, H. (2000): Third degree stochastic dominance and mean-risk analysis. In: *Manage Sci* 46 (2), S. 289–301.
- Gretsch (1910): Der Wildschaden und dessen Ersatz im Großherzogtum Baden. In: *Forstwiss. Cent.bl.*, S. 541–566.
- Griess, V. C. (2012): Zur Überlebenswahrscheinlichkeit der Fichte in Mischbeständen: Ansätze zur Verbesserung der bioökonomischen Modellierung von Waldbeständen. Dissertation. Technische Universität München, Freising.
- Griess, V. C.; Knoke, T. (2013): Bioeconomic modeling of mixed Norway spruce—European beech stands: economic consequences of considering ecological effects. In: *Eur J Forest Res* 132 (3), S. 511–522.
- Griffiths, J. R.; Schindler, D. E.; Armstrong, J. B.; Scheuerell, M. D.; Whited, D. C.; Clark, R. A. et al. (2014): Performance of salmon fishery portfolios across western North America. In: *Journal of Applied Ecology* 51, S. 1554–1563.
- Grub, H.; Petrak, M. (2011): Wildschäden am Wald. Bonn (AID).
- Hahn, A.; Knoke, T. (2010): Sustainable development and sustainable forestry: analogies, differences, and the role of flexibility. In: *Eur J Forest Res* 129 (5), S. 787–801.
- Halpern, B. S.; White, C.; Lester, S. E.; Costello, C.; Gaines, S. D. (2011): Using portfolio theory to assess tradeoffs between return from natural capital and social equity across space. In: *Biological Conservation* 144, S. 1499–1507.
- Hanewinkel, M. (2001): Economic aspects of the transformation from even-aged pure stands of Norway spruce to uneven-aged mixed stands of Norway spruce and beech. In: *For. Ecol. Manage.* 151 (1-3), S. 181–193.
- Hanewinkel, M.; Hummel, S.; Cullmann, D. A. (2010): Modelling and economic evaluation of forest biome shifts under climate change in Southwest Germany. In: *For. Ecol. Manage.* 259 (4), S. 710–719.
- Harmer, R. (2001): The effect of plant competition and simulated summer browsing by deer on tree regeneration. In: *Journal of applied Ecology* 38 (5), S. 1094–1103.
- Härtl, F.; Hahn, A.; Knoke, T. (2013): Risk-sensitive planning support for forest enterprises: The YAFO model. In: *Computers and Electronics in Agriculture* 94 (0), S. 58–70.
- Heal, G.; Chichilnisky, G.; Beltratti, A. (1996): Sustainable Use of Renewable Resources. Online verfügbar unter [http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract\\_id=1613](http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1613).
- Hejnowicz, A. P.; Raffaelli, D. G.; Rudd, M. A.; White, P. C.L. (2014): Evaluating the outcomes of payments for ecosystem services programmes using a capital asset framework. In: *Ecosystem Services* 9, S. 83–97.

- Herbohn, J. L.; Harrison, S. R. (2001): Financial Analysis of a Two-Species Farm Forestry Mixed Stand. In: S. R. Harrison und J. L. Herbohn (Hg.): Sustainable farm forestry in the tropics. Social and economic analysis and policy. Cheltenham, UK: Elgar (New horizons in environmental economics), S. 37–46.
- Heurich, M.; Möst, L.; Schauburger, G.; Reulen, H.; Sustr, P.; Hothorn, T. (2012): Survival and causes of death of European Roe Deer before and after Eurasian Lynx reintroduction in the Bavarian Forest National Park. In: *European Journal of Wildlife Research* 58 (3), S. 567–578.
- Hildebrandt, P.; Kirchlechner, P.; Hahn, A.; Knoke, T.; Mujica H., R. (2009): Mixed species plantations in Southern Chile and the risk of timber price fluctuation. In: *Eur J Forest Res* 29, S. 935–946.
- Hildebrandt, P.; Knoke, T. (2011): Investment decisions under uncertainty-A methodological review on forest science studies. In: *For. Policy Econ.* 13, S. 1–15.
- Hirshleifer, J.; Riley, J. G. (2003): The analytics of uncertainty and information. Reprinted, transferred to digital printing. Cambridge: Cambridge Univ. Press (Cambridge surveys of economic literature).
- Hodar, J. A.; Zamora, R.; Castro, J.; Gomez, J. M.; Garcia, D. (2008): Biomass allocation and growth responses of Scots pine saplings to simulated herbivory depend on plant age and light availability. In: *Plant Ecology* 197 (2), S. 229–238.
- Hohenadl, W. (1981): Untersuchungen zur natürlichen Verjüngung des Bergmischwaldes. Erste Ergebnisse eines Forschungsprojektes in den ostbayerischen Kalkalpen. Dissertation. Ludwig-Maximilians-Universität, München.
- 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. Technische Universität München, Freising. Lehrstuhl für Waldbau.
- Horsley, S. B.; Stout, S. L.; DeCalesta, D. S. (2003): White-tailed deer Impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. In: *Ecol. Appl.* 13, S. 98–118.
- Hothorn, T.; Müller, J. (2010): Large-scale Reduction of Ungulate Browsing by Managed Sport Hunting. In: *For. Ecol. Manage.* 260, S. 1416–1423.
- Huntley, N. (1991): Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. In: *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 22, S. 477–503.
- Husheer, S. W.; Coomes, D. A.; Robertson, A. W. (2003): Long-term influences of introduced deer on the composition and structure of New Zealand Nothofagus forests. In: *For. Ecol. Manage.* 181 (1-2), S. 99–117.
- IPCC (2007): Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Hg. v. M. L. Parry, O. F. Canziani, P. J. Palutikof, van der Linden, P. J. und C. E. Hanson. Cambridge. Online verfügbar unter [http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/ar4/wg2/en/contents.html](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg2/en/contents.html), zuletzt geprüft am 29.01.2014.
- Jactel, H.; Brockerhoff E.; Duelli P. (2005): A test of the biodiversity-stability theory. Meta-analysis of tree species diversity effects on insect pest infestation and, re-examination of responsible factors. In: M. Scherer-Lorenzen, C. Körner und E. D. Schulze (Hg.): Forest Diversity

