



Technische Universität München

Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung

Zur Optimierung der ökologisch-ökonomischen Modellierung einer naturnahen Waldwirtschaft

Gerhard Jörg Rößiger

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. Dr. h.c. Hans Pretzsch

Prüfer der Dissertation:

1. Univ.-Prof. Dr. Thomas Knoke
2. apl. Prof. Dr. Dr. Michael Weber
3. Univ.-Prof. Dr. Thomas Burkhardt, Universität Koblenz-Landau

Die Dissertation wurde am 27.11.2013 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 08.04.2014 angenommen.

S. D. G.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	Hypothese zur Optimierung eines Altersstufenmodelles unter Risiko.....	3
1.2	Hypothese zur Optimierung unter Einbeziehung von Stabilisierungseffekten	3
1.3	Hypothese zum Matrix-Modell mit Durchmesserstärkeklassen.....	4
2	Stand des Wissens.....	6
2.1	Naturnahe Waldwirtschaft.....	6
2.1.1	Ungleichaltriger Mischwald.....	6
2.1.2	Effekte zur Stabilisierung der Fichte in Mischbeständen.....	7
2.1.3	Weitere ökonomische und ökologische Interaktionen in Mischbeständen	8
2.1.4	Ökologische Prozesse in Beständen.....	9
2.1.5	Bedeutung einer naturnahen Waldwirtschaft für den Waldbesitzer.....	11
2.2	Übertragung finanzmathematischer Optimierung in die Forstwirtschaft	12
2.2.1	Diversifikation als Strategie gegen forstliche Risiken	12
2.2.2	Risikooptimierung im Forstbereich.....	13
2.2.3	Forstliche Optimierungsansätze ohne Einbezug von Risiko.....	14
2.2.4	Simultane Optimierung von Waldbeständen.....	15
2.2.5	Lücken in den bisherigen Optimierungsstudien unter Risiko	16
2.3	Optimierung mit Hilfe von Matrix-Modellen.....	17
3	Material und Methoden.....	20
3.1	Verknüpfung des Begriffes der Naturnähe und des ökonomischen Modelles	20
3.2	Optimierungsgrundlagen	21
3.2.1	Allgemeine Bestandteile eines Optimierungsmodelles.....	21
3.2.1.1	Zielfunktion.....	21
3.2.1.2	Veränderbare Variablen	21
3.2.1.3	Restriktionen	22
3.2.2	Optimierungsansätze unter Risiko	22

3.2.2.1	Portfoliotheorie	22
3.2.2.2	Ertragsmaximum bei Risikorestriktion	24
3.2.2.3	Value at Risk.....	24
3.2.2.4	Berücksichtigung nicht normalverteilter Ertragsschwankung	25
3.2.3	Optimierungsprogramme	26
3.3	Definition der Handlungsoptionen	26
3.3.1	Definition der Handlungsoptionen im Altersstufen-Modell	27
3.3.1.1	Baumartenanteil in einem Mischbestand	27
3.3.1.2	Variation des Einschlagzeitpunktes für ungleichaltrige Entwicklung	28
3.3.1.3	Entscheidung zwischen Anordnung als Misch- oder Reinbestand	29
3.3.2	Definition der Handlungsoptionen im Durchmesserklassen-Matrixmodell.....	30
3.4	Ökonomisches Modell.....	31
3.4.1	Kapitalwertmethode	31
3.4.2	Annuitätenmethode	32
3.5	Eingangsdaten für das Altersstufenmodell	32
3.5.1	Bestandesvolumen.....	33
3.5.1.1	Waldwachstums-Simulation	33
3.5.1.2	Ertragstafel	33
3.5.2	Holzpreise.....	34
3.5.2.1	Holzpreisübersicht	34
3.5.2.2	Aktuelle Holzpreise	36
3.5.3	Holzerntekosten.....	36
3.5.4	Aufforstungskosten	37
3.5.5	Ausfallwahrscheinlichkeit.....	37
3.5.5.1	Formen der Funktion für die Ausfallwahrscheinlichkeit	37
3.5.5.2	Polynomische Funktion für die Ausfallwahrscheinlichkeit	38
3.5.5.3	Ausfallwahrscheinlichkeiten nach der Weibull-Funktion	39
3.5.5.4	Weibull Ausfallwahrscheinlichkeit der Fichte in kleinflächiger Mischung	40

3.5.5.5	Weibull Ausfallwahrscheinlichkeit der Buche	41
3.6	Simulationsmodell für gleichaltrigen Bestand mit Bezug zum Alter.....	42
3.6.1	Monte-Carlo-Simulation	42
3.6.2	Simulationstabelle	42
3.6.3	Integration von Ausfallwahrscheinlichkeiten.....	43
3.6.4	Integration des Holzpreisrisikos.....	46
3.6.4.1	Bildung eines Referenzpreises.....	46
3.6.4.2	Bootstrapping.....	47
3.6.4.3	In den Holzpreisdaten beobachtete Schwankungsbreite.....	47
3.6.5	Integration normalverteilter Kostenschwankungen	48
3.7	Simulation des Stärkeklassen-Matrixmodelles.....	49
3.7.1	Aufbau des Matrix-Simulations- und Optimierungsmodelles	49
3.7.2	Funktionen des Matrix-Modelles	51
3.8	Statistische Funktionen zur Ökologie für das Stärkeklassen-Matrixmodell	54
3.8.1	Auswertung der Inventur-Daten.....	54
3.8.2	Einwuchsfunktion.....	55
3.8.3	Wachstumsklassen	58
3.8.4	Übergangswahrscheinlichkeit zur nächsten Stärkeklasse	60
3.8.5	Zuordnung der Übergangswahrscheinlichkeit zu Wachstumsklassen	61
3.8.6	Mortalitätswahrscheinlichkeit	63
3.9	Ökonomische Modellierung im Matrix-Modell	64
3.9.1	Finanzielle Bewertung der Einzelbäume im Matrix-Modell.....	64
3.9.2	Finanzielle Optimierung des Matrix-Stärkeklassenmodelles.....	66
4	Ergebnisse	67
4.1	Optimierung einer Bestandeswirtschaft ohne Baumarten-Stabilisierung.....	67
4.1.1	Konsequenzen für eine Bewirtschaftung als ungleichaltriger Mischwald.....	67
4.1.2	Finanzielle Kennwerte und Vergleich von Varianten	70
4.1.3	Ergebnisse bei Annahme der Nicht-Normalverteilung	72

4.2	Integration eines Baumarten-Stabilisierungseffektes	74
4.2.1	Konsequenzen von Mischungseffekten auf Risiko und Ertrag	74
4.2.2	Risikoreduktion für gleichaltrige Bewirtschaftung mit Buchenmischung	79
4.2.3	Optimierung des Übergangs hin zu einer ungleichaltrigen Bewirtschaftung ...	81
4.2.4	Häufigkeitsverteilung der Erträge der Bewirtschaftungsstrategien.....	83
4.3	Baumarteninteraktionen im Matrix-Modell mit Durchmesserstärkeklassen.....	85
4.3.1	Langzeitsimulation des Bestandes ohne Erntenutzung	85
4.3.2	Bestandesentwicklung bei Barwertmaximierung der Ernte	87
4.3.3	Zieldurchmesser für die Wachstumsklassen bei Ernteoptimierung	91
5	Diskussion.....	94
5.1	Prüfung der Hypothesen	94
5.1.1	Prüfung der Hypothese zur Diversifikation	94
5.1.2	Prüfung der Hypothese zur Baumarteninteraktion.....	95
5.1.3	Prüfung der Hypothese zu den Wachstumsunterschieden im Matrix-Modell ...	96
5.2	Diskussion zum Ausfall von Beständen oder Bäumen.....	96
5.2.1	Diskussion der Interpretation von Ausfallrisiko und Mortalitätsrate.....	96
5.2.2	Diskussion der Ausfallwahrscheinlichkeiten im Altersstufenmodell	98
5.2.3	Diskussion der Mortalitätsrate im Durchmesser-Stärkeklassenmodell.....	100
5.3	Diskussion der Waldwachstumsdaten	101
5.4	Diskussion von Verzerrungen durch eine begrenzte Simulationsdauer	103
5.5	Diskussion von Eingangsdaten und Interaktionen im Matrix-Modell.....	104
5.6	Diskussion der Integration von Wachstumsklassen in ein Matrix-Modell.....	105
6	Ausblick	107
7	Zusammenfassung.....	111
8	Abstract	114
9	Verzeichnisse	117
9.1	Literaturverzeichnis	117
9.2	Abbildungsverzeichnis	129

9.3	Tabellenverzeichnis	131
9.4	Formelverzeichnis	132
10	Liste aller Publikationen.....	134
10.1	Begutachtete Publikationen mit ISI-Ranking	134
10.2	Begutachtete Publikation ohne ISI-Ranking	134
10.3	Sonstige Publikationen	134
10.4	Abstracts von Vorträgen	135
11	Danksagung	136
12	Beiträge der Autoren zu den Artikeln und Abstracts	137
12.1	Artikel 1	137
12.2	Artikel 2.....	139
12.3	Artikel 3 (Manuskriptversion).....	141
13	Anhang	143

1 Einleitung

Naturnahe Waldwirtschaft umfasst ungleichaltrige Mischwälder. Diese sind aufgrund einer komplexeren Struktur des Waldbestandes im Vergleich zu einer Altersklassenwirtschaft schwer in ökonomischen Kategorien zu erfassen. Eine schematische und gleichförmige Behandlung des gesamten Bestandes ist meist die Konsequenz einer reinen Ertragsmaximierung, da sie als besser geeignet erscheint um zu ökonomisch exakt bestimmbareren Entscheidungen zu kommen (Hartig, 1800; Faustmann, 1849; Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, 1990). Diese in der Forstpraxis oft grundsätzlich vorhandene Einstellung und Vorgehensweise wurde bisher jedoch selten von einer ökonomischen Perspektive aus in Frage gestellt.

Tatsächlich weisen ökologisch basierte waldbauliche Kenntnisse meist klar auf die Vorteilhaftigkeit von Mischwäldern (Cotta, 1828; Gayer, 1886; Bartelink und Olsthoorn, 1999; Valkonen und Valsta, 2001; Kerr, 2004; Comeau *et al.*, 2005; Knoke *et al.*, 2008; Pretzsch und Schütze, 2009; Griess und Knoke, 2011) und ungleichaltrigen Wäldern (Möller, 1922; Hanewinkel, 2002; Rojo und Orois, 2005; Knoke, 2009; O'Hara, 2009; Schütz, 2009; Chang und Gadow, 2010; Tahvonen *et al.*, 2010; Diaci *et al.*, 2011; Buongiorno *et al.*, 2012; Meilby und Nord-Larsen, 2012; Knoke, 2012) hin. Trotz dieser umfangreichen Kenntnisse, die gute Grundlagen für ökonomische Auswertungen ergeben, wurde eine entsprechende umfangreiche ökonomische Bewertung bisher nicht durchgeführt. Eine verbesserte ökonomische Quantifizierung von naturnahen Waldwirtschaftspraktiken ist damit von großer Bedeutung für den Beleg der Vorteilhaftigkeit von naturnahen Mischwäldern. Die bisherige forstliche Praxis kann von einer Neubewertung dieses Vorteiles profitieren indem die bisherige Konkurrenz von ökonomischen und ökologischen Anforderungen an den Wald relativiert werden kann.

Es gilt daher die ökologischen Vorteile des Waldbaues von Mischwäldern (Cotta, 1828) in ökonomische Modelle zu Ertrag und Risiko einzubeziehen (Endres, 1919). Ein wesentlicher Vorteil ist die oft hervorgehobene größere Stabilität von Mischwäldern (z. Bsp. Schütz *et al.*, 2006). Eine Quantifizierung der ökologischen Stabilisierungseffekte, hervorgerufen durch eine Anreicherung von Mischbaumarten in Fichtenreinbeständen (Griess *et al.*, 2012) ergab mehr als eine Halbierung der Ausfallwahrscheinlichkeiten im Vergleich zum Reinbestand. Bisher ist die Umsetzung dieser Stabilisierungseffekte in ökonomischen Simulationsmodellen unter Berücksichtigung von Risiko erfolgt (Chreptun, 2012; Griess und Knoke, 2013), jedoch noch nicht die finanzielle Optimierung zur Bestimmung der Auswirkungen auf eine optimale Bestandeswirtschaft.

Stabilität im ökonomischen Sinn, schon ohne ökologische Stabilisierungseffekte, kann durch die Verminderung von Risiken mittels einer besonderen Bestandeswirtschaft erzielt werden. Gewichtige Risiken der Forstwirtschaft zeigen sich durch Auftreten von Kalamitäten wie Borkenkäferbefall oder Sturmwurf (Dieter, 1997) aber auch durch Holzpreiseinbrüche (Knoke und Wurm, 2006). Im Eintrittsfall wirken sich diese Risiken besonders deutlich in älteren gleichaltrigen Waldstrukturen aus, da der Holzanfall dann einmalig sehr groß ist. Im Fall eines ungleichaltrigen Bestandes sind die Holzerträge kontinuierlicher und im Fall eines Mischbestandes unabhängiger von spezifischen Kalamitäts- und Preisrisiken. Eine Möglichkeit zur Beschreibung der Risiken liefert eine finanzmathematische Methode: Dabei wird das Risiko als Standardabweichung vom durchschnittlichen Ertrag oder Mittelwert ausgedrückt (Markowitz, 1952; 1959). Derartige Beschreibungen des Risikos bieten die Möglichkeit ökologische und ökonomische Kriterien zu verknüpfen, um zu einer ausgewogenen Entscheidung zu finden. Die Quantifizierung von Preisrisiken, Ausfallrisiken und Stabilisierungseffekten zwischen Baumarten kann somit selbst für rein finanziell interessierte Waldbesitzer ein Grund für eine zukünftige Ausrichtung auf eine naturnahe Bewirtschaftung von ungleichaltrigen Mischwäldern sein.

Naturnahe Waldbewirtschaftung setzt sich meist aus einer Kombination unterschiedlicher Praktiken, angepasst für spezielle Baumarten und Baumalter innerhalb einer kleinräumlichen und zeitlichen Gliederung eines Waldbestandes, zusammen. Um Entscheidungen über eine optimale Zusammensetzung dieser Bewirtschaftungstechniken für einen Waldbestand anhand ökonomischer Kriterien auf einer transparenten Basis treffen zu können ist eine finanzmathematische Optimierung hilfreich. Bei Annahme einer Abneigung des Waldbesitzers gegen Risiken ist eine Portfolio-Optimierung geeignet (Markowitz, 1952; 1959). Wenn Entscheidungen zu unterschiedlichen Aspekten wie z. Bsp. der Baumartenzusammensetzung, der Anordnung der Baumartenmischung, der Altersstruktur, der zeitlichen Abfolge oder weiterer Charakteristiken in einem Optimierungsgang gleichzeitig bewerkstelligt werden sollen, so entspricht dies einer simultanen Optimierung. Eine simultane Optimierung ist somit den Anforderungen eines komplexen Entscheidungssystems wie dem einer naturnahen Waldwirtschaft gewachsen. Eine Berücksichtigung mehrerer dieser ökologischen und ökonomischen Effekte gleichzeitig liegt bisher noch nicht vor.

Ziel der Arbeit war eine realitätsnahe Darstellung der ökonomischen Konsequenzen einer Bewirtschaftung von Mischbeständen unter beispielhafter Einbeziehung der ökologischen Baumarteninteraktionen. Im Rahmen dieser kumulativen Dissertation erfolgte der Fortschritt

von einem finanzökonomisch aufgebauten Modell hin zur Berücksichtigung einer mehr an ökologischen Gesichtspunkten orientierten Simulation und Optimierung. Die folgenden Hypothesen dieser Arbeit basieren auf drei Fachartikeln, die dieser Dissertation zugrunde liegen (vgl. Anhang). Die Hypothesen werden im Folgenden vorgestellt und ab Kapitel 0 entwickelt und vertieft.

1.1 Hypothese zur Optimierung eines Altersstufenmodelles unter Risiko

Die Hypothese für die erste Publikation (Roessiger *et al.*, 2011) zielt auf die Bestimmung einer optimalen Zusammensetzung eines Mischbestandes aus Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) aus der Sicht eines risikoaversen Entscheiders, aufbauend auf ein bereits entwickeltes Modell zur Risikoaversion (Knoke und Wurm, 2006; Beinhofer, 2009; Clasen und Knoke, 2010; Clasen *et al.*, 2011). Eine simultan betrachtete Frage ist dabei die Einbeziehung der Möglichkeit, von einem gleichaltrigen zu einem ungleichaltrigen Bestandesaufbau zu gelangen, indem der Bestand über einen längeren Zeitraum in einer Einschlagsequenz Stück für Stück genutzt wird.

Die Hypothese für den ersten Artikel (Roessiger *et al.*, 2011) untersucht die Frage, ob ein ungleichaltriger Mischwald bei einer Optimierung unter Ablehnung von Risiko (Risikoaversion) durch den Entscheidungsträger vorteilhaft ist. Die zu prüfende Hypothese für den ersten Artikel zur Risikointegration lautet:

„Kahlschlag und Reinbestandswirtschaft sind keine ökonomisch optimalen Bewirtschaftungsstrategien bei Berücksichtigung einer Abneigung gegenüber Risiko.“

1.2 Hypothese zur Optimierung unter Einbeziehung von Stabilisierungseffekten

Aufbauend auf die oben beschriebene Hypothese (Roessiger *et al.*, 2011) bezieht die zweite Hypothese die Auswirkungen kleinräumiger Beimischungen von Buchen in einen Fichtenreinbestand auf das Ausfallrisiko ein (Roessiger *et al.*, 2013). Die Frage ist, inwieweit eine Beimischung zur ökologischen Stabilisierung der Fichte durch die Buche mit der Auswirkung einer Senkung der Ausfallwahrscheinlichkeit der Fichte im Vergleich zu einem Fichtenreinbestand (Griess *et al.*, 2012) führt. Durch die Einbeziehung der Ausfallwahrscheinlichkeiten

für Mischbestände wurde die bio-ökonomische Modellierung realitätsnäher gestaltet als im vorherigen Modell.

Die Hypothese zum zweiten Artikel (Roessiger *et al.*, 2013) zielt auf den Vergleich zwischen kleinflächiger Fichten-Buchen-Mischungen einerseits mit räumlich voneinander getrennten Flächen der Baumarten andererseits. Die Hypothese für den zweiten Artikel (Roessiger *et al.*, 2013) lautet:

„Eine ökologisch realitätsnahe Modellierung der Verringerung des Ausfallrisikos der Fichte durch eine kleinflächige Beimischung von Buche führt nicht zu höheren finanziellen Erträgen und geringeren Risiken eines Waldbaus mit Mischbaumarten.“

1.3 Hypothese zum Matrix-Modell mit Durchmesserstärkeklassen

Die dritte Hypothese (Roessiger *et al.*, in Vorbereitung) zielt im Gegensatz zu den beiden vorhergehenden Hypothesen nicht auf das Risiko. Sie betrachtet diese Frage anhand eines Matrix-Modelles mit den Baumarten Buche, Fichte und Tanne (*Abies alba* Mill.). Die dritte Hypothese untersucht inwieweit Unterschiede in der Wüchsigkeit zwischen Einzelindividuen einer Baumart und Prozesse in Ökosystemen eine Ursache für ein Abweichen von nur einem Einschlagsoptimum, also zu einem einzigen generellen Zieldurchmesser einer Art darstellen können. Betrachtet werden kann dies anhand eines optimalen Zieldurchmessers abhängig von den Wachstumsdifferenzen innerhalb einer Baumart und von einer zeitlich variierenden Bestandessituation. Die Frage ist, ob sich schon als Konsequenz natürlicher Variabilität des Wachstums zwischen Gruppen von Baumindividuen eine diversifizierte Erntestrategie und ein langfristig ungleichaltriger Bestandesaufbau als das ökonomische Optimum ergeben wird (vgl. z. Bsp. Tavhonen *et al.* 2010). Die Hypothese zur dritten Veröffentlichung (Roessiger *et al.*, in Vorbereitung) lautet:

„Bei Berücksichtigung von Wachstumsunterschieden zwischen Bäumen einer Art ergibt sich ein individuell unterschiedlicher ökonomisch optimaler Erntedurchmesser für jeden Baum und dies gewährleistet eine langfristig ungleichaltrige Bestandesentwicklung.“

Die Synthese der Ergebnisse der drei Studien wurde so aufgebaut, dass sie für sich allein steht und auch ohne eingehendes Studium der einschlägigen Publikationen zu verstehen ist. Dieses Vorgehen wurde gewählt, um eine gute Lesbarkeit zu gewährleisten und inhaltliche Brüche so weit wie möglich zu vermeiden.

2 Stand des Wissens

2.1 Naturnahe Waldwirtschaft

2.1.1 Ungleichaltriger Mischwald

Der Begriff der „Naturnähe“ wird für ungleichaltrigen Mischwald verwendet. Die ungleichaltrige Waldwirtschaft mit dauerhafter Bestockung, auch als „Dauerwald“ (Möller, 1922) bzw. „continuous cover forestry“ (Knoke, 2012) bezeichnet, ist eine Bewirtschaftungsform die in der Form eines Plenterwaldes ebenso möglich ist wie im Rahmen anderer ungleichaltriger Bestandesarten, so dass der Begriff der Naturnähe sich nicht allein auf Plenterwälder bezieht (Hanewinkel, 2002; Rojo und Orois, 2005). Viele Autoren beschreiben eine ungleichaltrige Bestandeswirtschaft als naturnah (Hanewinkel, 2002; Knoke, 2009; O’Hara, 2009; Chang und Gadow, 2010; Meilby und Nord-Larsen, 2012). Der Begriff der ökologischen Forstwirtschaft umfasst sowohl gleichaltrige und ungleichaltrige Bewirtschaftung (Hanson *et al.*, 2012). Eine wesentliche Konsequenz von Ungleichaltrigkeit ist es, dass es keine Kahlschläge geben darf und dies als ein wesentliches Merkmal der Dauerwaldwirtschaft gilt. Auch bietet sich besonders für schattenverträgliche Baumarten eher die Möglichkeit der allmählichen Naturverjüngung. Der Charakter der Naturnähe zeigt sich dann in weniger intensiven Störungen durch menschliche Eingriffe und in der Ausnutzung einer natürlichen ökologischen Dynamik, wie z. Bsp. der Naturverjüngung anstelle einer Pflanzung. Daraus folgt auch, dass im Fall einer Bewirtschaftung der Begriff der Naturnähe für ungleichaltrige Wälder meist besser geeignet ist als für gleichaltrige Wälder.

Mischwälder können generell als naturnah gelten. Es können zwar insbesondere im Bereich borealer Wälder und in mitteleuropäischen Buchenwäldern auch Reinbestände die natürlich vorkommende Waldgesellschaft bilden und damit naturnah sein (Otto, 1994), jedoch beschreiben die meisten Autoren für Europa und speziell für Mitteleuropa eine Mischbestandeswirtschaft als naturnah (Otto, 1994; Gamborg und Larsen, 2003; Schütz *et al.*, 2006; Knoke *et al.*, 2008; Müller, 2009). Reinbestände können meist nur durch starke Bewirtschaftungseingriffe implementiert werden, wie durch Beseitigung der Mischbaumarten aus der Naturverjüngung oder durch Pflanzungen auf Freiflächen. Einzuschränken ist hier, dass auch die Begründung von Mischwald künstlich erfolgen kann, ja oft sogar muss (Kerr, 2004; Comeau *et al.*, 2005; Nichols *et al.*, 2006). Eine Beurteilung der Naturnähe orientiert sich somit eher an der Naturnähe der verwendeten Baumarten und der Art der Begründung. Somit können

Mischwälder neben den natürlichen Buchenreinbestandswäldern als naturnah angesehen werden.

Eine ökonomische Vorteilhaftigkeit von Mischwäldern gegenüber von Reinbeständen wurde oft beschrieben (Gayer, 1886; Bartelink und Olsthoorn, 1999; Valkonen und Valsta, 2001; Kerr, 2004; Spellmann, 2005; Comeau *et al.*, 2005; Knoke *et al.*, 2008; Pretzsch und Schütze, 2009; Griess und Knoke, 2011). Es gibt aber insbesondere in der Forstökonomie auch Studien, die genau zu dem umgekehrten Schluss kamen (Möhring, 2004; Spellmann, 2005). Die Sichtweise dieser beiden Studien orientiert sich besonders an den besseren Holzverwendungsmöglichkeiten von Nadelholz. Da für die forstliche Praxis die Nachfrage der Holzkäufer von Bedeutung ist kann davon ausgegangen werden, dass hier die Meinung über die ökonomische Vorteilhaftigkeit naturnahen Waldbaus weit verbreitet ist. Dieser Schluss kann aber ebenso darin begründet liegen, dass die letzteren Studien kein Risiko berücksichtigen (Knoke *et al.*, 2005). Daher erscheint es wichtig, die Ökonomie von ungleichaltrigem Mischwald unter den bisher vernachlässigten Risikoaspekten näher zu betrachten.

Zur Erfassung der Konsequenzen naturnaher Waldwirtschaft gibt es bereits Modelle für Mischwälder (Mendoza *et al.*, 2000; Knoke *et al.*, 2005; Knoke und Seifert, 2008; Griess und Knoke, 2013) und ungleichaltrige Wälder (Buongiorno *et al.*, 1994; Knoke, 1998; Rojo und Orois, 2005; Buongiorno *et al.*, 2012; Hanson *et al.*, 2012). Diese Ansätze können herangezogen und mit spezielleren Modellen für naturnahe Waldwirtschaft erweitert werden. Damit kann eine weitere Verbesserung in der Modellierung in Richtung von mehr Realitätsnähe im Rahmen der Abbildung naturnaher Ökosysteme erreicht werden.

2.1.2 Effekte zur Stabilisierung der Fichte in Mischbeständen

Unter Baumarteninteraktionen werden im Folgenden die ökologischen Wechselwirkungen verstanden, die sich in Mischbeständen zwischen den Baumarten einstellen. Damit sind kleinflächige Mischungen – einzelbaumweise oder truppweise – gemeint, die im Gegensatz zu größeren Einheiten wie z. Bsp. Reinbeständen aus jeweils verschiedenen Baumarten, mehr als nur eine Baumartenmischung auf Betriebsebene bewirken.

Interagierende Baumarten wurden in vielen qualitativen Studien beschrieben. In einer Meta-Analyse konnten die positiven Auswirkungen von Mischung auf das Wachstumspotenzial und

die Reduzierung der Störungen, zum einen durch Windwurfereignisse, zum anderen durch biotische Schadereignisse nachgewiesen werden (Griess und Knoke, 2011). Quantifizierbar wurden die Auswirkungen von Schadereignissen durch Ausfallwahrscheinlichkeiten von Waldbeständen (Dieter, 1997; Staupendahl und Zucchini, 2011). Mit einer fallweisen Auswertung von Ausfallwahrscheinlichkeiten für unterschiedliche Mischungsanteile ließen sich auch die ökologischen Stabilisierungseffekte einer Buchenbeimischung auf den Fichtenbestand messen (Griess *et al.*, 2012). Eine solche Quantifizierung war bis zum Erscheinen dieser Studie von Griess *et al.* (2012) nicht vorhanden. Dieser Stabilisierungseffekt wurde daher speziell mit dem Begriff der Baumarteninteraktion bezeichnet und untersucht. Der gezeigte Stabilisierungseffekt war bisher nicht quantifiziert und es konnte die ökologische und ökonomische Modellierung von Mischbeständen verbessert werden.

Interaktionen zwischen Baumarten hatten im Wesentlichen Auswirkungen auf Risiken durch mögliche Ausfälle von Beständen. Ausfallrisiken bestimmten das ökonomische Mischungsoptimum im Vergleich zu Reinbeständen (Beinhofer, 2009; Clasen *et al.*, 2011). Überlebens- und Ausfallwahrscheinlichkeiten konnten aus historischen Daten über Bestände oder andere räumliche Einheiten (Möhring, 1986; König, 1995; Hanewinkel, 2005) oder mittels Daten über die Mortalität von Einzelbäumen (Monserud, 1976; Hamilton, 1990; Müller, 2002; Klopčič *et al.*, 2012) gewonnen und ausgewertet werden. Solche Auswertungen gab es bisher nur für Reinbestände. Die bereits erwähnte Neuerung einer statistischen Quantifizierung erlaubte es nun die Risikoeffekte von Baumarteninteraktionen speziell für Mischbestände zu ermitteln (Griess *et al.*, 2012). Eine finanzielle Risikosenkung bei gleichzeitiger Ertragssteigerung wurde so möglich (Chreptun, 2012; Griess und Knoke, 2013). Diese zuvor nicht quantifizierten Effekte der Risikosenkung sind überaus bedeutend und sollten daher genauer betrachtet werden, auch im Hinblick einer weiteren Optimierung ungleichaltriger Mischwälder (Roessiger *et al.*, 2013).

2.1.3 Weitere ökonomische und ökologische Interaktionen in Mischbeständen

Ökonomische Konsequenzen ergeben sich durch Mischbestände auch für die Holzerntekosten. An den Grenzflächen zwischen Mischungseinheiten, z. Bsp. zwischen Gruppen aus unterschiedlichen Baumarten, werden aufgrund unterschiedlicher Wuchsdynamik von Baumarten höhere Kosten für Pflegemaßnahmen nötig, um Mischungsanteile zu erhalten. Besonders

deutlich wirken sich stabilisierende Baumarteninteraktionen bei einzelbaumweisen oder kleinflächigen Mischungsformen aus, jedoch erhöhen diese die Randeffekte und damit den Pflegebedarf und verringern die Holzqualität (Krisl und Müller, 1990; Spellmann, 2005). Als günstig stellten sich horstweise bis kleinflächige Mischungsformen (Spellmann, 2005) heraus.

In ökonomischen Studien brachten die Baumarteninteraktionen konkrete finanzielle Effekte hervor: Durch Baumartenmischung veränderte sich das Volumenwachstum (Hildebrandt *et al.*, 2010; Pretzsch *et al.*, 2013). Die Baumart beeinflusst das Wachstum von Durchmesser und Höhe eines anderen nahestehenden Baumindividuums (D'Amato *et al.*, 2004; Kerr, 2004; Fahlvik *et al.*, 2005; Pretzsch *et al.* 2013). Diese Einflüsse existierten auch für den Unterstand (Bergqvist, 1999). Die Kronenausdehnung vergrößerte sich für eine Buche, wenn sie von Mischbaumarten umgeben ist (Pretzsch und Dieler, 2012; Dieler und Pretzsch, 2013). Die Interaktionen beeinflussen neben dem Wachstum zusätzlich die Qualitätszusammensetzung des Gesamtbestandes (Knoke und Seifert, 2008). Besonders eine Freistellung von Altbäumen führt zum Verlust von ihrer Holzqualität und von ihrer Stabilität.

Werden Interaktionen in ökonomischen Modellen berücksichtigt und Wälder entsprechend bewirtschaftet, so können einerseits Risikoreduktion und Ertragssteigerung durch ökologische Stabilisierungen auftreten, aber auch negative finanzielle Folgen durch verminderte Holzqualität (Knoke und Seifert, 2008). Doch meist steigerte die Mischung die Gesamtwuchsleistung eines Bestandes (Griess und Knoke, 2011; Pretzsch *et al.*, 2013) und damit den Ertrag. Besonders wirksam ist dies auf schlechten Standorten (Pretzsch *et al.*, 2013). Hier wirken ökologische Interaktionen zusätzlich zu positiven ökonomischen Diversifikationseffekten (Markowitz, 1952; 1959). Diese Charakteristik betraf aber interessanterweise nur die Bewirtschaftung von Ökosystemen und keine anderen Wirtschaftsbereiche (Koellner und Schmitz, 2006).

2.1.4 Ökologische Prozesse in Beständen

Eine Konsequenz aus Interaktionen (wie den in Kapitel 2.1.2 und 2.1.3 genannten) waren letztlich eine zeitliche und räumliche Dynamik von Beständen, die ökologische Prozesse auslösten. Diese Prozesse wurden insbesondere beeinflusst von Art, Alter, Durchmesser, Höhe, Wachstum und weiteren individuellen Eigenschaften der einzelnen Bäume. Eine naturnahe Waldwirtschaft berücksichtigt diese Prozesse und orientiert sich an ihnen (Diaci *et al.*, 2011).

Für Studien auf der Bestandesebene, die auf Stammanzahl pro Flächeneinheit basierten, konnte die räumliche Dynamik zunächst nicht mit einbezogen werden. Eine Abbildung direkter Interaktionen zwischen zwei Bäumen war hier nicht möglich. Allerdings waren Einflüsse durch die Wirkung des Gesamtbestandes durch seine zeitlich variierende Bestandesdichte abbildbar. Es erfolgte also eine zeitliche, aber keine räumliche Dynamik (Buongiorno und Michie, 1980).

Das Berücksichtigen der genannten ökologischen Faktoren in Abhängigkeit der Bestandesdichte war in Übergangs-Matrix-Simulationsmodellen durch Abbildung von Fließgleichgewichten zwischen Altern oder Durchmesser-Stärkeklassen möglich (vertieft dargestellt in Kapitel 2.3). Matrix-Modelle wurden zunächst für die Darstellung der Dynamik von Tierpopulationen entwickelt (vgl. Studien zitiert in Müller, 2009). Jedoch konnten sie auch für forstliche Fragen nutzbar gemacht werden, indem die zunächst verwendeten exponentiellen Wachstumsfunktionen modifiziert wurden (Müller, 2009). Anstatt dieser wurden Funktionen genutzt, die limitierende Umwelteinflüsse, wie die Bestandesdichte und die Mortalität (Buongiorno und Michie, 1980), berücksichtigen konnten. Da dies mit exponentiellen Wachstumsfunktionen nicht möglich war, stellte dies ein Schritt hin zu realistischer Abbildung von Prozessen dar.

Auch einzelne Bäume wurden Gegenstand der Betrachtung (Härtl *et al.*, 2010; Meilby und Nord-Larsen, 2012). Dabei wirkte eine gegenseitige Beeinflussung durch benachbarte Bäume (Härtl *et al.*, 2010). Die kleinräumliche Relation von Einzelbäumen zueinander bewirkte direkte Interaktionen zwischen den Bäumen. Eine praxisnahe und anschauliche Integration dieser Interaktionseffekte zwischen Einzelbäumen in Modelle auf der Ebene eines ganzen Bestandes wurde mit Generatoren für Waldwachstum umgesetzt (Harou *et al.*, 1985; Pretzsch *et al.*, 2002; Chumachenko *et al.*, 2003; Schröder *et al.*, 2005; Arseneault und Saunders, 2012). Sowohl Matrix-Modelle als auch Waldwachstumssimulatoren konnten ökologische Prozesse gut abbilden.

Bei einer Einbeziehung von Risiko hatten jedoch sowohl Matrix-Modelle, als auch Waldwachstumssimulatoren einen Nachteil. Zwar waren kontinuierliche Ausfallraten in Form von Mortalität in Matrix-Modellen möglich und in Waldwachstumssimulatoren konnten Ausfälle von Einzelindividuen einbezogen werden. Die Wahrscheinlichkeit von einem unvorhersehbaren extremen natürlichen Zufallsereignis wie einem vollständigen Bestandesausfall, konnte jedoch nicht direkt berücksichtigt werden. Es muss somit zur Kenntnis hingegenommen werden, dass Matrix-Modelle und Waldwachstumssimulatoren nur für an sich stabile Ökosysteme

geeignet waren bzw. dass eine Berücksichtigung von Bestandesausfällen in einem gesonderten Schritt erfolgen musste.

Daneben existieren aber risikoreichere Bewirtschaftungsformen, bei denen nicht nur Einzelabaumortalität auftritt. Beispielsweise sind Fichtenreinbestände mit einem hohen Ausfallrisiko durch Sturmwürfe oder Insektenkalamitäten belastet, bei denen nicht allein eine Kleinfläche, sondern der gesamte Bestand ausfällt (Schütz *et al.*, 2006). Zu deren Berücksichtigung sind Zufallssimulationen für je einen Bestand geeignet (Beinhofer, 2009; Roessiger *et al.*, 2011; 2013), auch wenn diese wiederum eher konzeptionell sind und die Prozesse in den Ökosystemen weniger stark einbeziehen.

Trotz des Risikos von Extremereignissen einer Bestandeswirtschaft darf die Bedeutung von kontinuierlichen ökologischen Prozessen nicht unterschätzt werden. Bestände in denen naturnahe Prozesse wirken und in denen naturnahe Bewirtschaftungsmethoden angewandt werden führen oft zu stabileren Wäldern (Griess *et al.*, 2012). Somit ist je nach Situation des Risikos, der Intensität von ökologischen Prozessen und des Zieles einer Bestandeswirtschaft die Wahl eines anderen Modelles für Simulation und Optimierung notwendig.

2.1.5 Bedeutung einer naturnahen Waldwirtschaft für den Waldbesitzer

Für die Betrachtung eines Mischwaldes mit kleinflächiger Mischungsform war besonders die Bestandesebene relevant. Diese Perspektive entsprach dem Kleinprivatwald, der aus nur einem Bestand bestehen kann (Roessiger *et al.*, 2011). Bei einer Baumartenmischung auf der Betriebsebene, die zwar verschiedene Baumarten, aber nicht im selben Bestand, sondern in getrennten Beständen umfasste, existierten Interaktionen in keinem besonderen Maß, da die Entfernungen zwischen den Individuen einzelner Arten meist zu groß für direkte gegenseitige Beeinflussung waren (Griess und Knoke, 2013).

Ein Bestand wurde als eine waldbauliche Einheit verstanden, alternativ zu den im vorherigen Kapitel beschriebenen Ebenen der Durchmesserklasse oder des Einzelbaumes. Je detaillierter Einzelinformationen vorlagen, desto individueller konnte eine kleinräumige Modellierung zur Einbeziehung von Interaktionen vorgenommen werden. Ein Waldbestand bot zwar eine größere Einheit, doch verknüpft mit Informationen über kleinräumige Einheiten, beispielsweise durch die Mischungsform (Griess und Knoke, 2013; Roessiger *et al.*, 2013), wurde er geeig-

net für eine Planung von naturnahen Bewirtschaftungspraktiken für einen ungleichaltrigen Mischwald.

Auf der Ebene von Baumarten innerhalb eines Bestandes wirkte sich besonders das Risiko des Bestandesausfalles stark aus, da durch ein einziges Schadereignis der gesamte, oft nur aus einem oder wenigen Beständen bestehende Betrieb betroffen war. Die Situation des Kleinprivatwaldes ist typisch für Deutschland (Knoke *et al.*, 2001). Beispielsweise in Bayern dominieren oft alte gleichaltrige Fichten-Reinbestände, teilweise mit geringer Laubholz-Beimischung (Knoke *et al.*, 2008). Auf 22% der bayerischen Waldfläche befindet sich Kleinprivatwald unter fünf Hektar mit hohen Holzvorräten von etwa 440 Vfm/ha (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2005).

Die Wahl eines Kleinprivatwaldes als Bezugsebene hatte neben der erwähnten Entsprechung eines Bestandes einen weiteren Grund. Ein Kleinprivatwald umfasst nicht selten Flächen in einer Größenordnung von nur einem Hektar. Von den 458.000 Einheiten des bayerischen Waldbesitzes umfassen 71% weniger als zwei Hektar, was 15% der bayerischen Waldfläche ausmacht (Hastreiter, 2012). Eine Planung für einen Kleinprivatwald ist damit für eine Vielzahl an Waldbesitzern von besonderem ökonomischem Interesse.

2.2 Übertragung finanzmathematischer Optimierung in die Forstwirtschaft

2.2.1 Diversifikation als Strategie gegen forstliche Risiken

Menschen beurteilen Risiko unterschiedlich und beziehen es in ihren Entscheidungen auf unterschiedliche Weise ein. Generell konnte jedoch von einer Abneigung gegen Risiko (Risikoaversion) ausgegangen werden (Valkonen und Valsta, 2001). Die Existenz einer Versicherungsbranche unterstützte diese Aussage (Knoke und Wurm, 2006). Risikoaversion bedeutet, dass ein Entscheidungsträger nur gegen eine entsprechende Kompensation bereit ist, zusätzliches Risiko in Kauf zu nehmen. Aus der umgekehrten Perspektive betrachtet folgt aus dieser Haltung, dass für eine Verringerung des finanziellen Risikos auch auf erwarteten Ertrag verzichtet wird. Diese Verringerung des Risikos konnte durch Diversifikationseffekte unter Inkaufnahme von Ertragsverlusten (Roessiger *et al.*, 2011) erzielt werden.

Diversifikationsmöglichkeiten können eine Produktion von unterschiedlichen Produkten oder Angebot von bestimmten Dienstleistungen und durch räumlich getrennte Betriebsteile mit

nicht gemeinsam auftretenden wirtschaftlichen, politischen und ökologischen (Naturkatastrophen) Risiken sein (Beinhofer, 2009; Knoke *et al.*, 2012). Im Forstbereich können die Komponenten mehrere Baumarten oder eine gestaffelte Hiebsfolge (Knoke *et al.* 2012; Kapitel 3.3) sein.

Neben den genannten ökonomischen existieren ebenso die ökologisch begründeten Diversifikationseffekte (Kapitel 2.1.). Die Ursache des Ausfalles einer Baumart war teilweise artspezifisch und zog nicht zwingend den Ausfall anderer Baumarten nach sich, so dass andere Baumarten nach einem Schadereignis immer noch erhalten blieben. Stabilisierungseffekte in Ökosystemen, beispielsweise Baumarteninteraktionen in Wäldern, (Roessiger *et al.*, 2013; Kapitel 2.1.2 und 3.3.1.3), verringern das Risiko zusätzlich, eventuell sogar bei gleichzeitiger Ertragssteigerung (vgl. Chreptun, 2012; Griess und Knoke, 2013; Kapitel 2.1.2 und 3.3.1.3).