- and Function. Temperate and Boreal Systems. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag Berlin Heidelberg (Springer-11642 /Dig. Serial], 176), S. 235–262.
- Jantz, K. (1982): What does elk damage cost? In: *Sver. Skogsvarvsforb. Tidskr.* 4, S. 41–42.
- Jorritsma, I. T.M.; van Hees, A. F. M.; Mohren, G. M.J. (1999): Forest development in relation to ungulate grazing: a modeling approach. In: *For. Ecol. Manage.* 120 (1-3), S. 23–34.
- Kamler, J.; Homolka, M.; Barančková, M.; Krojerová-Prokešová, J. (2010): Reduction of herbivore density as a tool for reduction of herbivore browsing on palatable tree species. In: *Eur J Forest Res* 129 (2), S. 155–162.
- Kech, G.; Lieser, M. (2006): Einfluss von Terminaltriebverbiss durch Rehe auf die Höhenentwicklung junger Laubbäume. In: *Forstarchiv* 77, S. 162–168.
- Kennel, E. (1999): Die Überlebensprognose. Ein Verfahren zur Wertung von Verbissbefunden im Rahmen von Vegetationsgutachten. Lehrstuhl für Waldbau und Forsteinrichtung. Freising.
- Kennel, R. (1965): Untersuchung über die Leistung von Fichte und Buche im Rein- und Mischbestand. In: *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 136 (7; 8), S. 149-161; 173-189.
- Kennel, R. (1971): Die Konstruktion von Ertragstafeln mit Hilfe von Durchmesservertelungen und Einheitshöhenkurven. In: *Forstwiss. Cent.bl.* 90 (1), S. 117–128.
- Kienast, F.; Fritschi, J.; Bissegger, M.; Abderhalden, W. (1999): Modeling successional patterns of high-elevation forests under changing herbivore pressure - responses at the landscape level. In: *For. Ecol. Manage.* 120 (1-3), S. 35–46.
- Kirby, K. J. (2001): The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. In: *Forestry* 74 (3), S. 219–229.
- Klötzli, F. (1965): Qualität und Quantität der Rehäsung in Wald- und Grünlandgesellschaften des Schweizer Mittellandes. Hg. v. Geobot. Inst. Stifftg. Rübel. ETH Zürich. Zürich.
- Knoke, T. (2007): Finanzielle Konsequenzen des Verlustes von Mischbaumarten durch Rehwildverbiss. Projektantrag beim BayStMELF. Technische Universität München, Freising.
- Knoke, T. (2008): Mixed forests and finance - Methodological approaches. In: *Ecol. Econ.* 65 (3), S. 590–601.
- Knoke, T. (2013): Uncertainties and REDD+: Implications of applying the conservativeness principle to carbon stock estimates. In: *Climatic Change* 119 (2), S. 261-267.
- Knoke, T.; Ammer, C.; Stimm, B.; Mosandl, R. (2008): Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. In: *Eur J Forest Res* 127 (2), S. 89–101.
- Knoke, T.; Calvas, B.; Moreno, S. O.; Onyekwelu, J. C.; Griess, V. C. (2013): Food production and climate protection—What abandoned lands can do to preserve natural forests. In: *Global Environmental Change* 23 (5), S. 1064–1072.
- 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.; Steinbeis, O. E.; Bösch, M.; Román-Cuesta, R. M.; Burkhardt, T. (2011): Cost-effective compensation to avoid carbon emissions from forest loss: An approach to consider price–quantity effects and risk-aversion. In: *Ecol. Econ.* 70 (6), S. 1139–1153.

- Knoke, T.; Stimm, B.; Ammer, C.; Moog, M. (2005): Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution on an ecological concept. In: *For. Ecol. Manage.* 213 (1-3), S. 102–116.
- Knoke, T.; Wurm, J. (2006): Mixed forests and a flexible harvest policy: a problem for conventional risk analysis? In: *Eur J Forest Res* 125 (3), S. 303–315.
- Koellner, T.; Schmitz, O. J. (2006): Biodiversity, ecosystem function, and investment risk. In: *BioScience* 56 (12), S. 977-985.
- Kölling, C. (2005): Waldatlas Bayern. Karten, Tabellen und Texte zur Forstlichen Wuchsgebietsgliederung. Hg. v. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising.
- Kölling, C.; Beinhofer, B.; Hahn, A.; Knoke, T. (2010): „Wer streut, rutscht nicht“. Wie soll die Forstwirtschaft auf neue Risiken im Klimawandel reagieren? In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 65 (5), S. 18–22.
- Kölling, C.; Dietz, E.; Falk, W.; Mellert, K. H. (2009): Provisorische Klima-Risikokarten als Planungshilfe für den klimagerechten Waldumbau in Bayern. In: *Forst und Holz* 64 (7/8), S. 40–47.
- Konrad, H. (2012): Wildschadensersatz in gemeinschaftlichen Jagdbezirken nach § 29 Abs. 1 BJagdG. Geschichte, Systematik und aktuelle Problemstellungen. Münster: Lit Verlag.
- Kramer, K.; Groen, T. A.; van Wieren, S. E. (2003): The interacting effects of ungulates and fire on forest dynamics: an analysis using the model FORSPACE. In: *Forest Dynamics and Ungulate Herbivory : From Leaf to Landscape* 181 (1–2), S. 205–222.
- Kroth, W. (1983): Ökonomische Aspekte der Kiefernwirtschaft. In: *Forstwiss. Cent.bl.* 102, S. 36–50.
- 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., überarbeitete und erweiterte Auflage. München, Wien: Oldenbourg.
- Kublin, E.; Scharnagel, G. (1988): Verfahrens- und Programmbeschreibung zum BWI-Unterprogramm BDAT. Hg. v. FVA Bad.-Württbg. Freiburg im Breisgau.
- Kuijper, D. P. J.; Cromsigt, J. P. G. M.; Churski, M.; Adam, B.; Jedrzejewska, B.; Jedrzejewski, W. (2009): Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? In: *For. Ecol. Manage.* 258 (7), S. 1528–1535.
- Kuijper, D. P. J.; Cromsigt, J. P. G. M.; Jedrzejewska, B.; Miścicki, S.; Churski, M.; Jedrzejewski, W.; Kweczlich, I. (2010): Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland. In: *Journal of Ecology* 98 (4), S. 888–899.
- Kupferschmid, A. D.; Bugmann, H. (2008): Ungulate browsing in winter reduces the growth of *Fraxinus* and *Acer* saplings in subsequent unbrowsed years. In: *Plant Ecology* 198 (1), S. 121–134.
- Lampe, I. (2010): Das Jagdrecht als Bestandteil des Grundeigentums. In: O. Depenheuer und B. Möhring (Hg.): *Waldeigentum. Dimensionen und Perspektiven*, Bd. 8. Berlin, Heidelberg: Springer - Verlag Berlin Heidelberg (Bibliothek des Eigentums, 8), S. 271–291.
- Larkin, S.; Sylvia, G.; Tuininga, C. (2003): Portfolio Analysis for Optimal Seafood Product Diversification and Resource Management. In: *Journal of Agric. and Resour. Econ.* 28 (2), S. 252-271.