2.2.2 Risikooptimierung im Forstbereich

Wie im vorherigen Kapitel schon angedeutet, wurde aufbauend auf den Ideen von Markowitz (1952; 1957) ein Forstbetrieb oder Waldbestand als ein Portfolio aus unterschiedlichen Komponenten aufgefasst. In einem Altersklassenwald bildeten relativ gleichaltrige Bestände die Portfoliokomponenten (Mills und Hoover, 1982; Thomson, 1991; Beinhofer, 2009), in einem im Sinne Gayers (1886) gemischten Bestand waren es dagegen kleinere räumliche Einheiten, wie Trupps, Gruppen oder Horste (Roessiger *et al.*, 2011; 2013). Für eine Optimierung auf Bestandesebene unter Risikoaversion wurden diese kleinen Einheiten oder Komponenten auf nur zwei relevante Kriterien der Bestandesbehandlung vereinfacht, die Wahl der Baumart und des Einschlagzeitpunktes.

Für gewählte Portfoliokomponenten wurden auch Vermutungen zur zukünftigen Unsicherheit in Abhängigkeit von ihrer jeweiligen Kombination einbezogen (Hildebrandt und Knoke, 2009). Damit wurden Portfolioansätze für Entscheidungen in der Forstwirtschaft angewendet (Mills und Hoover, 1982; Redmond und Cabbage, 1988; Thomson, 1991; Deegen *et al.*, 1997; Moog und Weber, 2001; Wippermann und Möhring, 2001; Heikkinen, 2002; 2003; Healey *et al.*, 2005). Dabei gab es umfassende Einbeziehungen forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen, z. Bsp. durch Astung (Beinhofer und Knoke, 2007), für einen gesamten Betrieb

aus unterschiedlichen Baumarten und Produktionszielen für Wert-, Säge- und Industrieholz (Beinhofer, 2009), ebenso waren unterschiedliche Einschlagzeitpunkte möglich. Somit wurden bereits umfassende Ansätze für Optimierung unter Risiko im Forstbereich erprobt.

Eine besondere Grundlage zur Erstellung von Daten für die Risikooptimierung bot eine Zufalls- oder Monte-Carlo-Simulation (Dieter, 2001; Barreto und Howland, 2006; Knoke und Wurm, 2006; Clasen *et al.*, 2011). Die Beantwortung vielfältiger Fragen wurde durch dieses Verfahren ermöglicht: Z. Bsp. eine Bewertung von Produktionszielen (Beinhofer, 2009), von Wildverbiss (Clasen *et al.*, 2011), von Plantagen- und Naturwäldern in Chile (Hildebrandt *et al.*, 2010) oder von Waldbrandrisiken (Adou *et al.*, 2010). Die Zufallssimulation bot im Gegensatz zu einer Betrachtung von Mittelwert und Standardabweichung darüber hinaus den Vorteil auch nicht-normalverteilte Häufigkeitsverteilungen abzubilden (Roessiger *et al.*, 2011). Mit einer Kombination aus Optimierung und Zufallssimulation ließen sich also detailliertere Aussagen ableiten, wie sie für naturnahe Bewirtschaftung von Bedeutung sind.

2.2.3 Forstliche Optimierungsansätze ohne Einbezug von Risiko

Die Bedeutung der vorherigen Kapitel genannte Optimierung unter Risiko besteht neben Optimierung ohne Risiko. Bei einer Optimierung ohne Risiko tritt zumeist ein für die bayerischen Verhältnisse weniger realistisches Ergebnis, z. Bsp. nur ein einziger optimaler Einschlagszeitpunkt für den gesamten Bestand auf. Somit erscheint es, als würde für diesen Fall keine Optimierung relevant sein. Neben einer Berücksichtigung des Risikos gibt es aber weitere Gründe für eine Abweichung von diesem Optimum. Diese liegen in speziell forstlichen Aspekten.

In forstlichen Ökosystemen wechseln die Ausgangszustände durch ökologische Veränderungen und Interaktionen mit der Zeit und somit auch die für das Optimum relevanten Bedingungen. Ein Grund zu einer Abweichung sind Änderungen im Bestand oder Restriktionen in Form von Bewirtschaftungsbeschränkungen, beispielsweise eine einzuhaltende Mindestgrundfläche oder Mindestbaumzahl oder ein Maximum einer Erntemenge pro Zeitperiode.

Eine Optimierung führte auch ohne Restriktionen zu diversifizierten Ergebnissen wenn ökonomische Faktoren wie Erntefestkosten (beispielsweise Tahvonen *et al.*, 2010) als Kriterium

einbezogen wurden. Diese führten zu einer Verschiebung des Durchforstungsregimes (Kao und Brodie, 1980), auch wenn eine Endnutzung beibehalten wurde.

So führte z. Bsp. auch eine unterschiedliche individuelle Wachstumsgeschwindigkeit von Bäumen zu Abweichungen von einem gemeinsamen Einschlagszeitpunkt (Härtl *et al.*, 2010; Meilby und Nord-Larsen, 2012; Roessiger *et al.*, in Vorbereitung). Die Bäume wurden dann aufgrund von natürlicher Variabilität oder aufgrund von äußeren Einflüssen zu unterschiedlichen optimalen Zeitpunkten hiebsreif für den Einschlag.

Neben einer Betrachtung kleiner räumlicher Einheiten wurden ebenso größere räumliche Einheiten optimiert. Die Entwicklung eines Betriebes hin zu einer räumlichen Anordnung von Waldflächen mit speziellen Charakteristika zueinander wurde mit heuristischer Optimierung erreicht (Heinonen und Pukkala, 2004).

Letztlich folgte daraus, dass eine Optimierung immer dann sinnvoll war, wenn zwischen zwei oder mehreren Zielen ein Kompromiss gefunden werden musste. Ein Zielkonflikt konnte bestehen zwischen maximalem Ertrag und minimalem Risiko, aber auch bei anderen betrieblichen Fragestellungen ohne Risiko.

2.2.4 Simultane Optimierung von Waldbeständen

Es gibt wenige Arbeiten zur forstökonomischen simultanen Optimierung auf Bestandesebene. Sie befassten sich mit dem Durchforstungsregime und der Umtriebszeit auf der Ebene eines Waldbestandes (Schreuder, 1971; Kao und Brodie, 1980; Volkov, 1980; Salminen, 1993; Hyytiäinen und Tahvonen, 2002). Baumartenmischungen und ungleichaltrige Waldbestände spielten dabei bisher keine Rolle.

So wurden für eine simultane Optimierung der Anzahl von Durchforstungen, des Durchforstungsintervalls und der Umtriebszeit eines gleichaltrigen Bestandes am Beispiel der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) exponentielle Funktionen für das Bestandeswachstum verwendet, wobei die einzelnen Bestandesalter stetige Variablen waren (Kao und Brodie, 1980).

In einer anderen Arbeit wurden durch eine simultane Optimierung mittels dynamischer Programmierung Grenzwerte ermittelt, bis zu denen eine Fortführung der Bewirtschaftung nach einem Schadereignis im Vergleich zu einer Räumung und Neuetablierung eines Bestandes

vorteilhaft wurden (Salminen, 1993). Zunächst wurden dazu aus Daten zu Volumen- und Höhenwachstum, Formzahlen und Holzsortierung Funktionen ermittelt, die auf Baumanzahl, Höhe, Volumen und Alter basieren (Salminen, 1993). Diese Funktionen wurden für die Simulation eines Modelles auf der Bestandesebene verwendet. Das Ergebnis waren Mindestwerte an Baumanzahl und Grundfläche, die noch ausreichende Zuwächse ermöglichten. Verglichen wurden unterschiedliche Standorte, Baumalter und Zinssätze für Reinbestände der Baumarten Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) (Salminen, 1993).

Eine weitere simultane Optimierung untersuchte das Erntevolumen von Durchforstungen, den Zeitpunkt der Durchforstungen und den Zeitpunkt der Endnutzung (Hyttiäinen und Tahvonnen, 2002). Die Autoren überprüften die Auswirkungen von Zinsrate, Standortfertilität und fixen Erntekosten mit einem dichteabhängigen Bestandesmodell für jeweils Reinbestände der Baumarten Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) .

Die zuvor genannten Beispiele und auch die in Kapitel 2.3 folgenden Matrix-Optimierungsstudien ergaben Fragen, die mit simultaner Optimierung beantwortet werden konnten, aber trotzdem den Risikoeinfluss nicht berücksichtigten. Eine Ausnahme mit Risiko stellt die Studie von Paulo und Tomé (2010) dar. Sie ist eine im weiteren Sinne forstliche Optimierung und untersuchte die optimalen Rotationen bei Korkernte der Korkeiche unter dem Risiko von schwankenden Korkpreisen und wetterbedingt schwankenden Zuwächsen (Paulo und Tomé, 2010).

2.2.5 Lücken in den bisherigen Optimierungsstudien unter Risiko

Die in Kapitel 2.2.4 beschriebene bisherige simultane Optimierung zur Einschlagabfolge auf Bestandesebene umfasste keine Einbeziehung des Risikos. Risikooptimierung gab es bisher beispielsweise auf der Betriebsebene, ohne Berücksichtigung von Interaktionen zwischen den Baumarten (Beinhofer, 2009). Baumarteninteraktionen in Mischbeständen wurden bislang aber nur selten in die bio-ökonomische Modellierung einbezogen. Eine der Ausnahmen bildete die Studie von Hildebrandt *et al.* (2010), die Wachstumsinteraktionen zwischen Douglasie und Rauli (eine chilenische Nothofagus-Art) integrierte, eine weitere Ausnahme stellte die Studie von Knoke und Seifert (2008) dar, die konzeptionellen Charakter hatte. Erste finanzielle Quantifizierungen der Stabilisierungseffekte von Mischbaumarten zur Senkung des Aus-

fallrisikos der Fichte liegen nun aber – unter anderem als ein Ergebnis dieser Dissertation – vor (Chreptun, 2012; Griess und Knoke, 2013; Roessiger *et al.*, 2013).

Bei weiteren Arbeiten wurde die Optimierungsoption des ungleichaltrigen Bestandes nicht berücksichtigt, sondern es gab fest vorgegebene Behandlungsstrategien (Knoke *et al.*, 2001; Knoke und Plusczyk, 2001; Knoke und Seifert, 2008). In den Arbeiten, in denen Baumarteninteraktionen berücksichtigt wurden, wurde schließlich die Optimierung der Möglichkeit einer ungleichaltrigen Bestandesentwicklung nicht mit einbezogen (Knoke und Seifert, 2008; Hildebrandt, 2010; Chreptun, 2012; Griess und Knoke, 2013). Eine simultane Optimierung von Baumartenanteilen und Einschlagzeitpunkten unter Risiko und gleichzeitig mit Stabilisierungseffekten zur Senkung des Ausfallrisikos (Roessiger *et al.*, 2013) fehlte bislang.

Somit wurde eine simultane Risikooptimierung auf der Ebene eines Waldbestandes zur Bestimmung von Baumartenmischung und der zeitlichen Abfolge von Einschlägen zur Beurteilung der Option eines ungleichaltrigen Mischwaldes unter von der Bestandesmischung abhängigen Ausfallrisiken von Bedeutung für die forstwissenschaftliche Forschung. Damit konnten die Auswirkungen der Behandlungsstrategien einer kleinräumigen Baumartenmischung auf das Risiko quantifiziert werden. Es wurde so möglich die Konsequenzen auf die finanzielle Vorteilhaftigkeit der naturnäherer Behandlungsstrategien im Rahmen der Forstplanung zu analysieren (Roessiger *et al.*, 2013).

2.3 Optimierung mit Hilfe von Matrix-Modellen

Die im Kapitel 2.1.4 beschriebenen ökologischen Prozesse wurden auf der kleineren Skalenebene einer Stärkeklasse im Matrix-Modell darstellbar und ergaben vielfältige Bestandestrukturen, die zu diversifizierten Bewirtschaftungsstrategien führten. Diese Strategien wurden bestimmt, wenn aufbauend auf ökologischen Simulationen in einem Matrix-Modell eine simultane Optimierung erfolgte.

Die erste für forstliche Optimierung bedeutende Matrix-Studie wurde von Buongiorno und Michie (1980) für Parameter von Hartlaubwäldern der Amerikanischen Nördlichen Zentralregion verfasst. In der Optimierung wurden neben der Ertragsmaximierung auch weitere Faktoren wie Diversität oder Kohlenstoffspeicherung berücksichtigt (Buongiorno *et al.*, 1994;

Buongiorno *et al.*, 2012). Auch für die Optimierung der Erträge oder für maximale Diversität in tropischen Wäldern wurden Matrix-Modelle verwendet (Z. Bsp. Mendoza *et al.*, 2000).

Jübner (2006), bzw. Sonnemann (2008) ermittelte in ihrer Arbeit zum Vergleich einer Matrix-Optimierung mit einem Idealwaldmodell für Plenterwald für das Schweizer Emmental Strategien für unterschiedliche ökonomische Nebenbedingungen. Müller (2009) simulierte plenterwaldartige Strukturen des Stadtwaldes München, die für die Trinkwasserversorgung der Stadt München bedeutend sind. Er verwendete hierzu logistische Regressionen.

Von Tahvonen *et al.* (2010) wurden Erntemengen unter Berücksichtigung von der Grundfläche für Fichtendurchforstungen und unter einer Einwuchsfunktion optimiert. Sie berücksichtigten Erntefestkosten bei möglichen Ernten in 3-Jahres-Perioden und einen höheren Preis für Sägeholz als für Industrieholz anstatt eines Zieles der Volumenmaximierung. Sie prüften in ihrem Modell ebenso unterschiedliche Einwuchszahlen und Zinssätze. Tahvonen *et al.* (2010) stellten dabei im Vergleich zu anderen Modellen die Vorteilhaftigkeit von ungleichaltrigen Beständen fest.

Es gibt eine große Zahl an Studien zu Matrix-Modellen die auf Stärkeklassen basieren. Die Weiten dieser Stärkeklassen variieren im Bereich von 4 cm (Tahvonen *et al.*, 2010), und nur bis 8 cm (Jübner, 2006; Sonnemann, 2008). Mit den möglichst kleinen Klassenbreiten ist ein höherer Grad an Detailliertheit verbunden und somit auch die Möglichkeit tiefgehend die ökologische Diversität darzustellen.

Die Modelle auf der Ebene von einer Durchmesser-Stärkeklasse oder eines Einzelbaumes berücksichtigten kein Risiko, bzw. keine Risikoaversion. Wie in Kapitel 2.1.4 eingeleitet, konnte eine Risikoreduktion besser für größere Einheiten, wie für einen Bestand modelliert werden und ist kaum in Matrix-Modelle einzubeziehen. Die Ursache dafür war die in den Matrix-Modellen als kontinuierliche Rate verwendete Mortalität, die aber nicht als ein Risiko einbezogen werden konnte (dies wird in der Diskussion im Kapitel 5.2.1 näher erläutert).

Auch wenn kein Risiko einbezogen wurde, wurde auch in naturnahen Beständen eine diversifizierte Bestandesbehandlung mit unterschiedlichen Einschlagzeitpunkten anstelle eines Kahlschlages sinnvoll. Dessen Ursache lag in der größeren Zahl und größerer Variation an Struktureinheiten in naturnahen Beständen (Roessiger *et al.*, in Vorbereitung). So konnte die Wachstumsgeschwindigkeit auch innerhalb einer Art sich stark unterscheiden. Eine simultane Optimierung von Matrix-Modellen mit einer Einbeziehung von Wachstumsunterschieden in

Form von Wachstumsklassen lag bisher noch nicht vor. Daher wurde dies im dritten Artikel zur vorliegenden Arbeit (Roessiger *et al.*, in Vorbereitung) eingeführt.

3 Material und Methoden

3.1 Verknüpfung des Begriffes der Naturnähe und des ökonomischen Modelles

Zunächst wurde eine Definition und Zusammenführung von einerseits ökonomischen und andererseits ökologischen und waldbaulichen Begriffen vorgenommen. Dies war notwendig, da ein zumeist qualitatives ökologisches Verständnis mit definierbaren Einheiten finanzmathematischer Modelle in Einklang gebracht werden musste.

Betrachtungsgegenstand war eine waldbauliche Behandlungseinheit, z. Bsp. von einem Hektar Größe. Dies entsprach in der Größenordnung einem Kleinprivatwald. Diese Waldfläche wurde als eine prozentual teilbare Einheit angesehen. In einer Übertragung der Portfolio-Theorie in die Forstwirtschaft entsprach ein Flächenanteil des Bestandes einer Portfoliokomponente mit einem speziellen Bewirtschaftungsziel und einem Prozentanteil an einem Investmentportfolio. Eine waldbauliche Entsprechung einer Portfoliokomponente wurde somit eine definierte Bewirtschaftungsmaßnahme (z. Bsp. Ernte), die sowohl für einen Gesamtbestand als auch für einen Flächenteil eines Bestandes angewendet werden konnte. Eine ähnliche finanzwissenschaftliche Formulierung von Planungsproblemen, allerdings für eine landwirtschaftliche Fragestellung, findet sich bei Macmillan (1992), der diesen Modellansatz als Weiterentwicklung des Landnutzungsansatzes nach von Thünen (1842) betrachtet.

In den Artikeln Roessiger *et al.* (2011; 2013) wurde vereinfachend ein Mischwald angenommen, der nur aus Fichten und Buchen zusammengesetzt ist. Unter Ungleichaltrigkeit wurde dabei eine Überführung innerhalb von einer Bestandesgeneration verstanden, die sich unter Umständen durch früh einsetzende und zeitlich gestaffelte aufeinanderfolgende Verjüngungshiebe einstellt (vgl. Knoke und Plusczyk, 2001). Der Optimierungsansatz eröffnete somit die Möglichkeit, dass ein anfangs gleichaltriger Bestand durch eine Endnutzung zu verschiedenen Zeitpunkten, die immer nur auf Teilen der Bestandesfläche stattfand, in eine ungleichaltrige Struktur überführt wurde. Die waldbauliche Variable war der Einschlagzeitpunkt für eine Portfoliokomponente, bzw. die Bestandesteilfläche einer Baumart. Eine Portfoliokomponente, der ein Anteil der Bestandesfläche zugewiesen wurde, war damit definiert durch die Baumart und den Einschlagzeitpunkt. Für eine Komponente eines Portfolios war die Definition einer Investitionszeit notwendig, die im Wesentlichen der bis zum Einschlag vergehenden Zeit entspricht (vergleichbar mit der Umtriebszeit). Um eine Vergleichbarkeit unterschiedlicher Zeitperioden zu erreichen, wurde die Annuitätenformel verwendet.

Um eine gute Interpretierbarkeit zu gewährleisten, wurden hier die Baumarteninteraktionen eingeschränkt und auf die Effekte der Risikominderung bei der Fichte durch eine Buchenbeimischung reduziert.

3.2 Optimierungsgrundlagen

3.2.1 Allgemeine Bestandteile eines Optimierungsmodelles

3.2.1.1 Zielfunktion

Die Zielfunktion beschreibt die zu optimierende Größe. Im forstlichen Bereich wurde oft eine Maximierung der Summe von Barwerten verwendet, die aus waldbaulichen Eingriffen resultieren, und/oder aus der Wahl bestimmter Baumarten. Ebenso wurde eine Minimierung eines als negativ angesehenen Kriteriums möglich, z. Bsp. eine Minimierung der Standardabweichung. Die Optimierung erfolgte über die Zuordnung von knappen Ressourcen - z. Bsp. Flächen oder Flächenanteilen - zu Handlungsoptionen, z. Bsp. Zuordnung von Flächen bzw. Flächenanteilen zu Baumarten oder forstlichen Eingriffen. Daher wurden die Koeffizienten der Zielfunktion – beispielsweise Barwerte – über die veränderbaren Variablen (siehe unten) mit den zugeordneten Ressourcen multiplikativ verknüpft.

Bei der Betrachtung eines ökonomischen Zieles wurde meist eine Maximierung eines finanziellen Ertrages angestrebt. Ein anderes mögliches Ziel war eine Minimierung des finanziellen Risikos. Weitere finanzökonomische Ansätze (Beinhofer, 2009) kombinierten Ertrag und Risiko und bilden einen neuen Kennwert der Zielfunktion (Kapitel 3.2.2). Ein hoher Ertrag und zugleich ein geringes Risiko schlossen sich in vielen Fällen aus. Diese Konstellation führte i.d.R. zu einem Ergebnis aus mehreren Portfoliokomponenten, um beide Anforderungen in einer ausgeglichenen Relation zu erfüllen. Somit bildete die Zielfunktion eine Möglichkeit auch ein komplexes Zielsystem eines Waldbesitzers abzubilden (Knoke *et al.*, 2012). In dieser Arbeit wurden unterschiedliche Ansätze angewendet.

3.2.1.2 Veränderbare Variablen

Die veränderbaren Variablen werden auch Entscheidungsvariablen genannt. Es waren Größen, die der Entscheidungsträger kontrollieren kann und die am Ende das Ergebnis der Optimierung enthalten (Knoke *et al.*, 2012). Es handelte sich beispielsweise um Flächenanteile (Roessiger *et al.*, 2011; 2013; Kapitel 3.3.1) oder um Baumanzahlen (Roessiger *et al.*, in Vorbereitung; Kapitel 3.3.2), die zur Maximierung der Zielfunktion den Portfoliokomponenten, also den zur Auswahl stehenden Baumarten, Einschlagzeitpunkten (Roessiger *et al.*, 2011; 2013) und Durchmesser-Stärkeklassen (Roessiger *et al.*, in Vorbereitung) zugewiesen wurden. Mit der Wahl von Steuerungsgrößen, die für den Waldbesitzer relevant sind wurden somit Empfehlungen zur Unterstützung seiner Entscheidungen gegeben.

3.2.1.3 Restriktionen

Eine weitere Vorgabe zur Steuerung des Optimierungsprozesses sind Restriktionen. Sie bestimmen einen Rahmen innerhalb dessen sich die Variablen bewegen können. Begrenzungen, die in der Realität vorkommen, wurden dabei auf den Gültigkeitsbereich der Entscheidungsvariablen, also die beschreibenden mathematischen Funktionen übertragen. Für die veränderbaren Variablen war dies zum Beispiel die Bedingung der Nichtnegativität. Eine weitere war die Begrenzung auf ein bestimmtes Maximum, beispielsweise ein maximal toleriertes Risiko, oder die Forderung eines Minimums, beispielsweise eine minimale Anzahl an Bäumen die verbleiben müssen und nicht geerntet werden durften. Die Restriktionen dienten also dazu, ein Modell in einem realitätsnahen Rahmen zu halten.

3.2.2 Optimierungsansätze unter Risiko

3.2.2.1 Portfoliotheorie

Die Portfoliotheorie geht zurück auf Harry Markowitz (Markowitz, 1952; 1959). Markowitz interpretierte finanzielle Risiken eines Portfolios aus finanziellen Anlageformen als Streuung der Ergebnisse um einen Mittelwert herum. Der Erwartungswert $E(V_p)$ zum Zeitpunkt Null wird geschätzt als der Mittelwert der in der Vergangenheit beobachteten Erträge. Der Erwartungswert $E(V_p)$ einer Komponente s setzte sich aus den Mittelwerten der zukünftig erwartete-

ten Erträge aller Einzelkomponenten $E(v_s)$, jeweils mit einer Gewichtung entsprechend ihres Anteiles am Gesamtportfolio f_s , zusammen (Formel 1).

Formel 1: Portfolio-Erwartungswert

$$E(V_p) = \sum f_s E(v_s)$$

st

$$\sum f_s = 1$$

$$f_s \geq 0$$

Die Streuung oder das Risiko des Portfolios entsprach mathematisch der Standardabweichung, der Wurzel aus der Varianz $VAR(V_p)$ (Formel 2). In die Varianz flossen neben den Anteilen der einzelnen Komponenten (Anlageformen) f_a und f_b die Kovarianz $cov_{a,b}$ ein. Die Kovarianz wiederum war das Produkt aus jeweils der Standardabweichung der beiden Komponenten a und b und deren Korrelationskoeffizienten. Die Varianz einer Komponente wurde dabei interpretiert als die Kovarianz einer Komponente bezogen auf sich selbst und stellte eine Vereinfachung der Markowitz-Formel dar. Der Korrelationskoeffizient drückte den Zusammenhang zwischen zwei Komponenten aus. Besonders geeignet war eine Kombination von unterschiedlichen Anlageformen, die untereinander eine geringe oder gar eine negative Korrelation zueinander hatten. Dadurch trat ein finanzieller Diversifikationseffekt auf. Das Gesamtrisiko des Portfolios konnte im Fall unterschiedlicher oder unabhängiger Wirkungsrichtung der Einzelrisiken verringert werden.

Formel 2: Portfolio-Varianz

$$VAR(V_p) = \sum_a \sum_b f_a \cdot f_b \cdot cov_{a,b}$$

$$var_a := cov_{a,a}$$

$$f_{a,b} \geq 0$$

Die dargestellte Betrachtung war streng genommen nur gültig für die Annahme einer Normalverteilung der risikobehafteten erwarteten Erträge der einzelnen Anlageformen. Da dies meist nicht der Fall war, wurde eine gesonderte Auswertung durchgeführt (Kapitel 3.2.2.4). Mit dem Portfolioansatz nach Markowitz wurde eine Quantifizierung von Ertrag und Risiko möglich und damit auch der Nutzen des Diversifikationseffektes eines Portfolios gegenüber einer Einzelanlage. Der ursprüngliche Optimierungsansatz war das Sicherheitsäquivalent einer quadratischen Risikonutzenfunktion wobei vom Ertrag ein Risikoabschlag abgezogen

wurde (Markowitz, 1952; 1959). Das Prinzip der Bestimmung von Ertrag und Risiko konnte jedoch auch für die folgenden weiteren Ansätze verwendet werden.

3.2.2.2 Ertragsmaximum bei Risikorestriktion

Ohne Einbeziehung von Risiko orientiert ein Entscheidungsträger sich üblicherweise am maximalen Erwartungswert des Portfolios. Wird der Fall der besonderen Interaktionen in Ökosystemen (Koellner und Schmitz, 2006) zunächst außer Betracht gelassen, so ergibt die Maximierung immer ein Portfolio aus 100% nur einer einzigen Komponente, welche den höchsten Erwartungswert verspricht.

Ein einfacher Ansatz einer Optimierung ist eine Orientierung der Risikoeinschätzung an der Standardabweichung eines Portfolios, da dazu kein speziellerer Risikokennwert gebildet werden muss. Es handelt sich dann um eine Maximierung des Erwartungswertes mit der Restriktion, eine bestimmte Standardabweichung nicht zu überschreiten. Die Standardabweichung gibt dann das Risiko an, welches der Entscheidungsträger bereit ist einzugehen. Als Konsequenz daraus ergibt sich eine Kombination von Anteilen unterschiedlicher Komponenten im Portfolio, die für dieses maximal akzeptierte Risiko den finanziellen Ertrag maximierten (Roessiger *et al.*, 2013). Dieser Ansatz wurde verwendet in Kapitel 4.2.

3.2.2.3 Value at Risk

Der Value at Risk ist ein in den Finanzwissenschaften verbreiteter Optimierungsansatz. So wurde er beispielsweise von der europäischen Bankenaufsicht im Rahmen des Basel-II-Abkommens vorgeschrieben. Er wurde durch die Bank J.P. Morgan entwickelt.

Einbezogen wurden im ersten Artikel (Roessiger *et al.*, 2011) und im Kapitel 4.1 die Komponenten Erwartungswert des Portfolios $E(V_p)$, Standardabweichung des Portfolios gebildet aus der Wurzel der Varianz $VAR(V_p)$ und eine bestimmte akzeptierte Irrtumswahrscheinlichkeit α (Formel 3). Die Irrtumswahrscheinlichkeit entspricht dabei einer Begrenzung der Bemessung des Risikos. Je kleiner α gewählt wird (z. Bsp. 1% anstelle 5%), je strikter wird die Bewertung des Risikos.

Formel 3: Value at Risk

$$\max_{\left(\sum_{s \in S} f_s = 1, V_p \in V, \alpha > 0\right)} VaR = \Phi^{-1}\left(\alpha, E(V_p), \sqrt{VAR(V_p)}\right)$$

Es handelt sich in der hier verwendeten Form des Value at Risk, VaR , um eine Maximierung eines Quantils einer Normalverteilung Φ . Man kann dieses Vorgehen auch als Maximierung eines Mindestwertes bzw. „worst-case“ betrachten, da versucht wird, den linken Bereich der Verteilung möglichst weit nach rechts zu verschieben und so einen möglichst hohen Ertrag des Quantilwertes zu erreichen, der mit hoher Sicherheit auch erreicht wird. Die Restriktionen waren zum einen Nichtnegativität und zum anderen, dass sich alle Anteile der Portfoliokomponenten s des Portfolios V zu einer Summe von Eins addierten.

Unter Verwendung der Varianz als Eingangsgröße ist dieser Ansatz also nur für eine Normalverteilung gültig. Diese wurde bestimmt durch den Erwartungswert (Mittelwert) und das Risiko (Standardabweichung) des Portfolios. Der Value at Risk von simulierten Datensätzen baut jedoch auf einer Wahrscheinlichkeitsverteilung, also einer Repräsentanz der möglichen, risikobehafteten Ergebnisse auf, die nicht normalverteilt sein müssen (Meyer, 1999). Der Risikowert des Value at Risk ergibt sich auch in diesen Fällen – wie bei der Normalverteilung – als ein Quantil der simulierten Verteilungsfunktion. Üblich ist ein Quantil von 1%. Dies bedeutet, dass das finanzielle Ergebnis mit einer Wahrscheinlichkeit von 99% größer war als der Value at Risk und mit 1% Wahrscheinlichkeit darunter lag. Somit ist die Optimierung nach dem VaR eine Methode, die anstelle des Mittelwertes ungefähr das mindestens erreichbare Ergebnis zu maximieren suchte.

3.2.2.4 Berücksichtigung nicht normalverteilter Ertragsschwankung

Die Annahme einer Normalverteilung entspricht oft nicht der Realität (Mandelbrot und Hudson, 2005). Im Forstbereich treten aufgrund des Risikos von Bestandesausfällen sehr geringe und teils negative Erträge auf, die zu rechtssteilen bzw. linksschiefen Häufigkeitsverteilungen führten (Knoke und Wurm, 2006). Daher wurde eine gesonderte Berechnung des VaR anhand der unter Einbeziehung von Ausfallrisiken simulierten Verteilung für den Vergleich von Bedeutung. Während die simulierten Werte für viele Optimierungen zu den statistischen Kennwerten Mittelwert und Standardabweichung zusammengefasst werden mussten, um dann über

eine Normalverteilung das 1%-Quantil als VaR kalkulieren zu können, entsprach der VaR der simulierten Verteilungen exakt dem Wert, der sich z. Bsp. bei 1% aller Beobachtungen befand. Trotz der oft monierten Schwäche der Normalverteilung im Rahmen der Prognose angemessener Werte für den VaR wurde in dieser Dissertation für viele Betrachtungen Normalität unterstellt, da sich Portfolio-Optimierungen mit Hilfe der simulierten Verteilungen kaum durchführen ließen. Eine besondere Auswertung zur simulierten Verteilung für den Vergleich mit der Normalverteilung ist in Kapitel 4.1.3 dargestellt.

3.2.3 Optimierungsprogramme

Für die Optimierung gibt es Optionen zu vielen unterschiedlichen EDV basierte Anwendungen, meist im Zusammenhang mit Statistikprogrammen. Das Excel®-Add-In „Excel-Solver“ war besonders gut für einfache Optimierung geeignet. Es erforderte dafür aber einen größeren Eingabeaufwand, besonders im Falle der Restriktionen. Für komplexere Probleme lieferte es allerdings oft keine genauen Ergebnisse, bzw. keine Fehlermeldung bei nicht optimierbaren Funktionen. Für die Optimierung wurde daher hier auf das kommerzielle Programm „What’s Best“ der Firma Lindo zurückgegriffen (Lindo Systems, 2010). Bei diesem Programm ist insbesondere die Eingabe von Restriktionen leichter. Die Qualität der Ergebnisse ist besser nachzuvollziehen, da das Ergebnisformular auf nicht optimierbare Funktionen hinweist. Daneben gibt es weitere Möglichkeiten die Optimierung durchzuführen, z. Bsp. durch Nutzen von Programmierung und Statistiksoftware, die hier aber nicht verwendet wurden.

3.3 Definition der Handlungsoptionen

Entscheidungen eines Waldbesitzers über die Naturnähe in seinem Waldbestand wurden durch qualitative, ökologische, betriebliche, aber auch durch finanzielle und ökonomische Kriterien bestimmt. Für eine Einbeziehung der Kriterien von Ökologie und Ökonomie eignete sich ein finanzökonomisches Modell. Optimiert wurden Wahlentscheidungen eines Waldbesitzers.

3.3.1 Definition der Handlungsoptionen im Altersstufen-Modell

Ziel für das Altersstufenmodell war es, eine Entscheidung über optimale Möglichkeiten einer Bestandesbehandlung mit Hilfe einer ökonomischen Optimierung unter Einbeziehung von Risiko zu unterstützen. Als Möglichkeiten wurden im Altersstufenmodell einbezogen: Die Wahl von Baumarten (Kapitel 3.3.1.1) und von Einschlagzeitpunkten (Kapitel 3.3.1.2) (Roessiger *et al.* 2011). Im zweiten Artikel wurde dies erweitert um die Wahl zwischen Misch- oder Reinbestand, da im Mischbestand ein Stabilisierungseffekt wirksam und nutzbar wurde (3.3.1.3) (Roessiger *et al.* 2013). Diese Wahlentscheidungen waren vom Waldbesitzer zumindest längerfristig steuerbar, wurden damit entscheidungsrelevant und werden im Folgenden einzeln beschrieben.

Eine Interpretation von kleinen, unterschiedlich behandelten Teilflächen eines Bestandes als Portfoliokomponenten (Kapitel 3.2.1.2), die beliebig miteinander kombinierbar und eng miteinander verzahnt sind, konnte zur Abbildung eines naturnahen Bewirtschaftungskonzeptes genutzt werden. Die in Kapitel 3.3 vertieft beschriebenen Komponenten konnten mehrere Baumarten oder eine gestaffelte Hiebsfolge (Knoke *et al.* 2012) sein.

Anders als im Rahmen einer einheitlichen und großflächigen Strategie, entstanden dabei zugleich vielfältige ökologische Prozesse und Komponenten. Im in der vorliegenden Arbeit betrachteten Fall eines nur aus einem Einzelbestand bestehenden Kleinprivatwaldbetriebes ließen sich allerdings nur bestimmte ökonomische Effekte für eine Risikodiversifikation nutzen.

3.3.1.1 Baumartenanteil in einem Mischbestand

Der Baumartenanteil gibt den Prozentwert der Fläche eines Mischbestandes an, der mit einer Baumart langfristig bestockt ist. Zur Vereinfachung wurde die Wahl hier beschränkt auf die Baumarten Fichte und Buche.

Holz der Fichte und der Buche lässt sich aber relativ unabhängig voneinander produzieren und vermarkten, so dass extreme ungünstige Preissituationen einer Baumart durch den Einschlag der jeweils anderen Baumart ausgeglichen werden können. Dieser ökonomische Diversifikationseffekt ist in der Lage unter Risiko eine Mischung unterschiedlicher Baumarten zu bewirken.

Die Größe der Bestandesflächen wurde auf einen Hektar festgesetzt, da dieser annähernd einem durchschnittlichen Waldbestand entspricht. Wie aus den Kapiteln 2.1.5 und 3.6.3 hervorgeht gibt es weitere Gründe für diese Größe. Ein Waldbestand von einem Hektar war eine geeignete Bezugsgröße, die Ergebnisse waren durch den Hektarbezug auch leicht interpretierbar.

3.3.1.2 Variation des Einschlagzeitpunktes für ungleichaltrige Entwicklung

Zusätzlich zu den Baumarten wurde der Einschlagzeitpunkt als eine Handlungsoption untersucht. Dabei wurde auch hier ein Prozentanteil der Fläche eines Bestandes betrachtet. Ausgehend von einem anfangs gleichaltrigen Bestand wurde so langfristig eine ungleichaltrige Entwicklung durch gestaffelt aufeinander folgende Verjüngungshiebe ermöglicht. Für die Teilflächen wurden unterschiedliche Einschlagszeitpunkte gewählt, so dass sich eine gestaffelte Hiebsfolge abbilden lässt. Ähnlich plant die forstliche Praxis beispielsweise in Bayern in der Regel eine gestaffelte Verjüngung von hiebsreifen Waldbeständen, die sich aus verschiedenen Teilflächen mit unterschiedlichen Einschlagszeitpunkten zusammensetzt (Knoke *et al.* 2012). Man könnte die optimierten Flächenanteile für die Einschlagzeitpunkte (Roessiger *et al.*, 2011; 2013) aus einem forstplanerischen Verständnis auch als Einreichungsquoten (zur Definition vergl. Knoke *et al.*, 2012) betrachten. Auf den einzelnen Flächenanteilen wurde alle zehn Jahre eine Entscheidung gefällt, ob der Bestandesteil entweder durch eine Vor- oder durch eine Endnutzung behandelt werden sollte. Perioden von zehn Jahren entsprachen den üblichen forstlichen Planungszeiträumen für Eingriffe. Im Fall von einzelnen Waldbeständen konnten die Intervalle auch durch Erntefestkosten begründet sein (Kao und Brodie, 1980), die allerdings im vorliegenden Modell nicht mit berücksichtigt wurden.

Eine zeitlich verteilte Nutzung eines Bestandes anstelle eines Kahlschlages verhindert stark negative finanzielle Auswirkungen einer einmaligen ungünstigen Holzmarktsituation auf das gesamte Betriebsergebnis. Auch können zukünftig gute Preise nur genutzt werden, wenn zumindest ein Teil des Bestandes noch vorhanden ist. Mit diesen Strategien ist es auch dem Kleinprivatwaldbesitzer möglich sich gegen Preisrisiken zu schützen. Dieser zeitliche Diversifikationseffekt konnte durch Erntestaffelung ins Modell integriert werden.

Die vorgenommene Betrachtung entsprach im Fall eines Gesamtbestandes der Vorstellung einer vollständigen Ernte aller Bäume nach Ende der Umtriebszeit. Bezogen auf kleine Be-

standesteile, die in einem größeren Bestand sukzessive und über einen längeren Zeitraum gestreut genutzt wurden, führte die dann kleinflächige Ernte aber zu einer kleinräumigen und naturnahen Behandlung, ähnlich der in einem Plenterwald. Diese Annahme der Gleichsetzung von Bestandteilen eines Portfolios und kleinflächigen, ungleichaltrigen und naturnahen Bestandeseinheiten war nicht zwingend. Die Einheiten konnten auch gleichaltrige, voneinander getrennte Bestände oder Bestände mit jeweils nur einer Baumart sein, doch dann würde dies einer betriebsweisen Betrachtung entsprechen. Hier wurde aber eine Konzentration auf die Bestandesebene vorgenommen. Begründet wurde dies zum einen mit der geringen Flächengröße von einem Hektar (Kapitel 3.3.1), zum anderen durch die Möglichkeit der Erweiterung um Baumarteninteraktionen, die nur auf der Bestandesebene sinnvoll abzubilden waren (zusätzlich einbezogen in Roessiger *et al.* 2013) (Kapitel 3.3.1.3).

3.3.1.3 Entscheidung zwischen Anordnung als Misch- oder Reinbestand

Bei der Entscheidung zum Baumartenanteil und zum Einschlagzeitpunkt blieb in den bisher vorliegenden Studien meist offen, ob es sich bei den Flächenanteilen um voneinander unabhängige, getrennte Teile oder Bestände eines Betriebes handelte oder die Flächenanteile in einer innigen Mischung vorlagen. Ein Kriterium für diese Frage war eine Einbeziehung von Wechselwirkungen, für die die Anordnung der Baumarten zueinander relevant war. Eine gegenseitige ökologische Beeinflussung der Baumarten trat in einer einzelbaumweisen oder kleinräumigen Mischung mit vielen Randeffekten auf. Dies wurde als Baumarteninteraktion bezeichnet und es wurde davon ausgegangen, dass Interaktionseffekte als Folge einer naturnahen Behandlung auftraten.

Das Gegenstück dazu war eine Anordnung in Form von räumlich getrennten und voneinander unabhängigen Reinbeständen oder Betriebsblöcken aus je einer Baumart ohne gegenseitige ökologische Beeinflussung der Baumarten. Für einen Vergleich der ökonomischen Auswirkungen wurde daher eine Variante mit und eine ohne Baumarteninteraktionen herangezogen. Aus diesem Vergleich erfolgte dann eine Quantifizierung der finanziellen Konsequenzen unter unterschiedlichen ökologischen Rahmenbedingungen, die hier auf die Betrachtung unterschiedlicher Ausfallwahrscheinlichkeiten mit oder ohne Baumarteninteraktionen beschränkt wurde (Roessiger *et al.* 2013).

3.3.2 Definition der Handlungsoptionen im Durchmesserklassen-Matrixmodell

Im Durchmesserklassen-Modell in Kapitel 4.3 und im dritten Artikel (Roessiger *et al.*, in Vorbereitung) wurden nicht Flächenanteile wie in Kapitel 3.3.1 betrachtet, sondern die zu erntende Baumanzahl bezogen auf einen Hektar wurde optimiert. Wurde im Altersstufenmodell eine Entscheidung zur Baumartenzusammensetzung nur einmalig für alle kommenden Zeitperioden möglich (Kapitel 3.3.1) (Roessiger *et al.*, 2011; 2013), so wurde im Matrix-Modell die Entscheidungen zur Baumanzahl einer Art durch Ernte in jeder 10-Jahresperiode stufenweise neu ermittelt. Dadurch wurde eine zeitliche Variation möglich. Anstelle einer Zielerreichung einer bestimmten Baumartenzusammensetzung erst für die nächste Bestandesgeneration wurde somit ein kontinuierlicher Übergangsprozess beschrieben.

Die Wahl eines Einschlagzeitpunktes in einem Bestandesalter wurde zwar unmöglich, da das Alter aufgrund eines dichteabhängigen Wachstums nicht mehr bestimmbar wurde. Dafür wurden Variablen gefunden, die durch den Einfluss der Ernte beeinflusste ökologische Prozesse ausgeprägt wurden. Folgende Entscheidungsvariablen wurden einbezogen:

- Durchmesser-Stärkeklassen,
- Baumarten und
- Wachstumsklassen. Letztere werden nachfolgend beschrieben.