- Lee, W. Y.; Rao, R. K. S. (1988): Mean lower partial moment valuation and lognormally distributed returns. In: *Manage Sci* 34 (4), S. 446–453.
- Levy, H. (1998): Stochastic dominance. Investment decision making under uncertainty. Boston, Mass.: Kluwer Acad. Publ. (Studies in risk and uncertainty, 12).
- Levy, H. (2012): The capital asset pricing model in the 21st century. Analytical, empirical, and behavioral perspectives. New York: Cambridge University Press.
- Liang, S. Y.; Seagle, S. W. (2002): Browsing and Microhabitat Effects on Riparian Forest Woody Seedling Demography. In: *Ecology* 83 (1), S. 212.
- Liebig, Lars (2007): Wildtierökonomik. Naturressourcenallokation in der Wettbewerbsordnung. Saarbrücken: VDM Verlag Dr. Müller.
- Lieckfeld, C. P.; Trippel, K. (2011): Neue Wälder braucht das Land. In: *GEO* (5), S. 86–101.
- Linder, P.; Elfving, B.; Zackrisson, O. (1997): Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. In: *For. Ecol. Manage.* 98 (1), S. 17–33.
- Lintner, J. (1965): Security prices, risk, and maximal gains from diversification. In: *The Journal of Finance* 20 (4), S. 587–615.
- Long, Z. T.; Pendergast IV, T. H.; Carson, W. P. (2007): The impact of deer on relationships between tree growth and mortality in an old-growth beech-maple forest. In: *For. Ecol. Manage.* 252 (1-3), S. 230–238.
- Lopez, J.; La Torre, R.; Cabbage, F. (2010): Effect of land prices, transportation costs, and site productivity on timber investment returns for pine plantations in Colombia. In: *New Forests* 39 (3), S. 313–328.
- Lüpke, B. von; Spellmann, H. (1997): Aspekte der Stabilität und des Wachstums von Mischbeständen aus Fichte und Buche als Grundlage für waldbauliche Entscheidungen. In: *Forstarchiv* 68, S. 167–179.
- Macmillan, W. D. (1992): Risk and Agricultural Land Use: A Reformulation of the Portfolio-Theoretic Approach to the Analysis of a von Thünen Economy. In: *Geographical Analysis* 24 (2), S. 142–158.
- Markowitz, H. (1952): Portfolio Selection. In: *J. Finance* 7, S. 77–91.
- Markowitz, H. (2010): Portfolio Theory: As I Still See It. In: *Annu. Rev. Fin. Econ.* 2 (1), S. 1–23.
- Miller, M.H. (1988): The Modigliani-Miller Propositions After Thirty Years. In: *The Journal of Economic Perspectives* 2, S. 99-120.
- Millington, J.; Walters, M.; Matonis, M.; Liu, J. C. (2013): Filling the gap: A compositional gap regeneration model for managed northern hardwood forests. In: *Ecological Modelling* 253 (0), S. 17–27.
- Mitchell, F. J.G. (1964): Height Growth Losses due to Animal Feeding in Douglas-fir Plantations, Vancouver Island, B. C. In: *The Forest Chronicle* 40 (3), S. 298–307.
- Möhring, B. (2004): Betriebswirtschaftliche Analyse des Waldumbaus. In: *Forst und Holz* 59, S. 523–530.
- 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. (1990): Waldbewertung und Grundsätze ordnungsgemäßer Unternehmensbewertung. Sind die verbreiteten Bewertungskonventionen noch zeitgemäß? In: *Forstarchiv* 61, S. 102–106.
- 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.
- Moore, J. W., McClure, M.; Rogers, L. A.; Schindler, D. E. (2010): Synchronization and portfolio performance of threatened salmon. In: *Conservation Letters* 3 (5), S. 340–348.
- Mosandl, R. (1991): Die Steuerung von Waldökosystemen mit waldbaulichen Mitteln - dargestellt am Beispiel des Bergmischwaldes. Habilitation, München.
- Mosandl, R.; Kateb, H. (1988): Die Verjüngung gemischter Bergwälder—Praktische Konsequenzen aus 10jähriger Untersuchungsarbeit. In: *Forstwiss. Cent.bl.* 107 (1), S. 2–13.
- Mosandl, R.; Kleinert, A. (1998): Development of oaks (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) emerged from bird-dispersed seeds under old-growth pine (*Pinus silvestris* L.) stands. In: *For. Ecol. Manage.* 106 (1), S. 35–44.
- Mosandl, R.; Knoke, T. (2002): Holzpreisschwankungen als Problem der Forstwirtschaft. In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 57, S. 118–119.
- Motta, R. (1996): Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps. In: *For. Ecol. Manage.* 88 (1), S. 93–98.
- Motta, R. (2003): Ungulate impact on rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) height structure in mountain... In: *For. Ecol. Manage.* 181 (1), S. 139–150.
- Näscher, F. A. (1979): Zur waldbaulichen Bedeutung des Rothirschverbisses in der Waldgesellschaft des subalpinen Fichtenwaldes in der Umgebung des schweizerischen Nationalparks. Dissertation. ETH, Zürich.
- 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, S. 149–157.
- Offer, A. (2014): Waldgrundstücksmarkt in Hessen 2014. In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 69, S. 10–12.
- Olesen, C. R.; Madsen, P. (2008): The impact of roe deer (*Capreolus capreolus*), seedbed, light and seed fall on natural beech (*Fagus sylvatica*) regeneration. In: *For. Ecol. Manage.* 255 (12), S. 3962–3972.

- Osterloher, A.; Wiechmann, R. (1993): Zur unterschiedlichen Verbißtoleranz der Baumarten. In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 48, S. 1159–1160.
- Ott, E. (1989): Verjüngungsprobleme in hochstaudenreichen Gebirgswäldern. In: *Schweiz. Z. Forstwes.* 140, S. 23–42.
- Pellerin, M.; Saïd, S.; Richard, E.; Hamann, J. -L.; Dubois-Coli, C.; Hum, P. (2010): Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. In: *For. Ecol. Manage.* 260 (4), S. 429–437.
- 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 (1), S. 302–313.
- Perridon, L.; Steiner, M. (2004): Finanzwirtschaft der Unternehmung. 13., überarb. und aktualisierte Aufl. München: Vahlen.
- Perrin, P. M.; Kelly, D. L.; Mitchell, F. J.G. (2006): Long-term deer exclusion in yew-wood and oakwood habitats in southwest Ireland: Natural regeneration and stand dynamics. In: *For. Ecol. Manage.* 236 (2-3), S. 356–367.
- Pilz (1905): Aus der Praxis der Waldwertberechnung. Bewertung des Wildschadens. In: *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 82, S. 4–10.
- Plattner, T. M. (2006): Risikoaversion als relevanter Faktor der Risikobewertung von Naturgefahren. Dissertation, Zürich.
- Poddig, T.; Brinkmann, U.; Seiler, K. (2005): Portfoliomanagement: Konzepte und Strategien. Theorie und praxisorientierte Anwendungen mit Excel. Bad Soden/Ts.: Uhlenbruch.
- Pollanschütz, J. (1995): Bewertung von Verbiß und Fegeschäden. Hilfsmittel und Materialien. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien. Wien.
- Pollanschütz, J. (2002): Hilfsmittel zur Erhebung und Bewertung von Verbiß- und Fegeschäden. 2. Aufl. Hg. v. M. Neumann. 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.
- Polley, H.; Schmitz, F.; Hennig, P.; Kroiher, F. (2010): National forest inventories: Chapter 13, Germany. In: Erkki Tomppo, Thomas Gschwantner, Mark Lawrence und Ronald E. McRoberts (Hg.): National Forest Inventories. Dordrecht: Springer Netherlands, S. 223–243.
- Post, T.; van Vliet, P. (2006): Downside risk and asset pricing. In: *J. Banking Finance* 30 (3), S. 823–849.
- Pretzsch, H. (1999): Waldwachstum im Wandel. In: *Forstwiss. Cent.bl.* 118 (1), S. 228–250.
- Pretzsch, H. (2000): From yield tables to simulation models for pure and mixed stands. In: *J. For. Sci.* 46, S. 97–113.
- Pretzsch, H. (2002): Application and evaluation of the growth simulator SILVA 2.2 for forest stands, forest estates and large regions. In: *Forstwiss. Cent.bl.* 121 (1), S. 28–51.

- Pretzsch, H. (2003): Diversität und Produktivität von Wäldern. In: *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 174, S. 88–98.
- Pretzsch, H.; Biber, P.; Dursky, J. (2002): The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. In: *For. Ecol. Manage.* 162 (1), S. 3–21.
- Pretzsch, H.; Dursky, J. (2002): Growth reaction of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) to possible climatic changes in Germany. A sensitivity study. In: *Forstwiss. Cent.bl.* 121 (1), S. 145–154.
- Pretzsch, H.; Schütze, G. (2009): Transgressive overyielding in mixed compared with pure stands of Norway spruce and European beech in Central Europe: evidence on stand level and explanation on individual tree level. In: *Eur J Forest Res* 128 (2), S. 183–204.
- Pretzsch, H.; Block, J.; Dieler, J.; Dong, P. H.; Kohnle, U.; Nagel, J. et al. (2010): Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. In: *Ann. For. Sci.* 67 (7), S. 712.
- 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).
- Prietzl, J.; Ammer, C. (2008): Montane Bergmischwälder der Bayerischen Kalkalpen: Reduktion der Schalenwildsdichte steigert nicht nur den Verjüngungserfolg, sondern auch die Bodenfruchtbarkeit. In: *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 179, S. 104–112.
- Putman, R. J. (1996a): Competition and resource partitioning in temperate ungulate assemblies. London: Chapman & Hall (Wildlife ecology and behaviour series, 3).
- Putman, R. J. (1996b): Ungulates in temperate forest ecosystems: Perspectives and recommendations for future research. In: *For. Ecol. Manage.* 88 (1-2), S. 205–214.
- 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. CaBl Publishing, S. 346–352.
- Reimoser, F.; Armstrong, H.; Suchant, R. (1999): Measuring forest damage of ungulates: what should be considered. In: *For. Ecol. Manage.* 120 (1), S. 47–58.
- Reimoser, F.; Gossow, H. (1996): Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. In: *For. Ecol. Manage.* 88 (1), S. 107–119.
- Renaud, P. C.; Verheyden-Tixier, H.; Dumont, B. (2003): Damage to saplings by red deer (*Cervus elaphus*): effect of foliage height and structure. In: *For. Ecol. Manage.* 181 (1-2), S. 31–37.
- Renneke, R. M. (2005): Determinanten des Jagdpachtpreises. Eine empirische Studie für Nordrhein-Westfalen. Univ., Diss.--München, 2004. Melsungen: Neumann-Neudamm (Jagdrecht).
- Roeder, A.; Jäger, L. (1988): Die Verbißbelastung als Maßstab für eine weiserorientierte Wildbewirtschaftung. Ergebniss mehrjähriger Kontrollflächenerhebungen in zwei hessischen Versuchrevieren. In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 43, S. 649–650.
- Roessiger, J.; Griess, V. C.; Härtl, F.; Clasen, C.; Knoke, T. (2013): How economic performance of a stand increases due to decreased failure risk associated with the admixing of species. In: *Ecological Modelling* 255, S. 58–69.