Die neu eingeführten Wachstumsklassen berücksichtigten, dass auch Baumindividuen derselben Art im selben Bestand unterschiedlich schnell wachsen konnten (Härtl *et al.*, 2010; Meilby und Nord-Larsen, 2012). Da für Einzelindividuen diese Wachstumsunterschiede oft ihr gesamtes Leben bestehen blieb (Kraft, 1884), wurde dies durch drei Gruppen berücksichtigt, die unterschiedliche Wachstumsgeschwindigkeiten repräsentierten. Die Zuordnung und ihre Beeinflussbarkeit durch eine Bewirtschaftung werden in Kapitel 3.8.3 erläutert.

Für die Entscheidung zum Zieldurchmesser, also hier zur Ernte einer Durchmesser-Stärkeklasse, wurde im Gegensatz zum Bestandesalter (Kapitel 3.3.1.2) die jeweils aktuelle Geschwindigkeit des Baumwachstums berücksichtigt. Eine solche Änderung war direkt Bestandteil eines ökologischen Prozesses und wurde damit realitätsnäher dargestellt. Dies betraf Änderungen abhängig vom Durchmesser und der Bestandesdichte. Wenn Bäume aufgrund der Bestandesdichte unterschiedlich wuchsen, dann konnten auch innerhalb einer Baumart zu unterschiedlichen Erntezeitpunkten unterschiedliche Zieldurchmesser auftreten.

Der Einschlagszeitpunkt entsprach dem Bestandesalter im Altersstufenwald (Kapitel 3.3.1.2), jedoch konnten im Plenterwald zu einem bestimmten Zeitpunkt auch Bäume eines Alters, aber mit unterschiedlichem Durchmesser im Bestand vertreten sein. Daraus folgt, dass unterschiedliche Alter in derselben Stärkeklasse durch die Variabilität des Durchmesserwachstums indirekt auch mit einbezogen wurden. Ein ungleichaltrigen Bestand ergab sich also nicht allein aus der ungleichaltrigen Ausgangssituation, sondern er stellte sich auch ausgehend von einem gleichaltrigen Bestand aufgrund der Wachstumsdifferenzen automatisch neu ein.

Für die Kriterien Zeitperiode, Baumart, Wachstumsklasse und Durchmesserklasse wurde damit die optimale Anzahl an Erntebäumen und an verbleibenden Bäumen ermittelt. Somit sind in diesem Modell einer naturnahen Waldwirtschaft vielfältigere Entscheidungen möglich als nach den in Kapitel 3.3.1 beschriebenen Modellansätzen.

3.4 Ökonomisches Modell

3.4.1 Kapitalwertmethode

Der Kapitalwert (Deegen, 1997; Knoke *et al.*, 2012) als die Summe der Barwerte aller Ein- und Auszahlungen, sind die auf den Anfangszeitpunkt diskontierten Zahlungsdifferenzen Z (Formel 4). Die Diskontierung erfolgte in der vorliegenden Arbeit mit einem Zinssatz i von 2%. Dieser Zinssatz ist zwar gering, aber aufgrund der Langfristigkeit der Holzproduktion in Deutschland typisch und wurde oft verwendet (Knoke und Seifert, 2008; Beinhofer, 2009; Clasen *et al.*, 2011). Die Barwerte werden aufsummiert vom Investitionsbeginn bis zum Zeitpunkt des Investitionsendes, meist der Umtriebszeit T eines Bestandes bzw. der Erntezeitpunkt eines Baumes, in Falle dieser Arbeit bis zum Zeitpunkt des Einschlags des Bestandes, Bestandesteiles oder des Baumes in einer bestimmten Stärkeklasse. Zu jedem Zeitpunkt t wurden die Zahlungsdifferenzen Z aus den Holzerträgen abzüglich der Kosten, besonders für Ernte, gebildet. Das Zeitintervall zur Festlegung einzelner Zeitpunkte t zur Berechnung einer Zahlungsdifferenz Z war zehn Jahre.

Formel 4: Kapitalwert

$$KW = \sum_t^T Z_t \times (1+i)^{-t}$$

Der Kapitalwert wurde in dieser Arbeit abgeändert. Die sonst übliche Anfangsinvestition wurde vernachlässigt und diese Betrachtung entsprach damit eher der Rentenrechnung. Zur Vereinfachung wurden Verwaltungskosten und Steuern weggelassen. Üblicherweise umfasste die Summe die Zahlungsdifferenzen bis zur Umtriebszeit. Streng genommen war die Formel 4 somit nur für die Situationen geeignet, in denen die finanziellen Einkünfte langfristig sicher und planbar waren und nach denen auch das geplante Einschlagalter erreicht wurde. Die Berechnung des Kapitalwertes für den Fall eines Bestandesausfalles im Rahmen der Monte-Carlo-Simulation Roessiger *et al.* (2011; 2013) ist im Kapitel 3.6.3 beschrieben. Die Berechnung für diesen Fall wich zwar von der konventionellen Anwendung des Kapitalwertes ab, aber dafür berücksichtigte sie zufällige Ereignisse wie das Risiko eines Bestandesausfalles und war daher notwendig für die Modellierung.

3.4.2 Annuitätenmethode

Die Verwendung von Annuitätenformel durch Beinhofer (2009) und Heidingsfelder und Knoke (2004) diente der Anschaulichkeit der Ergebnisse (Formel 5) und half, Investitionen mit unterschiedlichen Laufzeiten zu vergleichen.

Formel 5: Annuität

$$Ann = KW \times \frac{(1+i)^T \times i}{(1+i)^T - 1}$$

Die Verwendung der Formel 5 für Annuitäten, *Ann*, ermöglicht es die Kapitalwerte *KW* unterschiedlicher Umtriebszeiten *T* bzw. verschiedener Einschlagzeitpunkte miteinander zu vergleichbar. Die Annuität ist der finanzmathematischen Struktur des klassischen Bodenertragswertes (Faustmann, 1849) sehr ähnlich (Möhring *et al.*, 2006), zusätzlich dazu wird aber der Zinssatz *i* multipliziert. Durch die Einbeziehung des Zinssatzes *i* wird der Bodenertragswert als durchschnittliche jährliche Zahlung über lange Zeiträume ausgedrückt. Mit der Annuität als durchschnittliche Zahlung war somit auch eine gute Anschaulichkeit verbunden.

3.5 Eingangsdaten für das Altersstufenmodell

In den Kapiteln 3.5 und 3.6 werden die Datengrundlage für den ersten Artikel und darauf aufbauend für den zweiten Artikel beschrieben. Die Daten waren im Wesentlichen für Südbayern ausgewählt. Eine Ausnahme davon bildeten die Ausfallwahrscheinlichkeiten, die für den zweiten Artikel anhand von Daten aus Rheinland-Pfalz hergeleitet wurden, da bislang noch keine entsprechenden bayerischen Funktionen vorhanden waren (Kapitel 3.5.5.4 und 3.5.5.5). In den dritten Artikel flossen jedoch andere Eingangsdaten ein, welche aus Slowenien stammen und in Kapiteln 3.7 bis 3.9.2 vorgestellt werden.

3.5.1 Bestandesvolumen

3.5.1.1 Waldwachstums-Simulation

Für die Bestimmung der Volumendaten wurde auf bestehende Ergebnisse zurückgegriffen (Clasen und Knoke, 2010; Clasen *et al.*, 2011). Die Volumen wurden durch eine Simulation des Waldwachstums mit dem Modell SILVA (Pretzsch *et al.*, 2002) erstellt für das Wuchsgebiet Oberbayerische Jungmoräne und Molassevorberge. Die Volumen der Einzelbäume wurden für die einzelnen Sortimentsklassen Industrieholz und Stammholz mit Stärkeklasseneinteilung aufgeschlüsselt. Für Fichte und Buche erfolgten Reinbestands-Simulationen. Für jede Zeiteinheit von zehn Jahren wurden die Volumen jeweils für den Fall einer Vor- und einer Endnutzung zusammengefasst. Als Maximalalter für Fichte wurden 100, für Buche 120 Jahre festgesetzt. Damit war ein Bezug zu einer Wachstumsregion hergestellt und eine Aufschlüsselung der Sortimentsaufteilung ins Modell integriert.

3.5.1.2 Ertragstafel

Bei den Volumendaten aus der Wachstumssimulation zeigte sich ein sehr geringes Wachstum der Buche. Daher wurde eine Anpassung vorgenommen, um das Wachstum der Buche zumindest auf dem Niveau der Ertragstafelwerte abzubilden. Auch das Wachstumsniveau der Fichte wurde an das der Ertragstafel angeglichen. Für beide Baumarten wurde die Ertragsklasse I. der Ertragstafel Wiedemann für mäßige Durchforstung verwendet (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, 1990) (Tabelle 1). Daraus ergaben sich für Fichte 611 Ern-

tefestmeter für eine Endnutzung nach 100 Jahren und für die Buche 492 Erntefestmeter für eine Endnutzung nach 120 Jahren.

Tabelle 1: Volumenertrag nach Ertragstafel Wiedemann, 1. Ertragsklasse für Fichte und Buche in Erntefestmeter ohne Rinde

Alter	Volumen			
	Fichte		Buche	
	Bestand	Durchforstung	Bestand	Durchforstung
20	32	13	0	0
30	139	34	51	7
40	246	40	123	23
50	343	43	193	33
60	428	49	261	41
70	498	58	321	53
80	552	66	366	56
90	587	72	404	57
100	611	77	437	59
110	-	-	465	60
120	-	-	492	61

Die proportionale Sortimentsverteilung wurde jedoch aus den Daten der Wachstumssimulation beibehalten und übertragen, da sich das Wuchsverhalten seit der Erstellung der Ertragstafeln verändert hat, besonders in Bezug auf die Entwicklung der Stammdurchmesser (Kennel, 2000). Mit der Kombination aus Waldwachstumssimulation und dem Abgleich mit der Ertragstafel konnten verhältnismäßig realitätsnahe Eingangsdaten erstellt werden.

3.5.2 Holzpreise

3.5.2.1 Holzpreisübersicht

Für die Berücksichtigung der Risiken von Preisschwankungen war eine Datengrundlage günstig, die langfristige Entwicklungen aufzeigt. Geeignete Informationen liefern die jährlichen Holzpreisberichte für den bayerischen Staatswald (Bayerische Staatsforsten, 2005-2007; Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1975-2004). Sie erfüllen mit Daten über 33 Jahre hinweg die Bedingungen einer langfristigen Zeitreihe und sie liegen für sehr große Holzmengen vor, so dass sie für Bayern als verallgemeinerbar und aussagekräftig gelten können. Somit wurde verhindert, dass einzelne Ereignisse und kurzfristige

Trends zu starken Einflüsse auf das Gesamtbild haben. Somit bilden die Preise den Rahmen der Schwankungsbreiten ab, umfassen aber auch große Preiseinbrüche, etwa nach Stürmen wie besonders in den Jahren 1991 und 1992 (Abbildung 1).

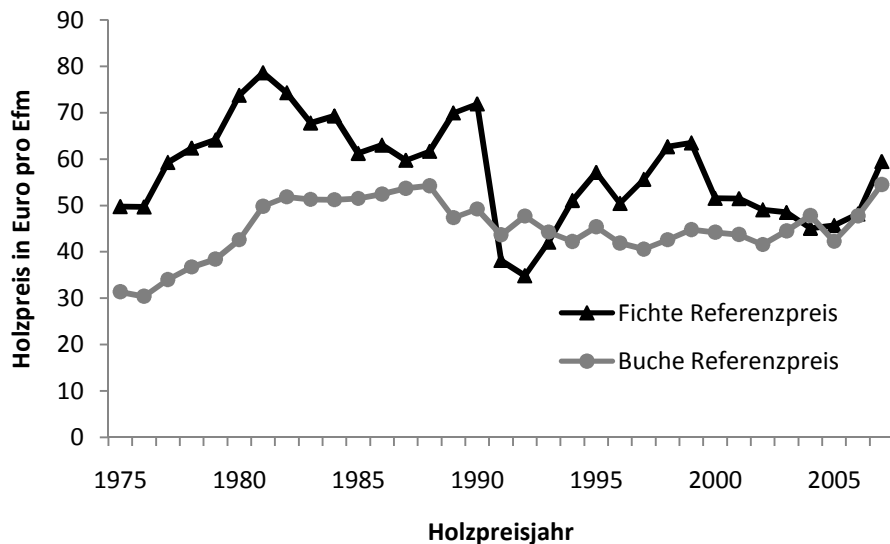


Abbildung 1: Historische Holzpreisentwicklung für Referenzpreise (mittlere Werte) für Fichte und Buche

Enthalten sind in den Holzpreisberichten eine Aufschlüsselung nach Preis und Menge für unterschiedliche Baumarten, Qualitätsklassen und Stärkeklassen. Dabei muss auch berücksichtigt werden, dass in der langen Zeitspanne sich die Sortiermethoden geändert hatten und deswegen wurde teilweise auf Preise von Holzsortimenten aus nunmehr historischen Sortiermethoden zurückgegriffen. Durch die Preisinformation zu unterschiedlichen Qualitäten war es möglich einen Mischpreis zu verwenden. In Anlehnung an Clasen *et al.* (2011) wurde eine Sortimentszusammensetzung von 55% B-, 30% C- und 15% D-Qualität für Fichte und von 50% B-, 30% C- und 20% D-Qualität für Buche unterstellt. Die Verwendung der sonst selten gewordenen Sortimentsklasse HL für Fichte, die eigentlich nur im Rahmen der nicht mehr verwendeten Heilbronner Sortierung für mitgehende Abschnitte Gültigkeit besaß, erfolgte, da diese über den Gesamtzeitraum der Preisstatistik verfügbar und damit vergleichbar ist. Die Holzpreisübersicht bietet somit aufgrund ihres langen Zeitraumes und der vielfältigen Informationen eine gute Voraussetzung für eine Quantifizierung der Schwankungsbreite und des Schwankungsrisikos von Holzpreisen.

3.5.2.2 Aktuelle Holzpreise

In der Vergangenheit traten in der Preisstatistik im Mittel geringere Holzpreise auf als heute. Daher wurde der jeweilige Mittelwert eines Sortiments auf heute übliche Preise festgelegt und die Schwankung wurde proportional übertragen. Für Fichte Industrieholz wurden 40 € angenommen. Mit einer Steigerung der Sortimentsstärke von Stärkeklasse 1a bis 2b wurde ein Preisanstieg bis auf 85 € verbunden. Für stärkere Sortimente wurden dann konstant 85 € verwendet zur Berücksichtigung der oft diskutierten Schwierigkeiten von Sägewerken mit Starkholz. Für Buche wurde der Trend zu hohen Brennholzpreisen integriert durch den hohen Preis von 50 € für Industrieholz und 55 € bis Stärkeklasse 2b, dann aber eine Steigerung auf 95 € bei den großen Stärkeklassen zur Darstellung der Produktion wertvolleren Starkholzes (Tabelle 2). Mit diesem Verfahren war es möglich, die Annahmen über die Holzpreise aktuell zu halten und gleichzeitig die langjährige Statistik für eine Abbildung des Holzpreisrisikos zu nutzen.

Tabelle 2: Holzpreise und Erntekosten

	Brennholz, Industrieholz	Sägeholz unterschiedlicher Durchmesser- lassen (Mitteldurchmesser ohne Rinde in cm)							
		>10	>15	>20	>25	>30	>35	>40	>50
Holzpreis in €/m ³									
Fichte	40	40	40	60	80	85	85	85	85
Buche	50	50	50	55	55	60	70	85	95
Erntekosten in €/m ³									
Fichte	25	25	24	20	20	20	15	15	15
Buche	22	22	22	22	19	19	14	14	14
Holzvolumen im m ³ /ha									
Fichte (100 Jahre)	195	20	51	87	121	178	192	215	5
Buche (120 Jahre)	269	68	149	76	73	105	110	87	4

3.5.3 Holzerntekosten

Für die Einbeziehung von Holzerntekosten (inklusive Rückung) wurde auf Clasen *et al.* (2011) zurückgegriffen. Die Erntekosten sind baumartenspezifisch für Fichte höher als für Buche aufgrund der aufwendigeren Entastung. Für Fichte waren es 25 € pro Erntefestmeter für Industrieholz, bzw. für Stärkeklasse 1 mit einer Abnahme auf 15 € für Stammstücke grö-

ßer als Stärkeklasse 3b. Für Buche waren es 22 € pro Erntefestmeter für Industrieholz, bzw. für Stärkeklasse 1 mit einer Abnahme auf 14 € für Abschnitte größer als Stärkeklasse 3b (Tabelle 2). Mit diesen Annahmen wurden höhere Erntekosten für Bäume geringerer Stärkeklassen und damit für jüngere Beständen berücksichtigt.

3.5.4 Aufforstungskosten

Für den Fall von Endnutzungen und Kalamitäten werden Aufforstungskosten fällig. Nach einem Ansatz von (Clasen *et al.*, 2011) waren für jedes Bestandesalter unterschiedlich hohe Aufforstungskosten erforderlich, da davon ausgegangen wurde, dass in älteren Beständen bereits Naturverjüngung vorhanden ist. Für Fichte wurden bis zum Alter von 70 Jahren 2.000 € veranschlagt bis zum Alter von 90 Jahren 1.000 € dann 500 €. Buchenaufforstungen waren dahingegen teurer. Bis zum Alter von 80 Jahren wurden 3.000 €, dann 2.000 €, in einem Alter von 100 und 110 Jahren 1.500 €, danach 1.000 € veranschlagt. Als Gegenstück zu diesen Kosten zum Endzeitpunkt wurden für den Beginn der Betrachtung im Alter 0 eine bestehende Naturverjüngung ohne anfallende Kosten angenommen. Dies geschah, damit beide Baumarten eine vergleichbare Ausgangsbasis hatten. Die Betrachtung war damit streng genommen nur für Fälle einer frei steuerbaren Naturverjüngung des vorausgehenden Bestandes gültig. Eine Vernachlässigung von Aufforstungskosten am Anfang kann jedoch als realistisch gelten, da eine Forstplanung typischerweise für bestehende Bestände erfolgt und oft mit Naturverjüngung gearbeitet werden kann.

3.5.5 Ausfallwahrscheinlichkeit

3.5.5.1 Formen der Funktion für die Ausfallwahrscheinlichkeit

Die Ausfallwahrscheinlichkeit ergab sich aus der Differenz der Überlebenswahrscheinlichkeit zu Eins und wurde auch für Zeitintervalle als bedingte Ausfallwahrscheinlichkeit – oft als Risikofunktion, Hazardfunktion oder Hazardrate bezeichnet (Staupendahl und Zucchini, 2011) - bestimmt.

Es wurden zwei Studien durchgeführt: Im ersten Artikel (Roessiger *et al.*, 2011) wurden Ausfallwahrscheinlichkeit in polynomischer Form verwendet (Kapitel 3.5.5.2), die auch schon in

anderen Studien erprobt waren (Beinhofer, 2007; Knoke und Seifert, 2008). Eine Neuerung bestand in der Verwendung von Ausfallwahrscheinlichkeit in Form der Weibull-Funktion. Der neue Ansatz (Griess *et al.*, 2012) wurde für den zweiten Artikel (Roessiger *et al.*, 2013) herangezogen, da mit ihm erstmals eine realistischere Darstellung von Stabilisierungseffekten auf die Fichte möglich wurde (Kapitel 3.5.5.3 bis 3.5.5.5).

3.5.5.2 Polynomische Funktion für die Ausfallwahrscheinlichkeit

Für den ersten Artikel wurde die Ausfallwahrscheinlichkeit für Fichte für moderates Risiko aus einer Zusammenstellung mehrerer Literaturquellen nach Beinhofer (2007) verwendet. Die Funktion in einer polynomischen Form und ergab im Alter von 100 Jahren eine Wahrscheinlichkeit für das Überleben von 69% und entsprechend 31% für den Ausfall (Tabelle 3, Abbildung 2). Eine entsprechende Ausfallwahrscheinlichkeit für Buche wurde verwendet im Anhalt an Knoke und Seifert (2008). Sie verwendeten eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 82% im Alter von 120 Jahren, so dass 18% bis zu diesem Alter ausgefallen waren (Tabelle 3, Abbildung 2). Mit diesen Ausfallwahrscheinlichkeiten wurden sowohl der besondere Einfluss des Alters, als auch die sehr unterschiedliche Schadanfälligkeit von Baumarten veranschaulicht.

Tabelle 3: Vergleich der Überlebenswahrscheinlichkeiten

	Fichte		Buche	
	Polynom-Funktion	Weibull-Funktion	Polynom-Funktion	Weibull-Funktion
	Beinhofer (2009)	Griess <i>et al.</i> (2012)	Knoke und Seifert (2008)	Roessiger <i>et al.</i> (2013)
0	1,000	1,000	1,000	1,000
10	0,999	1,000	0,991	1,000
20	0,990	1,000	0,991	0,998
30	0,975	0,998	0,990	0,997
40	0,952	0,994	0,987	0,994
50	0,923	0,985	0,982	0,991
60	0,887	0,970	0,974	0,988
70	0,846	0,946	0,962	0,983
80	0,799	0,911	0,946	0,979
90	0,747	0,862	0,925	0,974
100	0,690	0,798	0,899	0,968
110			0,867	0,962

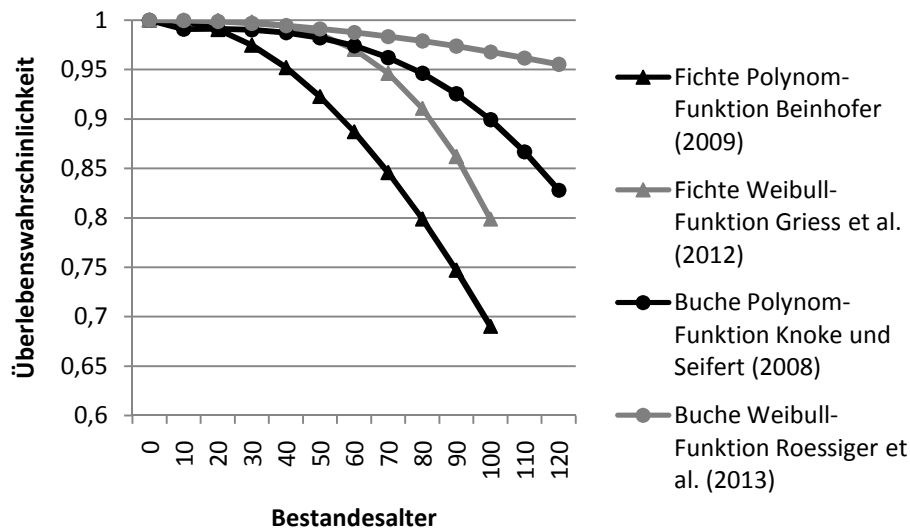


Abbildung 2: Vergleich der Überlebenswahrscheinlichkeiten über dem Alter

3.5.5.3 Ausfallwahrscheinlichkeiten nach der Weibull-Funktion

Neben der Ausgleichsfunktion für Ausfallwahrscheinlichkeiten in polynomischer Form gab es weitere Formen. Bei der für den zweiten Artikel verwendeten Weibull-Funktion (Weibull, 1951) wurden mit zwei Parametern zwei wichtige Funktionseigenschaften dargestellt (Griess *et al.*, 2012) (Formel 6).

Formel 6: Weibull-Funktion

$$S(t) = \exp\left[-\left(\frac{t}{\beta}\right)^\alpha\right]$$

Die Funktion war charakterisiert durch den Scale- oder Maßstabs-Parameter β und den Shape- oder Form-Parameter α . Weitere Eingangsgröße in die Exponentialfunktion war das Bestandesalter t . Durch die Maßstabs- und Formparameter wurden für die Veränderung der Wahrscheinlichkeit der Altersbereich und die Intensität der Veränderung in diesem Altersbereich gezeigt. Weiter waren negative Werte oder Werte größer als Eins durch diese Funktion ausge-

geschlossen. Die Weibull-Funktion bot somit ebenso wie die polynomische Funktion Voraussetzung für eine Abbildung von baumartenspezifischen und altersabhängigen Risiken.

3.5.5.4 Weibull Ausfallwahrscheinlichkeit der Fichte in kleinflächiger Mischung

Den Auswertungen nach der Weibull-Funktion lag eine statistische Untersuchung (Griess *et al.*, 2012) anhand von 2.800 Fichten aus Daten einer Inventur in Rheinland-Pfalz (Staupendahl und Zucchini, 2011) zugrunde. Die statistische Untersuchung erfolgte anhand der „Accelerated failure time method“ (Bradburn *et al.*, 2003). Untersucht wurden unterschiedliche Standortparameter, u. a. für drei Klassen von Mischungsanteilen (Stammanzahlanteile) in Beständen (Griess *et al.*, 2012):

- Für einen Fichten-Reinbestand (100%),
- für einen Fichten-Bestand mit Beimischung (Fichtenanteil von 80% bis 100%, Mittelwert 93%) und
- für einen Mischbestand (Fichtenanteil von 0% bis 80%, Mittelwert 49%).

Die Unterschiede zwischen den Klassen ergaben sich aus den Stabilisierungseffekten der Mischbaumarten auf die Fichte, also den betrachteten Baumarteninteraktionen. Um eine Überlebensfunktion über einem kontinuierlichen Mischungsanteil zu erhalten, wurde eine Regression basierend auf den drei vorliegenden Mittelwerten durchgeführt. Als Ausgleichsfunktion wurde wieder die Weibull-Funktion verwendet (Formel 7, Tabelle 3, Abbildung 2, Abbildung 3, Abbildung 4). Zusätzlich wurde die Annahme getroffen, dass bei Fichten-Mischungsanteilen kleiner als 49% keine weiteren positiven Stabilisierungseffekte durch Beimischung auftreten. Mit Hilfe dieses Vorgehens wurde für die Überlebenswahrscheinlichkeit eine Modellierung für spezielle Fälle von Mischungsverhältnissen in einem Bestand möglich. Es können im Modell nur Überlebenswahrscheinlichkeiten auftreten, die innerhalb des Bereiches der beobachteten Überlebenswahrscheinlichkeiten aus der Inventur liegen.

Formel 7: Überlebenswahrscheinlichkeit der Fichte im Mischbestand

$$S_{100}(FiMiAnt) = 0,3728 + 0,5678 \times \exp \left[- \left(\frac{FiMiAnt}{1,1241} \right)^{10,6415} \right]$$

S₁₀₀

Überlebenswahrscheinlichkeit im Alter von 100 Jahren

FiMiAnt

Fichten-Anteil in einem Mischbestand in Mischung mit Buche in %

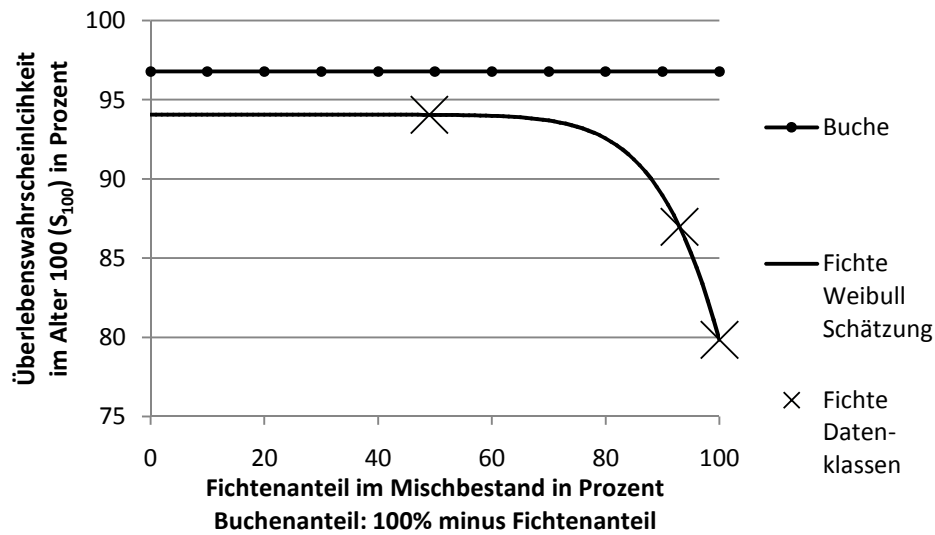


Abbildung 3: Weibull-Überlebenswahrscheinlichkeit der Fichte und der Buche über dem Baumartenanteil

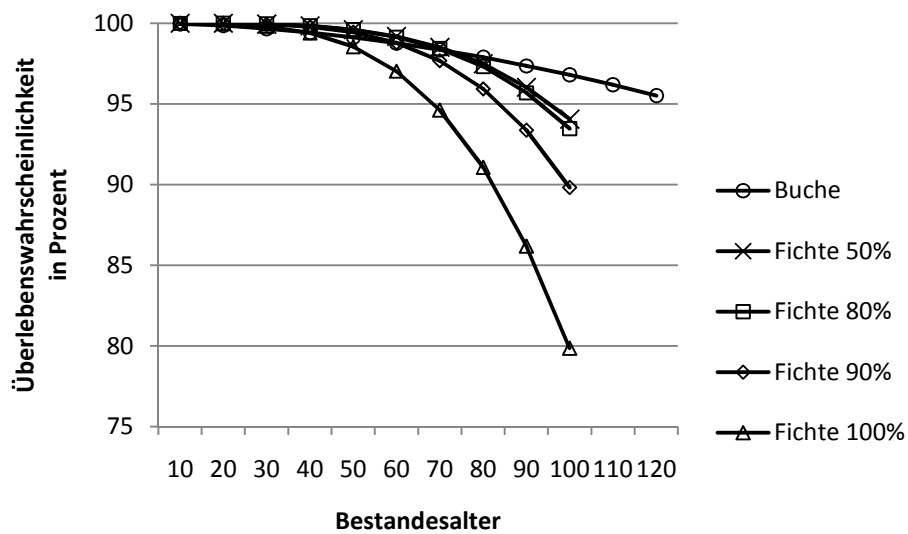


Abbildung 4: Weibull-Überlebenswahrscheinlichkeit der Fichte und der Buche über dem Alter

3.5.5.5 Weibull Ausfallwahrscheinlichkeit der Buche

Härtl bestimmte für die Buche die Weibull-Überlebenswahrscheinlichkeit für den dritten Artikel (Roessiger *et al.*, 2013) in einer speziellen Auswertung der Daten aus Rheinland-Pfalz.

Diese war mit 97% im Alter von 100 Jahren sehr hoch (Tabelle 3, Abbildung 2). Im Gegensatz zur Fichte wurden keine signifikanten Stabilisierungseffekte für Buche durch □eimischung von weiteren Baumarten festgestellt (Griess *et al.*, 2012; Roessiger *et al.*, 2013). Ob Stabilisierungseffekte für Buche existieren, konnte damit weder bestätigt noch ausgeschlossen werden. Da die Ausfallwahrscheinlichkeit mit 3% im Alter von 100 Jahren sehr gering war führten Stabilisierungseffekte keine besondere Änderung der Wahrscheinlichkeit herbei. Daher wurde für alle Mischungsanteile dieselbe Überlebenswahrscheinlichkeit verwendet. Dies ist vertretbar, da die Buche als eine sehr stabile Baumart anzusehen ist.

3.6 Simulationsmodell für gleichaltrigen Bestand mit Bezug zum Alter

3.6.1 Monte-Carlo-Simulation

Die Monte-Carlo-Simulation oder Zufalls-Simulation ist als Begriff für ein Verfahren für die Einbeziehung von Risiken eingeführt. Sie wird für die Darstellung von biologischen, chemischen, aber genauso von ökonomischen Prozessen verwendet, in denen der Zufall eine Rolle spielt (Beinhofer, 2009). Ein Programm dafür ist z. Bsp. als ein Excel©-Add-Inn vor (Barreto und Howland, 2006), welches für diese Arbeit angewendet wurde. Daneben ist die Durchführung von Monte-Carlo-Simulationen auch mit Zufallszahlengeneratoren möglich, die in Statistiksoftware integriert sind. Somit ist eine Monte-Carlo-Simulation sehr gut geeignet, um sowohl die biologischen als auch die ökonomischen Risikoprozesse einer Waldwirtschaft abzubilden, in unserem Fall also, um Risiken von Bestandesausfällen und von Holzpreisschwankungen einzubeziehen.

Die Simulation diene dabei zunächst der Bestimmung finanzieller Kennzahlen einzelner Bewirtschaftungsmaßnahmen unterschiedlicher Baumarten und unterschiedlicher Einschlagzeitpunkte, die ebenso für einen Gesamtbestand gelten konnten wie für einen Bestandesteil. Der Bestand wurde in dann in einem weiteren Schritt der Optimierung (Kapitel 3.2.2) aus den Portfoliokomponenten zusammengefügt. Die Monte-Carlo-Simulation war also der erste Schritt, der zunächst einer Quantifizierung von Ertrag und Risiko einer Komponente diene.

3.6.2 Simulationstabelle

Eine Excel©-Simulationstabelle für die Monte-Carlo-Simulation diente der Zusammenführung von den Eingangsdaten mit den Zufallszahlen. Dies betraf die Ausfallrisiken und die Schwankungen von Holzpreisen, Ernte- und Aufforstungskosten. Für die Art der Zusammenführung wurden Entscheidungen über Modellannahmen getroffen, die die ökologischen und betrieblichen Prozesse möglichst realistisch abbilden. Diese Modellannahmen werden in den folgenden Kapiteln beschrieben.

Ebenso erfolgte eine ökonomische Bewertung der Zufallsprozesse (Formel 8). Für jede dieser Simulation wurde mit Hilfe der Bildung von Kapitalwerten (Formel 4 in Kapitel 3.4.1). Dafür wurden die Netto-Erträge $v_{s,i}$ für jede Wiederholung i für jedes Szenario s gebildet und auf den Zeitpunkt t diskontiert. Der Kapitalwert jeder einzelnen Portfoliokomponente wurde mit der jeweils zugehörigen Investitionszeit T (neun für Fichte, elf für Buche, Formel 8) in Annuitäten (Formel 5 in Kapitel 3.4.2) umgeformt. Die Annuitäten eines Zufallsdurchlaufes wurden als die relevanten Auswertungsdaten in einer eigenen Tabelle gespeichert. Für jede der Bewirtschaftungsmaßnahmen, also Portfoliokomponenten s wurden 50.000 Wiederholungen durchgeführt. In der Ergebnistabelle wurden alle Annuitäten der einzelnen Portfoliokomponenten zusammengefasst (Formel 8) und damit die Kennzahlen Erwartungswert oder Mittelwert $E(v_s)$, Standardabweichung $SD(v_s)$ und die Korrelationen ermittelt. Diese Kennzahlen bildeten den Ausgangspunkt der Optimierung.

Formel 8: Monte-Carlo-Simulation

$$v_{s,i} = \left[\sum_t n_{i,t} \cdot q^{-t} \right] \cdot \left[(q-1) \frac{q^T}{q^T - 1} \right]$$

$$E(v_s) = \frac{\sum_{i \in I} v_{s,i}}{50000}$$

$$SD(v_s) = \sqrt{\frac{\sum_{i \in I} (v_{s,i} - \bar{v}_s)^2}{50000}}$$

$$\forall s : T \in 20,30,40,50,60,70,80,90,100 \text{ für Fichte}$$

$$\forall s : T \in 20,30,40,50,60,70,80,90,100,110,120 \text{ für Buche}$$

3.6.3 Integration von Ausfallwahrscheinlichkeiten

Die Ausfallwahrscheinlichkeit bildet das Gegenstück zur Überlebenswahrscheinlichkeit (Kapitel 3.5.5) und beide Wahrscheinlichkeiten ergeben in der Summe Eins. Die Ausfallwahr-

scheinlichkeit a_x wurde aus der Überlebenswahrscheinlichkeit abgeleitet und jeweils für Perioden von zehn Jahren als bedingte Wahrscheinlichkeit bzw. „Hazardrate“ bestimmt (Formel 9). Die Differenz ergab sich aus der Überlebenswahrscheinlichkeit \ddot{U}_t zu Beginn einer Periode (vor zehn Jahren) und der Überlebenswahrscheinlichkeit \ddot{U}_{t+x} zum betrachteten Zeitpunkt (nach Ablauf der zehn Jahre). Dieser Wert wurde noch geteilt durch die Überlebenswahrscheinlichkeit \ddot{U}_t zum Periodenbeginn, um zu berücksichtigen, dass vorher bereits Bestände ausgefallen waren bzw. gewesen sein können, wodurch die aktuell vorhandene Bestandesfläche im Vergleich zu der zum Zeitpunkt der Bestandesbegründung reduziert wurde (Beinhof, 2009). Die bedingte Überlebenswahrscheinlichkeit gibt schließlich für jedes Bestandesalter an, wie hoch die Wahrscheinlichkeit eines Ausfalles in den nächsten zehn Jahren ist.

Formel 9: Ausfallwahrscheinlichkeit

$$a_x = \frac{\ddot{U}_t - \ddot{U}_{t+x}}{\ddot{U}_t}$$

Für das Modell wurden die Konsequenzen eines Ausfalles durch Algorithmen formuliert. Alle zehn Jahre lief eine Prüfung ab, ob ein Ausfall des Bestandes einer Baumart eingetreten war.

Für die Ermittlung, ob ein zufälliges Schadereignis in der letzten zehn Jahresperiode eingetreten war, wurde eine Zufallszahl gezogen. Je kleiner die Zufallszahl war, je größer war die Intensität eines Schadereignisses in dieser Periode, z. Bsp. die Intensität eines Sturmes. Die Ausfallwahrscheinlichkeit in der betreffenden Periode gab die für die jeweilige Baumart und das jeweilige Alters typische Schwelle an, bis zu der ein Bestand resistent gegen das Schadereignis war. Dann wurde die Ausfallwahrscheinlichkeit jeweils verglichen mit der Zufallszahl. War die Zufallszahl kleiner als die Schwelle unterschritten und der Ausfall trat ein, sonst blieb der Bestand erhalten. Der Ausfall wurde so binär kodiert.

Im Fall ohne Ausfall schritt die Bestandesentwicklung um zehn Jahre fort und es fand eine Vornutzung statt. Lag die Zufallszahl unterhalb des Niveaus der Ausfallwahrscheinlichkeit, dann unterbrach das Schadereignis die Bestandesentwicklung und begann erneut mit einem Alter von 0 Jahren. Im Rahmen der Zufalls-Simulation über viele Perioden wurden also unterschiedliche Fälle mit mehreren Schadereignissen und darauf folgender neuer Bestandesetablierung abgebildet.

Es wurde angenommen, dass im Fall eines Schadereignisses immer ein kompletter Bestandesausfall einer Baumart eintritt. Dies ist eine Vereinfachung. Es gibt aber tatsächlich für Fich-

tenreinbestände oft die Situation eines kompletten Ausfalles, z. Bsp. im Fall eines großen Sturmes (Schütz *et al.*, 2006), so dass diese Annahme nicht unrealistisch ist. Solche Schadereignisse betreffen teilweise ganze Bestände, besonders bei Fichtenbeständen, und Flächen von einem Hektar, teilweise sogar größere Flächen. Somit ist die in den Kapiteln 2.1.5 und 3.3.1.1 vorgestellte Wahl eines kleinen Waldbestandes von einem Hektar begründet.

Es wurde die Annahme getroffen, dass die Ausfallursachen für Fichte und Buche voneinander unabhängig sind. Fällt also die eine Baumart aus, so ist es möglich, dass der Anteil der zweiten Baumart im Bestand erhalten bleibt. Im Mischbestand wurde also mitunter kein kompletter Bestandesausfall berücksichtigt. Diese Annahme der Unabhängigkeit wurde gewählt, da beispielsweise bei dem baumartenspezifisch die Fichte befallenden Borkenkäfer keine Buchen betroffen sind. Es wurde dabei hingenommen, dass diese Annahme nicht immer realistisch ist. Stürme würden tatsächlich hin und wieder beide Baumarten zur selben Zeit betreffen, aber, wie die Erfahrung zeigt, auch dies nicht in gleichem Maße. Die Unabhängigkeit von einer speziellen Ausfallursache stellt einen zusätzlichen Grund zur Verwendung ökologisch unterschiedlicher Baumarten um Risiken zu reduzieren dar.

Im Fall eines Schadereignisses wurden bestimmte finanzielle Konsequenzen simuliert. Die erste Konsequenz war eine Verminderung der Holzerlöse. Es wurde davon ausgegangen, dass nicht der volle Erlös wie im Fall einer geplanten Endnutzung erzielt werden kann. Da sich bei einem Schadereignis höhere Erntekosten ergeben, die Qualität gemindert wird (Risse, Spannungen) und Holz verloren geht (Bruch) und bei großen und regionalen Schadereignissen sich auch die Holzmarktlage verschlechtert, wurde angenommen, dass sich der Holzerlös um 50% reduziert (Dieter, 2001). Die Reduktion um 50% wurde für den für eine Endnutzung erwarteten Ertrag angewendet. Mit der Ertragsreduktion wurde somit eine direkte Konsequenz des Risikos eines Bestandesausfalles berücksichtigt.

Eine weitere Konsequenz eines Schadereignisses war die dann notwendige neue Bestandesgeneration und deren anfallende Aufforstungskosten. Aufgrund des begrenzten Investitionszeitraumes wurde die Investition in eine zweite Generation nur vorgenommen, wenn deren Nettosumme der Barwerte aus Aufforstungskosten und Holztertrag und Erntekosten bis zum Simulationsendzeitpunkt positiv war. Die Annuitätenformel galt für den Kapitalwert des gesamten geplanten ersten Investitionszeitraumes, auch wenn der Bestand aufgrund eines Schadereignisses dieses Alter nicht erreichte. Mit dieser Annahme wurde vermieden die Auswirkungen von insbesondere frühzeitigen Schadereignissen zu überschätzen. Als alternative Annahmen ist noch eine Langzeitsimulation mit Risiken (Roessiger und Knoke, 2010;

Burkhardt, 2011) denkbar. Im Fall einer Kalamität kann auch zum risikobehafteten Kapitalwert ein durchschnittlicher und auf den Kalamitätszeitpunkt diskontierter Bodenertragswertes addiert werden (Griess und Knoke, 2013; Jensen, 2013). Eine spezielle Diskussion dazu erfolgt in Kapitel 5.4.