- Rooney, T. P.; Waller, D. M. (2003): Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Dynamics and Ungulate Herbivory : From Leaf to Landscape*. In: *For. Ecol. Manage.* 181 (1-2), S. 165–176.
- Rossell, C. R.; Gorsira, B.; Patch, S. (2005): Effects of white-tailed deer on vegetation structure and woody seedling composition in three forest types on the Piedmont Plateau. In: *For. Ecol. Manage.* 210 (1-3), S. 415–424.
- Roth, R. (1995): Der Einfluss des Rehwildes (*Capreolus capreolus* L., 1758) auf die Naturverjüngung von Mischwäldern. Freiburg im Breisgau: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg Abteilung Landespflege, H. 191; Nr. 19).
- Rötzer, T.; Dieler, J.; Mette, T.; Moshhammer, R.; Pretzsch, H. (2010): Productivity and carbon dynamics in managed Central European forests depending on site conditions and thinning regimes. In: *Forestry* 83 (5), S. 483–496.
- Rozanov, Y. (1995): Probability theory, random processes, and mathematical statistics. Dordrecht, Boston: Kluwer Academic Publishers (Mathematics and its applications, 344).
- Rüegg, D.; Nigg, H. (2003): Mehrstufige Verjüngungskontrollen und Grenzwerte für die Verbissintensität. In: *Schweiz. Z. Forstwes.* 154 (8), S. 314–321.
- Sagl, W. (1995): Bewertung in Forstbetrieben. Mit 52 Tabellen. Berlin: Blackwell-Wiss.-Verl. (Blackwell-Wissenschaft, 80).
- Sanchiricoa, J. N.; Smith, M. D.; Lipton, D. W. (2008): An empirical approach to ecosystem-based fishery management. In: *Ecological Economic* 64, S. 586-596.
- Sasaki, Y.; Box, P. (2003): Agent-based verification of von Thünen's location theory. Hg. v. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* 6. Online verfügbar unter <http://jasss.soc.surrey.ac.uk/6/2/9.html>, zuletzt geprüft am 22.10.2014.
- Schadauer, K. (2003): Forstliche Verfahren zur Beurteilung von Schalenwildeinfluss. Tagung für die Jägerschaft, BAL Gumpenstein. BAL Gumpenstein, 2003.
- Schaller, M. (2002): Ökonomische Bewertung von Schälschäden im Wald. Dissertation. Technische Universität München, München.
- Schmitz, W.; Bücking, M.; Moshhammer, R.; Jochum, M.; Roeder, A. (2006): Development of a simple method to evaluate deer browsing in the forests of Rhineland-Palatinate. A proposal for application in practice. In: *Forst und Holz* 61 (5), S. 1–3.
- Schütz, M.; Risch A. C.; Leuzinger E.; Krusi B. O.; Achermann G. (2003): Impact of herbivory by red deer (*Cervus elaphus* L.) on patterns and processes in subalpine grasslands in the Swiss National Park. In: *For. Ecol. Manage.* 181, S. 177–188.
- Schweiger, J.; Sterba, H. (1997): A model describing natural regeneration recruitment of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in Austria. In: *Regeneration Success and Early Growth of Forest Stands* 97 (2), S. 107–118.
- Seagle, S. W.; Liang, S. Y. (2001): Application of a forest gap model for prediction of browsing effects on riparian forest succession. In: *Ecol Mod* 144 (2-3), S. 213–229.