3.6.4 Integration des Holzpreisrisikos

3.6.4.1 Bildung eines Referenzpreises

In diesem Kapitel wird die Abbildung langfristiger Preisentwicklung beschrieben. Auf Basis der langjährigen Holzpreisübersicht (Bayerische Staatsforsten, 2005-2007; Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1975-2004) und der Mischpreise aus unterschiedlicher Qualitätszusammensetzung (Kapitel 3.5.2) in Beständen wurde ein Referenzpreis gebildet. Die lange Zeitdauer der Statistik ist ein großer Vorteil für eine realistische Abbildung der Schwankung.

Aus dem so bestimmten Preis wurde für jedes Jahr der Preisstatistik und jede Baumart ein Referenzpreis-Quotient gebildet, der die Relation zum langjährigen Durchschnittspreis der Baumart wiedergibt. Nur ein Referenzpreis je Baumart wurde verwendet da zum einen bei einem Eingriff in einem Bestand alle Sortimenten zugleich in ihrem jeweils vorliegenden Verhältnis anfallen. Es konnten also nicht gezielt nach der Holzpreislage nur einzelne Sortimenten entnommen werden. Zum anderen ist in einem kleinen Betrieb damit zu rechnen, dass aufgrund des geringen Holzanfalles nur ein Holzaufkäufer für eine Baumart gewonnen werden kann und somit kein Vorteil durch den Verkauf von extra sortierten Sortimenten an spezialisierte Kunden möglich ist. Diese Möglichkeit bestand nur, wenn nur ein Sortiment pro Bestand produziert wurde (Beinhofer, 2009).

Daher war für die schwankenden Preise ein Bezug zu einem Referenzpreis nötig, um die Preisvariation auf ein aktuelles Holzpreisniveau zu übertragen. Es wurde eine mittlere Zusammensetzung aus allen Sortimenten über eine gesamte Umtriebszeit angenommen anstelle einer Festlegung nur einer definierten Klasse, wie etwa 2b oder 3a als Leitsortiment. Nur eine Klasse wurde aber nicht als realistisch betrachtet, da stets eine Mischung unterschiedlicher Sortimenten auftrat und zu einer Überschätzung der Schwankung und zu einem zu kleinen oder auch negativen Korrelationskoeffizienten geführt hätte. Als beeinflussbar wurden daher nur

die Diversifikationseffekte durch die Baumartenzusammensetzung angenommen und die durch unterschiedliche Holzsortimente ausgeschlossen.

3.6.4.2 Bootstrapping

Das Bootstrapping ist ein Verfahren zur Integration von Preisschwankungen in Zufallssimulationen (Barreto und Howland, 2006). Dabei werden historisch beobachtete Preisprozesse in die Zukunft übertragen. Dafür muss die Annahme getroffen werden, dass zukünftige Entwicklungen ähnlich verlaufen werden wie in der Vergangenheit beobachtete Entwicklungen. Ein langfristiger Trend war in den Holzpreisdaten aufgrund starker kalamitätsbedingter Schwankungen nicht nachweisbar. Da die zukünftigen Preise unbekannt sind erschien damit das Ignorieren eines möglichen Trends als eine annehmbare Vermutung.

Der Referenzpreis-Quotient gibt die Relation zum langjährigen Mittelwert des Preises der Baumart zu jedem der 33 beobachteten Jahre wider. Zu jeder Periode von zehn Jahren wurde durch den Zufallsgenerator jeweils eines der Jahre der Holzpreisstatistik gezogen und der dazugehörigen Preisquotienten abgelesen. Der gebildete Referenzpreis-Quotient wurde im Rahmen der Zufallssimulation mit den durchschnittlichen Holzerlösen der jeweiligen Periode multipliziert.

Um die richtigen Korrelationen und damit die unabhängige Preisentwicklung von Fichten- und Buchenholz abzubilden, wurde jeweils dasselbe Holzpreisjahr für Fichte und Buche verwendet. Durch das paarweise Ziehen eines zufälligen Jahres wurde der Preisverlauf somit realitätsnah nachvollzogen.

3.6.4.3 In den Holzpreisdaten beobachtete Schwankungsbreite

Die Holzpreisschwankungen wurden mit dem Bootstrapping-Verfahren in das Modell eingeführt. Dabei schwankten die Preise unterschiedlich stark. Fichtenpreise waren durchschnittlich etwas höher mit 58 €/Efm gegenüber Buchenpreisen mit 44 €/Efm. Sie schwankten aber mit ± 11 €/Efm auch überproportional im Vergleich zu Buchenpreisen mit ± 6 €/Efm (Bayerische Staatsforsten, 2005-2007; Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, 1975-2004).

Eine Ursache für die größere Schwankung der Fichtenpreise war die größere Anfälligkeit von Fichtenbeständen besonders gegenüber großen Stürmen. Durch einen großen Schadholtzanfall nach Stürmen kam es zu deutlichen Preiseinbrüchen aufgrund eines Überangebotes und zu stärkeren Preisabweichungen vom langjährigen mittleren Wert. Besonders auffällig war dieser Holzpreisverfall in den Jahren 1991 und 1992 nach den Stürmen Vivian und Wiebke 1990, wohingegen sich beim Buchenpreis weniger Auswirkungen zeigten. Aus den Schwankungen der historischen Preise zwischen Fichte und Buche ergab sich als Korrelation +0,32. Die vielfältigen Informationen der Preisdaten konnten damit für die Berücksichtigung von Preisrisiken genutzt werden.

3.6.5 Integration normalverteilter Kostenschwankungen

Für die Bootstrapping-Methode war eine Zeitreihe notwendig. Daneben gibt es aber auch Risiken, zu denen statistische Informationen selten sind. Dies betrifft insbesondere Eingangsdaten, bei denen neben dem Mittelwert allgemein lediglich eine Standardabweichung bekannt ist. In solchen Fällen wurden normalverteilte Schwankungen vermutet und simuliert. Die Normalverteilung ergab sich aus Mittelwert und Standardabweichung, der risikobehaftete Betrag wurde bestimmt indem eine Zufallszahl verwendet wurde um ein Quantil auf dieser Verteilung abzulesen. Die Normalverteilung eignete sich gut für die Darstellung einer Risikoverteilung da sie nur auf zwei Eingangsgrößen angewiesen ist.

Der Fall mangelnder Statistikdaten traf besonders für die Kosten für Ernte und Aufforstung zu, daher wurde für deren Schwankungen eine Normalverteilung unterstellt. Einen Hinweis auf Schwankung forstlicher Aufarbeitungskosten lieferte Höllerl. Er ermittelte eine Standardabweichung von den durchschnittlichen Kosten von $\pm 8,7\%$ durch eine Befragung von Revierförstern (Höllerl, 2009). Im Anhalt an diesen Wert wurde eine Kostenschwankung von $\pm 10\%$ sowohl für die Aufarbeitung, als auch unabhängig davon für die Aufforstung verwendet. Weitere Risiken, etwa Schwankungen von Entnahmesätzen (Höllerl, 2009) oder Zuwächsen (Paulo und Tomé, 2010), wurden nicht berücksichtigt, um die Risikostudie überschaubar zu halten. Dennoch stellte eine Einbeziehung von Kostenschwankungen einen weiteren Schritt hin zu realistischer finanzieller Risiko Modellierung dar.

3.7 Simulation des Stärkeklassen-Matrixmodelles

Kapitel 3.7 bis 3.9.2 betrachten anstelle von Altersstufen (Roessiger *et al.* 2011; 2013; Kapitel 3.5 bis 3.6) ein weiteres, auf Durchmesser-Stärkeklassen aufbauendes Modell (Roessiger *et al.* in Vorbereitung). Die Verwendung von Stärkeklassen stellte ausgehend von den eher konzeptionellen Modellen der Altersstufen einen weiteren Schritt in Richtung einer größeren Realitätsnähe her.

Das Modell der Durchmesser-Stärkeklassen ist deutlich komplexer und umfangreicher als das Altersstufen-Modell. Es beinhaltet mehr ökologische Wechselwirkungen und Handlungsoptionen. Darüber hinaus ist es auf Inventurdaten basiert. Daher ist die nachfolgende Modellbeschreibung länger.

3.7.1 Aufbau des Matrix-Simulations- und Optimierungsmodelles

Das Modell wurde in einer MS-Excel[®]-Tabelle aus miteinander verknüpften Komponenten aufgebaut. Die Komponenten beschreiben ökologische und ökonomische Entwicklungen des Bestandes: Ermittelt wurden die Anzahl der Bäume, die Grundfläche, das Volumen und der finanzielle Ertrag. Aufgeschlüsselt wurden diese Angaben jeweils für verbleibende, geerntete und mortale Bäume. Damit spiegelt das Modell eine betriebliche Prognose und Planung für einen Waldbestand wider und orientiert sich am Modell von Buongiorno und Michie (1980).

Für die Berechnung hinterlegt wurden Modelle für Einwuchs in Durchmesserklassen (Kapitel 3.8.2), Zuordnung zu Wachstumsklassen (Kapitel 3.8.3), Übergang zwischen Durchmesserklassen (Kapitel 3.8.4 und 3.8.5) und Mortalität (Kapitel 3.8.6). Darauf aufbauend wurden die Baumanzahlen ermittelt und finanziell bewertet und optimiert (Kapitel 3.9.2). Mit diesen Komponenten wurden vielfältige ökologische Prozesse und Interaktionen im Modell darstellbar.

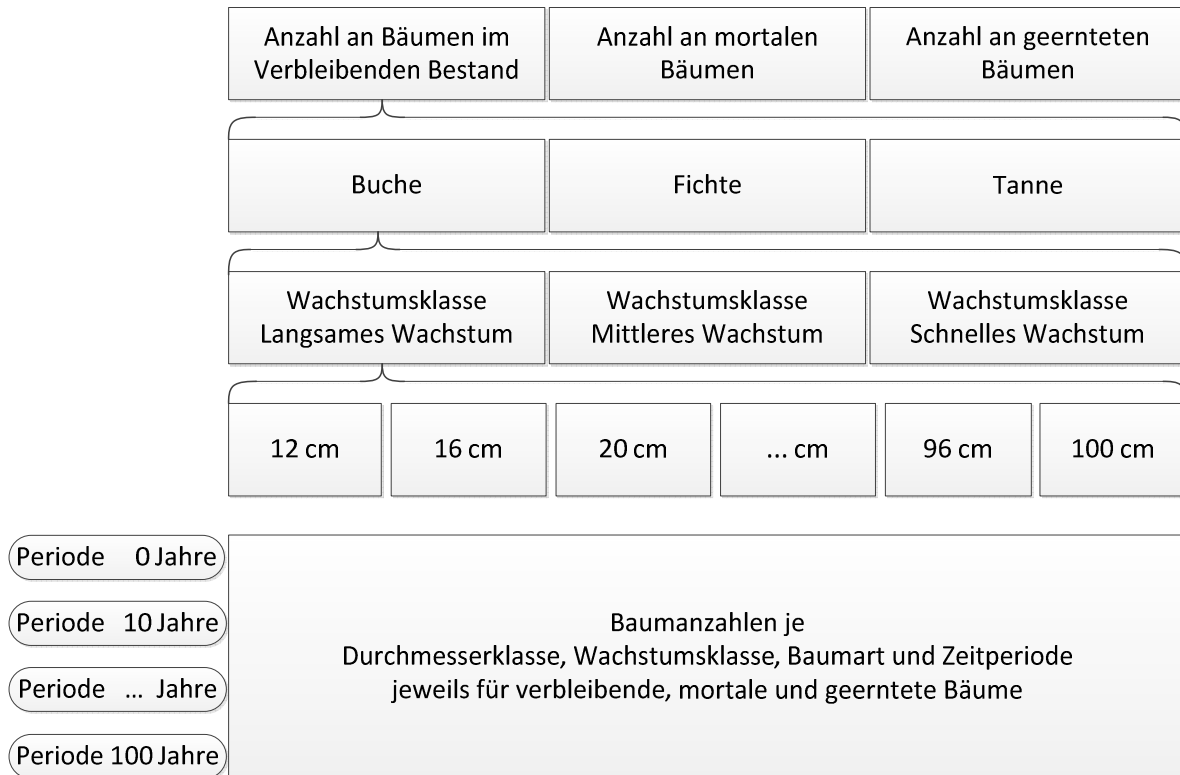


Abbildung 5: Konzeptioneller Aufbau des Matrix-Modells, Elemente innerhalb einer geschweiften Klammer sind jeweils für jede darüber angeordnete Klasse relevant

Der prinzipielle Aufbau einer Komponente besteht in den Spalten für die Baumarten Fichte, Buche und Tanne. Jede Baumart wurde in drei Wachstumsklassen untergliedert, die die Unterschiedlichkeit des individuellen Baumwachstums beschreiben. Jede Wachstumsklasse einer Baumart umfasst Spalten für Durchmesserklassen. Die Vielzahl an Untergliederung wurde gewählt um vielfältige ökologische Besonderheiten detaillierter darzustellen (Abbildung 5).

Die Klasseneinteilung von 4 cm wurde, wie auch in anderen Studien (Tahvonen *et al.*, 2010), möglichst gering gehalten um auch kleinere Strukturen abzubilden. Die unterste Durchmesserklasse umfasst den Bereich 10 cm bis einschließlich 13 cm (Mittelwert gerundet 12 cm). Eine kleinere Einheit war nicht möglich da 10 cm die Kluppschwelle der Inventuraufnahme war. Als oberste Klasse wurde 98 cm bis 101 cm (Mittelwert gerundet 100 cm) gewählt. Diese Durchmesser entsprachen auch den stärksten in der Inventur gemessenen Bäumen. Aus der Breite von 4 cm ergaben sich 23 Durchmesserklassen pro Wachstumsklasse einer Baumart.

Als Ausgangszustand des Bestandes (Periode 0) wurde die Baumanzahl der 1992 inventarisierten Bäume verwendet, die auch in der Inventuraufnahme 2003 vorhanden waren. Diese Baumanzahlen wurden aufgeschlüsselt nach Baumart, Wachstumsklasse und 4 cm-Durchmesserklasse. Die Grundfläche der betreffenden Bäume betrug insgesamt 28 qm: 8 qm

für Buche, 5 qm für Fichte und 15 qm für Tanne, wobei Tannen überproportional hohe Durchmesser und wenig geringe Durchmesser aufwiesen. Da weitere Baumarten nur 4% der 9.846 in beiden Inventuren vorhandenen Bäume ausmachen mussten sie vernachlässigt werden. Die genutzten Baumarten umfassten folgende Anteile: 41% Tannen, 38% Buchen und 17% Fichten.

Jede Zeile der Excel©-Tabelle entsprach einer Periode von zehn Jahren (Abbildung 5, ausführlicher beschrieben in Kapitel 3.9.2). Diese Dauer orientierte sich an der Inventurperiode von 1992 bis 2003 und ist in der forstlichen Betriebsplanung als eine Planungsperiode üblich. In den Zellen der Matrix war die Einheit die Anzahl der Bäume pro Hektar.

3.7.2 Funktionen des Matrix-Modelles

Im Matrix-Modell von Buongiorno und Michie (1980) bewegt sich über die Zeitperioden hinweg die Baumanzahl durch ihr Wachstum hin zu den nächsthöheren Durchmesserklassen. Diese Fließbewegung findet in Kombination mit den weiteren ökologischen Faktoren Einwuchs und Mortalität (Abbildung 6) statt. Die Geschwindigkeit des Wachstumsfortschritts wird beeinflusst durch Baumart, Wachstum, Bestandesdichte und Baumdurchmesser, einem Kriterium vergleichbar dem Alter. Diese ökologischen Zusammenhänge wurden durch die Funktionen der folgenden Kapitel auf Basis von Inventurdaten auch in diesem Modell quantifiziert.

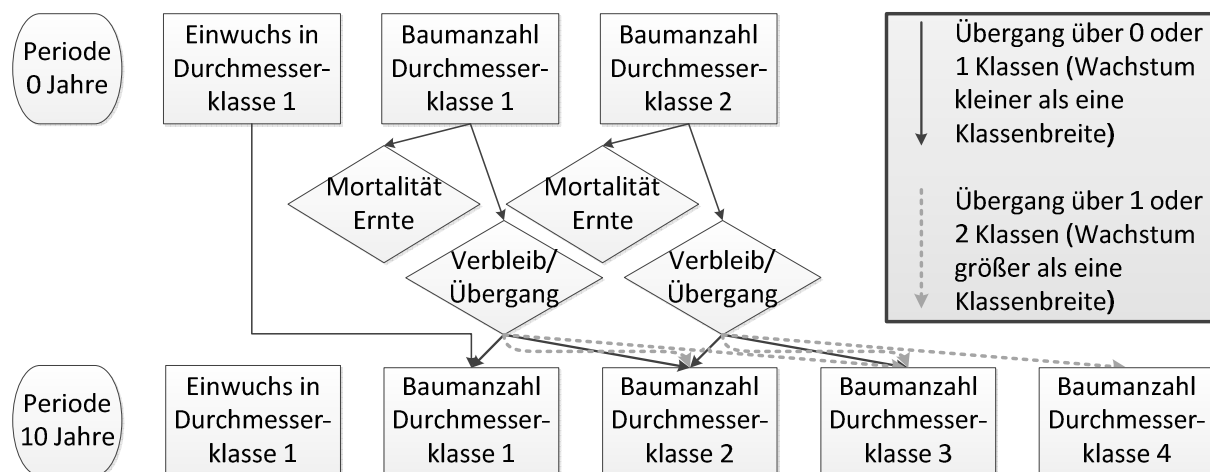


Abbildung 6: Matrix-Entwicklung in zehn Jahren mit Einwuchs, Übergang, Mortalität und Ernte

Die Übergangswahrscheinlichkeit gibt an, welcher Anteil der Bäume aus einer Durchmesserklasse in die nächsthöhere Durchmesserklasse wechselt. Die Verbleibswahrscheinlichkeit in einer Durchmesserklasse ist die Differenz zur Gesamthäufigkeit 1 und damit die Umkehrfunktion der Übergangswahrscheinlichkeit (Formel 10). Präzisiert wird die Formel in Kapitel 3.8.4.

Formel 10: Allgemeines Verhältnis von Übergangs- zu Verbleibswahrscheinlichkeit

$$\text{Verbleibswahrscheinlichkeit} = 1 - \text{Übergangshäufigkeit}$$

Weitere ökologische Faktoren sind die Mortalität und der Einwuchs und der ökonomische Faktor der Ernte. Durch die Mortalität reduziert sich die Baumanzahl mit steigendem Alter und steigender Durchmesserklasse. Einwuchs tritt nur in der untersten Durchmesserklasse auf. Verteilt wurde der Einwuchs auf drei Klassen mit geringer, mittlerer und hoher Wachstumsgeschwindigkeit, die in Kapitel 3.8.3 genauer beschrieben werden.

Zum Verständnis der nachfolgenden Formeln soll hier im Vorgriff auf die folgenden Kapitel erwähnt werden, dass die geringe und die mittlere Wachstumsklasse einen Zuwachs kleiner 4 cm aufweisen und dies weniger als einer Stärkeklassenbreite entsprach (Abbildung 6, Formel 11, Formel 12). Für die Klasse schnellen Wachstums mit mehr als 4 cm Zuwachs war eine Abwandlung der Formeln relevant da sie die Durchmesserklassenbreite von 4 cm überstieg.

Komponenten der Berechnung waren das Simulationsalter des Bestandes in Jahren und der Mitteldurchmesser einer Klasse in cm. Die Formel der Baumanzahl der untersten Durchmesserklasse (Mittelwert 12 cm) bezog den Einwuchs in eine Wachstumsklasse und den Verbleib aus der Vorperiode ein (Formel 11).

Formel 11: Berechnung der Baumanzahl für die Durchmesserklasse 12 cm für den Fall der langsamen und mittleren Wachstumsgeschwindigkeit kleiner 4 cm bei einer 4 cm Durchmesserklassenbreite

$$\begin{aligned} \text{Anzahl}_{t,d=12} = & \left(\text{Einwuchs}_{t-10,d} * \text{Wachstumsklassenanteil}_{t-10,d} \right) \\ & + \left(\text{Anzahl}_{t-10,d} - \text{Ernte}_{t-10,d} \right) * \left(1 - \text{Übergang}_{t-10,d} \right) * \text{Mortalität}_{t-10,d} \end{aligned}$$

In den oberen Klassen (ab Klasse 14 bis 17 cm, Mittelwert gerundet 16 cm) trat neben dem Verbleib aus der Vorperiode anstelle von Einwuchs ein Übergang von Bäumen aus der jeweils darunter liegenden Klasse auf (Formel 12).

Formel 12: Berechnung der Baumanzahl für die Durchmesserklasse 16 cm für den Fall der langsamen und mittleren Wachstumsgeschwindigkeit kleiner 4 cm bei einer 4 cm Durchmesserklassenbreite

$$\begin{aligned} \text{Anzahl}_{t,d=16} = & (\text{Anzahl}_{t-10,d} - \text{Ernte}_{t-10,d}) * (1 - \text{Übergang}_{t-10,d}) * \text{Mortalität}_{t-10,d} \\ & + (\text{Anzahl}_{t-10,d-4} - \text{Ernte}_{t-10,d-4}) * (\text{Übergang}_{t-10,d-4}) \\ & * \text{Mortalität}_{t-10,d-4} \end{aligned}$$

Für die Klasse schnellen Wachstums ab 4 cm Zuwachs erfolgte eine Anpassung der in Formel 10 eingeführten Begriffe. Die bisherige Verbleibshäufigkeit bedeutete in diesem Fall (grauer gestrichelter Pfeil in Abbildung 6, Formel 13 bis Formel 15), dass jeweils immer eine Klasse übersprungen wurde und die bisherige Übergangshäufigkeit bedeutete, dass zwei Klassen übersprungen wurden.

In der Klasse für 12 cm floss somit nur der Einwuchs und sein Anteil an einer der Wachstumsklassen ein (Formel 13).

Formel 13: Berechnung der Baumanzahl für die Durchmesserklasse 12 cm für den Fall der schnellen Wachstumsgeschwindigkeit größer und gleich 4 cm bei einer 4 cm Durchmesserklassenbreite

$$\text{Anzahl}_{t,d=12} = \text{Einwuchs}_{t-10,d} * \text{Wachstumsklassenanteil}_{t-10,d}$$

In der zweithöchsten Klasse (Mittelwert 16 cm) trat demzufolge nur der Verbleib aus der untersten Durchmesserklasse auf (Formel 14).

Formel 14: Berechnung der Baumanzahl für die Durchmesserklasse 16 cm für den Fall der schnellen Wachstumsgeschwindigkeit größer 4 cm bei einer 4 cm Durchmesserklassenbreite

$$\begin{aligned} \text{Anzahl}_{t,d=16} = & (\text{Anzahl}_{t-10,d-4} - \text{Ernte}_{t-10,d-4}) * (1 - \text{Übergang}_{t-10,d-4}) \\ & * \text{Mortalität}_{t-10,d-4} \end{aligned}$$

Der Übergang aus der untersten Durchmesserklasse bewegte sich in die übernächste Klasse (Mittelwert 20 cm, Formel 15).

Formel 15: Berechnung der Baumanzahl für die Durchmesserklasse 20 cm für den Fall der schnellen Wachstumsgeschwindigkeit größer und gleich 4 cm bei einer 4 cm Durchmesserklassenbreite

$$\begin{aligned} \text{Anzahl}_{t,d=20} = & (\text{Anzahl}_{t-10,d-4} - \text{Ernte}_{t-10,d-4}) * (1 - \text{Übergang}_{t-10,d-4}) \\ & * \text{Mortalität}_{t-10,d-4} + (\text{Anzahl}_{t-10,d-8} - \text{Ernte}_{t-10,d-8}) \\ & * (\text{Übergang}_{t-10,d-8}) * \text{Mortalität}_{t-10,d-8} \end{aligned}$$

Mit der Verwendung dieser Funktionen wurden die statistischen Funktionen in das Matrix-Modell implementiert. Mit ihrer Hilfe konnte eine ökologische Dynamik abgebildet werden. Die Baumanzahl konnte für die jeweiligen Durchmesserklassen für die verbleibenden und die mortalen Bäume bestimmt werden und darüber hinaus konnten geerntete Bäume berücksichtigt werden.

3.8 Statistische Funktionen zur Ökologie für das Stärkeklassen-Matrixmodell

3.8.1 Auswertung der Inventur-Daten

Verwendet wurden Daten von einem Bergmischwald aus Snežnik in der Region Postojna im Süden Sloweniens. Die Inventur wurde vom Slovenian Forest Service (1992; 2003) auf einem Netz von 200 mal 250 m durchgeführt. Jeder Plot besteht aus zwei konzentrischen Inventurkreisen. Der innere Inventurkreis hat einen Radius von 7,98 m und umfasst somit 200 qm. Der äußere Inventurkreis hat einen Radius von 12,62 und repräsentiert 500 qm. Der Radius wurde im Fall von Hangneigung dementsprechend vergrößert, um eine Flächenverzerrung zu vermeiden. Im inneren Kreis wurden alle Bäume größer 10 cm, im äußeren Kreis alle Bäume größer 30 cm gekluppt.

Die statistische Auswertung der Daten der zwei Inventuren 1992 und 2003 wurde mit logistischen Regressionsmodellen mit der Statistik-Software SPSS durchgeführt und wurde anschließend mit Microsoft Excel© in Funktionen für das Matrix-Simulations- und Optimierungsmodell umgesetzt. Bestimmt wurden Modellkomponenten für Einwuchs, Wachstumsklasse, Übergang und Mortalität jeweils getrennt für Buche, Fichte und Tanne.

Für die unterschiedlichen statistischen Auswertungen von abhängigen Variablen (Kapitel 3.8.2 bis 3.8.6) wurde als eine der unabhängigen Variablen der Brusthöhendurchmesser (*BHD*) von Einzelbäumen verwendet. Er wurde in 1,30 m Baumhöhe in vollen cm im Inventurjahr 1992 gekluppt. Berechnet wurde der Zuwachs einer 10-Jahresperiode aus der Differenz zwischen dem Durchmesser 2003 und dem von 1992. In die Zuwachsermittlung einbezogen wurden nur Bäume die sowohl 1992 als auch 2003 vorhanden waren und erhoben wurden.

Als zweite unabhängige Variable wurde die Grundfläche pro Plot (*G*) aus der Summe aller Kreisquerschnittsflächen in einer Höhe von 1,30 m der Stämme aller Bäume bestimmt. Zur Bestimmung der Grundfläche pro Hektar wurden die hypothetischen Grundflächen der beiden konzentrischen Inventurkreise zunächst jeweils getrennt ermittelt und dann gewichtet. Für die Grundfläche des inneren Inventurkreises wurden nur die Bäume berücksichtigt, die im Jahr 1992 von 10 cm bis kleiner 30 cm waren. Die Grundflächenberechnung für den äußeren Inventurkreis bezog nur Bäume ein, die im Jahr 1992 größer oder gleich 30 cm waren. Die

Grundflächen der Bäume des inneren Kreises (200 qm) wurden mit dem Faktor 50 und diejenigen der Bäume des äußeren (500 qm) Inventurkreises mit dem Faktor 20 gewichtet und beide zur Grundfläche pro Hektar addiert.

3.8.2 Einwuchsfunktion

Die Einwuchsfunktion beschreibt die Anzahl neu auftretender Baumindividuen einer Art in der untersten Durchmesserklasse. Hier wurde eine Funktion abhängig von der Bestandesdichte gewählt. Damit wurden eine ökologische Dynamik integriert, die bei höherer Dichte und damit größer Konkurrenz eine geringere Zahl an Einwüchsen hervorbrachte (Formel 17).

Die Flächengröße für die Bestimmung des Einwuchses waren Plots von 200 qm Größe – was zu klein war, um für einen Gesamtbestand Aussagen treffen zu können. Obwohl ein Matrix-Modell nicht für Freiflächen zulässig ist ergab sich bei einer zunächst durchgeführten, dann nicht verwendeten Auswertung mit einer umgekehrten Logarithmusfunktion eine sehr hohe Anzahl an Einwuchs bei geringer Grundfläche, besonders für Fichte. Dieser Funktionsverlauf ist zwar für kleinflächige Plots aufgrund der geringeren Konkurrenz durch den Altbestand richtig. Jedoch ist er für größere Bestände anstelle von Plots unrealistisch, da für Verjüngung (Einwuchs) auch ein Altbestand vorhanden sein muss, von dem die Baumsamen stammen. Dies heißt allgemein für das Modell, dass ausgehend von einem baumartenspezifischen Maximum an Einwuchs der Einwuchs mit sinkender Bestandesdichte wieder abnehmen sollte. Nur für Tanne bestätigte sich die abnehmende Tendenz auch bei hoher Dichte, da der Altbestand eine Schutzwirkung für Tanne hat und mehr Einwuchs im dichten Bestand als auf einer Freifläche vorkam. Für eine Großfläche anstelle der Plotgröße wurde die Modellierung aufgrund dieser Aspekte abgeändert.

Eine weitere Begründung, warum die zunächst ermittelte Funktion nicht verwendet wurde, war das Ziel im Matrix-Modell die Verjüngung darzustellen. Da keine Daten zur Verjüngung vorhanden waren musste anstelle dessen auf Einwuchs mit der vorgegebenen Kluppschwelle von 10 cm zurückgegriffen werden. Somit stehen die Daten nicht für die Situation der Verjüngung, denn bei einem Durchmesser von 10 cm musste der überschirmende Altbestand über der Verjüngung bereits entfernt worden sein. Diese Ungenauigkeit musste hingenommen werden um einer grundsätzlichen Idee des Matrix-Modelles gerecht werden zu können: Nämlich der Darstellung einer dichteabhängigen Verjüngungsökologie.

Daher wurden die Ausgangsdaten erweitert, um zu erreichen, dass auf einer hypothetischen Freifläche kein Einwuchs simuliert wird. Plots mit geringen Grundflächen waren innerhalb der Inventurplots unterrepräsentiert. Für die Grundflächen kleiner als 20 qm wurden daher zusätzliche zu den 559 originalen Inventurplots weitere 682 mit einer unterstellten Häufigkeit von 0 Einwüchsen generiert. Mit dieser Erweiterung wurde umgesetzt, dass auf Freiflächen kein Einwuchs vorhanden sein kann, weil keine Samenbäume vorhanden sind. Eine Funktion zur Beschreibung beider Sachverhalte musste daher sowohl bei einer Grundfläche von 0 qm, als auch bei sehr hohen Grundfläche von 80 qm einen Einwuchs von 0 Bäumen pro Hektar aufweisen, zwischen beiden Bereichen bildete sich ein Maximum an Einwuchs aus.

Die Form der binären logistischen Regression stellte den beschriebenen Zusammenhang nicht dar, denn diese konnten am Besten in einer Form ähnlich der Normalverteilung dargestellt werden, da diese zugleich negative Baumanzahlen verhinderte. Die Normalverteilung schied jedoch aus.

Da das Optimierungsprogramm die Excel©-Funktion „Normalverteilung“ nicht richtig verarbeitete, wurde anstelle dieser Verteilung eine binäre logistische Regression verwendet, die jedoch in sich eine quadratische Funktion einschloss. Die Einbeziehung der quadratischen Form widersprach zwar der gängigen binären logistischen Regression, hatte aber annähernd die Form der Normalverteilung. Sie wurde gewählt, um in den Formeln auch fehlenden Einwuchs einer Baumart, sowohl bei sehr hohen, als auch sehr geringen Bestandesdichten widerzuspiegeln, gleichzeitig negative Einwuchszahlen zu vermeiden und für eine Optimierung geeignet zu sein.

Um dies zu berücksichtigen wurde in die binäre logistische Regression zusätzlich eine quadratische Funktion integriert. Da allerdings durch die Ergänzungsplots ohne Einwuchs die mittlere absolute Häufigkeit an Einwuchs an den Daten unbeabsichtigt herabgesetzt wurde, musste mit einem Korrekturfaktor in Höhe von 2,2 die Relation zwischen ergänzten und originalen Plots wiederhergestellt werden (Formel 16). 682 ist die Anzahl der ergänzten Plots mit der Häufigkeit von 0 Einwüchsen, 559 die Anzahl der originalen Inventurplots mit vorhandenen Einwüchsen. Berücksichtigt wurde außerdem ein Umrechnungsfaktor von 50 zur Bestimmung von Hektarwerten ausgehend von der Plotfläche von 200 qm.

Formel 16: Allgemeine Formel der Einwuchshäufigkeit

$Einwuchshäufigkeit_{Baumart}$

$= \text{Mittlere Häufigkeit Einwuchs/Plot}_{Baumart}$

$\times \left(1 + \frac{\text{Anzahl ergänzter Plots}}{\text{Anzahl originaler Inventurplots}}\right) \times \text{Hektarfaktor}$

$= \text{Mittlere Häufigkeit Einwuchs/Plot}_{Baumart} \times \left(1 + \frac{682}{559}\right) \times \frac{10000 \text{ qm}}{200 \text{ qm}}$

Die Quantifizierung erfolgte ausgehend von den in der Inventur baumartenspezifisch beobachteten mittleren Häufigkeiten an neuen Einwüchsen mit den Mittelwerten pro besetzten Plot: für Buche 1,56; für Fichte 2,27 und für Tanne 1,10 Bäume (Formel 17). Die genannten drei Baumarten repräsentierten 96% der Inventurdaten. Die übrigen 4%, überwiegend Bergahorn *Acer pseudoplatanus*, wurden vernachlässigt. Da gerade Bergahornholz wertvoll ist, musste eine geringe finanziell Unterschätzung der Ergebnisse in Kauf genommen werden.

Formel 17: Spezielle Einwuchshäufigkeit für Buche, Fichte und Tanne

$$Einwuchs_{Buche} = 173 / (1 + \text{Exp}(6,768 - 0,2968 \times G + 0,00384 \times G^2))$$

$$Einwuchs_{Fichte} = 252 / (1 + \text{Exp}(9,569 - 0,5502 \times G + 0,00985 \times G^2))$$

$$Einwuchs_{Tanne} = 123 / (1 + \text{Exp}(9,232 - 0,3402 \times G + 0,00427 \times G^2))$$

Die Buchen- und Tannen-Einwüchse hatten bei einer Grundfläche von 40 qm ihre Maxima. Bei Fichte als stärker von Licht bedürftige Baumart war das Maximum bereits bei einer Grundfläche von 30 qm erreicht. Da junge Buchen und Tannen eine größere ökologische Amplitude als Fichte haben konnten sie auch bei höheren Grundflächen wachsen.

Bei Buche waren es 4,5 Bäume im Einwuchs pro Jahr und Hektar im Vergleich zu der von Klopčič *et al.* (2012) publizierten 2,5 und der von Klopčič und Boncina (2012) für Zielstärkennutzung ermittelten 3,6 Bäume mit Durchmesser größer 10 cm. Fichte erzielte maximal 3,2 Bäume Einwuchs pro Jahr im Gegensatz zu 1,9 von Klopčič und Boncina (2012). Somit war die Zahl in dieser Studie größer als bei Klopčič *et al.* (2010), traf jedoch in etwa die Größenordnung. Bei Tanne wurden in dieser Studie als Maximum 1,0 Bäume festgestellt, bei Klopčič und Boncina (2012) waren es für die Zielstärkennutzung 1,5 Bäume Einwuchs pro Jahr. Die geringe Anzahl an Tannen-Einwuchs war auf starken Wildverbiss im Untersuchungsgebiet zurückzuführen, denn Tannen-Verjüngung war ausreichend vorhanden (Ficko *et al.*, 2011).

Bei einer sehr hohen Bestandesdichte von 80 qm oder bei sehr niedrigen Dichten wie etwa auf einer Freifläche war kein Einwuchs vorhanden. Im Gegensatz dazu verwendeten Klopčič *et al.* (2010) die Daten basierend auf Inventurplots, so dass hier auch auf den kleineren Freiflächen in Plotgröße generell die größten Einwuchszahlen auftraten. In der vorliegenden Studie hingegen war eine quadratische Funktion künstlich ins logistische Modell integriert, um die Verjüngung an das Vorhandensein eines Bestandes zu binden und so größere Flächen zu modellieren.

3.8.3 Wachstumsklassen

Eine Besonderheit von naturnahen Wäldern im Vergleich zu Altersklassen-Reinbeständen ist eine größere ökologische Vielfalt der Strukturen von unterschiedlichen Baumarten und Durchmesserstärken. Ein darüber hinausgehender Aspekt ist eine Vielfalt an unterschiedlichem Wachstumsverhalten, auch innerhalb einer Baumart und bei vergleichbaren Standortbedingungen. Ein Teil dieser Vielfalt an Wachstumsprozessen entspringt aus genetischer Variation und kleinräumlichen Standortunterschieden und ist damit nicht direkt durch eine Bewirtschaftung veränderbar. Die Darstellung von Vielfalt unterschiedlichen Wachstums in Form von drei Wachstumsklassen wurde daher in erster Linie als ein Modellierungskonzept entwickelt, um diese Vielfalt abzubilden.

Ein Teil der Unterschiedlichkeit der Wachstumsprozesse innerhalb einer Baumart konnte jedoch durch ökologische Prozesse und durch Bewirtschaftung gesteuert werden. Eine Unterscheidbarkeit des individuellen Baumwachstums entsprach dem ökologischen Prozess der Ausdifferenzierung eines Bestandesbereiches mit gleichaltriger Struktur, beispielsweise durch die Herausbildung einer langen Krone. Diese Unterschiedlichkeit spiegelte sich im gestaffelten Erreichen eines Zielstärkenkorridors, auch in anfangs gleichaltrigen Reinbeständen wider, das von modernen Durchforstungskonzepten empfohlen wurde (Utschig *et al.*, 2011).

Durch frühe Durchforstung erhalten Bäumen ihre hohe Reaktionsfähigkeit, wohingegen sie spätere Dichteabsenkungen nicht nutzen können (Utschig *et al.*, 2011). Da die Ausdifferenzierung speziell im jungen Bestandesalter, also durch frühe Eingriffe oder durch geringere Bestandesdichte, stattfand wurde im Modell der Durchmesser der eingewachsenen Bäume auf den Mittelwert der untersten verfügbaren Klasse mit 12 cm festgesetzt. Nach einer einmaligen Zuordnung in eine Klasse wurde angenommen, dass der Baum nicht mehr in eine andere

wechselte, also sein zukünftiges Wachstumspotential beibehielt. Die Klassen sind von den generellen Übergangswahrscheinlichkeiten (Kapitel 3.8.4) zu unterscheiden, da letztere speziell das mittlere Niveau des Baumwachstum beschrieb. So wurde eine Wachstumsklasse definiert als eine Gruppe mit langfristig ähnlichem Wachstum innerhalb einer Baumart.

Da ein Modell für das Wachstum für Einzelbäume zu umfangreich gewesen wäre, wurden drei Wachstumsklassen geformt, von denen jede etwa ein Drittel der aufgenommenen Bäume repräsentiert. Es ergaben sich Breiten von 2 cm Klassen. Die Wahl der Klassenbreite der Durchmesserklassen von 4 cm erfolgte, um sie mit der Breite der Wachstumsklassen von 2 cm abstimmen zu können. Da die Zuwächse aus der Inventur nur ganzzahlig für cm vorlagen konnten nur 2 cm und keine 2,5 cm Klassen gebildet werden. Daher kam die ungewöhnliche Klassenbreite der Durchmesserklassen von 4 cm anstelle von 5 cm zustande. Die Klassenbreite von 4 cm ist aber auch sonst verbreitet (Tahvonen *et al.*, 2010).

Von allen Inventurbäumen wiesen 5% einen Zuwachs von mehr als 8 cm in zehn Jahren auf und wurden in die höchste Klasse mit schnellem Wachstum integriert. Die Wahl der Klassen und ihre Entsprechung zur soziologischen Stellung, hier speziell in jungen Bestandteilen, in Anlehnung an die KRAFT'schen Klassen (Kraft, 1884) war

- langsames Wachstum (0 bis 1 cm Zuwachs in zehn Jahren), beherrscht, unterdrückt;
- mittleres Wachstum (2 bis 3 cm Zuwachs), mitherrschend, mittlerer Wuchs und
- schnelles Wachstum (größer 4 cm Zuwachs), vorherrschend, vorwüchsig.

Die statistische Auswertung erfolgte mit Hilfe einer multinomialen logistischen Regressionsfunktion (Bühl, 2008) für die drei Gruppen abhängig von Grundfläche (G) und Durchmesser (BHD). Die Modelle waren für G und BHD signifikant, allerdings war Nagelkerkes $Pseudo R^2$ recht gering mit 0,22 für Buche, 0,20 für Fichte und 0,18 für Tanne. Durch diese Funktion konnte berücksichtigt werden, dass in ihrer Jugend freigestellt aufgewachsene Individuen des Einwuchses lebenslang meist schneller wuchsen als diejenigen aus dichten Beständen. Dabei wurde für jede Baumart zunächst mit den Ergebnissen der Regression aus Tabelle 4 für die einzelnen Wachstumsklassen a die Zwischenrechnung in Formel 18 durchgeführt. Mit diesen wurden in Formel 19 dann die relativen Häufigkeiten jeder Klasse ermittelt.

Tabelle 4: Ergebnisse der multinomialen logistischen Regression für die Zuordnung des Einwuchses zu Wachstumsklassen

		Konstante _a	BHD_Faktor _a	G_Faktor _a
0_1_cm	Buche	-0,884	-0,0906	0,0784

2_3_cm	Buche	-0,612	-0,0316	0,0445
4_x_cm	Buche	0,000	0,0000	0,0000
0_1_cm	Fichte	-1,642	-0,0761	0,0881
2_3_cm	Fichte	-1,276	-0,0257	0,0532
4_x_cm	Fichte	0,000	0,0000	0,0000
0_1_cm	Tanne	0,072	-0,0633	0,0564
2_3_cm	Tanne	-0,197	-0,0259	0,0346
4_x_cm	Tanne	0,000	0,0000	0,0000

Formel 18: Zwischenrechnung einer Komponente eines Wachstumsklassenanteils für die multinomiale logistische Regression

$$BinLog_a = Exp(Konstante_a + BHD_Faktor_a \times BHD + G_Faktor_a \times G)$$

Formel 19: Bestimmung eines Wachstumsklassenanteils mittels multinomialer logistischer Regression

$$Wachstumsklassenanteil_a = \frac{BinLog_a}{BinLog_{0_1_cm} + BinLog_{2_3_cm} + BinLog_{4_x_cm}}$$

3.8.4 Übergangswahrscheinlichkeit zur nächsten Stärkeklasse

Buongiorno und Michie (1980) beschrieben die Übergangswahrscheinlichkeit als Wahrscheinlichkeit des Wechsels von Bäumen in höhere Stärkeklassen durch Wachstumsprozesse (Kapitel 3.7.1 und 3.7.2). Sie entspricht damit einem Indikator über durchschnittliche Zuwächse. Die Übergangswahrscheinlichkeit wurde mittels einer binären logistischen Regression bestimmt (Bühl, 2008). Diese bezog, neben einer Konstante a , den Mitteldurchmesser BHD einer Stärkeklasse d (unabhängige Variable b) und die Bestandesdichte der Vorperiode in Form der Grundfläche G pro Hektar (unabhängige Variable c) ein (Kapitel 3.8.1, Formel 10, Formel 20, Formel 21). Bei der binären Zuordnung entspricht ein Verbleiben eines Individuums in seiner Klasse dem Wert 0, ein Wechseln in eine höhere 4 cm-Klasse dem Wert 1, sofern der Zuwachs geringer als eine Durchmesserklasse war.

Formel 20: Allgemeine Formel von Übergangs- und Verbleibswahrscheinlichkeit

$$\text{Übergangswahrscheinlichkeit} = \frac{1}{1 + EXP(-(a + b * BHD_{d-4} + c * G_{t-10}))}$$

$$\text{Verbleibswahrscheinlichkeit} = \frac{1}{1 + \text{EXP}(a + b * BHD_d + c * G_{t-10})}$$

Formel 21: Übergangswahrscheinlichkeiten zur nächsthöheren 4-cm Klasse in zehn Jahren für Buche, Fichte und Tanne

$$\text{Übergang}_{\text{Buche}} = \frac{1}{1 + \text{EXP}(-0,601 - 0,0512 \times BHD + 0,0388 \times G)}$$

$$\text{Übergang}_{\text{Fichte}} = \frac{1}{1 + \text{EXP}(-1,063 - 0,0523 \times BHD + 0,0515 \times G)}$$

$$\text{Übergang}_{\text{Tanne}} = \frac{1}{1 + \text{EXP}(-0,154 - 0,0377 \times BHD + 0,0305 \times G)}$$

Die Koeffizienten von *BHD* und *G* waren signifikant und zwischen den Daten von Durchmesser und Grundfläche ergab sich eine Korrelation von +0,22. Die ermittelten Wahrscheinlichkeiten nahmen generell mit steigendem Durchmesser zu. Bei höheren Grundflächen bewirkte die hohe Bestandesdichte eine Konkurrenz und die Übergangswahrscheinlichkeit senkte sich bei geringen Durchmessern von 12 cm bei allen Baumarten von etwa 0,7 bei 15 qm auf 0,2 bei 60 qm Grundfläche. Bei hohem Durchmesser von 100 cm lag sie immer nahe 1,0. Fichten hatten bei geringen Grundflächen eine höhere Übergangswahrscheinlichkeit als Buchen, bei hohen Grundflächen war es umgekehrt. Die Übergangswahrscheinlichkeit von Tannen war bei geringer Grundfläche um 0,1 geringer als bei den anderen Arten.

3.8.5 Zuordnung der Übergangswahrscheinlichkeit zu Wachstumsklassen

Die in Kapitel 3.8.4 beschriebene Übergangswahrscheinlichkeit galt zunächst für das durchschnittliche Wachstum der jeweiligen Baumart, also das gesamte Kollektiv aller inventarisierten Bäume. Jede der drei Wachstumsklassen (Kapitel 3.8.3) beschrieb aber nur eine Teilmenge der Bäume einer Baumart. Für eine Berücksichtigung nur der Bäume einer Wachstumsklasse wurde nun eine Anpassung der Übergangswahrscheinlichkeit auf die drei unterschiedlichen Niveaus des Wachstums erforderlich, um ihre Unterschiedlichkeit abzubilden.

Die Übergangswahrscheinlichkeit galt, streng genommen, nur für einen Bereich zwischen 0 (keinem Übergang) und 1 (einem vollständigen Übergang in die nächsthöhere Klasse). Da die

Skalierung auf eine Stärkeklassenbreite von 4 cm jedoch eine willkürlich festgelegte Grenze war, erschien die Wahl einer anderen Skalierung zur Interpretation der Übergangswahrscheinlichkeit, unabhängig von den definierten 4 cm, ohne weiteres möglich. Um einen Niveauunterschied zwischen den drei Wachstumsklassen abzubilden, wurde daher jeweils der Schwankungsbereich zwischen 0 und 1 auf eine Klassenbreite von 1 cm Differenz an Zuwachs in zehn Jahren bezogen, anstelle die 4 cm Skala der Stärkeklassen zu verwenden.

Um in der Anordnung der Wachstumsklassen auch die Inventurdaten zu berücksichtigen, wurde der Mittelwert des Zuwachses jeder Wachstumsklasse gebildet (Tabelle 5 links). Um den Mittelwert herum wurde ein Rahmen zur Darstellung der dichteabhängigen Zuwachsschwankung von 1 cm gebildet. Der untere Klassenrahmen wurde 0,50 cm (50 % der 1 cm Klassenbreite) unter dem Mittelwert einer Wachstumsklasse (Formel 22), der obere Rahmen 0,50 cm über dem Mittelwert definiert. In diesen Rahmen hinein wurde die dichteabhängige Übergangswahrscheinlichkeit eingepasst (Formel 23). Mit dem mittleren Zuwachs einer Wachstumsklasse wurden die Inventurdaten für die Abbildung des Niveaus einer Wachstumsklasse verwendet und als Anteil zwischen 0 und 1 an der vorgegebenen Stärkeklassenbreite von 4 cm dargestellt (Tabelle 5). Der dichteabhängig schwankende Überganganteil in die höhere 4-cm-Stärkeklasse bewegt sich damit zwischen der in Tabelle 5 (rechte Seite) angegebenen Zahl und der jeweiligen Zahl plus 0,25. Dadurch wurden die Übergänge sowohl dichteabhängig und baumartenspezifisch (Formel 21, Kapitel 3.8.4), als auch auf dem unterschiedlichen Niveau der Wachstumsklassen (Kapitel 3.8.3) abgebildet.

Für die Wachstumsklasse ab 4 cm war zu beachten, dass das schnelle Wachstum jeweils mindestens 4 cm betrug und damit ein Übergang in die übernächste Stärkeklasse erfolgte. Der bisher verwendete Begriff des Verbleibs entsprach in diesem Fall einem Übergang in die nächste Klasse (Klasse schnellen Wachstums in Tabelle 5, grau gestrichelter Pfeil in Abbildung 6). Zur Einpassung in die Stärkeklassenstruktur wurden 4 cm vom Zuwachs der Wachstumsklasse subtrahiert. Das größere Wachstumspotential in der schnellen Wachstumsklasse, besonders für Fichte, wurde durch das Überspringen einer Stärkeklasse verdeutlicht. Somit flossen, unabhängig von der Stärkeklassenbreite, sowohl die dauerhafte Unterschiedlichkeit der Wachstumsklassen als auch die dichteabhängig wechselnde Übergangswahrscheinlichkeit in das Modell ein.

Formel 22: Berechnung des unteren Klassenrahmens für eine Skalenbreite von 1 cm für eine Wachstumsklasse

*Unterer Klassenrahmen*_{Wachstumsklasse}

$$= \frac{\text{Mittelwert Zuwachs}_{\text{Wachstumsklasse}} - 50\% \times 1 \text{ cm}}{\text{Klassenbreite } 4 \text{ cm}}$$

Formel 23: Berechnung von Übergangswahrscheinlichkeiten spezifisch für eine Wachstumsklasse mit Hilfe der Übergangswahrscheinlichkeiten für die Baumarten aus Formel 21

*Übergangswahrscheinlichkeit*_{Wachstumsklasse}

$$= \text{Übergangswahrscheinlichkeit}_{\text{Baumart}}/4$$

$$+ \text{Unterer Klassenrahmen}_{\text{Wachstumsklasse}}$$

Tabelle 5: Mittelwert des Zuwachses einer Wachstumsklasse und Klassenrahmen der dichteabhängigen Schwankung der Übergangswahrscheinlichkeiten in den Wachstumsklassen in Relation zur Breite einer Stärkeklasse von 4 cm

	Mittelwert des Zuwachses einer Wachstumsklasse in cm pro zehn Jahren			Dichteabhängiger Schwankungsbereich als Anteil an der Übergangswahrscheinlichkeit (zwischen 0 und 1) in einer Stärkeklasse (Breite 4 cm)		
				Übergangswahrscheinlichkeit in die nächste Durchmesserklasse		Übergangswahrscheinlichkeit in die übernächste Durchmesserklasse
Wachstums- klasse	Langsam 0_1_cm	Mittel 2_3_cm	Schnell 4_x_cm	Langsam 0_1_cm	Mittel 2_3_cm	Schnell 4_x_cm
Buche	0,60	2,51	5,18	0,026-0,276	0,502-0,752	0,169-0,419
Fichte	0,56	2,52	6,01	0,016-0,266	0,504-0,754	0,378-0,628
Tanne	0,59	2,47	5,56	0,024-0,274	0,493-0,743	0,265-0,515

3.8.6 Mortalitätswahrscheinlichkeit

Die Mortalitätswahrscheinlichkeit gibt den Anteil der Bäume einer Durchmesserklasse von 4 cm an, die innerhalb einer Periode von zehn Jahren durch Mortalität absterben und damit aus dem Bestand ausscheiden. Aus den Inventurdaten wurde zunächst der Anteil der geernteten Bäume bestimmt, da in der Inventur nicht speziell mortale Bäume gekennzeichnet wurden. Daher wurde eine gesonderte Ernteübersicht (Slovenian Forest Service, 2004) mit Anteilen über Zwangseinschlag für einen vergleichbaren Zeitraum von 1995 bis 2004 für das Inventurgebiet einbezogen und mit dem Anteil der geernteten Bäume einer Stärkeklasse der Inventurdaten multipliziert. Auf eine Einbeziehung der Grundfläche in die statistische Auswertung wurde verzichtet, da in der Erntestatistik keine Angaben dazu vorhanden waren. Dies stellte

einen Nachteil des Modelles dar, da allgemein bei schneller wachsenden Bäumen höhere Ausfälle zu verzeichnen sind (Griess *et al.*, 2012.) Der Nachteil wurde in Kauf genommen damit auch ohne spezielle Inventurdaten über Mortalität eine Regression anhand der Inventurdaten abhängig von dem Durchmesser der Bäume aufgestellt werden konnte (Formel 24). Wie in anderen Modellen zur Mortalität von Einzelbäumen (z. Bsp. Monserud, 1976; Hamilton, 1990) wurde eine binäre logistische Regression verwendet.

Bei geringem Durchmesser von 12 cm lagen bei allen Baumarten geringe Wahrscheinlichkeiten der Mortalität vor (Buche 1%, Fichte 2%, Tanne 4% Mortalität in zehn Jahren). Bei hohem Durchmesser von 100 cm war lediglich die Buche mit der geringen Mortalität von 3% stabil, wohingegen die Nadelbäume erwartungsgemäß höhere Ausfälle mit 15% für Fichte und 23% für Tanne verzeichneten. Die hohe Rate der Tanne im Vergleich zur Fichte war vor dem gegenwärtigen Hintergrund des Rückganges der Tanne zu verstehen (Ficko *et al.*, 2011). Trotz der Kombination unterschiedlicher Daten waren diese für Fichte und Tanne signifikant. Für Buche lag keine Signifikanz für den Einfluss des Durchmessers vor, jedoch für die Konstante. Die Mortalität für Buche war jedoch nahezu konstant und der Durchmesser beeinflusste das Modell daher nur unwesentlich.

Formel 24: Mortalitätshäufigkeiten für Buche, Fichte und Tanne

$$Mortalität_{Buche} = \frac{1}{1 + EXP(4,632 - 0,00983 \times Dm)}$$

$$Mortalität_{Fichte} = \frac{1}{1 + EXP(4,431 - 0,02687 \times Dm)}$$

$$Mortalität_{Tanne} = \frac{1}{1 + EXP(3,501 - 0,02296 \times Dm)}$$

3.9 Ökonomische Modellierung im Matrix-Modell

3.9.1 Finanzielle Bewertung der Einzelbäume im Matrix-Modell

Zusätzlich zur Simulation einer ökologischen Bestandesdynamik wurde eine finanzielle Bewertung für das ökonomische Optimierungs-Modell zur Bestimmung einer optimalen Ernte-strategie integriert. Zunächst wurde ein Preismodell für die Baumarten und die Stärkeklassen entwickelt. Dafür wurden zunächst Annahmen zum Holzmarkt getroffen, da keine Preisdaten

für Stärkeklassen vorhanden waren. Die Annahmen wurden dann anhand der vorhandenen Information des „Regional Forest Management Plan“ speziell für die Region Postojna abgeglichen und angepasst (Slovenian Forest Service, 2011).

Für das Preismodell für Fichtenholz wurde für geringe Sortimentsklassen von 12 cm ein geringer Preis von 24 € pro Erntefestmeter (Efm), dann ein bis zur Sortimentsklasse von 40 cm schnell auf 91 €/Efm steigender und für stärkere Sortimentsklassen ein konstant hoher Preis von 91 €/Efm anstelle einer weiteren Steigerung angenommen. Für Tanne wurden in Berücksichtigung der langjährigen Preisrelation 95% des Fichtenpreises angenommen. Da Laubholz qualitativ schlechter ist als Nadelholz erfolgt der Anstieg langsamer und erreicht das hohe Niveau von Fichtenholz erst mit 76 cm Sortimentsdurchmesser. Trotz seiner allgemein geringeren Holzqualität wurde für stärkeres Laubholz aufgrund eines Anteiles an Furnierqualität das hohe Preisniveau von Fichtenholz verwendet. Der Furnieranteil von Laubholz lag im Untersuchungsgebiet bei 10% (Slovenian Forest Service, 2011).

Bei Fichte und Tanne entsprach der Beginn des konstant hohen Preisniveaus der Sortimentsklasse 2b, bei Buche der von 4. Die Gründe für die Wahl eines konstanten Holzpreises bei starken Sortimenten auf hohem Niveau waren eine abnehmende Holzqualität und oft vorgebrachte Argumente der Absatzschwierigkeiten von Starkholz, besonders bei Nadelholz.

Die Erntekosten lagen abhängig von der Sortimentsklasse im Bereich von 15 bis 25 Euro pro Festmeter für Fichte und Tanne und 14 bis 22 Euro pro Festmeter für Buche. Höhere Kosten für geringe Durchmesserstärken berücksichtigten den höheren Arbeitsaufwand zur Aufarbeitung dünnen Holzes.

Eine finanzielle Bewertung eines charakteristischen Einzelbaumes jeder Durchmesser- und Baumartenklasse wurde durch Multiplikation des Holzpreises abzüglich Erntekosten mit dem Volumen durchgeführt. Das Volumen an Vorratsfestmetern wurde je Baum aus den Volumina der Erntestatistik (Slovenian Forest Service, 2004) geschätzt. Das Volumen wurde spezifisch für Baumart und Durchmesserklasse bewertet. Es wurde ein für Slowenien typischer Korrekturfaktor für den Rindenabzug und somit für die Umrechnung von Vorrats- auf Erntefestmeter von 0,87 für Laubholz und von 0,85 für Nadelholz eingefügt. Für die Gesamtsumme wurde die gesamte Baumanzahl pro Klasse mit den Nettoerträgen pro Baum multipliziert.

Wie bei den vorhergehenden Studien von Roessiger *et al.* (2011, 2013) wurde bei der Mortalität ein Schaden in Form von Verlust an Holz oder an Wert eines Baumes mit einer Reduktion um 50% angenommen (Dieter, 2001) und in Form eines halbierten Nettoholzpreises berück-

sichtigt. Mit den getroffenen Annahmen und Schätzungen zu Preisen, Kosten und Preisreduktionen sind Voraussetzungen für eine finanzielle Bewertung und Optimierung gegeben.

3.9.2 Finanzielle Optimierung des Matrix-Stärkeklassenmodelles

Durch die Anwendungen der Funktionen (Kapitel 3.8) auf das Matrix-Stärkeklassenmodell (Kapitel 3.7) wurde eine ökologische Simulation möglich. Darauf aufbauend wurden im Modell Erntemaßnahmen berücksichtigt. Für die Bestimmung der finanziell optimalen Anzahl an Erntebäumen wurden veränderbare Zellen für den Optimierungsvorgang im Modell integriert. Mit Hilfe des Optimierungsprogrammes *What's Best* wurde für jede Zeitperiode, jede Baumart, jede Wachstumsklasse und jede Durchmesserklasse die optimale Anzahl an Erntebäumen ermittelt.

Die in den vorhergehenden Kapiteln beschriebenen Matrix-Funktionen wurden so gestaltet, dass keine negativen Baumanzahlen möglich waren, insbesondere konnte dies durch Verwendung von binärer und multinomialer logistischer Regression (Bühl, 2008) anstelle von linearer Regression umgesetzt werden. Dies war eine Voraussetzung für ein realistisches Simulations- und Optimierungsmodell.

Für jede der zehn Einzelperioden wurden die diskontierten Erträge aus Holzernte und Mortalität abzüglich der Holzerntekosten berechnet. Im Alter von 110 Jahren wurde zusätzlich der Wert des verbleibenden Bestandes berücksichtigt. Zur Bildung der Nettoerträge und des Kapitalwertes wurde die Diskontierung verwendet. Daher erfolgte nach dem Zeitintervall bis 100 Jahren eine Aufsummierung der Erträge der Einzelperioden. Um eine Kahlschlagnutzung im Alter von 100 Jahren zu vermeiden wurde zusätzlich nur der verbleibende Bestand ohne Erntemöglichkeit im Alter von 110 Jahren berücksichtigt. In der Zielzelle der Optimierung wurde der Kapitalwert maximiert.

4 Ergebnisse

Im Ergebnisteil werden nun die finanziellen und ökologischen Konsequenzen von Zufallssimulation und Optimierung unter Risiko vorgestellt. Kapitel 4.1 gibt die Ergebnisse zum Optimierungsmodell ohne ökologische Stabilisierungseffekte oder Baumarteninteraktionen des Artikels von Roessiger *et al.* (2011) wider. Die Stabilisierungseffekte oder Baumarteninteraktionen werden dann in Kapitel 4.2 (Roessiger *et al.*, 2013) in das Modell integriert. Eine Optimierung auf der Ebene von Stärkeklassen mit Hilfe eines Matrix-Modelles zur Darstellung kleinerer ökologischer Einheiten schließt sich im Kapitel 4.3 an. Somit erfolgt ein Fortschritt von einem konzeptionell gehaltenen Modell (Roessiger *et al.*, 2011), hin zu einer Berücksichtigung von kleinräumigen ökologischen Wechselwirkungen (Roessiger *et al.*, 2013) und detaillierteren ökologischen Bestandescharakteristiken (Roessiger *et al.*, in Vorbereitung).

4.1 Optimierung einer Bestandeswirtschaft ohne Baumarten-Stabilisierung

4.1.1 Konsequenzen für eine Bewirtschaftung als ungleichaltriger Mischwald

Die ersten Ergebnisse entsprangen einem Modellansatz ohne Baumarteninteraktionen (Roessiger *et al.*, 2011). Dieses Modell diente zur Vorbereitung und einem späteren Vergleich mit dem Modell mit Baumarteninteraktionen (Roessiger *et al.*, 2013) in Kapitel 4.2, das eine kleinflächige Mischungsform voraussetzt. Eine weitere Vereinfachung war die Annahme einer Normalverteilung der Ergebnisse. Diese Annahme wird in Kapitel 4.1.3 gesondert untersucht. Im Zuge einer simultanen Optimierung nach dem Value at Risk-Ansatz für die Bestandesebene wurde nun die folgende These untersucht:

„Kahlschlag und Reinbestandswirtschaft sind keine ökonomisch optimalen Bewirtschaftungsstrategien bei Berücksichtigung einer Abneigung gegenüber Risiko.“

Diese These entsprach der Frage, ob eine Einbeziehung von Risiko automatisch zu einer größeren Naturnähe führt. Das Ergebnis der Optimierung zur Maximierung des Value at Risk war ein ungleichaltriger Mischbestand (Abbildung 7). Der Fichtenanteil betrug 42% und der Buchenanteil 58%. Eine Ungleichaltrigkeit des Folgebestandes ergab sich aus zahlreichen Verjüngungsnutzungseingriffen in einzelnen Bestandesteilen zu unterschiedlichen Zeitpunkten, welche einen langen Zeitraum abdeckten. Die frühesten Verjüngungseingriffe erfolgten

bereits im Alter von 50 Jahren in der Fichte, allerdings nur auf einem sehr geringen Flächenanteil von 1%. Danach wurden in dem Bestand Stück für Stück Verjüngungshiebe vorgenommen mit jeweils 5 oder 6% Flächenanteil in den Bestandesaltern von 60, 70 und 80 Jahren. Im Alter von 90 Jahren wurde mit 8% Flächenanteil des Verjüngungshiebes etwas mehr genutzt. Die endgültige Räumung der Fichten der ersten Generation erfolgte erst im Alter von 100 Jahren auf den noch verbliebenen 16% der Gesamtfläche. Im selben Alter wurden die ersten Verjüngungseingriffe bei der Baumart Buche auf 8% der Fläche vorgenommen. Im Alter von 110 Jahren wurden 21% und im Alter von 120 Jahren durch endgültigen Räumung 28% der Bestandesfläche im Zuge der Verjüngung genutzt.

Die Alter 100 bei der Fichte und 120 bei der Buche waren als Maximum definiert. Auf den geräumten Flächen wurde angenommen, dass sich hier die nachfolgende Generation entwickeln kann. Auf den Flächen ohne Endnutzungshiebe fand eine Vornutzung statt. Es ergab sich somit ein sehr langer Verjüngungszeitraum von insgesamt 70 Jahren, wodurch die nachkommende Generation eine ungleichaltrige Struktur erhielt.

Der aus der Maximierung des Value at Risk hervorgegangene Mischbestand wurde mit demjenigen, der durch Maximierung des Value at Risk für je einen Reinbestand aus Fichte und einen aus Buche entstand, verglichen. Auch ohne Baumartenmischung erfolgte jeweils eine zeitlich stark gestaffelte Endnutzung in Verbindung mit einer ungleichaltrig aufwachsenden Verjüngung. Daneben wurden jeweils die Ergebnisse der nicht unter Risikoaversion optimierten Bestände für jede Baumart ermittelt. Dies sind gleichaltrige Bestände mit nur einem Endnutzungszeitpunkt, die zum maximalen Ertrag für die Baumart führen. Das ist bei der Fichte bei Endnutzung im Alter von 80 (Abbildung 8), bei der Buche im Alter von 120 Jahren der Fall (Abbildung 9).

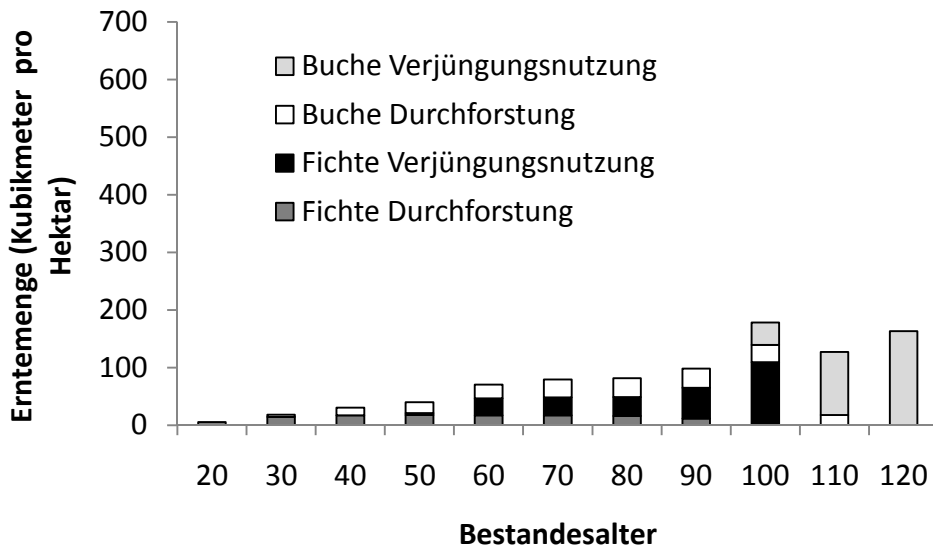


Abbildung 7: Zeitliche Verteilung der Ernte für den maximalen Value at Risk im Mischbestand mit 42% Fichte und 58% Buche mit Verjüngungszeitraum von 50 bis 120 Jahren

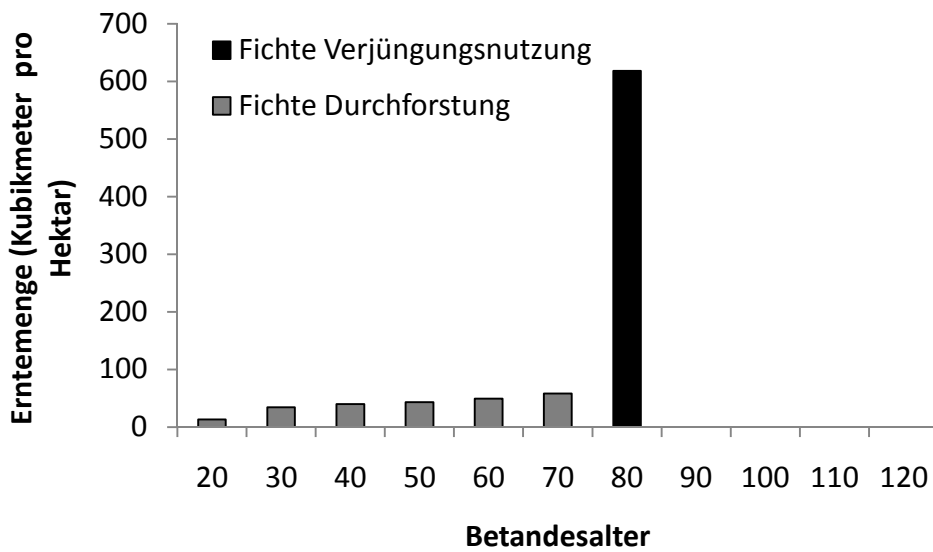


Abbildung 8: Zeitliche Verteilung der Ernte für den Fichtenreinbestand mit Verjüngungsnutzung im Alter von 80 Jahren

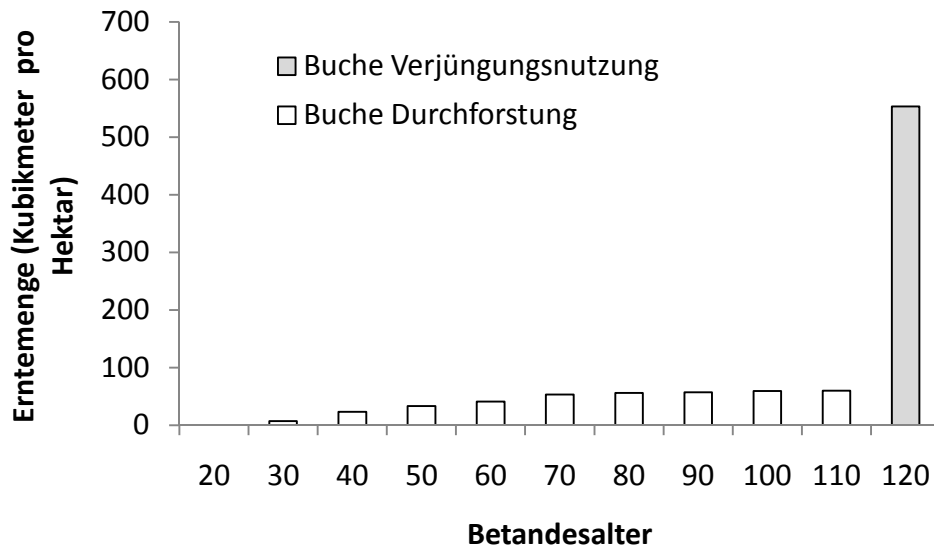


Abbildung 9: Zeitliche Verteilung der Ernte für den Buchenreinbestand mit Verjüngungsnutzung im Alter von 120 Jahren

4.1.2 Finanzielle Kennwerte und Vergleich von Varianten

Die einzelnen Strategien ergaben unterschiedlichen finanzielle Kennwerte (Tabelle 6). Der maximale mittlere Ertrag des Fichten-Reinbestandes mit nur einem Endnutzungszeitpunkt im Alter von 80 Jahren war mit 204 €/ha/Jahr zwar deutlich größer als der im optimierten Mischbestand mit nur 139 €/ha/Jahr (68%), jedoch war der Value at Risk mit 39 €/ha/Jahr (47%) deutlich geringer im Vergleich mit 82 €/ha/Jahr für die ungleichaltrige Mischung. Es zeigte sich damit, dass der ungleichaltrige Mischbestand den höchsten Value at Risk überhaupt aufwies: Der Value at Risk des ungleichaltrigen Mischbestandes (82 €/ha/Jahr) war höher als der für den Fichten- (39 €/ha/Jahr) oder Buchenreinbestand (56 €/ha/Jahr) und auch höher als der Value at Risk für den ungleichaltrigen Reinbestand aus Fichte (70 €/ha/Jahr) oder Buche (60 €/ha/Jahr). Sobald eine Risikoaversion einbezogen wird, empfiehlt sich eine zeitlich gestreckte Erntenutzung und in vielen Fällen darüber hinaus auch ein Mischbestand.

Tabelle 6: Vergleich der Finanziellen Indikatoren der Bewirtschaftungsstrategien bei Optimierung nach dem Value at Risk

Annuitäten (Euro/ha/Jahr)			
Value at risk (0.01 Quantil)		Mittelwert	Standardabweichung
Normal-Verteilung	Simulierte Verteilung		

Naturnahe Forstwirtschaft (Verjüngungszeitraum vom Alter von 50 bis zu 120 Jahren mit 42% Fichten 58% Buchen)	82	71	139	±24
Ungleichaltrige Reinbestände				
Fichte (Verjüngungszeitraum vom Alter von 50 bis zu 100 Jahren)	70	43	186	±50
Buche (Verjüngungszeitraum vom Alter von 80 bis zu 120 Jahren)	60	29	102	±18
Gleichaltrige Reinbestände				
Fichte (Kahlschlag bei einer Umtriebszeit von 80 Jahren)	39	28	204	±71
Buche (Kahlschlag bei einer Umtriebszeit von 120 Jahren)	56	35	103	±20

Dieses Verhältnis spiegelte sich ebenfalls bei einem Vergleich der Standardabweichung als einer direkten Kennzahl für das Risiko wider. Beim ungleichaltrigen Mischwald betrug sie ±24 €/ha/Jahr, beim Fichtenbestand mit Endnutzung im Alter von 80 Jahren ±71 €/ha/Jahr. Eine geringere Standardabweichung trat nur auf bei den beiden Buchen-Varianten mit ±18 (ungleichaltrig) bzw. ±20 (gleichaltrig). Diese entsprachen also eher dem Ziel einer Risiko-Minimierung im klassischen finanztheoretischen Sinne. Der ungleichaltrige Buchen-Reinbestand mit einem Verjüngungszeitraum von 80 bis 120 Jahren ergab einen Value at Risk von 60 €/ha/Jahr und einen Erwartungswert von 102 €/ha/Jahr ±18 €/ha/Jahr. Die finanziellen Ergebnisse des Buchenbestandes mit einem Einschlagzeitpunkt im Alter von 120 Jahren waren nahezu identisch. Der Buchenbestand ist also bei Betrachtung nur der Standardabweichung ähnlich vorteilhaft wie der Mischwald auch wenn natürlich der Value at Risk und der Ertrag deutlich geringer ist.

Wird anstelle des Value at Risk das simulierte Minimum der Annuitäten herangezogen, also der „worst case“, dann steht das Risiko noch deutlicher im Vordergrund und der Ertrag wird außer Acht gelassen. Für den ungleichaltrigen Mischwald war das Minimum der Annuitäten 19 €/ha/Jahr, für den Fichtenbestand mit Verjüngungsnutzung im Alter von 80 Jahren -38 €/ha/Jahr und für den Buchenbestand mit Verjüngungsnutzung im Alter von 120 Jahren -43 €/ha/Jahr. Die Werte der Minima sind aufgrund der Zufallssimulation nicht durch eine ausreichende Wiederholung an Auswertungen der Simulation zur Bestimmung von Minima abgesichert, sondern es sind Einzelfälle aus der Simulation. Doch sie deuteten auf noch größere Unterschiede zwischen den Varianten hin als der Value at Risk. Dies unterstreicht auch die Tendenz zu linksschiefen Häufigkeitsverteilungen der Ergebnisse der Reinbestände. Bei der Be-

trachtung des Minimums ist nur der ungleichaltrige Mischwald eine Alternative, da hiermit insbesondere die Gefahr von Kosten für ganzflächige Aufforstungen reduziert wird.

Das Maximum für den Fichten-Reinbestand mit Endnutzung im Alter von 80 Jahren war um 150 €/ha/Jahr, der Mittelwert um 65 €/ha/Jahr höher als für den ungleichaltrigen Mischwald. Somit muss natürlich das hohe ökonomische Potential eines Fichtenbestandes mit optimaler Umtriebszeit anerkannt werden. Es muss also nach diesem Modellansatz eine „Versicherungsprämie“ in Form eines geringeren Ertrages gezahlt werden, um das Risiko der Waldwirtschaft zu senken. Dabei weisen die hohen Value at Risk-Werte dann deutlich auf die Vorteilhaftigkeit von Mischwäldern und des Verzichtes auf Kahlschläge, und damit naturnahen Bewirtschaftungsformen hin, sofern Risiken bei Entscheidungen berücksichtigt werden sollen.

4.1.3 Ergebnisse bei Annahme der Nicht-Normalverteilung

In den Kapitel 4.1.1 und 4.1.2 wurde eine Normalverteilung unterstellt. In diesem Kapitel soll hingegen wie in Kapitel 3.6.5 beschrieben eine realitätsnähere Berechnung des Risikokennwertes erfolgen. Die Linksschiefe der Verteilungen aufgrund der Bestandesausfälle zeigt, dass die Annahme der Normalverteilung zu einer Unterschätzung des Risikos im Vergleich zu den simulierten Verteilungen führt (Abbildung 10). Dies betraf besonders die gleichaltrigen Reinbestände. Bei der Wahl nur einer Alternative wirkten sich deren spezielle Risiken besonders stark aus. Bei der naturnahen Misch-Variante ohne Kahlschlagsnutzung, bei der mit zeitlicher Staffelung von sechs Fichten- und acht Buchenhieben sehr viele Portfoliokomponenten kombiniert wurden, haben die einzelnen Risiken aufgrund geringer Korrelationen der Deckungsbeiträge der Hiebe keinen so starken Einfluss auf die Schwankungsbreite des Portfolio-Gesamtergebnisses. Die simulierte Verteilung des naturnahen Mischwaldes ähnelte mehr einer Normalverteilung als diejenigen anderer Betrachtungsvarianten und kann somit als robuster angesehen werden.

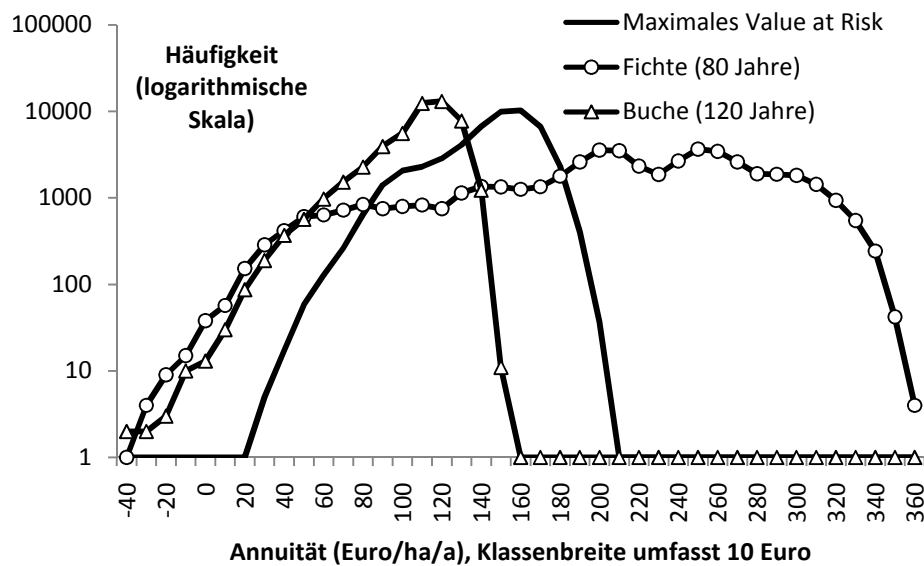


Abbildung 10: Häufigkeitsverteilung für Annuitäten eines Fichten-Reinbestandes (Kahlschlag im Alter von 80 Jahren), eines Buchen-Reinbestandes (Kahlschlag im Alter von 120 Jahren) und einem für den maximalen Value at Risk optimierten Mischbestand mit 42% Fichte und 58% Buche mit Verjüngungszeitraum von 50 bis 120 Jahren, y-Achse mit logarithmischer Skala

Wurde für den Value at Risk anstelle der Normalverteilung die mit der Zufallssimulation erstellte, realistischere Verteilung betrachtet, wurde der Value at Risk aufgrund der Linksschiefe der Verteilung zum geringsten Wert mit 28 €/ha/Jahr (Normalverteilung 39 €/ha/Jahr) für die ertragsmaximale Variante der Fichte mit Endnutzung im Alter von 80 Jahren im Gegensatz zu 71 €/ha/Jahr (Normalverteilung 82 €/ha/Jahr) für den maximalen Value at Risk der naturnahen Variante (Tabelle 6). Der größte Unterschied des Value at Risk zwischen den Verteilungsannahmen trat bei der ungleichaltrigen Variante der Buche auf, mit 60 €/ha/Jahr bei Annahme der Normalverteilung und 29 €/ha/Jahr für die simulierte Verteilung aufgrund der höheren Aufforstungskosten der Buche im Vergleich zur Fichte. Beim Fichten-Reinbestand mit langem Verjüngungszeitraum sank der Value at Risk bei der Umstellung auf die simulierte Verteilung von 70 auf 43 €/ha/Jahr.

Aufgrund dieses Unterschiedes im Value at Risk je nach Verteilungsannahme wurde untersucht, ob sich das optimale Portfolioergebnis in der Zusammensetzung der Baumarten verschiebt wenn die simulierte Verteilung zugrunde gelegt wurde. Daraus ergab sich eine nur geringfügige Erhöhung des Buchen-Anteiles von 58 auf 60% und entsprechend eine Verringerung des Fichten-Anteiles von 42 auf 40% (Abbildung 11).

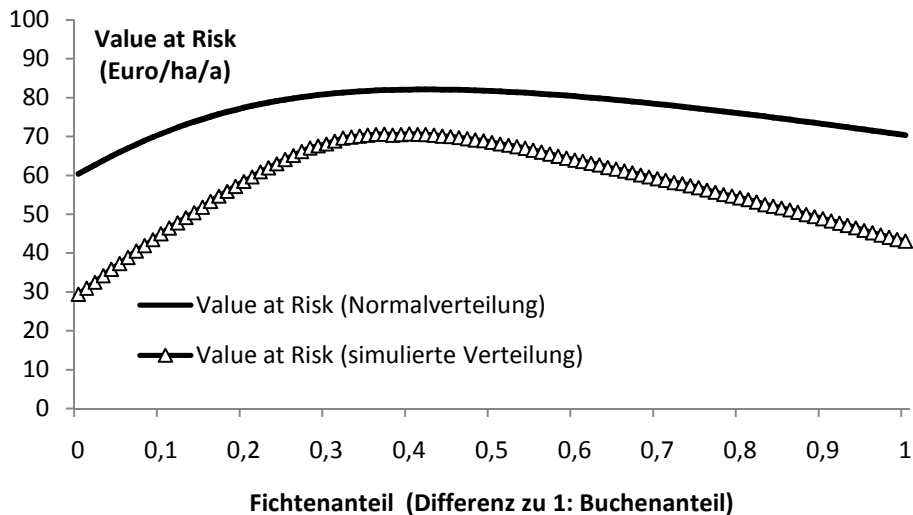


Abbildung 11: Auswirkungen von iterativ wechselnden Baumartenanteilen bei gleichbleibender Einschlagsabfolge auf Value at Risk-Ergebnisse für eine simulierte und eine in eine Normalverteilung überführte Verteilung, mit realitätsnäherem und höherem Risiko für die Nicht- Normalverteilung

4.2 Integration eines Baumarten-Stabilisierungseffektes

4.2.1 Konsequenzen von Mischungseffekten auf Risiko und Ertrag

Aufbauend auf das im vorherigem Kapitel verwendete Modell (Roessiger *et al.* 2011) wurden in diesem Kapitel, welches auf den Artikel von Roessiger *et al.* (2013) zurückgreift, zusätzlich Baumarteninteraktionen in das Modell integriert. Anstelle eines Szenarios wurden die folgenden vier unterschiedlichen Behandlungsszenarien für je zwei unterschiedliche Entscheidungen der Bewirtschaftung untersucht (Abbildung 12).