- Seidl, R.; Fernandes, P. M.; Fonseca, T. F.; Gillet, F.; Jönsson, Anna M.; Merganičová, K. et al. (2011): Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. In: *Ecological Modelling* 222 (4), S. 903–924.
- Sharpe, W. F. (1964): Capital Asset Prices: A theory of market equilibrium under conditions of risk. In: *The Journal of Finance* 14, S. 425–442.
- Sharpe, W. F. (1966): Mutual Fund Performance. In: *J. Bus.* 39, S. 119–138.
- Sharpe, W. F. (1994): The Sharpe Ratio. In: *Portfolio Management* 21 (1), S. 49–58.
- 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.
- Speidel, G. (1984): Forstliche Betriebswirtschaftslehre. 2., völlig neubearb. Aufl. Hamburg: Parey.
- Spremann, K. (2006): Portfoliomanagement. 3., überarb. und erg. Aufl. München: Oldenbourg (International Management and Finance).
- Staupendahl, K.; Möhring, B. (2011): Integrating natural risks into silvicultural decision models: A survival function approach. In: *Forest Policy and Economics*. 13 (6), S. 496–502.
- 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.
- Stiglitz, J. E. (1969): A Re-Examination of the Modigliani Miller Theorem. In: *The American Economic Review* 59(5), S. 784–793.
- Stiglitz, J. E. (1984): Price Rigidities and Market Structure. In: *The American Economic Review* 74 (2), S. 350–355.
- Suchant, R. (2011): Was kann im Verständnis von Wildschäden schon neu sein? Hg. v. FVA-einblick.
- Suchant, R.; Burghardt, F. (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.
- Suter, W. (2005): Vom Verbissprozent zur Walddynamik: Der weite Weg zum Verständnis der Wechselbeziehungen zwischen Wald und Huftieren. In: *Forum für Wissen*, S. 7–16.
- Thomson, T. A. (1991): Efficient combinations of timber and financial market investments in single-period and multiperiod portfolios. In: *For. Sci.* 37, S. 461–480.
- Tobin, J. (1958): Liquidity Preference as Behaviour Towards Risk. In: *Rev. Econ. Stud.* 67, S. 65–86.
- Tremblay, J. P.; Huot J.; Potvin F. (2007): Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. In: *J. Appl. Ecol.* 44 (3), S. 552–562.
- Tzschupke, W. (2010): Zur Problematik der Bewertung von Verbisschäden. In: *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 65, S. 41–43.
- Vanselow, K. (1951): Fichtenertragstafel für Südbayern Untersuchungen über Zuwachs, Ertrag, Stammformen und Struktur reiner Fichtenbestände in Südbayern. In: *Forstwiss. Cent.bl.* 70 (7), S. 409–445.
- von Thünen, J. H. (1842): Der isolierte Staat in Beziehung auf Landwirtschaft und Nationalökonomie. 2. Aufl. Rostock: Leopold.

- Wagner, S. (2004): Möglichkeiten und Beschränkungen eines funktionsorientierten Waldbaus. In: *Forst und Holz* 59, S. 105–111.
- 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.
- Weber, G. (2007): Eigenkapitalkosten ausgewählter Unternehmen auf Basis der modernen Kapitalmarkttheorie: Eine empirische Anwendung des CAPM für die Holz verarbeitende Industrie, Druckmaschinen- und Papierindustrie. Deutscher Universitätsverlag.
- Weisberg, P. J.; Bonavia, F.; Bugmann, H. (2005): Modeling the interacting effects of browsing and shading on mountain forest tree regeneration (*Picea abies*). In: *Ecological Modelling* 185 (2–4), S. 213–230.
- Weisberg, P. J.; Bugmann, H. (2003): Forest dynamics and ungulate herbivory: from leaf to landscape. In: *For. Ecol. Manage.* 181, S. 1–12.
- Weise, U. (1996): Langfristige Auswirkungen eines simulierten Rotwildverbisses bei Fichte. In: *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 168, S. 12–19.
- Welch, D.; Staines, B. W.; Scott, D.; French, D. D.; Catt, D. C. (1991): Leader Browsing by Red and Roe Deer on Young Sitka Spruce Trees in Western Scotland. 1. Damage rates and the influence of habitat factors. In: *Forestry* 64, S. 61–82.
- Wiedemann, E. (1932): Die Rotbuche 1931. Hannover: M. & H. Schaper.
- Wiedemann, E. (1936): Ertragstafel für Fichte: Preußische Versuchsanstalt für Waldwirtschaft.
- Wöhe, G.; Döring, U. (2010): Einführung in die allgemeine Betriebswirtschaftslehre. 24., überarb. und aktualisierte Aufl. München: Vahlen.
- Wolf, K.; Runzheimer, B. (2003): Risikomanagement und KonTraG: Konzeption und Implementierung 5., vollst. überarb. Aufl. Wiesbaden: Gabler.
- Wotschikowsky, U. (2007): Wölfe und Jäger in der Oberlausitz. Hg. v. Freundeskreis freilebender Wölfe e. V. Much-Marienfeld.
- Zakamouline, V.; Koekebakker, S. (2009): Portfolio performance evaluation with generalized Sharpe ratios: Beyond the mean and variance. In: *J. Banking Finance* 33 (7), S. 1242–1254.