Die erste Entscheidung betraf die Frage, ob ein Bestand als Mischwald gestaltet sein soll:

- Das Szenario „Mit Interaktionen“ (helles Zeichen) beinhaltet den ökologischen Effekt der Stabilisierung der Fichte durch die einzelbaumweise oder gruppenweise Beimischung von Buche.
- Das Szenario „Ohne Interaktionen“ (dunkles Zeichen) entspricht zwei voneinander getrennten Teilen eines Reinbestandes jeweils aus Fichte und Buche ohne ökologische Auswirkungen zwischen beiden Baumarten.

Die zweite Entscheidung entschied darüber, ob eine Baumart zu einem Zeitpunkt oder in einer Zeitabfolge der Ernteaktivitäten erfolgen soll.

- Das Szenario „Gleichaltrig“ (Quadrat) wurde als ein Referenz-Szenario verwendet. Die Verjüngungsnutzung wurde für Fichte im Alter von 80 und für Buche im Alter von 120 Jahren durchgeführt. Nutzungen in diesen Altern ergeben den höchsten finanziellen Ertrag für die jeweiligen Baumarten im Reinbestand.
- Das Szenario „Ungleichaltrig“ (Kreis) verwendet eine zeitliche Abfolge von Verjüngungsnutzungen. Für diese wurden Erntemaßnahmen auf Teilen der Fläche für Fichte in den Altern von 20 bis 100, für Buche in den Altern von 20 bis 120 Jahren jeweils in 10-Jahres-Schritten zugelassen. Damit wird die nächste Generation in eine ungleichaltrige Struktur umgewandelt sein. Für diese Strategie wurde ein Ertragsmaximum für eine vorgegebene Risiko-Restriktion optimiert. Finanziell beschrieben ist das Risiko durch die Standardabweichung des finanziellen Ertrages.

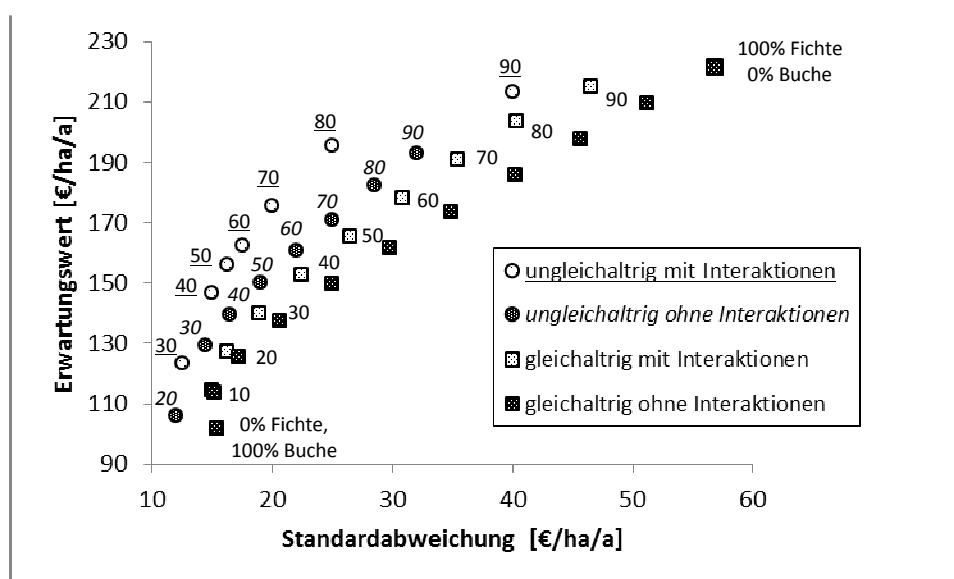


Abbildung 12: Risiko und Ertrag für vier Szenarien mit Variation von Fichten- und Buchenanteil und Optimierung unter Risikorestriktionen. Jeder Punkt in der Kurve repräsentiert eine Veränderung des Baumartenanteils um 10%.

Jedes der vier Szenarien ist in Abbildung 12 in unterschiedlichen Mischungsanteilen aus Fichte und Buche dargestellt und wird zunächst für das Beispiel gleichaltrig ohne Interaktionen exemplarisch vorgestellt. Die Kurve mit den dunklen Quadraten von der rechten oberen Ecke (100% reine Fichte) zu der unteren linken (100% reine Buche) zeigt den resultierenden Ertrag für Bestände aus Kombinationen unterschiedlicher Mischungsanteile aus Fichte und Buche, wobei der Verjüngungseingriff für Fichte im Alter 80 und für Buche im Alter 120 erfolgt (Abbildung 12).

Die Kurve in Abbildung 12 für das Szenario gleichaltrig mit Interaktionen (helle Quadrate) verläuft leicht versetzt zum Szenario gleichaltrig ohne Interaktionen. Für jede Mischungskombination waren im Fall des gleichaltrigen Bestandes mit Interaktionen (helle Quadrate) jeweils der finanzielle Ertrag höher und das Risiko geringer als im Fall ohne Interaktionen zwischen voneinander getrennten Bestandteilen (dunkle Quadrate) (Abbildung 12). Die Ursachen dafür liegen in den Stabilisierungseffekten der Buchenbeimischung und sind ersichtlich in den veränderten Überlebenswahrscheinlichkeiten der Fichte: Eine Buchenbeimischung von 10% führt zu einem Anstieg der Überlebenswahrscheinlichkeit der Fichte im Alter 100 (S_{100}) von 80% auf 90% (Kapitel 3.5.5.4). Eine Buchenbeimischung von 20% steigerte den Wert S_{100} noch auf 93%, aber eine höhere Beimischung als 20% führte zu keinem weiteren nennenswerten Anstieg des Stabilisierungseffektes, der Maximalwert von S_{100} ist 94% (Kapitel 3.5.5.4).

Der gleichaltrige Mischbestand mit Baumarteninteraktionen (helle Quadrate) konnte durch die Vermeidung von Kahlschlägen in eine ungleichaltrige Struktur (helle Kreise) umgewandelt werden. Dies kann durch eine zeitliche Staffelung von Verjüngungshieben auf kleinen Flächenanteilen durchgeführt werden, um zeitliche Diversifikationseffekte zu berücksichtigen. Diese Alternative kann als eine naturnahe Bewirtschaftung ohne Kahlschlagnutzung bezeichnet werden (Roessiger *et al.*, 2011).

Die deutlichsten finanziellen Auswirkungen durch Interaktionen für das gleichaltrige Szenario (Abbildung 12, Tabelle 7) zeigten sich bei einem Anteil von 80% an Fichten und 20% an Buchen, wobei Verjüngungshiebe für Fichte im Alter von 80 Jahren und für Buche im Alter von 120 Jahren geplant waren. Die Standardabweichung (Risiko) war geringer (5 €/ha/Jahr oder 13%) und der Ertrag war größer (6 €/ha/Jahr oder 3%) wenn die Baumarten gemischt (mit Interaktionen) anstatt in zwei voneinander getrennten Bestandteilen (ohne Interaktionen) angeordnet waren. Die kleinflächige Mischungsvariante war somit in jeder Hinsicht positiv.

Tabelle 7: Eigenschaften und finanzielle Ergebnisse der vier Bewirtschaftungsstrategien

Bewirtschaftungsstrategie	Ungleichaltrig	Ungleichaltrig	Gleichaltrig	Gleichaltrig	Reine Fichte Gleichaltrig	Reine Buche Gleichaltrig
Interaktion im Mischbestand?	Ja	Nein	Ja	Nein	Nein	Nein
Fichtenanteil (%)	80	70	80	80	100	0
Buchenanteil (%)	20	30	20	20	0	100
Mittlerer Ertrag (€)	195	171	204	198	222	99

Standardabweichung (€)	25	25	40	46	57	17
Minimaler Ertrag (€)	35	25	18	10	-8	-26
Maximaler Ertrag (€)	276	247	310	310	359	138
Verjüngungsalter Fichte (Jahre)	60-100	50-100	80	80	80	-
Verjüngungsalter Buche (Jahre)	120	110-120	120	120	-	120
Mittleres Alter Fichte	84	77	80	80	80	-
Mittleres Alter Buche	120	117	120	120	-	120

In der unteren linken Ecke von Abbildung 12 ergaben sich für den Buchenreinbestand ein höheres Risiko und ein geringerer Ertrag als im Vergleich zur Variante mit einem Fichtenanteil von 10%. Dieser Effekt wurde durch die Produktdiversifikation hervorgerufen. Die historischen Holzpreise für Fichte und Buche sind nahezu unkorreliert. Der Korrelationskoeffizient für den Vergleich der Annuitäten der Rotation eines Fichten- und eines Buchenbestandes, beide geerntet mit einem Verjüngungshieb im Alter von 80 Jahren, war +0,15. Der Korrelationskoeffizient für den Vergleich der Annuitäten eines Fichten- und eines Buchenbestandes mit einem Verjüngungshieb im Alter von 120 Jahren war +0,10. Wenn nicht eine Endnutzung im gleichen Alter geplant wurde, sondern unterschiedliche Zeitpunkte einer Verjüngungsnutzung miteinander verglichen wurden, zeigte sich eine noch größere Unabhängigkeit der Annuitäten von sowohl produktspezifischen Preisen, als auch von einem zeitlichen Aufeinandertreffen des hauptsächlichlichen Holzverkaufes mit einem Korrelationskoeffizient im Bereich von +0,03 bis +0,05. Sowohl Produktion unterschiedlicher Baumarten, als auch Vermeidung großer Holzanfälle durch nur einen Verjüngungshieb können also Risiken deutlich senken.

Das Szenario einer Mischung unter Einbeziehung einer zeitlich verteilten Einschlagabfolge ohne Einbeziehung von Interaktionen (dunkle Kreise) hatte meist ein höheres Risiko und einen geringeren Ertrag im Vergleich zur Mischung mit Interaktionen (helle Kreise), mit Ausnahme des Bereiches eines hohen Fichtenanteiles: Für einen Fichtenanteil von 90% wurde ein geringeres Risiko mit 32 €/ha/Jahr für das Szenario der getrennten Bestandesteile gefunden als beim Szenario der kleinflächigen Bestandesmischung mit 40 €/ha/Jahr. Der Ertrag mit Interaktionen war jedoch mit 213 €/ha/Jahr höher als ohne Interaktionen mit 193 €/ha/Jahr. Im Fall einer Fichtenbeimischung von 90% ist im Fall mit Interaktionen (helle Quadrate) das Risiko höher als im Fall ohne Interaktionen (dunkle Quadrate). Mit Interaktionen ist für einen Fichtenanteil von 90% jedoch ein großer Ertragszugewinn von 20 €/ha/Jahr zu erzielen, wo-

gegen die Zunahme der Standardabweichung mit 8 €/ha/Jahr nur gering ausfällt. Die höhere Standardabweichung im Fall mit Interaktionen im Gegensatz zum Fall ohne Interaktionen ist nur bei 90% Fichtenanteil aufgetreten.

Der deutlich höhere Ertrag bei vergleichbarem Risiko ist nicht mehr nur durch ökologische Stabilisierung zu erklären wie dies im Fall des entsprechenden Beispiels mit Kahlschlagnutzung war (Quadrate), sondern auch durch ökonomische Effekte der zeitlichen Verteilung der Nutzung. Wie in Kapitel 4.2.3 näher beschrieben können Einschlagszeitpunkte mit deutlich günstigerem Ertrag gewählt werden. Obwohl ein höherer Ertrag zunächst auch ein höheres ökonomisches Risiko bedeutet, wird das Risiko durch die ökologische Stabilisierung teilweise wieder ausgeglichen. Auch im Fall von Risikoaversion kann ein höheres Risiko mit einem entsprechend überproportionalen Ertragszugewinn kompensiert werden.

Weiter fällt in Abbildung 12 für die Varianten mit langgezogener Verjüngung (Kreise) ein relativ großer Unterschied der Standardabweichungen zwischen dem Fall einer ungleichaltrigen Mischung mit 90% Fichtenanteil und dem Fall eines einmaligen Hiebes des Reinbestandes mit 100% Fichte auf. Mit Interaktionen (helle Kreise) beträgt die Differenz 17 €/ha/Jahr, ohne Interaktionen (dunkle Kreise) beträgt die Differenz 25 €/ha/Jahr. Die Erträge steigen jedoch nicht proportional weiter, sondern lediglich um 8 beziehungsweise um 29 €/ha/Jahr. Der Ertragsanstieg ist insbesondere flacher im Vergleich mit dem Ertragsanstieg der Fälle einer einmaligen Endnutzung.

Mit steigendem Fichtenanteil können keine weiteren kontinuierlich steigenden Erträge erzielt werden ohne den langgestreckten Verjüngungszyklus aufgeben zu müssen. Insbesondere im Fall einer einmaligen Endnutzung muss auf die vielen Kombinationsmöglichkeiten unterschiedlicher Zeitpunkte der Ernteaktivitäten im Fichtenreinbestand verzichtet werden. Neben der Diversifikation mit unterschiedlichen Baumarten entfällt dann auch der Effekt der ökonomischen Zeitdiversifikation. Ein überproportionales Risiko ist die Folge einer einseitigen Waldwirtschaft.

In Abbildung 12 und Tabelle 7 zeigen sich besonders große Differenzen. Verglichen werden hier jeweils ein gemischter Bestand aus 80% Fichte und 20% Buche mit einer einmaligen Verjüngungsnutzung im Alter 80 für Fichte und 120 für Buche im Vergleich mit einem gemischten Bestand mit langfristiger Verjüngungsnutzung und denselben Baumartenanteilen. Der zweite Fall bewirkt im Vergleich zum ersten eine Reduktion der Standardabweichung (Risiko) um 15 €/ha/Jahr oder 38% mit Verlusten von nur 8 €/ha/Jahr oder 4% des finanziel-

len Ertrages. Anhand der beiden letzten Fälle zeigt sich das schon eine relativ geringe Beimischung von 10% oder 20% Fichte sich sehr stark auf die Risikoabsenkung auswirkt.

4.2.2 Risikoreduktion für gleichaltrige Bewirtschaftung mit Buchenmischung

Abbildung 12 zeigt die Szenarien der Bewirtschaftung. Diese haben besondere Konsequenzen für die konkreten Erntemaßnahmen und Erntemengen zu unterschiedlichen Zeitpunkten. Abbildung 13 zeigt einen Fichtenreinbestand mit einer Kahlschlagsnutzung im Alter von 80 Jahren als ein Referenzszenario zum Vergleich mit Roessiger *et al.* (2011). Mit den neuen Ausfallwahrscheinlichkeiten (Griess *et al.*, 2012) ergab sich ohne Berücksichtigung von Risikoaversion ein Ertragsmaximum von 222 €/ha/Jahr, doch zugleich auch das maximale Risiko mit ± 57 €/ha/Jahr (Abbildung 13, Tabelle 7).

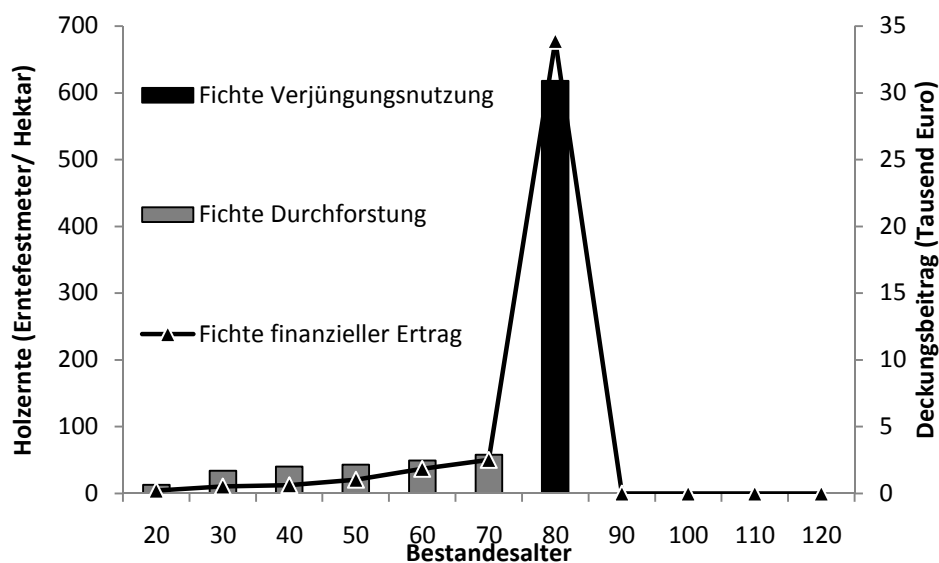


Abbildung 13: 100% Fichtenreinbestand mit Verjüngungsnutzung im Alter von 80 Jahren mit der maximal möglichen Standardabweichung von ± 57 €/ha/Jahr und einem finanziellen Ertrag von 222 €/ha/Jahr.

Die weitere Möglichkeit des Reinbestandes gibt es für die Buche. Der finanzielle Ertrag von 99 €/ha/Jahr ist aufgrund einer längeren optimalen Umtriebszeit und aufgrund eines langsameren Wachstums im Vergleich mit der Fichte geringer und macht 45% aus. Die Standardabweichung beträgt dahingegen nur ± 17 €/ha/Jahr und ist damit in Bezug auf den Fichtenbestand mit nur 30% deutlich geringer und kann den geringeren Betrag bei Berücksichtigung von Risikoaversion relativieren.

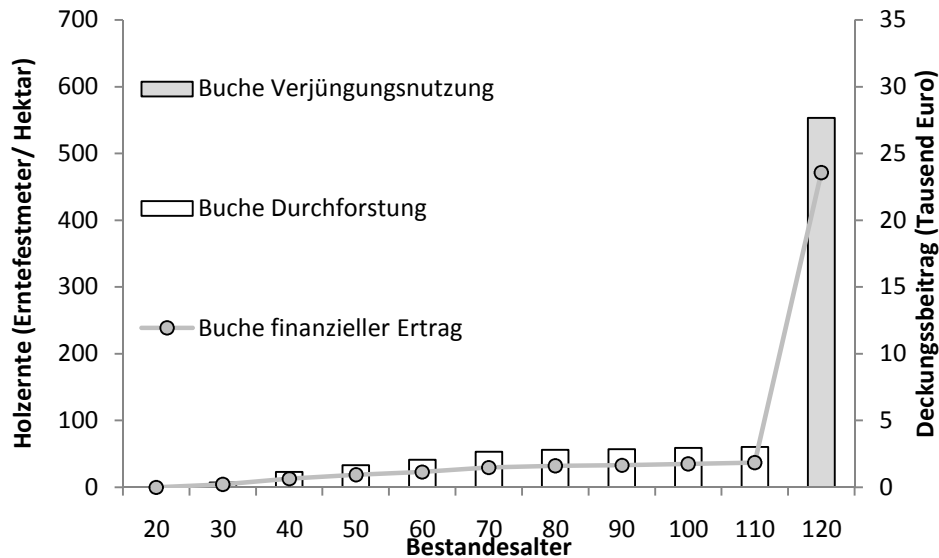


Abbildung 14: 100% Buchenreinbestand mit Verjüngungsnutzung im Alter von 120 Jahren mit einer Standardabweichung von ± 17 €/ha/Jahr und einem finanziellem Ertrag von 99 €/ha/Jahr.

Durch eine Beimischung von 20% Buche konnte die Überlebenswahrscheinlichkeit von 80% auf 93% gesteigert (Abbildung 2, Abbildung 3, Abbildung 4) und damit auch die finanziellen Risiken gesenkt werden (Abbildung 12). Mit einem Anteil von 80% Fichte mit einem Verjüngungshieb im Alter von 80 Jahren und 20% Buche mit einem Verjüngungshieb im Alter von 120 Jahren wurden zwei Möglichkeiten der Anordnung im Bestand untersucht: Eine Anordnung in zwei voneinander getrennten Bestandteilen oder in einer Mischung bei Ausnutzung des Stabilisierungseffektes von Mischbaumarten auf die Fichte durch Baumarteninteraktionen (Abbildung 15). Die Standardabweichung bei kleinflächiger Mischung war um ± 6 €/ha/Jahr oder 13% geringer und der Ertrag war 6 €/ha/Jahr oder 3% höher wenn beide Baumarten in einem Bestand gemischt waren anstatt in zwei getrennten Bestandteilen aufgeteilt zu sein.

Der Mischbestand mit nur einer Erntenutzung je Baumart mit Stabilisierungseffekt durch Mischung (Abbildung 15) im Vergleich mit der Strategie des Kahlschlages im Alter von 80 Jahren eines Fichten-Reinbestandes (Abbildung 13) ergab einen Ertrag der zwar um 18 €/ha/Jahr oder 8% geringer war, aber ebenso eine Standardabweichung des Mischbestandes die um ± 17 €/ha/Jahr oder 30% geringer als die des Reinbestandes (Abbildung 12, Tabelle 7) war. Eine so große Reduktion des Risikos stellt einen Grund für die Bevorzugung eines Mischbestandes im Vergleich mit einem Reinbestand dar, auch wenn einige finanzielle Einbußen durch einen geringeren Buchenpreis und ein etwas geringeres Wachstum der Buche in Kauf genommen werden müssen.

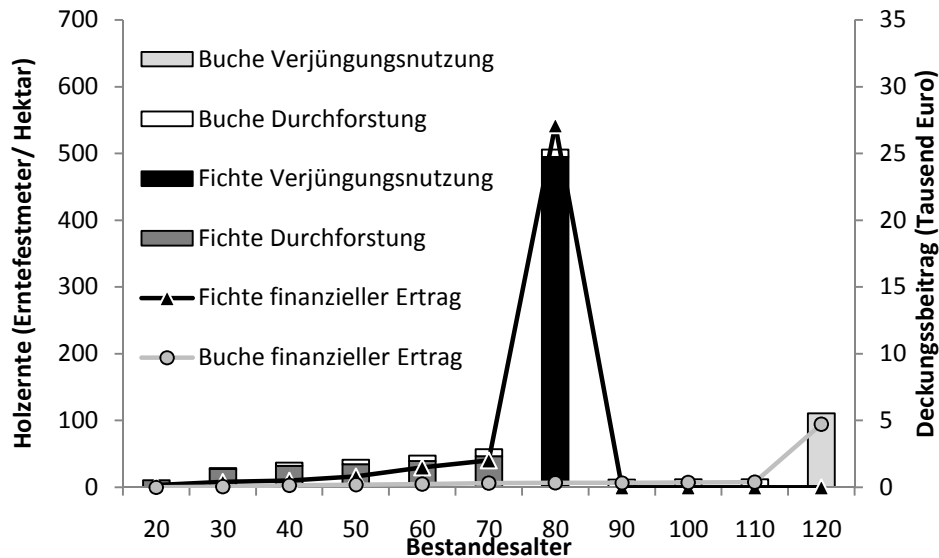


Abbildung 15: Zwei Bewirtschaftungsstrategien mit 80% Flächenanteil an Fichte mit einer Verjüngungsnutzung im Alter von 80 Jahren und 20% Anteil an Buche mit einer Verjüngungsnutzung im Alter von 120 Jahren; eine Strategie als Mischung zwei voneinander getrennten Bestandeseinheiten ohne Interaktionen: mit einem finanziellem Ertrag von 198 €/ha/Jahr und einer Standardabweichung von ± 46 €/ha/Jahr; eine weitere Strategie als Mischung mit Interaktionen: mit einem finanziellem Ertrag von 204 €/ha/Jahr und einer Standardabweichung von ± 40 €/ha/Jahr.

Anhand eines Vergleiches von Beständen mit und ohne Interaktionen zwischen Baumarten, also mit und ohne Stabilisierungseffekte können die Effekte einer kleinräumigen Mischung im Vergleich zu baumartenweise getrennten Reinbeständen ökonomisch quantifiziert werden. Diese neue Möglichkeit dieses Vergleiches bietet neue zugleich ökologisch und ökonomisch fundierte Argumente für eine Mischbestandswirtschaft. Ein Nachteil des Mischbestandes bleibt dabei das trotz starker Risikoreduktion ein geringer Ertragsverlust auftritt. In der Diskussion wird vertieft in wieweit dieser Ertragsverlust sich auswirkt.

4.2.3 Optimierung des Übergangs hin zu einer ungleichaltrigen Bewirtschaftung

Der nächste Schritt der Studie war die Untersuchung einer Abfederung von Risiken durch Preisschwankungen. Dies wurde erreicht durch die Simulation der Ernte kleinerer Holzmen- gen zu unterschiedlichen Zeitpunkten anstatt durch einen Kahlschlag. Beim Ausgangspunkt eines gleichaltrigen Bestandes musste dafür von der individuellen optimalen Umtriebszeit einer Baumart auf Teilen des Bestandes abgewichen werden. Bei einer Begrenzung der Stan- dardabweichung auf maximal ± 25 €/ha/Jahr ergab sich bei Berücksichtigung von Interaktio- nen eine Mischung aus 80% Fichte und 20% Buche um maximale Erträge zu erzielen (Tabelle 7). Als eine Reaktion auf die Holzpreisfluktuation wurde der Bestandesteil mit Fichte über einen Zeitraum von 50 Jahren genutzt (Abbildung 16).

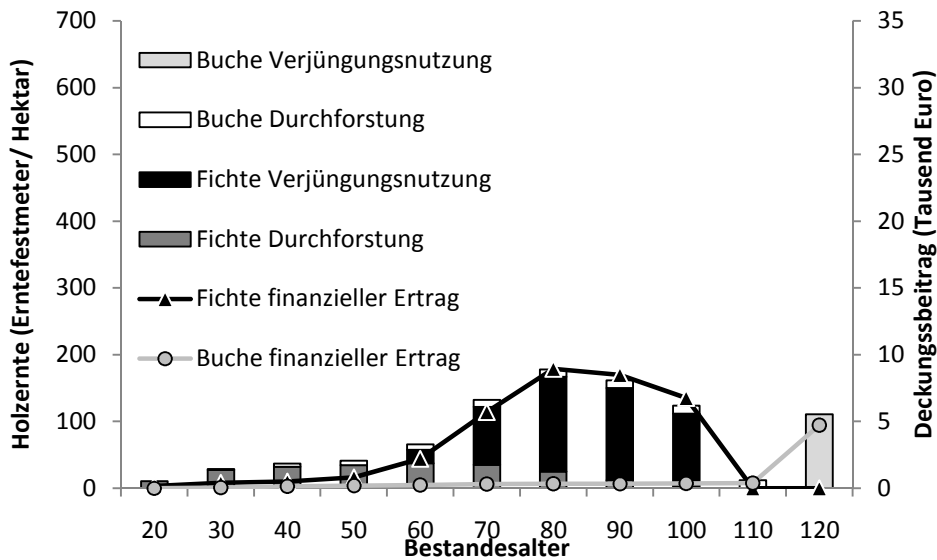


Abbildung 16: Erntesequenz optimiert für eine maximale Standardabweichung von ± 25 €/ha/Jahr mit einem finanziellen Ertrag von 195 €/ha/Jahr für eine Mischung aus 80% Fichte und 20% Buche mit Interaktionen

Der nächste Schritt war eine Optimierung ohne Berücksichtigung von Baumarteninteraktionen bei sonst gleichen Bedingungen und der Restriktion einer Standardabweichung von maximal ± 25 €/ha/Jahr (Abbildung 17). Aus dem Vergleich beider Varianten konnten die Effekte nur der Baumarteninteraktionen zur Stabilisierung der Fichte auf den finanziellen Ertrag direkt abgeleitet werden.

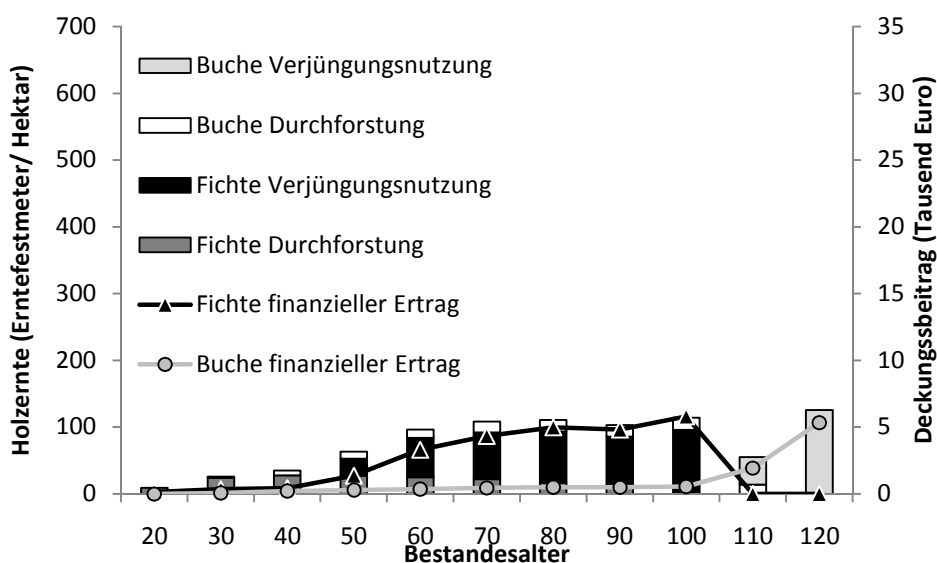


Abbildung 17: Erntesequenz optimiert für eine maximale Standardabweichung von ± 25 €/ha/Jahr mit einem finanziellen Ertrag von 171 €/ha/Jahr für eine Mischung aus 70% Fichte und 30% Buche ohne Interaktionen

Durch Elimination der Interaktionseffekte erhöhte sich der optimale Buchenanteil um 10% auf 30%. Entfällt die stabilisierende Wirkung, so ist ein größerer Buchenanteil erforderlich, um die hohen Risiken der Fichte abzumildern. Der höhere Fichtenanteil im Falle der Berücksichtigung von Baumarteninteraktionen war dagegen möglich, da die Fichte durch die Stabilisierung durch die Buche weniger anfällig gegen Ausfallrisiken war. Mit Einbeziehung von Interaktionen konzentrierten sich die wesentlichen zeitlichen Ernteaktivitäten für Fichte auf das Alter von 80, für die Buche auf 120 Jahre. Da diese Alter dem Zeitpunkt der optimalen Umtriebszeit sehr nahe sind und aufgrund des höheren Fichtenanteiles ergab sich mit Einbezug von Interaktionen ein um 24 €/ha/Jahr oder 14% höherer Ertrag als ohne Betrachtung von Interaktionen (Abbildung 12, Tabelle 7).

In der Strategie ohne Interaktionen waren kontinuierlichere und damit auch zeitigere Erntemaßnahmen, also mit Varianten mit geringeren Erträgen nötig, damit die Risiko-Restriktion eingehalten werden konnte. Aus einem analogen Grunde musste der gesamte Verjüngungszeitraum für beide Baumarten im Szenario ohne Interaktionen (Abbildung 17) um jeweils zehn Jahre länger sein als in der Strategie mit Interaktionen (Abbildung 16). Das durchschnittliche Verjüngungsalter des Gesamtbestandes war allerdings aufgrund der Stabilisierung durch Interaktionen für Fichte sechs Jahre länger als im Fall ohne Interaktionen (Tabelle 7). Generell führen hohe Fichtenanteile und späte und großflächige Verjüngungsnutzungen zu hohen Risiken, aber die Stabilisierungseffekte überkompensieren die finanziellen Risiken und ermöglichen damit höhere Fichtenanteile und eine tendenziell bessere Annäherung an die finanziell optimalen Einschlagzeitpunkte. Letztlich war eine Verringerung der finanziellen Risiken durch die Absenkung der Ausfallwahrscheinlichkeiten der Fichte im Wege einer Stabilisierung durch eine Beimischung von Buche zustande gekommen. Die Ausnutzung ökologischer Effekte führte hier also zu einer Verbesserung der Wirtschaftlichkeit.

4.2.4 Häufigkeitsverteilung der Erträge der Bewirtschaftungsstrategien

Die Häufigkeitsverteilungen der finanziellen Erträge ergaben sich als eine Konsequenz der Kalamitätsereignisse und der Schwankungen von Preisen und Kosten (Abbildung 18). Die lang gestreckten linksschiefen Verteilungen repräsentieren dabei die möglichen negativen Ergebnisse sehr gut, die durch ein Schadereignis entstehen können. In Abbildung 18 ist zu sehen das die Verteilungskurve des Fichtenreinbestandes (Mittelwert 222 €/ha/Jahr) am wei-

testen nach rechts reicht und so im Vergleich zu anderen Bewirtschaftungsalternativen zu einem höheren Ertrag, beispielsweise zu 203 €/ha/Jahr für einen gleichaltrigen Mischbestand mit Interaktionen führte. Zugleich weist die Verteilungskurve des Fichtenreinbestandes aber auch die größte Spannweite auf und war somit mit deutlich höherem Risiko belastet.

Die hohen Risiken spiegeln sich auch in den negativsten Werten im linken Bereich der Abbildung wider. Von den betrachteten Strategien führte nur diejenige des Buchenreinbestandes zur Möglichkeit von geringeren Erträgen, da für diese im Fall von Kalamitäten größere Aufforstkosten nötig waren als für einen Fichtenbestand und auch da aus dem geringeren Erträgen und geringeren Holzpreise für Buchen kein so hohes Einkommen erzielt werden konnte wie für Fichte. Alle weiteren betrachteten Strategien erreichten aufgrund von Diversifikations- und/oder Stabilisierungseffekten höhere Minima. Für risikoaverse Entscheider sind Reinbestände also keine gute Option.

Werden Interaktionen berücksichtigt, dann waren die Verteilungsfunktionen im Vergleich zum Fall ohne Interaktionen nach rechts versetzt. Ohne Interaktionen verlaufen sie weiter links. Der linke Bereich der Funktionen steht für negative finanzielle Ergebnisse. Geringe Annuitäten treten tendenziell häufiger auf im Fall ohne Interaktionen. Die Abweichungen zwischen den Kurvenverläufen mit und ohne Interaktionen reduzierten sich weiter durch eine Bewirtschaftung mit unterschiedlichen Einschlagzeitpunkten (ungleichaltriges Szenario). Zur Vermeidung von geringen oder gar negativen Annuitäten war die beste Möglichkeit eine Bewirtschaftung einer ungleichaltrigen und kleinflächigen Bestandesmischung mit Interaktionen durch Nutzung der Stabilisierungseffekte.

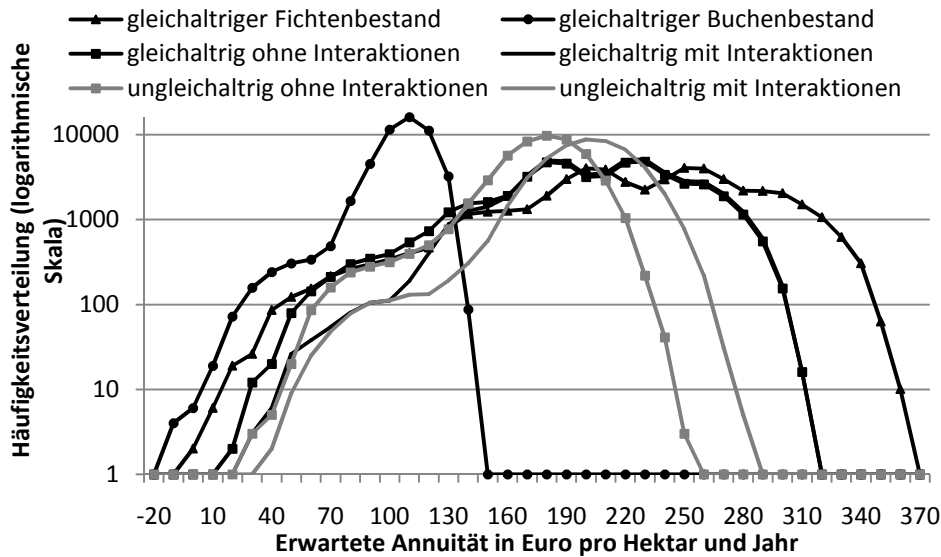


Abbildung 18: Häufigkeitsverteilung der finanziellen Annuitäten aus einer Simulation mit 50.000 Wiederholungen für unterschiedliche Bewirtschaftungsstrategien mit und ohne Interaktionen

4.3 Baumarteninteraktionen im Matrix-Modell mit Durchmesserstärkeklassen

Von dem konzeptionellen Modell der Altersstufen ausgehend (Kapitel 4.1 und 4.2) wurde mit einem Wechsel zu einem Matrix-Modell ein weiterer Schritt zur Realitätsnähe gegangen. Finanzielle Optimierung und ökologische Simulation fanden im Matrix-Modell in einem Schritt anstatt der zwei getrennten Schritte der vorherigen Modelle statt. Dadurch konnte im Matrix-Modell eine ökologische Bestandesdynamik zwischen Zeitschritten einbezogen werden. Die Betrachtungsebene des Baumdurchmessers anstelle eines Bestandesalters ermöglichte eine realistischere Einbeziehung eines individuellen Baumwachstums. Der Vorteil der Darstellung der ökologischen Bestandesdynamik lag in einer detaillierteren Aussage zur Bestandesbehandlung. Zunächst wurde eine langfristige Entwicklung ohne Ernteeinfluss und ohne Optimierung simuliert (Kapitel 4.3.1). Danach erfolgte eine Kapitalwertmaximierung (Kapitel 4.3.2). Für diese wurden speziell die Zieldurchmesser ausgewertet (Kapitel 4.3.3).

4.3.1 Langzeitsimulation des Bestandes ohne Erntennutzung

Zunächst wurde eine Simulation nur der ökologischen Parameter ohne Erntennutzung und somit ohne Optimierung durchgeführt. Ein langer Zeitraum der Simulation von 2.500 Jahren

wurde gewählt, um extrem langfristige Tendenzen, Ausmaße und Dauer der Entwicklungen und Schwankungen des Ökosystems im Modell abzubilden und somit seine Plausibilität und Stabilität zu prüfen. Letztlich war es das Ziel der Simulation einen Gleichgewichtszustand des Waldökosystems und die Schwankungsbreite dieses Zustandes abzubilden. Die Annahme dafür war, dass sich die im Inventurzeitraum beobachteten gegenwärtigen Entwicklungen so fortsetzen und keinerlei größere Störungen des Ökosystems auftreten würden. Beides ist jedoch unrealistisch. Die Simulation darf daher nicht als Prognose für den genannten Zeitraum verstanden werden. Zeitliche Dauer der Prozesse und die Höhe einzelner Parameter können bei anderen Inventurdaten variieren. Die Simulation soll dazu dienen die Prozesse, die vom Modell abgebildet werden können, allgemein zu veranschaulichen.

Die Schwankungen in der Bestandesdichte in Abbildung 19 bilden Zyklen zwischen Stadien des Heranwachsens und des Zerfalls von Beständen ab (Korpel', 1995; Höllerl *et al.*, 2012). Ein Zyklus im Modell war auf die Dichteabhängigkeit der Einwuchsfunktion zurückzuführen (Kapitel 3.8.2). Nach einem Einwachsen neuer Individuen wachsen diese zu den höheren Durchmesserklassen hinüber (Kapitel 3.8.4). Durch den Zuwachs der Individuen speziell der Buche steigt die Bestandesdichte und reduziert den Einwuchs in die schwächeren Durchmesserklassen. Dieser Zeitpunkt bildet einen Wechsel zwischen den Stadien des Heranwachsens und des Zerfalls. Letztlich sind nur noch dicke und keine dünnen Bäume mehr vorhanden. Diese fallen aufgrund altersbedingter Mortalität aus (Zerfallsstadium). Dadurch senkt sich die Bestandesdichte bis zu einer Grundfläche die ein Stadium neuen Einwuchses zulässt. Dieser Zyklus entspricht der natürlichen ökologischen Dynamik von unbeeinflussten Naturwäldern (Korpel', 1995; Höllerl *et al.*, 2012).

Für einen Zyklus zwischen zwei Minima der Grundfläche stellt sich im Modell eine Dauer von etwa 400 Jahre ein. Die Zeitdauer des Stadiums des Heranwachsens und die Zeitdauer des Stadiums des Zerfalls betragen somit jeweils 200 Jahre. Diese langen Zeiträume zwischen den Stadien ergeben sich, da aufgrund der extrem hohen Bestandesdichte nur ein sehr langsames durchschnittliches Wachstum von 1 cm/ha/10 Jahren (Kapitel 3.8.5) möglich ist.

Die Grundfläche erreichte eine Größenordnung von bis zu 80 qm/ha und mit bis zu 970 Vfm, nach einer Zeit der Stabilisierung zwischen den minimalen und maximalen Grundflächen von einzelnen Zuständen des Ökosystems mit einem Abfallen der Schwankungsbreiten sind es maximal 70 qm/ha. Diese Grundfläche überschritten die von Wirtschaftswäldern von üblicherweise um die 30 qm/ha (beispielsweise 31,8 qm/ha bei Klopčič *et al.*, 2012) in der Simu-

lation jedoch durchschnittlich um das Doppelte. Auch im Vergleich zu unbewirtschafteten Buchenurwäldern anderer Regionen (Höllerl *et al.*, 2012) wirken sie sehr hoch.

Die Ursachen für diese hohen Dichten sind auf mehrere Faktoren des Modelles zurückzuführen: Die Mortalität der Buche ist generell sehr gering (Formel 24), so dass sie Fichte und Tanne verdrängt. Das Modell berücksichtigt zwar eine einzelbaumweise Mortalität, aber es findet keine Reduktion der Bestandesdichte durch Störungen, Schadereignisse, flächenweisen Bestandesausfälle (Kapitel 3.6.3 und 5.2.1) oder forstliche Eingriffe statt. Der Einfluss der Bestandesdichte auf die Mortalität ist mit den vorliegenden Daten nicht integrierbar, da die Mortalitätsdaten nicht mit der Bestandesdichte verknüpft sind (3.8.6). Auch wenn die Grundflächen sehr hoch sind, so spiegelt sie die Tendenz wider, dass in unbewirtschafteten Wäldern die Grundfläche deutlich größer ist und die Bestandesdynamik in europäischen Bergmischwäldern langfristiger ist als die in bewirtschafteten Wäldern (Korpel', 1995; Höllerl *et al.*, 2012).