## 9 Danksagung

Das Verfassen einer Dissertationsschrift ist keine Selbstverständlichkeit. Wenn wissenschaftliche Neugier und der stete Tropfen durch Geduld und Beharrlichkeit noch von einem selbst gesteuert werden, muss vor allem auch das Arbeitsumfeld stimmen. Daher möchte ich mich an erster Stelle bei meinem Doktorvater Prof. Dr. Thomas Knoke bedanken, der mich voller Vertrauen in sein Team aufgenommen hat und mir die Möglichkeit zur Promotion gab. Er hat das Thema angeregt, mir stets wertvolle Unterstützung gegeben und mich bis zur Abgabe der Schrift gefordert und motiviert. Hier schätze ich insbesondere seinen familiären Umgang mit dem Fachgebiet und das er zu jeder Zeit ein offenes Ohr für Fragen hatte.

Bedanken möchte ich mich auch bei Prof. Dr. Reinhard Mosandl dem Leiter des Lehrstuhls für Waldbau und Zweitgutachter der Dissertation. Er war immer ein Ansprechpartner für waldbauliche und jagdliche Themen.

Was wäre die Forschung ohne finanzielle Unterstützung. Daher bedanke ich mich beim Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Initiierung und Förderung des Promotionsthemas durch das ST Projekt 220. Außerdem bin ich dem DoctoraTUM und der TUM Graduate School für die Unterstützung zu Dank verpflichtet.

Ein besonders lieber Dank gilt dem Team des Fachgebietes für Waldinventur und nachhaltige Nutzung. Hier möchte ich mich insbesondere bei den Kollegen der ersten Stunde bedanken, die mich in meiner Anfangszeit unmittelbar bei der Forschung unterstützt haben: Johannes Wurm für die Hilfestellung bei den *Silva*-Simulationen und der Holzsortierung und seine offenherzige Art mich ins Team aufzunehmen. Dr. Bernhard Beinhofer, Sebastian Stang und Dr. Patrick Hildebrandt für die Hilfestellung bei der Modellierung. Besonders bedanken möchte ich mich aber auch bei Dr. Andreas Hahn für sein freundschaftliches Gemüt, der immer Geduld hatte und mich stets in vielen fachlichen und administrativen Anliegen unterstützte. Hier möchte ich auch Petra Zeller danken, die während meiner Promotionszeit viel für mich zu organisieren hatte und mir eine Orientierung in den Tiefen des bayerischen Dialekts gab. Und noch mal stellvertretend Danke an alle anderen alten und neuen Kolleginnen und Kollegen des Fachgebietes für Hinweise in den Dissertationsrunden und Unterstützung beim Publizieren.

Bedanken möchte ich mich auch bei allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Lehrstuhls für Waldbau und dem Studiendekanat für das angenehme Miteinander und die Hilfe und ebenso für die unvergleichbaren Kaffeerunden.

Meine Arbeit unterstützt hat zudem Ralf Moshhammer vom Lehrstuhl für Waldwachstumskunde durch seine Bereitschaft bei den *Silva*-Simulationen. Dankeschön auch Bernd Becker vom Nationalpark Berchtesgaden für die langjährige Zusammenarbeit und damit auch für die finanzielle Unterstützung und die Hilfestellungen in Fragen zum Thema Wald und Wild.

Mein Dank gilt ebenso den Studentinnen und Studenten, die Rahmen von Studienarbeiten wichtige Impulse zum Gelingen der Arbeit gegeben haben. Danke auch an die Hilfskräfte, die mich bei der Literaturrecherche und bei der sprachlichen Überarbeitung meiner englischsprachigen Publikationen unterstützt haben.

Und ohne familiäre Unterstützung und Zusammenhalt lässt sich nur schwer forschen. Deshalb danke ich von Herzen meinen Eltern und meinem Bruder Thomas.

Die letzte Zeile der Arbeit gehört Carola. Ich danke Dir und Du weißt warum...

## 10 Anhang

### 10.1 Veröffentlichung I

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.

doi:10.1016/j.forpol.2011.05.005

Eingereicht am 3. Dezember 2010, veröffentlicht am 01. Juli 2011.

## 10.2 Veröffentlichung II

Clasen, C.; Knoke, T. (2013): **Site conditions have an impact on compensation payments for the loss of tree species in mixed forests.** In: *Forestry – An international Journal of Forest Research*. 86, S. 533-542.

doi: 10.1093/forestry/cpt027

Eingereicht am 04. April 2013, veröffentlicht am 14. August 2013.

### 10.3 Veröffentlichung III

Clasen, C.; Heurich, M.; Glaesener, L.; Kennel, E.; Knoke, T. (2015): **What factors affect the survival of tree saplings under browsing, and how can a loss of admixed tree species be forecast?** In: *Ecological Modelling*, 305, S. 1-9.

doi:10.1016/j.ecolmodel.2015.03.002

Eingereicht am 09. Dezember 2014, veröffentlicht am 31. März 2015.