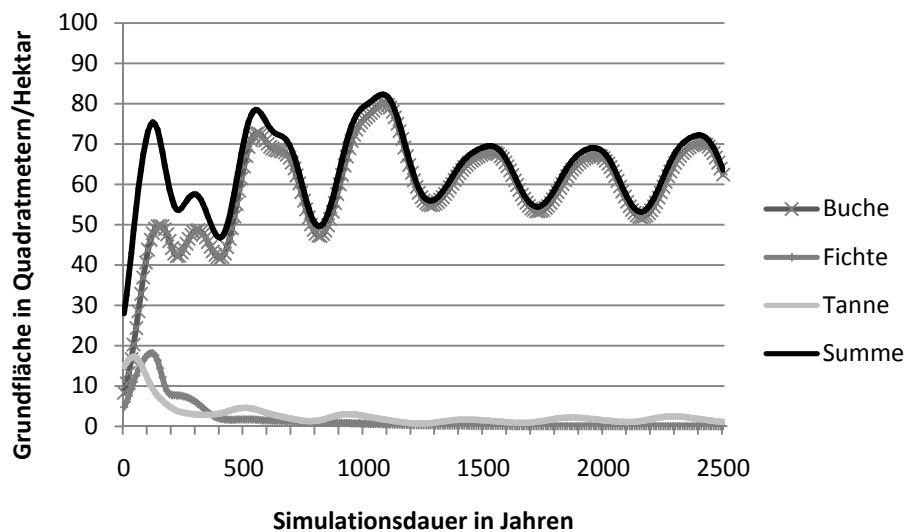


Abbildung 19: Langfristige Grundflächenentwicklung im Matrix-Modell ohne Ernteeingriffe

4.3.2 Bestandesentwicklung bei Barwertmaximierung der Ernte

Die finanzielle Optimierung der Anzahl an Erntebäumen für jede Baumart, Stärkeklasse und Wachstumsklasse zielte auf eine Maximierung des Kapitalwertes. Zunächst wurde als finanzielles Ergebnis nach 110 Jahren bei einer Einbeziehung des Wertes des am Ende verbleibenden Bestandes ein Kapitalwert von 28.541 Euro/ha ermittelt. Dies entsprach einem Bodener-

tragswert von 32.186 Euro/Hektar oder einer Annuität von 644 Euro/ha/Jahr. Hierbei handelt es sich um sehr hohe Werte, die nicht nur den Bodenwert sondern auch den Wert des zu Beginn der Betrachtung vorhandenen Bestandes spiegeln. Folglich wurde noch der Wert des Ausgangsbestandes von 20.966 Euro/Hektar subtrahiert und es ergaben sich so ein Kapitalwert von 7.576 Euro/ha, ein Bodenertragswert von 8.543 Euro/ha und eine Annuität von 171 Euro/ha/Jahr. Diese Werte sind wieder vergleichbar mit den zuvor dargestellten Ergebnissen.

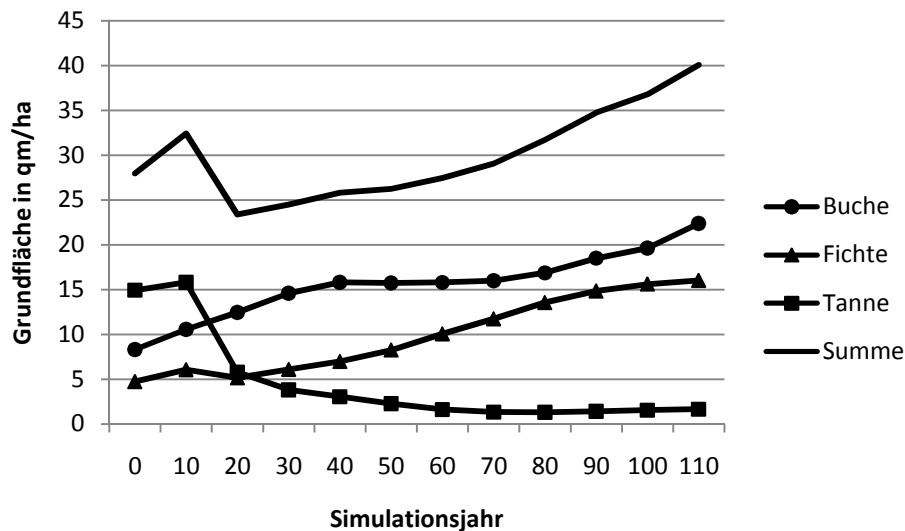


Abbildung 20: Grundflächenentwicklung für drei Baumarten bei Maximierung des Kapitalwertes

Aus der Simulation wurden die Ergebnisse der Einzelbaumdaten zu Bestandesinformationen wie der Grundfläche zusammengefasst. Die Ausgangsgrundfläche in Periode 0 (nach einer Durchforstung) betrug 28 qm/ha und entwickelte sich in zehn Jahren zu 32 qm/ha. Dann fand im Simulationsjahr 10 eine starke Grundflächenabsenkung auf 23 qm/ha statt. Im Gegensatz zur Simulation ohne Ernteeingriffe entwickelte sich mit Ernteeingriffen der Grundflächenanstieg weniger stark bis zu maximal 40 qm/ha im Jahr 110 (Abbildung 20).

Die Absenkung im Jahr 10 wirkte sich besonders auf die Tannengrundfläche aus, wovon die Fichte als Halbschattbaumart, aber ebenso die Buche profitierten. Nach der verstärkten Ernte von Altannen stieg die Grundfläche kontinuierlich an. Bei der Interpretation muss berücksichtigt werden, dass die Optimierung zeitlich begrenzt war und keine Maßnahmen für die zukünftige Bestandesentwicklung nach dem Alter 100 berücksichtigt wurden. Dies konnte mitunter zu einem möglichst hohen Wert des verbleibenden Bestandes speziell zur Wertberechnung im Alter 110 führen. Allerdings zeigte sich klar, dass kein Kahlschlag simuliert wurde, da der verbleibende Bestand berücksichtigt wurde um zukünftige Verjüngung zu ermöglichen und ein Kahlschlag darum ökonomisch nachteilhaft gewesen wäre.

Die Vorratsentwicklung des verbleibenden Bestandes verläuft ähnlich der Grundflächenentwicklung. Hier ist zu erwähnen, dass der Vorrat von 377 Efm/ha und der Abtriebswert von 24.400 €/ha des Bestandes des Jahres 10 erst im Jahr 100 wieder erreicht und überschritten wurden. Im Jahr 20 erfolgte eine Absenkung auf 249 Efm/ha und 13.800 €/ha Abtriebswert, die sich danach nur langsam stabilisierten. Die Baumartenzusammensetzung hatte sich in 100 Jahren von einem mehrheitlichen Tannen-Bestand (53%) mit Buche (30%) und Fichte (17%) zu einem Bestand aus Buche (56%) und Fichte (40%) nahezu ohne Tanne (4%) gewandelt.

Beim Erntevolumen fällt ein starker Eingriff von 158 Efm/ha im Simulationsjahr 10 auf, der die übrigen Erntemaßnahmen von durchschnittlich 60 Efm/ha um den Faktor 2,5 übersteigt (Abbildung 21). Ebenso war dies beim Ernteertrag von 14.000 € im Jahr 10 bei sonst durchschnittlich 4.200 €/ha im Jahrzehnt. Der erste Eingriff betraf ganz besonders Tannen mit großem Durchmesser, später war die Ernte hälftig aus Fichte und Buche zusammengesetzt.

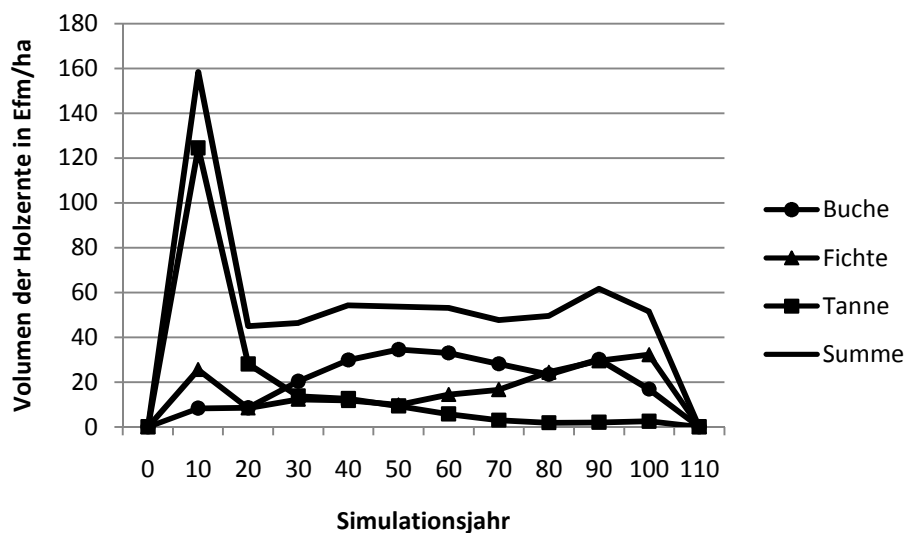


Abbildung 21: Zeitliche Entwicklung des Erntevolumens (Efm/ha) für die Maximierung des Kapitalwertes

Aufgrund der starken Ernte/Mortalität von Tanne ging ihre Bedeutung mit der Zeit vollständig zurück. Ab dem Jahr 30 bis Alter 70 wurde mehr Buche als Fichte genutzt. Die verstärkte Ernte der Buche ermöglichte einen größeren Anteil an Fichte, die einen etwas höheren Nettoertrag pro Baum (Kapitel 3.9) aufweist. Fichten konnten in den Simulationsjahren 80 bis 100 etwas stärker genutzt werden. Aus der Simulation ohne Ernte (Kapitel 4.3.1) ging dahingegen hervor, dass die Buche die Fichte aufgrund einer größeren Konkurrenzkraft speziell bei hoher Bestandesdichte langfristig verdrängen würde.

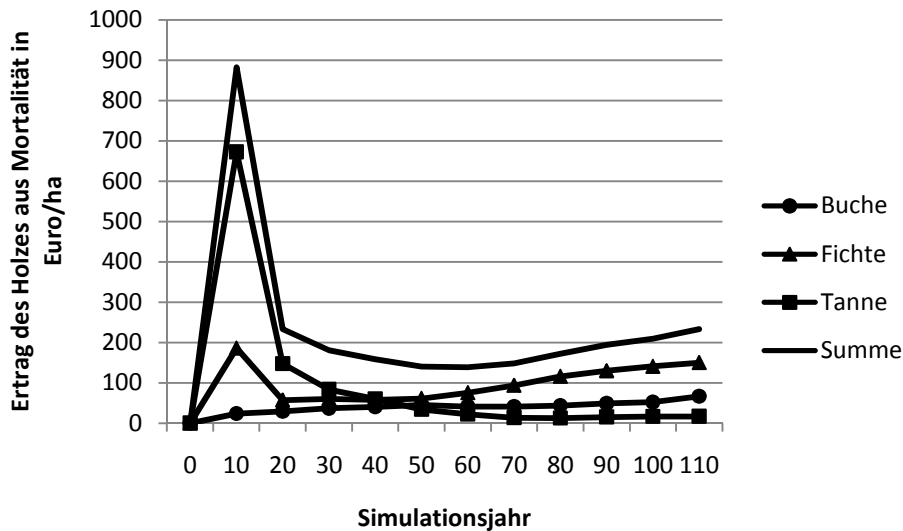


Abbildung 22: Zeitverlauf des Anfalles von Deckungsbeitrag des durch Mortalität ausgefallenen Holzes in Euro/ha

Da für die Bestimmung des Holzwertes aus Mortalität nur 50% Ertrag des regulären Ertrages angenommen wurde, können die weiteren 50% als ein finanzieller Verlust interpretiert werden. Diese Interpretation ist nicht ganz zutreffend, da für dünnes, im Wald verbleibendes mortales Holz nicht zwingend Erntekosten aufgewendet werden müssen. Im Wesentlichen trifft die Interpretation als Verlust jedoch zu, so dass der Ertrag aus Mortalität als eine Kennzahl für Risiko angesehen werden kann.

Die Tannen, insbesondere diejenigen mit großem Durchmesser, wiesen ein sehr hohes Volumen an Holz aus Mortalität auf (Kapitel 3.8.6). Folglich unterstreicht der hohe Eurobetrag von 672 €/ha für mortales Tannenholz bis zum Alter 10 die ökonomische Bedeutung der Mortalität (Abbildung 22). Die Gefährdung der Entwertung des Tannenholzes um 50% durch Mortalität war die Ursache für den starken Eingriff, denn durch rechtzeitige Ernte zum erstmöglichen Zeitpunkt im Alter 10 wurde weiterer hoher Verlust verhindert. In den folgenden Jahrzehnten war der Deckungsbeitrag aus Mortalität für Tanne nur noch durchschnittlich 42 €/ha. Der starke zeitige Eingriff war unabhängig einer risikoaversen Entscheidung zu erklären, denn dieser basierte einzig auf der Preisreduktion um 50% für das kontinuierlich anfallende mortale Holz.

Nach insgesamt 882 €/ha bis zum Jahr 10 blieben der Eurobeträge aus Mortalität generell gering bei durchschnittlich 181 €/ha je Dekade. Buche als eine sehr stabile Baumart wies durchgehend geringe Eurobeträge aus Mortalität von 43 €/ha/10 Jahren auf, obwohl sie einen ähnlichen Anteil wie die Baumart Fichte hatte. In höheren Simulationsaltern stieg der Verlust aus mortalem Fichtenholz von 57 €/ha/10 Jahren in der Periode 20 bis 150 €/ha/10 Jahren in

der Periode 110 an (Abbildung 22). Obwohl also auch hier Verluste durch Mortalität hingenommen werden erschien dies durch den generell höheren Deckungsbeitrag der Fichte gerechtfertigt.

4.3.3 Zieldurchmesser für die Wachstumsklassen bei Ernteoptimierung

Entsprechend der in Kapitel 3.8.3 beschriebenen drei Wachstumsklassen ergaben sich unterschiedlichen Wachstumsgeschwindigkeiten innerhalb einer Art und demzufolge bildete sich auch eine größere Breite an ökonomisch optimalen Zieldurchmessern (Abbildung 23).

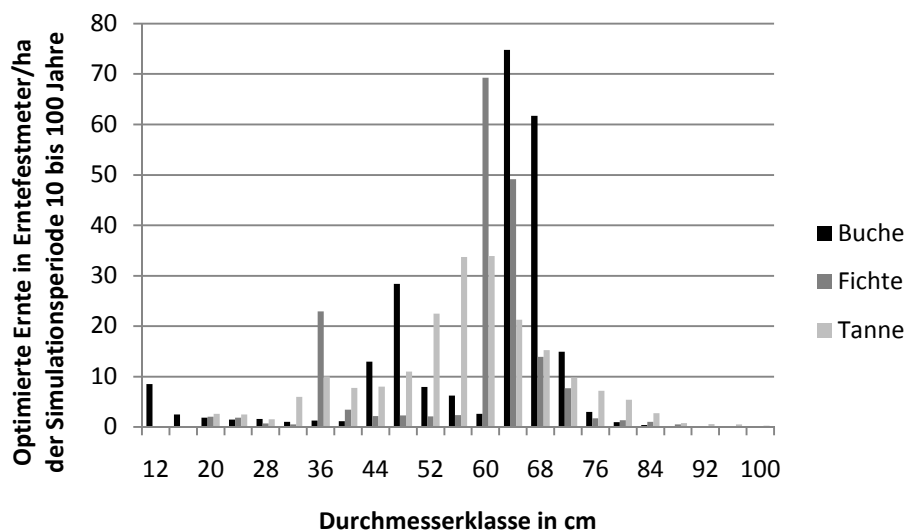


Abbildung 23: Verteilung des optimierten Erntevolumens in Erntefestmeter/ha der Simulationsperiode 10 bis 100 Jahre auf Durchmesser-Stärkeklassen bei Maximierung des Kapitalwertes

Die Abbildung 23 zeigt als Optimierungsergebnis wie das Erntevolumen über eine große Spreitung der Durchmesserklassen von 12 bis 96 cm entnommen werden sollte. Die Spreitung kam durch die unterschiedlichen Wachstumsklassen zustande, denn ansonsten würde sich nur ein Zieldurchmesser je Art erkennen lassen. Dahingegen ist für jede der drei Klassen innerhalb einer Baumart mehr oder weniger stark ein Maximum in der Häufigkeitsverteilung ausgebildet. Die Komplexität des Modelles ließ nur drei Klassen zu, obwohl in der Realität jeder Einzelbaum individuell wächst. So können keine noch realistischeren bzw. kontinuierlicheren Verteilungen zwischen den Klassen und keine regelmäßigen Häufigkeitsverteilung im Modell abgebildet werden.

Mit 342 Erntefestmetern/Hektar wurde etwa die Hälfte des gesamten innerhalb von 100 Jahren geernteten Volumens von 622 Efm/ha bei einem Zieldurchmesser von 60 bis 68 cm geerntet. Dieser Zieldurchmesser war für alle Baumarten mit 64 cm bei Buche und 60 cm bei Fichte und Tanne recht ähnlich. Ein weiteres Drittel des Volumens mit 221 Efm/ha wurde bei geringeren Durchmessern geerntet. Hier erstreckte sich der Durchmesserbereich auf 12 bis 56 cm. Der verbleibende Teil von 59 Efm/ha betraf größere Durchmesser bis zu 96 cm.

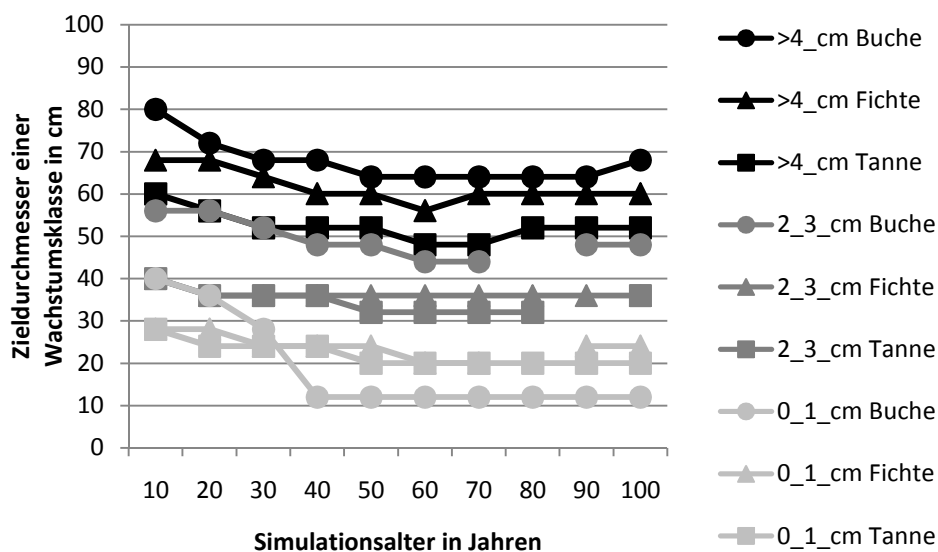


Abbildung 24: Zeitverlauf der Zieldurchmesser für Wachstumsklassen langsamwüchsiger (0 bis 1 cm in zehn Jahren), mittelwüchsiger (2 bis 3 cm in zehn Jahren) und schnellwüchsiger (größer 4 cm in zehn Jahren) Bäume für die jeweils untere Grenzbereich des Zieldurchmessers einer Wachstumsklasse

Abbildung 24 zeigt für jede Baumart eine Aufschlüsselung des Zieldurchmessers nach den drei Wachstumsklassen. Bereits im Alter 10 erfolgte die Ernte aller Tannen größer 60 cm, aller Fichten größer 68 cm und aller Buchen größer 80 cm. Dadurch kam das große Erntevolumen an Tannen von 68 bis 96 cm nur in einer Ernte im Jahr 10 zustande, wohingegen bei Buchen und Fichten kein nennenswertes Volumen in den großen Durchmesserklassen vorhanden war.

Da sich für jede Stärkeklasse zusätzlich die dichteabhängigen Übergangswahrscheinlichkeiten in jeder Periode anders auswirkten, war auch der Zieldurchmesser nicht konstant sondern variierte zwischen den Perioden. Der Zieldurchmesser änderte sich jedoch nicht proportional zur

Bestandesdichte (Abbildung 20), sondern zeitlich versetzt in einem langsamen Absinken des Zieldurchmessers bis zum Jahr 60. Eine Ursache für den abnehmenden Zieldurchmesser mit der Zeit kann die steigende Bestandesdichte sein. Sie führte zu einem geringeren Wachstum aller Bäume, somit zu einem geringeren ökonomischen Wertzuwachs in Relation zur Zinsforderung, dies wiederum zog eine frühere Ernte bei geringerem Zieldurchmesser nach sich. Der Zieldurchmesser ist damit in sich ökologisch verändernden Beständen nicht konstant.

Der größte Zieldurchmesser ergab sich für Buche. Der Zieldurchmesser der Fichte war höher als der der Tanne, obwohl beide Arten ähnliche Nettoerträge pro Baum aufwiesen. Die höheren Zieldurchmesser der großen und mittleren Wachstumsklasse für Buche und Fichte waren möglich, da diese eine geringere Mortalität als Tanne aufwiesen (Kapitel 3.8.6).

Bei der langsamen Wachstumsklasse der Buche sank der Zieldurchmesser ab dem Jahr 40 auf den niedrigsten im Modell möglichen Zieldurchmesser von 12 cm (Abbildung 24). Diese Ernte sehr dünner Buchen konnte als eine Pflege, Durchforstung oder Vornutzung zur Verringerung der Konkurrenz durch langsamwüchsige Buchen interpretiert werden und entsprach einer Förderung der weiteren Bäume. Die geernteten langsamwüchsigen, nur 12 cm starken Buchen repräsentierten mit einer Anzahl von 117 an allen geernteten 423 Bäumen einen großen Anteil an potentieller Grundfläche. Es zeigte sich, dass die Optimierung vorausplanend die Zunahme der potentiellen Grundfläche dieser Buchen berücksichtigte. Das Ergebnis der Ernte nicht hiebsreifer Buchen mit nur 0,60 Euro Deckungsbeitrag pro Baum (Kapitel 3.9) war überraschend, da eine Planung einer Vornutzung erfolgt war, obwohl dies gar kein Ziel der Optimierungsstudie war. Es war somit möglich, auch die Pflege als investive Maßnahme in einer groben Form mit in das Modell zu integrieren.

5 Diskussion

5.1 Prüfung der Hypothesen

5.1.1 Prüfung der Hypothese zur Diversifikation

Die erste vorgestellte Hypothese

„Kahlschlag und Reinbestandswirtschaft sind keine ökonomisch optimalen Bewirtschaftungs-Strategien bei Berücksichtigung einer Abneigung gegenüber Risiko.“

(Roessiger *et al.*, 2011; Ergebniskapitel 4.1) konnte am Beispiel der Optimierungsstudie bestätigt werden. Sie kann damit bei Vorliegen von Risiko als eine verifizierte Arbeitshypothese betrachtet werden. Bei einer Berücksichtigung des Risikos von Bestandesausfällen und Preisschwankungen durch eine simultane Optimierung mit dem Value at Risk-Ansatz ergab sich als Optimum eine Bestandeswirtschaft eines Mischwaldes aus Fichte und Buche ohne Kahlschlag. Besonders relevant sind die optimierten Bewirtschaftungs-Strategien für Klein-Privatwaldbesitzer, da diese meist keine weiteren Möglichkeiten zur Diversifikation ihres Betriebes haben und einzelne Extrem-Ereignisse wie Bestandesausfälle sich in einem kleinen Betrieb deutlicher finanziell auswirken. Die Produktdiversifikation, also der Verkauf von Holz an unabhängige Märkte für Fichte und Buche reduziert die Risiken ebenso deutlich (Beinhofer, 2009).

Ein weiterer, hier nicht berücksichtigter Effekt, der auch gegen eine Kahlschlagswirtschaft spricht ist die individuelle finanzielle Reife von Einzelbäumen (Härtl. *et al.*, 2010; Knoke, 2012; Meilby und Nord-Larsen, 2012). Diese einzelbaumweise Ernte führt letztlich von einem gleichaltrigen zu einem ungleichaltrigen Bestand. Diese Umwandlung wurde durch die Berücksichtigung von Holzpreisschwankungen einbezogen, denn bei einem Kahlschlag muss der dann gegenwärtige Holzpreis akzeptiert werden, auch wenn dieser ungünstig ist. Bei einer stufenweisen Nutzung wurden die Auswirkungen eines selten auftretenden ungünstigen Holzpreises begrenzt, da ein gleichzeitiges Auftreten ungünstiger Holzpreise auch zu anderen Zeitpunkten wenig wahrscheinlich ist. Diese Annahme der zeitlichen Diversifikation ist relevant, da davon ausgegangen wurde, dass ein preisangepasstes Einschlagverhalten (Jacobsen und Helles, 2006; Knoke und Wurm, 2006) nicht möglich war.

Ein weiterer, eher ökologisch orientierter Aspekt ist eine größere Unabhängigkeit von einer Ausfallursache: Wenn ein Baumart ausfällt, so bleibt noch die zweite Baumart erhalten. So

befällt z. Bsp. der Borkenkäfer Fichten, aber die Buchen überleben. Diese Annahme hat jedoch Grenzen. Ein Sturmereignis betrifft sowohl Fichten als auch Buchen gleichzeitig, wenn man von der unterschiedlichen Intensität einmal absieht. Dennoch wurde die Annahme der Unabhängigkeit verwendet. Die Strategie der Verwendung mehrerer Baumarten ermöglicht eine Anpassung an zukünftige Risiken mit unbekanntem Auswirkungen wie den Klimawandel (Hildebrandt und Knoke, 2009).

5.1.2 Prüfung der Hypothese zur Baumarteninteraktion

Das Ziel war die Quantifizierung der Veränderungen des finanziellen Ertrages und Risikos, durch eine Berücksichtigung von Baumarteninteraktionen (Roessiger *et al.*, 2013; Ergebniskapitel 4.2). Dabei waren zunächst dieselben Effekte relevant wie bei der ersten Hypothese, also Produktdiversifikation, Zeitdiversifikation und Unabhängigkeit der Ursache eines Ausfalles. Weitere Effekte von Interaktionen wurden nicht berücksichtigt. Die Neuerung bestand in der Kombination von ökologischen und ökonomischen Aspekten um finanziell optimale Bewirtschaftungsentscheidungen zu finden. Es wurden Ausfallwahrscheinlichkeiten für die Fichte berücksichtigt, die in Abhängigkeit vom Fichtenanteil des Bestandes wechseln. Diese Analyse wies durch ein konkretes Fallbeispiel die folgende Hypothese zurück:

„Eine ökologisch realitätsnahe Modellierung der Verringerung des Ausfallrisikos der Fichte durch eine kleinflächige Beimischung von Buche führt nicht zu höheren finanziellen Erträgen und geringeren Risiken eines Waldbaus mit Mischbaumarten.“

Das heißt, es zeigten sich sehr wohl Vorteile einer Ertragssteigerung und einer Risikosenkung durch Stabilisierungseffekte der Buchenbeimischung auf die Fichte, wenn jeweils eine Variante mit Stabilisierungseffekten mit einer Variante ohne Stabilisierungseffekte bei sonst gleichen Bedingungen verglichen wurde. Somit hatten die Interaktionen zwischen Baumarten in einer einzelbaumweisen oder kleinflächigen Bestandesmischung Vorteile für eine risikoarme Waldwirtschaft.

5.1.3 Prüfung der Hypothese zu den Wachstumsunterschieden im Matrix-Modell

Die Optimierung des Matrix-Modelles ergab für die Erntenutzung ein breites Spektrum an Durchmesserklassen des geernteten Holzes. In der langsamen Wachstumsklasse wurden Bäume teilweise bereits mit 12 cm geerntet und dies ist als eine Vornutzung interpretierbar. In der schnellwüchsigen Klasse waren Durchmesser von über 80 cm vertreten. Diese können als Zieldurchmesser angesehen werden. Besonders weit gingen die Durchmesser bei der Buche auseinander. Bemerkenswert war zudem, dass der Zieldurchmesser auch innerhalb einer Klasse nicht statisch war, sondern über der Simulationszeit auch abhängig von weiteren Einflussgrößen und ökologischen Prozessen, speziell der Bestandesdichte, variierte. Die damit verbundene, verifizierte dritte Hypothese (Roessiger *et al.*, in Vorbereitung) lautete:

„Bei Berücksichtigung von Wachstumsunterschieden zwischen Bäumen einer Art ergibt sich ein individuell unterschiedlicher ökonomisch optimaler Erntedurchmesser für jeden Baum und dies gewährleistet eine langfristig ungleichaltrige Bestandesentwicklung.“

Dies belegt, dass eine Annahme von Risikoaversion, wie sie in den Kapiteln 4.1 und 4.2 verwendet wurde, nicht die einzige Begründung für eine diversifizierte Erntestrategie sein muss. Auch natürliche Variabilität zwischen Baumindividuen reicht bereits aus, um die Vorteilhaftigkeit naturnaher Waldbewirtschaftung ohne Kahlschläge zu rechtfertigen.

5.2 Diskussion zum Ausfall von Beständen oder Bäumen

5.2.1 Diskussion der Interpretation von Ausfallrisiko und Mortalitätsrate

Bei den beiden Begriffen des Ausfalles (Kapitel 3.5.5) und der Mortalität (Kapitel 3.8.6) ist es von Bedeutung ihre ökologischen Auswirkungen im Bestand zu betrachten. In den Studien von Roessiger *et al.* (2011; 2013) wurde der Begriff Ausfall für den Verlust eines großen Flächenanteiles oder der Gesamtheit eines Waldbestandes insbesondere durch ein großes Schadereignis wie einem Sturmwurf oder einer Insektenkalamität gebraucht (Kapitel 3.5.5). Mortalität wurde im Gegensatz dazu für ein Absterben eines Einzelbaumes in Folge der individuellen Konstitution eines Baumes, beispielsweise aufgrund von einer Krankheit, einer Beschädigung, eines hohen Alters oder allgemein geringer Vitalität verwendet (Kapitel 3.8.6, Roessiger *et al.*, in Vorbereitung). Mortalität wurde im Matrix-Modell als eine kontinuierliche, über

den gesamten Bestand verteilte prozentuale Rate, unabhängig von einem Einzelereignis einbezogen. In der Natur treten beide Möglichkeiten auf und haben unterschiedliche ökologische und ökonomische Konsequenzen.

Mortalität ist zunächst ein natürlicher Prozess. In der waldbaulichen Behandlung ist die Mortalität teilweise erwünscht um die Stammzahl im Bestand abzusenken und dadurch die Konkurrenz für Baumindividuen mit erwünschter Eigenschaft zu reduzieren. Dies hilft Kosten für Pflege und Durchforstung herabzusetzen. Obwohl es nicht Untersuchungsgegenstand war fand sich für den möglichen Zweck einer künstlichen Stammzahlreduktion folgender Beleg (Kapitel 4.3.3): Bei der Optimierung wurden langsamwüchsige Buchen schon mit einem Durchmesser von 12 cm geerntet (der geringste Durchmesser ab dem eine Ernte möglich ist). Bei Buchen ist der Deckungsbeitrag für einen Baum von 12 cm jedoch sehr gering, so dass diese Maßnahmen nicht der Erzielung von Ertrag dienen können. Möglicherweise würden sich noch geringere Durchmesser ergeben, wenn man das Simulationsmodell entsprechend erweitern würde. Der Optimierungsvorgang ergab somit eine Ernte, die für den Fall langsamwüchsiger Buchen als eine künstliche Mortalität interpretiert werden kann, und belegt dadurch die Bedeutung von Mortalität für waldbauliche Behandlungen.

Dennoch bleibt die generell negative Folge von Mortalität für erwünschte Individuen mit großem Durchmesser bestehen. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Entwicklung speziell der Tanne, aber auch der Fichte im Modell maßgeblich von deren hohen Mortalität gesteuert wurden (Ficko *et al.*, 2011). Eine ertragreiche Forstwirtschaft kann nur erfolgen, wenn trotz Mortalität eine ausreichende Zahl an Individuen ihren ökonomisch optimalen Zieldurchmesser erreicht.

Im ersten Modell von Roessiger *et al.* (2011; 2013) wurden Ausfälle eines Gesamtbestandes einzelner Altersstufen anstelle von Mortalität angenommen. Beinhofer (2009) verwendete eine polynomische Funktion zur Darstellung der Ausfallwahrscheinlichkeit von Fichte, die aus Auswertungen von Daten für bestandesweise Ausfälle ermittelt war. Ebenso konnte die polynomische Funktion zur Darstellung der Ausfallwahrscheinlichkeit für Buche (Knoke und Seifert, 2008) angewendet werden. Die Funktionen, insbesondere die von Fichte, eigneten sich darum sehr wohl für eine Modellierung großflächiger und vollständiger Bestandesausfälle.

Die Datengrundlage zu den Überlebenseigenschaften für Fichte (Griess *et al.*, 2012) und eine eigenständige Auswertung für Buche nach derselben Methode für die Publikation von Roes-

siger *et al.* (2013) basierte auf dem Plot-Design der Inventur, das einer einzelbaumweisen oder kleinflächigen/ gruppenweisen Baumartenmischung entsprechen würde. Im Modell wurde es für den Ausfall einer Baumart in einem Gesamtbestand angewendet. Ein Ausfall von Einzelbäumen, von Gruppen oder anderen Einheiten war im Altersstufen-Modell nicht möglich, obwohl dies in Realität genauso vorkommen kann. Es treten aber besonders in Fichtenreinbeständen, gemessen an den Häufigkeiten meist entweder Ausfälle von Einzelbäumen oder des gesamten Bestandes aufgrund von Sturmwürfen auf (Schütz *et al.*, 2006). Dies zeigte, dass die Annahme des Bestandesausfalles durchaus geeignet ist, um den meist großen finanziellen Einfluss eines einzelnen Schadereignisses besonders für den kleinflächigen Waldbesitz darzustellen.

Es kann somit aus beiden Argumentationssträngen heraus davon ausgegangen werden, dass je nach der speziellen Ökologie von einem Waldökosystem eher die Tendenz zu einer Einzelbaummortalität oder zu bestandesweisen Ausfällen existiert. Bei der Wahl eines Modelles sollte die Kenntnis der Ökologie mit einfließen. Realitätsnähere Ebenen oder Flächeneinheiten für die Anwendungen von Ausfallwahrscheinlichkeiten waren die Modellierung von Flächenteile eines Bestandes (Schütz *et al.*, 2006), für Durchmesserklassen (Knoke, 2011; Manusch *et al.*, 2012) oder Einzelbäume (Härtl *et al.*, 2010). In dieser Arbeit wurde sowohl das bestandesweise Ausfallrisiko von als Reinbestand auftretenden Fichten- oder Buchenwäldern (Kapitel 3.5.5; 5.2.2), als auch die einzelbaumweise Mortalität in eher einzelbaumweise gemischten naturnahen Wäldern (Kapitel 3.8.6; 5.2.3) einbezogen.

5.2.2 Diskussion der Ausfallwahrscheinlichkeiten im Altersstufenmodell

Die Ausfallwahrscheinlichkeiten basierten auf einer Analyse der Daten der Waldzustandserhebung von Rheinland-Pfalz (Griess *et al.*, 2012). Diese Auswertung ermöglichte eine Vielzahl von neuen Kenntnissen, besonders zur Senkung der Ausfallwahrscheinlichkeit der Fichte durch Stabilisierungseffekte von Mischbaumarten. Somit hat die Studie von Griess *et al.* (2012) neue Forschungsthemen zu einer ökologisch realistischeren forstlichen Risikoforschung angestoßen.

Die Ausfallwahrscheinlichkeiten der Fichte wurden in eine ökonomisch anwendbare Form überführt indem die drei Klassen an Mischungsanteilen (Griess *et al.*, 2012) in kontinuierliche Klassen in je 10% Schritten an Differenz im Fichtenanteil umgewandelt wurden. Eine An-

nahme war, dass es keinen weiteren Stabilisierungseffekt in einem Bestand mit mehr als 50% Fichtenanteil gab. Auch wenn nur wenige Daten für Fälle mit einem Anteil von weniger als 80% Fichtenanteil vorhanden waren um diese Annahme zu untersuchen, so erscheint dies ökologisch plausibel.

Für die Ausfallwahrscheinlichkeiten der Buche wurden keine signifikanten Stabilisierungseffekte gefunden, da hier sehr wenige Daten vorlagen und die Ausfallwahrscheinlichkeiten der Buche sehr gering ist (Griess *et al.*, 2012; Roessiger *et al.*, 2013). Dennoch konnte davon ausgegangen werden, dass auch für die Buche Interaktionseffekte existieren (Pretzsch *et al.*, 2010). Diese wurden aber nicht berücksichtigt.

Eine Wiederholung der Auswertung für weitere Gebiete neben Rheinland-Pfalz würde die Aussagekraft der Wahrscheinlichkeiten evaluieren. Die Ausfallraten für Fichte (Griess *et al.*, 2012) und besonders für Buche (nur 3% bis zum Alter von 100 Jahren) (Roessiger *et al.*, 2013) waren nämlich geringer als die von bisherigen Studien (Tabelle 3), so das Vergleichsdaten von Bedeutung sind. Auch die Überprüfung einer Existenz von Stabilisierungseffekte anderer Baumarten als Fichte steht noch aus. Die Betrachtung von Inventurdaten aus längeren Zeitperioden und mehreren Inventuren, die auch größere Schadereignisse einschließen und größere Regionen umfassen würde diese Evaluierung unterstützen.

Schütz *et al.* (2006) wiesen darauf hin, dass ökologische Effekte einer Stabilisierung von Fichten durch Buchenbeimischung nur durch Buchen höheren Alters auftreten. Diese Aussage unterstreicht die besondere ökologische Bedeutung von alten Bäumen und ihren Wert für eine ökologische Stabilität. Dies in zukünftigen Modellen zu untersuchen und zu berücksichtigen wäre eine weitere Modellverbesserung.

Die Standortsansprüche der Fichte und die Veränderung der Standorte durch den Klimawandel mit den zu erwartenden Veränderungen in der Zukunft würden ebenso einen Einfluss auf die Ausfallraten der Fichte haben (Knoke, 2011). Anwendungen der neuen Wahrscheinlichkeiten zeigten, dass verbesserte Standortsbedingungen zwar ein schnelleres Bestandeswachstum ermöglichten, aber zugleich auch die Ausfallraten der Fichte bei vergleichbarem Alter dramatisch erhöhten (Chreptun, 2012; Griess *et al.*, 2012). Die Neuerung in der vorliegenden Dissertation bestand in einer Anwendung dieser Ausfallwahrscheinlichkeiten sowohl für eine finanzielle Simulation, als auch eine darauf aufbauende Optimierung (Roessiger *et al.*, 2013). Eine Berücksichtigung der standortsangepassten und klimasensitiven Ausfallwahrscheinlichkeiten in Optimierung sollte daher noch erfolgen.

Die Variable „Zeit seit der letzten Ernte“ des Modelles von Griess *et al.* (2012) beeinflusst die Ausfallrate außerordentlich, konnte aber noch nicht ins Simulationsmodell integriert werden, da keine Verknüpfung zur Ernteintensität vorlag. Weitere Einflüsse entstanden durch die zeitliche Abfolge und Intensität von Durchforstungen (Costanza *et al.*, 2012). Auch die Position innerhalb eines Bestandes ist von Bedeutung, da am Bestandesrand oder entlang von Rückegassen eine besondere Anfälligkeit für einen Schadenseintritt vorliegt (Thorpe *et al.*, 2008). Diese Einflüsse aus Bewirtschaftungsmaßnahmen sollten demnächst in der Modellierung berücksichtigt werden.

Die Form der Weibull-Funktion hatte darüber hinaus im Vergleich zur bisher allgemein verwendeten polynomischen Form der Funktionen die Besonderheit, dass Risiken im Jugendstadium seltener auftraten, in höheren Altern dahingegen größere Risiken angenommen wurden. Es war mit einer Weibull-Funktion mit geringem Alpha-Wert aber genauso möglich frühzeitig im Bestandesleben auftretende und dann nicht weiter zunehmende Risiken zu beschreiben (Staupendahl und Möhring, 2011). Die frühzeitig im Bestandesleben oder im Jugendstadium auftretenden Risiken haben für die Bewirtschaftung eine besonders große Bedeutung, da im Kalamitätsfall meist noch keine Naturverjüngung vorhanden ist und so hohe Aufforstungskosten anfallen. Somit kann der Schluss gezogen werden, dass sowohl die Weibull-Funktion als auch die polynomische Funktion für die Darstellung von Ausfallwahrscheinlichkeiten geeignet sind. Die Weibull-Funktion weist darüber hinaus aber zusätzlich den Vorteil auf, das sie angeben kann bei welchem Fichtenanteil sich durch Erhöhung des Mischbaumartenanteiles Absenkungen der Ausfallwahrscheinlichkeit bewirken ließen. Die Verwendung der Weibull-Funktion ermöglicht somit Vorteile gegenüber der polynomischen Funktion.

5.2.3 Diskussion der Mortalitätsrate im Durchmesser-Stärkeklassenmodell

In der Studie von Roessiger *et al.* (in Vorbereitung) fiel die hohe Mortalität von Tannen mit 0,23 in zehn Jahren für Durchmesser 100 cm auf (Kapitel 3.8.6). Sie lag deutlich über der Mortalität von Fichte (0,15 in zehn Jahren für Durchmesser 100 cm), obwohl sonst zumeist Tanne stabiler als Fichte gilt. Ficko *et al.* (2011) wiesen auf unterschiedliche Ursachen eines Tannenrückganges hin. Eine besondere Bedeutung kommt dabei wohl dem Anstieg und dem hohen Niveau der Rotwilddichte zu (Klopčic *et al.*, 2010). Obwohl in der betrachteten Inventurdauer wenige Tannen nachwachsen, zeugt der große Bestand an Tannen großen Durchmes-

sers von einer günstigeren Situation für Tanne in der Vergangenheit. Dies lässt die Vermutung zu, dass die Mortalitätsrate von Tanne über Bestandesgenerationen hinweg nicht konstant ist.

Die Mortalität der Buche war dahingegen unerwartet gering mit 0,025 in zehn Jahren für Durchmesser 100 cm. Dass Buchen generell als stabil gelten ist bekannt (Knoke und Seifert, 2008; Griess *et al.*, 2012; Klopčič *et al.*, 2012). Die hohe Mortalität der Nadelbäume dagegen bewirkte einen stetigen Rückgang der Nadelbaumanzahl mit steigendem Durchmesser. Darüber hinaus treten für große Durchmesser (hohe Alter) generell Holzentwertung durch Insekten oder Pilze auf und das Wachstum geht zurück. Der Wachstumsrückgang und altersbedingtes Sterben wurde durch eine maximale Obergrenze von 100 cm dargestellt. Danach wurde vermutet, dass alle stärkeren Bäume ausschieden und aufgrund von Qualitätsrückgang nicht mehr verwertet werden konnten (Totholz). In den Ausgangsdaten waren auch keine Durchmesser größer als 100 cm vertreten, so dass eine Extrapolation der Mortalitätsrate nötig geworden wäre und das Modell für eine Optimierung von Durchmesserklassen zu komplex geworden wäre. Innerhalb dieser Grenze von 100 cm war die geringe Mortalität der Buche hauptverantwortlich für eine sehr hohe Bestandesdichte (Kapitel 4.3.1). Zugleich bestätigte die geringe Mortalität der Buche aber ihren großen Beitrag zur Stabilisierung von Beständen.

Griess *et al.* (2012) und Chreptun (2012) haben darauf hingewiesen, dass die Ausfallwahrscheinlichkeit sehr stark von der Ertragsklasse und dem Standort und damit auch dem Wachstumsverhalten beeinflusst wird. Eine ähnliche Auswirkung auf die Mortalität von Einzelbäumen kann daher vermutet werden. Auch wenn dies in der gegenwärtigen Studie aufgrund mangelnder Daten nicht erfolgte, kann ein derartiger Einfluss des Standortes auch auf die Mortalität vermutet werden und diese Auswirkung auf die Mortalität sollte zukünftig spezifisch für unterschiedliche Wachstumsklassen untersucht und berücksichtigt werden. Diese Abhängigkeit konnte ebenso wenig wie die Abhängigkeit von der Bestandesdichte in dieser Studie untersucht werden, da die Ausgangsdaten fehlten, sondern es wurde lediglich eine Abhängigkeit der Mortalität von der Durchmesser-Stärkeklasse ins Modell integriert. Dieser Mangel stellte einen weiteren Grund für die hohe Bestandesdichte in der Simulation ohne Ernte dar.

5.3 Diskussion der Waldwachstumsdaten

Die Verwendung von Daten aus den Ertragstafeln von Wiedemann für Fichte und Buche für das Altersstufenmodell stellte nur eine Annäherung an die gegenwärtigen Verhältnissen dar. Die Ertragstafeln von 1936/1942 für Fichte und von 1931 für Rotbuche geben nur unzureichend die heutige Waldentwicklung wieder. Kennel (2000) wies daraufhin, dass das Wuchsverhalten von Durchmessern aktuell deutlich von den traditionellen Ertragstafeln abweicht und sich verbessert hat. Neuere Untersuchungen von Pretzsch *et al.* (im Druck 2013) zeigten am Beispiel der Eiche, dass das aktuelle Wachstum sich deutlich von dem vorhergehender Dekaden unterscheidet und durch die Ertragstafeln am deutlichsten unterschätzt wurde. Für die Buche als einer anderen Laubbaumart war dies auch im Altersstufen-Modell der Fall. Bei anderen Eingangsdaten würden sich möglicherweise bessere Bedingungen und ein größerer optimaler Anteil für die Buche ergeben.

Bei der Verwendung von Inventur-Ausgangsdaten aus der Postojna-Region in Slowenien von 1992 und 2003 handelt es sich um empirische aktuelle Waldwachstumsdaten. Sie belegen ein schnelles Wachstum, dass sich besonders in den hohen Erntemengen, Grundflächen und Vorräten widerspiegelt. Bei einer Simulation ohne Ernte erreichten die Modellbestände langfristig ein hohes Niveau der Grundfläche von 60 qm/ha, mit maximal bis zu 80 qm/ha oder bis zu 970 Vfm (Kapitel 4.3.1.). Korpel´ (1995) fand aber einzelne Höchstwerte von über 1.070 Vfm Vorrat für Fichten-Buchen-Tannen-Urwälder der Westkarpaten. Generell war die Tendenz zu zunächst unrealistisch hoch erscheinenden Vorräten im Modell für Urwälder ohne Ernte so trotzdem nicht unrealistisch.

Gründe für hohes Bestandeswachstum waren eine geringe Mortalität der Buche und ein Fehlen von Störungen, Schadereignissen, flächenweisen Bestandesausfällen (Kapitel 3.6.3 und 5.2.1) und von forstlichen Eingriffen. Eine modellbedingte Ursache war wohl, dass es nicht möglich war einen Einfluss der Bestandesdichte auf die Mortalität darzustellen, da keine Daten zur Mortalität mit der Bestandesdichte verknüpft waren (Kapitel 3.8.6). Üblicherweise werden in sehr dichten Wäldern mit hoher Bestockung und Konkurrenz und ohne Erntenutzung eine erhöhte Mortalität und daraufhin eine Absenkung der Grundfläche eintreten. Dies ist ein Prozess, der in unbewirtschafteten Wäldern als Zerfallsstadium (Korpel´, 1995; Höllerl *et al.*, 2012) auftritt. Für das Ziel der Erstellung eines Optimierungsmodelles in dieser Studie war diese Entwicklung der Mortalität nicht von Bedeutung, da mit einer Optimierung durch eine Ernte die relevante Absenkung der Grundfläche auf einem anderen Weg eintrat.

5.4 Diskussion von Verzerrungen durch eine begrenzte Simulationsdauer

Eine besondere Schwierigkeit der Modellannahmen erwuchs aus der Annahme eines festen Investitionszeitraumes für die Zeitdauer der Simulation. Nur in diesen wurden im Altersstufen-Modell die Risiken integriert. Dahin gegen wurden nachfolgende Bestandsgenerationen durch das Berechnen von Annuitäten berücksichtigt. Sie wiederholten also in einer unendlichen Abfolge die finanziellen Ergebnisse des ersten Investitionszeitraumes. Dadurch wurden die Risiken von Szenarien mit kurzem Investitionszeitraum oder kurzer Umtriebszeit unterschätzt, da hier weniger Möglichkeiten einer Zeitdiversifikation also durch weniger Kombinationsmöglichkeiten der Erträge mit unterschiedlichen zufällig gezogenen Holzpreisen möglich wurden.

Besonders stark wirkte sich eine Kalamität aus: Fand eine Kalamität in der ersten Generation statt, so wurde sie durch die Annuitätenberechnung für alle nachfolgenden Generationen ebenso angenommen und dadurch ihre Auswirkung auf das finanzielle Risiko überschätzt. Falls eine Kalamität stattfand, so wurde für den verbleibenden Zeitraum eine Regeneration des Bestandes bis zum Ende des Investitionszeitraumes angenommen um die gängige forstliche Praxis abzubilden. Der innerhalb dieser zweiten Generation erreichte Abtriebswert wurde aber nur einbezogen, wenn die Differenz zwischen diesem und Aufforstungskosten positiv war. Dieser Ansatz war vorsichtiger, da es die Auswirkungen eines einmaligen Schadereignisses reduzierte. Auch hier kam es jedoch zu einer Verzerrung: Kurze Investitionszeiträume wurden tendenziell benachteiligt, da sich eine zweite Generation nur bei frühzeitigen Kalamitäten positiv berücksichtigen lies.

Eine Lösung bot eine Langzeitsimulation (z. Bsp. über 1000 Jahre), die über den gesamten Zeitraum Risiken einbezog (Roessiger und Knoke, 2010). Auch dabei traten jedoch unrealistische Modellannahmen auf: Nach einer Umwandlung in einen Bestand mit gleichen Anteilen unterschiedlicher Alter wären keine weiteren Unterschiede in der Umtriebszeit nötig geworden. Langfristige Auswirkungen auf Interaktionen, Stabilisierungseffekt und Mischungsanteile konnten nicht leicht kontrolliert und in das Modell integriert werden. Korrelation, Varianzen und Kovarianzen waren daher schwieriger interpretierbar. Das Ergebnis einer Optimierung dieser Langzeit-Risiko-Simulation waren kürzere Umtriebszeiten und höhere Fichtenanteile oder keine weiteren Buchenanteile.

Ebenso existieren weitere Varianten. Die Ermittlung eines risikobehafteten Bodenertragswertes ist möglich durch eine Addition eines Kapitalwertes aus einer Risikosimulation mit einem mittleren Bodenertragswertes (auf Basis eines mittleren durchschnittlichen Risikos mit kürzerer Umtriebszeit) direkt nach einer Kalamität oder dem geplanten Abtrieb (Griess und Knoke, 2013; Jensen, 2013).

Auch beim Matrix-Modell (Kapitel 4.3.2) kam es zu ähnlichen Verzerrungen wie beim Altersstufen-Modell. So wurden mit steigender Simulationsdauer größere Holzvorräte aufgebaut. Kurz vor dem Ende des Optimierungszeitraumes von 100 Jahren wurden stärkere Eingriffe vorgenommen. Neben den beschriebenen Möglichkeiten existiert ebenso eine analytische Lösungsmöglichkeit für die Bestimmung der optimalen Umtriebszeit durch Integration von Ausfallrisiken in die Faustmann-Formel (Burkhardt, 2011). Alle Möglichkeiten bieten Vorteile, führen aber auch zu Verzerrungen. Das analytische Konzept zeigt einen Weg ohne Verzerrungen auf, allerdings ist es schwierig, eine Vielzahl möglicher Risiken zu integrieren, was dagegen im Rahmen der in dieser Arbeit vorgenommenen Monte-Carlo-Simulationen möglich war.

5.5 Diskussion von Eingangsdaten und Interaktionen im Matrix-Modell

Das Matrix-Modell mit Stärkeklassen umfasste weitaus mehr ökologische Wechselwirkungen als das Altersstufenmodell. Für eine Einwuchsfunktion stellen Daten über die Naturverjüngung deutlich bessere Eignung als die in dieser Studie verwendeten Einwuchsdaten von Bäumen größer als die Kluppschwelle von 10 cm. Die Baumentwicklung bezüglich Zeitdauer, Wachstum und Mortalität bis zur Kluppschwelle blieb unbekannt. Insbesondere lag in der vorliegenden Studie eine zeitliche Abweichung zwischen dem Zeitpunkt der Verjüngung und dem Einwachsen in die unterste Stärkeklasse vor. Die Bestandessituation konnte sich innerhalb dieses Zeitraumes ändern und würde das Einwuchsverhalten beeinflussen. Somit wären durch Daten zur Naturverjüngung realitätsnähere Annahmen für das Matrix-Modell möglich.

Die Einwuchsfunktion war direkt abhängig nur von der Bestandesgrundfläche des Gesamtbestandes. Ökologisch realistischer wäre jedoch eine Restriktion für die Zahl der Individuen im fruktifikationsfähigen Alter (Jübner, 2006; Sonnemann, 2008) oder des Baumartenanteiles der Grundfläche (Klopčic *et al.*, 2012). Die Kombination von beidem wäre ein Einwuchs abhängig von der Grundfläche der fruktifikationsfähigen Individuen der betreffenden Baumart,

doch dafür wurden keine signifikanten Ergebnisse gefunden. Dieser Einwuchs würde insbesondere die Darstellung der Verjüngungssituation von schwerfrüchtigen Baumarten (Buche) durch Darstellung der ökologischen Dynamik der Verschiebung von Baumartenanteilen mit der Zeit verbessern.

Ein Rückgang des Wachstums mit steigendem Durchmesser wäre zwar durch die Verwendung von quadratischen Funktionen innerhalb der binären logistischen Regression (Kapitel 3.8.2) in der Berechnung der Übergangswahrscheinlichkeit hypothetisch möglich. Im Modell führte dieses jedoch zu starken Verzerrungen durch zu hohe Übergangswahrscheinlichkeiten. Daher wurde lediglich eine lineare Funktion innerhalb der binären logistischen Regression verwendet. Diese führt mit zunehmendem Durchmesser zu steigendem Wachstum. Auch aufgrund dieser für hohe Baumalter unrealistische Annahme wurde der maximale Mitteldurchmesser von 100 cm festgelegt.

In den Modellen waren keinerlei direkte Effekte einer Durchforstung auf der Ebene von benachbarten Einzelbäumen eingeflossen. Eine Steuerung der Bestandesentwicklung durch Förderung von Einzelbäumen oder einer Beeinflussung der Holzqualität waren in Modellen auf der Bestandesebene nicht möglich. Im Matrix-Modell wurde die ökonomische Zielstärke jeder Wachstumsklasse optimiert. Nach dem Durchmesser wurde interpretiert, ob Bäume für Pflege-, Durchforstungs- oder Zielstärkenernte entnommen wurden. Optimierungsmodule für Einzelbaummodelle (z. Bsp. Pretzsch *et al.*, 2002) anstelle des verwendeten Bestandesmodells würden für waldbauliche Fragestellungen wie Pflege und Durchforstungen besser geeignet sein.

Stabilisierungseffekte durch Baumartenmischung wurden im Matrix-Modell nicht integriert. In der Studie von Roessiger *et al.* (2013) zeigte sich, dass diese Effekte nur die höhere Ausfallwahrscheinlichkeit von Fichten-Reinbeständen senkten, aber bei den geringeren Ausfallwahrscheinlichkeit von Fichten im Mischbestand keine weiteren Effekte erzielten. Das Matrix-Modell könnte verbessert werden, wenn der Anteil der Mischungsanteile im Bestand einen Einfluss auf die Mortalitätsrate speziell der Nadelbäume abbilden könnte. Da die Daten für die Baumarten nur in Mischung und nicht im Reinbestand vorliegen, kann aber davon ausgegangen werden, dass Stabilisierungseffekte bereits in den Inventurdaten repräsentiert sind.

5.6 Diskussion der Integration von Wachstumsklassen in ein Matrix-Modell

Eine Neuheit von Roessiger *et al.* (in Vorbereitung) für ein Matrix-Modell war die Aufteilung aller Individuen innerhalb einer Baumart in Kollektive von Wachstumsklassen. Dies wurde trotz einer Vielzahl an Matrix-Modellen (Buongiorno und Michie, 1980; Buongiorno *et al.*, 1994; Knoke, 1998; Mendoza *et al.*, 2000; Jübner, 2006; Sonnemann, 2008; Müller, 2009; Tahvonen *et al.*, 2010; Buongiorno *et al.*, 2012) bisher offensichtlich noch nicht umgesetzt. Es ergab sich eine große Variabilität des Wachstums zwischen Baumindividuen des slowenischen Bergmischwaldes: von Bäumen mit einem langsamen, kaum messbaren Wachstum von 0 oder 1 cm in zehn Jahren bis hin zu schnellwüchsigen Fichten mit durchschnittlichem Zuwachs über 6 cm (Kapitel 3.8.5). Dabei wurde noch gar nicht berücksichtigt, dass 5% aller Inventurbäume einen Zuwachs von mehr als 8 cm in zehn Jahren leisteten. Diese wurden aber in die höchste Klasse (> 4 cm in zehn Jahren) integriert, sonst wäre eine weitere Wachstumsklasse nötig geworden, die bis zu drei Durchmesserklassen in zehn Jahren übersprungen hätte. Diese große Variabilität im Wachstum zwischen Bäumen kann als ein Merkmal von Naturnähe angesehen werden.

Diese Aufteilung hatte eher einen hypothetischen Charakter. Aufgrund der Annahmen der Kapitel 3.8.3 und 3.8.5 stellte die Einteilung aller Bäume in drei Klassen die ökologische Variabilität dar, so dass die mittleren Zuwachsniveaus der Klassen in fester Relation zueinander angeordnet waren. Zugleich änderte sich innerhalb der Wachstumsklassen die Übergangswahrscheinlichkeit dichteabhängig in jeder Periode neu. Die fehlende Möglichkeit des Wechsels von Bäumen zwischen Wachstumsklassen war eine hypothetische Annahme. Trotzdem war es aber so möglich die natürliche Spreitung des individuellen Wachstums zu erfassen, auch ohne auf Modelle auf Einzelbauebene (Pretzsch *et al.*, 2002; Härtl *et al.*, 2010; Knoke, 2011; Meilby und Nord-Larsen, 2012) zurückzugreifen.

Die Integration von Wachstumsunterschieden in das Modell war abhängig von den Entscheidungen für die Wahl einer Klassenbreite der Durchmesserklasse von 4 cm und der Wachstumsklasse von 2 cm. Auch die Festlegung des dichteabhängigen Anteiles des Wachstums auf 1 cm wurde aufgrund dieser Klasseneinteilung angepasst. Um Mittelwerte der Wachstumsklassen auf Basis der Inventur zu verwenden durften der untere und der obere Klassenrahmen einer Wachstumsklasse den 4 cm Rahmen der Durchmesserklasse nicht überschneiden, deshalb wurde die dichteabhängige Schwankungsbreite von 2 auf 1 cm halbiert. Ziel der Klassenwahl war eine für die Forstplanung ausreichend genaue Darstellung mit einer 4 cm Klassenbreite für Durchmesser und einer 2 cm Klassenbreite für individuelles Baumwachstum in zehn Jahren.

Die Konsequenz einer Optimierung mit Aufteilung der Bäume auf Wachstumsklassen war eine sehr vielfältige Struktur an Durchmessern in der Ernte. Die Ernteentscheidung erfolgte individuell für eine Wachstumsklasse anhand des Grenzwertes des Wertzuwachses der Bäume. Ökonomisch optimale Zieldurchmesser variierten entsprechend des Baumwachstums über nahezu alle als möglich einbezogenen Durchmesserklassen. Eingriffe erstreckten sich über Vornutzungen ab 12 cm Durchmesser bis hin zu Zieldurchmessern im Starkholzbereich im Bereich von 80 cm (Abbildung 23). Die Voraussetzung dafür waren ein ökologisch variables Waldökosystem mit Dichteabhängigkeit von Einwuchs an jungen Bäumen und von Wachstum. Die Ernte in unterschiedlichen Durchmesserklassen stellte eine naturnähere und zugleich eine ökonomisch optimale Bewirtschaftungsform im Vergleich zu einer Kahlschlagsnutzung nur zu einem einzigen Zeitpunkt oder einer Zielstärkennutzung nur für einen Durchmesser dar.

6 Ausblick

Die Vorteile bisheriger Verfahren zur Optimierung naturnaher Waldbehandlungskonzepte können in Zukunft noch mehr kombiniert werden. So fehlen bisher Modelle, die eine vergleichbare ökologische Realitätsnähe wie Waldwachstumssimulatoren haben und zugleich eine Optimierung zulassen. Eine Verbindung von einem Waldwachstumssimulator mit einem Optimierungsmodul wäre somit erstrebenswert. Das Matrix-Modell (Roessiger *et al.*, in Vorbereitung) stellt einen ersten Ansatz dar unterschiedliches Wachstum anstatt einer homogenen Bestandesentwicklung anzunehmen, konnte anstatt eines Einzelbaummodelles jedoch zunächst nur drei Wachstumsklassen abbilden.

Eine darüber hinausgehende Schwierigkeit besteht in einer Einbeziehung von extremen Schadereignissen, die einen gesamten Bestand betreffen, beispielsweise einen kompletten Ausfall durch einen Sturm. Oder auch von weiteren externen Einflüssen durch ökonomische Risiken wie Holzpreisschwankungen. Bisher waren dafür eigene Risikosimulationen nötig, die erst in einem getrennten Schritt optimiert werden konnten (Roessiger *et al.*, 2011). Sollten weitere ökologische Aspekte wie Baumarteninteraktionen einbezogen werden, so war dies letztlich zusätzlich zu Simulation und Optimierung, beides unter Risiko, nur in Rechnungen für Szenarien für ökologische Situationen möglich (Roessiger *et al.*, 2013). Auch Matrix-Modelle können bisher keine Extremereignisse sondern nur kontinuierliche Raten mit einbe-

ziehen. Daher besteht weiterer Forschungsbedarf zu größerer Realitätsnähe forstlicher Modellierung.

Einen Ansatz für Risikointegration in ein Matrix-Modell wie dem von Roessiger *et al.* (in Vorbereitung) stellt die Idee dar, die Quantifizierung von Risiko anhand des Portfolioansatzes (Markowitz 1952; 1959) so umzusetzen wie in den Modellen von Roessiger *et al.* (2011; 2013). Damit kann zumindest die Standardabweichung eines finanziellen Risikos um einen mittleren Ertrag auch in der Optimierung eines Matrix-Modelles berechnet werden, auch dann wenn der Bestand sich in der Matrix-Simulation immer nur in einem durchschnittlichen Zustand entwickeln kann.

Um die Mortalitätsrate für Optimierung unter Risiko zu nutzen bedarf es neuer Datenauswertungen, welche Korrelation zwischen den Mortalitätsraten unterschiedlicher Baumarten vorliegt und ob dadurch mit Hilfe einer Baumartenmischung eine Risikoreduktion (durch die Baumarteninteraktion der Stabilisierung oder durch ökonomische Diversifikation) existiert. Weiter interessant wäre eine Auswertung der Mortalität von mehreren Inventurperioden um feststellen zu können, ob Mortalitätsraten zwischen Zeitperioden Schwankungen unterliegen und die Standardabweichung einer Mortalitätsrate bestimmbar ist. Dann sollte, neben eventuellen ökonomischen Risiken, auch untersucht werden welchen Fluktuationen naturnahe Ökosysteme unterliegen und ob langfristige Tendenzen von Mortalitätsraten, etwa zum Tannentrückgang (Ficko *et al.*, 2011) und seiner Abhängigkeit von der Rotwildldichte, auch quantifizierbar sind und diese könnten im Matrix-Modell umgesetzt werden.

In dieser Arbeit wurde insbesondere im Altersstufenmodell nur ein kleiner Ausschnitt der tatsächlich vorhandenen Interaktionen berücksichtigt. Durch Interaktionen konnte der Zuwachs im Gesamtbestand teilweise noch deutlicher gesteigert werden, wie eine Meta-Analyse von Griess und Knoke (2011) zeigte. Viele weitere Studien wiesen auf eine Beeinflussung des Wachstums durch Mischungseffekte hin (Bergqvist, 1999; Kerr, 2004; D'Amato und Puettmann, 2004; Fahlvik *et al.*, 2005; Pretzsch und Schütze, 2009; Pretzsch *et al.*, 2010). Dies betraf genauso Einflüsse von Baumartenmischung auf die Holzqualität (Knoke und Seifert, 2008). Eine Begrenzung des Altersstufenmodelles nur auf Interaktionen mit Auswirkung auf das Ausfallrisiko wurde gewählt, um nur die Auswirkungen dieses Effektes zu zeigen.

Auch in einer Bewirtschaftung als ungleichaltrige Dauerwälder, die dem Begriff der Continuous Cover Forestry entsprechen, wurden Interaktionseffekte erzielt. So wiesen Hanewinkel (2002), Rojo und Orois (2005), O'Hara (2009), Knoke (2009; 2012) und Buongiorno *et al.*

(2012) darauf hin, dass in Dauerwäldern gezielt Interaktionseffekte, beispielsweise zur Stabilisierung und Risikomeidung, eingesetzt werden konnten. Neben einer Mischung kam einer Ungleichaltrigkeit eine besondere Bedeutung zu.

Die Vielschichtigkeit ökologischer Prozesse bedarf somit eines viel detaillierteren ökonomischen Bewertungsverfahrens, das sowohl waldbauliches, als auch forstökonomisches Wissen einbeziehen sollte. Die in dieser Arbeit vorgestellten Beispiele für Wälder aus Buche, Fichte und Tanne nur mit wenigen Faktoren von beispielsweise Verjüngung, Wachstum und Mortalität und einfachen ökonomischen Modellbedingungen zeigten bereits große Komplexität (Roessiger *et al.*, in Vorbereitung). Für weitgehend unbekannte Zusammenhänge wird dies komplexer. Etwa für Tropenwälder mit weitaus mehr Arten, deren Lebenszyklus oft auf Symbiose aufbaut, sind die Ökologie und der Grund für ihre Existenz weitgehend unerforscht. Allein diese Begrenztheit sollte mehr Anlass dazu geben über das bisherige enge Verständnis von ökologischen und ökonomischen Zusammenhängen und der scheinbaren Planbarkeit der Konsequenzen von Entscheidungen zur Bewirtschaftung nachzudenken. Es kommt immer wieder zu großflächigen Schadereignissen, die teilweise auf einseitige Bestandesbehandlung, besonders in Form von gleichaltrigen Reinbeständen aus Nadelhölzern, speziell Fichte, zurückzuführen sind. Nutzungskonzepte für komplexe Ökosysteme sollten daher nur auf wissenschaftlich fundierter Basis und Optimierung erfolgen, die die Ökologie, das Risiko und weitere Faktoren der Nachhaltigkeit neben nur finanziellen Erwägungen berücksichtigt.

Die Fähigkeit zusätzlich zu ökonomischen Diversifikationseffekten auch weitere Effekte durch Stabilisierung (Griess *et al.*, 2012) zu erzielen ist wohl eine einmalige Eigenschaft, die nur von Ökosystemen erbracht werden kann (Koellner und Schmitz, 2006). Folglich kann dieser Effekt wohl nur durch die Bewirtschaftung von Ökosystemen genutzt werden. Auch im Wald werden die Vorteile naturnaher Bewirtschaftungspraktiken recht selten gezielt genutzt, wohl weil sie recht unbekannt und schwer quantifizierbar sind (Griess und Knoke, 2011). Für das Ausfallrisiko wurde dieser Effekt nun erstmals quantifiziert (Griess *et al.*, 2012), so dass eine ökonomische Optimierung darauf aufbauen konnte (Griess und Knoke, 2013; Roessiger *et al.*, 2013).

Über die finanziellen Aspekte hinaus ist ein naturnaher, ungleichaltriger, stabiler und diversifizierter Mischwald auch von Bedeutung für weitere Leistungen im Bereich der Soziökonomie und für Ökosysteme. Ökosystemleistungen und weitere wichtige Aufgaben für die Gesellschaft werden durch eine gezielte Bewirtschaftung der Natur bereitgestellt, ohne dass sie finanziell treffend quantifiziert werden können und daher oft auch nicht berücksichtigt und

finanziell honoriert werden. Ihr Wert für die Gesellschaft ist bereits auch mit heutigem unvollständigem Wissen zu seinen finanziellen Eigenschaften sehr hoch, so das Ökosysteme erhalten werden müssen und dankbar angenommen und genutzt werden dürfen. Da ein Verlust von naturnahen Ökosystemen irreversibel ist oder diese nur unter hohen Kosten und nach langen Zeiträumen (Hahn und Knoke, 2010) in Teilaspekten wiederhergestellt werden können, ist unter Risikoaspekten auch ein Verlust zukünftiger, jetzt noch unbekannter Optionen der Nutzung verbunden. Einige Konzepte der Nachhaltigkeit, beispielsweise die starke Nachhaltigkeit, vertreten die Auffassung, dass keine Verschlechterung des Bestandes an natürlichen ökologischen Ressourcen auftreten darf (Knoke *et al.* 2012), denn diese Konzepte gehen von Irreversibilität des Verlustes aus. Sie können so verstanden werden, dass durch Beanspruchung, Nutzung und Verbrauch von den ursprünglich vorhandenen natürlichen Ressourcen diese mit der Zeit nur abnehmen. Die zukünftigen Werte und Optionen dürften auch dann von Bedeutung sein, wenn sie gegenwärtig nicht finanziell quantifizierbar sind und auch dann wenn diese nicht finanziert und erhalten werden. Dennoch weist diese Arbeit daraufhin, dass bereits eine Berücksichtigung nur weniger Aspekte wie Risikoaversion, Baumartenstabilisierung oder ökologischer Variabilität die Vorteilhaftigkeit des Erhalts von Waldökosystemen durch naturnahe Bewirtschaftung auch in ökonomischer Hinsicht zeigt.

7 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit ist eine kumulative Dissertation aufbauend auf drei wissenschaftlichen Artikeln. Sie zeigt unterschiedliche Wege der ökologisch-ökonomischen Modellierung von Waldbeständen auf. Als ein naturnahes Waldökosystem wird ein ungleichaltriger Mischwald definiert in dem ökologische Prozesse mit Stabilisierungseffekten wirken. Eine ökonomische Bewertung von Bewirtschaftungsstrategien kann mit Hilfe finanzökonomischer Optimierung unter Risiko erfolgen. Eine simultane Optimierung von Baumartenmischung und Einschlagabfolge unter Risiko ist bisher noch nicht erfolgt. Matrix-Modelle können ökologische Prozesse in Ökosystemen abbilden. Sie beinhalten bisher noch keine Wachstumsunterschiede innerhalb einer Baumart. In dieser Arbeit wurden ökologische Wechselwirkungen in Waldbeständen unter besonderer Betrachtung des Risikos untersucht.

Die ökologischen Charakteristika eines naturnahen Waldes verknüpft mit Begriffen der Finanzökonomie ermöglichen eine Modellierung von Ökosystemprozessen und ihren finanziellen Auswirkungen. Die verwendeten Simulations- und Optimierungsmodelle umfassten dabei konzeptionelle finanzmathematische Altersstufen-Modelle unter Risiko bis hin zur Darstellung ökologischer Prozesse mit Hilfe von Matrix-Modellen auf Basis von Durchmesser-Stärkeklassen.

Naturnahe Bewirtschaftungsmethoden wiesen in einem Altersstufenmodell einen Weg wie Risiken aus Bestandesausfällen und Preisschwankungen gesenkt werden können indem in einer Monte-Carlo-Simulation eine risikobehaftete Bestandesentwicklung abgebildet wurde. Unter einer Optimierung nach dem Value at Risk-Ansatz bieten ökonomische Diversifikationseffekte eine Risikominderung durch Produktion von Holz unterschiedlicher Baumarten und ein Angebot des Holzes zu unterschiedlichen Zeitpunkten auf unterschiedlichen Märkten. Bei baumartenspezifischen Ausfallursachen können im Fall des Ausfalles einer Baumart die finanziellen Auswirkungen reduziert werden, wenn weitere Baumarten in einen Bestand eingebracht wurden und verbleiben. Eine Neuerung war dabei die Einbeziehung der Möglichkeit, von einem gleichaltrigen zu einem ungleichaltrigen Bestandaufbau zu gelangen indem der Bestand über einen längeren Zeitraum in einer Einschlagsequenz Stück für Stück genutzt wird. Hierzu wurde eine simultane Optimierung eingeführt, um gleichzeitig eine Entscheidung über zukünftige Mischungsanteile wie auch die Einschlagfrequenz zu treffen. Das Ergebnis war ein Mischbestand aus 42% Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und 58% Buche (*Fagus*

sylvatica L.), mit langgestrecktem Verjüngungszeitraum von Alter 50 bis Alter 120. Dies kann als naturnahes Bewirtschaftungskonzept bezeichnet werden.

Eine Nutzung von ökologischen Stabilisierungseffekten, bei denen eine Buchenbeimischung in einen Fichtenbestand die Ausfallwahrscheinlichkeit in einem Fichtenbestand reduziert, stellt eine weitere ökologische Option zur Risikosenkung gegen natürliche Schadereignisse wie Stürme oder Insektenvermehrungen dar. Das vorliegende Modell wurde mit Ausfallwahrscheinlichkeiten der Fichte abhängig vom Buchenanteil abgeändert. Die Ausfallwahrscheinlichkeit eines Fichtenbestandes verringerte sich von 0,20 für einen Fichten-Reinbestand auf 0,06 für einen Fichten-Mischbestand schon bei 20% Buchenbeimischung deutlich. Es ergab sich für ein festgesetztes Risikomaximum ein höherer Ertrag, die Möglichkeit eines höheren Fichtenanteiles von 80% anstatt von 70% und eines kürzeren Verjüngungszeitraumes wenn eine einzelbaumweise Baumartenmischung anstatt eine Mischung in voneinander getrennten Bestandesteilen erfolgt.

Neben dem Modell aus Altersstufen wurde ein Matrix-Modell aus Durchmesserstufen angewendet für einen ungleichaltrigen Bestand aus Buchen, Fichten und Tannen (*Abies alba* Mill.). Es wurde ein individuelles Baumwachstum durch unterschiedliche Wachstumsklassen innerhalb einer Baumart integriert. Das Modell beinhaltet neben Einwuchshäufigkeiten, Mortalitäts- und Übergangswahrscheinlichkeiten auch eine Einteilung in Klassen unterschiedlicher Wachstumsgeschwindigkeit. Diese wurden aus slowenischen Inventurdaten eines Buchen-, Tannen- und Fichten-Bergmischwaldes ermittelt. Durch ein individuelles Erreichen einer Hiebsreife der Einzelbäume ergaben sich unterschiedliche Zieldurchmesser auch innerhalb einer Baumart und eine diversifizierte Nutzung eines langfristig ungleichaltrigen Bestandes auch ohne Einbeziehung von Risikoaversion eines forstlichen Entscheidungsträgers. Die Erntebäume unterschieden sich in der Baumart, im Durchmesser, im Wachstum und sie wurden zu unterschiedlichen Zeitperioden geerntet.

In der Diskussion wurde deutlich, dass ein naturnaher ungleichaltriger und diversifizierter Mischwald somit eine wirksame Strategie gegenüber Risiko hervorruft und finanziell von der Dynamik in Ökosystemen und Stabilisierungseffekten zwischen Baumarten profitiert. Mit der Nutzung der Methode der simultanen Optimierung wurde es möglich einen Weg zu erwünschten Bewirtschaftungszielen zu finden ohne auf vorher festgelegte Szenarien angewiesen zu sein. Damit zeigt sich der Ansatz als wirksam, da er detailliertere Informationen über die Einflüsse auf vielfältige Strukturen in Ökosystemen bietet.

Besonders der starke ökologische Einfluss auf das Risiko in forstlichen Ökosystemen wurde fokussiert. Es wurde demonstriert dass eine kontinuierliche Mortalitätsrate die langfristige Entwicklung in einem Waldbestand beeinflusst, aber kein Risiko im engeren Sinne darstellt. Das Risiko großflächiger Bestandesausfälle betrifft dahingegen besonders gleichaltrige Fichten-Reinbestände. Es stellt damit eine Gefährdung langfristiger Forstbetriebsplanung dar. Schon eine kleine einzelbaumweise Beimischung kann dieses Risiko deutlich senken. So ist eine naturnahe Bewirtschaftung die beste Praxis um von Prozessen in Ökosystemen zu profitieren und das Risiko zu reduzieren.

Risiko, Baumarteninteraktionen (besonders Stabilisierungseffekte), Differenzen im Baumwachstum und Ökosystemprozesse in Waldbeständen sollten zukünftig in Modellierung des Waldwachstums berücksichtigt werden. Optimierung von solch vielfältigen Strukturen fehlt immer noch und würde die Forstbetriebsplanung, besonders für die Erstellung von Ökosystemdienstleistungen, verbessern.

8 Abstract

This cumulative dissertation is based on three scientific articles. It describes different ways used in ecological-economic models for forest stands. It describes ways of ecological and economic modeling of forest stands. A near-natural forest ecosystem was defined as an uneven-aged mixed forest including ecological processes with stabilization effects. An economic evaluation of management strategies was possible with financial optimization under consideration of risk. A simultaneous optimization of tree species mixture and harvest sequence has not been applied before. Matrix-models are able to perform ecological processes. Up to now, they have not included differences in growth within one species. This study evaluates ecological interaction effects in forest stands under consideration of risk.

Ecological characteristics of near-natural forests were analyzed according to financial considerations, which allowed for modeling ecosystem processes and their financial outcomes. The simulations- and optimisation studies used age class models based mainly on financial and mathematic risk concepts, and matrix models based on diameter size classes that include ecological processes.

Close-to-nature management concepts in an age class model introduced a method of risk reduction against hazard risk of a forest stand and timber price fluctuation by including a stand development under consideration of risk within a Monte-Carlo-Simulation. Under optimization using the Value at Risk-approach, risk is reduced by economic diversification effects by production of timber of different tree species and a supply of timber at different points of time and to different timber markets. More species in a stand may avoid the negative financial implications of a common cause failure in the case of tree species with specific reasons for stand failure. A new possibility was offered by changing from an even-aged to an uneven-aged stand structure by using the stand step by step. Simultaneous optimization was introduced to decide what tree species mixture proportion and what sequence length of harvest activities is optimal. The result was a mixed stand of 42% spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and 58% beech (*Fagus sylvatica* L.), while applying a long regeneration cycle from age 50 to age 120. This might be called near-natural management concept.

The ecological stabilization effect of a beech admixture in a spruce stand reduces the failure rate of a spruce stand and creates an additional ecological option to hedge risk from natural hazards, especially storm and insects. The model was advanced by applying spruce failure

probabilities in stands with various beech proportions. Failure probability of a time period of 100 years was reduced from 0.20 for a pure spruce stand to 0.06 for a mixed spruce stand already with 20% beech proportion. A single-tree mixture instead of separated pure stand parts enabled a higher yield and for higher spruce proportion of 80% instead of 70%, and it simultaneously enabled a shorter regeneration cycle given a pre-defined maximum risk level.

The next model changed the perspective from the age class level to a diameter size class level. Size classes were applied in a matrix-model for an uneven-aged beech, spruce, and fir (*Abies alba* Mill.) stand. The differences in individual growth of trees were considered by introducing growth classes within one tree species. The model included ingrowth frequencies, mortality probabilities, transition probabilities, and moreover the classes of different increment. Data was derived from Slovenian inventory data about a beech, fir, and spruce mixed mountain forest. Target diameters differed according to individual economic single tree maturity. As a consequence, a diversified management of a long-term, uneven-aged stand is optimal, although risk aversion of a forest decision maker was not considered. Harvested trees differed in tree species, diameter size, growth performance, and trees were harvested in different time periods.

The discussion demonstrates, a close-to-nature, uneven-aged, mixed, and diversified forest stand creates an optimal strategy against risk and the stand economics benefits from dynamics of ecosystems and stabilization effects between tree species. A way to desired management goals derives from the method of simultaneous optimization. Optimized results are advanced compared to pre-defined scenarios. So this approach is meaningful because it offered more detailed information. The results point out impacts of financial objectives on diverse structures in ecosystems.

Especially a strong ecological impact on the risk in forest ecosystems was focused. A continuous mortality rate influences long term development of a forest stand although it is not a risk in a stricter sense. The risk of large-scaled forest stand failure is typical for even-aged pure spruce stands. So it creates a danger for long-term planning of forest management. Already low single tree admixtures strongly reduce risk. So near-natural forest management is best practice to benefit from ecosystem process and to reduce risk.

Risk, tree species interactions (especially stabilization effects), differences in tree growth, and ecosystem processes in forest stands should be considered in modeling of forest stand growth.

Optimization of such diverse structures is still missing and would improve forest management planning, especially for providing ecosystem services.

9 Verzeichnisse

9.1 Literaturverzeichnis

Adou, J., Billaud, Y., Brou, D., Clerc, J.-P., Consalvi, J.-L., Fuentes, A. et al, 2010. Simulating wildfire patterns using a small-world network model. *Ecological Modelling* 221, S. 1463–1471.

Arseneault, J.E., Saunders, M.R., 2012. Incorporating canopy gap-induced growth responses into spatially implicit growth model projections. *Ecological Modelling* 237, S. 120–131.

Barreto, H., Howland, F.M., 2006. *Introductory econometrics: Using Monte Carlo simulation with Microsoft Excel*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Bartelink, H., Olsthoorn, A., 1999. Introduction: mixed forest in western Europe, in: Olsthoorn, A., Bartelink, H., Gardiner, J., Pretzsch, H., Hekhuis, H., Franc, A. (Eds.), *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*, Wageningen, Netherlands. IBN Scientific Contributions 15, S. 9–16.

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2005. *Die zweite Bundeswaldinventur 2002: Ergebnisse für Bayern*. LWF Wissen.

Bayerische Staatsforsten, 2005-2007. *Holzpreisstatistik für die Jahre 2005-2007*, Regensburg.

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1975-2004. *Holzpreisstatistik für das Kalenderjahr..., für die Jahre 1975-2004*, München.

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1990. *Hilfstafeln für die Forsteinrichtung*, München.

Beinhofer, B., 2007. Zum Einfluss von Risiko auf den optimalen Zieldurchmesser der Fichte. *Forstarchiv* 78, S.117-124.

Beinhofer, B., 2009. *Zur Anwendung der Portfoliotheorie in der Forstwissenschaft - Finanzielle Optimierungsansätze zur Bewertung von Diversifikationseffekten (Dissertation)*, Technische Universität München, Fachgebiet für Waldinventur, Freising.

Beinhofer, B., Knoke, T., 2007. Fichtenastung als Beitrag zur Produktdiversifikation? *Forstarchiv* 78, S. 150–157.

Bergqvist, G., 1999. Wood volume yield and stand structure in Norway spruce understorey depending on birch shelterwood density. *Forest Ecology and Management* 122, S. 221–229.

- Bradburn, M., Clark, T., Love, S., Altman, D., 2003. Survival Analysis Part II: Multivariate data analysis – an introduction to concepts and methods. *British Journal of Cancer* 89, S. 431–436.
- Buongiorno, J., Michie, B.R., 1980. A Matrix Model of Uneven-Aged Forest Management. *Forest Science* 26, S. 609–625.
- Buongiorno, J., Dahir, S., Lu, H., Lin, C., 1994. Tree size diversity and economic returns in uneven-aged forest stands. *Forest Science* 40, S. 83–104.
- Buongiorno, J., Halvorsen, E.A., Bollandsås, O.M., Gobakken, T., Hofstad, O., 2012. Optimizing management regimes for carbon storage and other benefits in uneven-aged stands dominated by Norway spruce, with a derivation of the economic supply of carbon storage. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27, S. 460–473.
- Bühl, A., 2008. SPSS 16 Einführung in die moderne Datenanalyse, 11. Auflage. Pearson Education Deutschland GmbH, München.
- Burkhardt, T., 2011. Der Erwartungswert des Bodenwertes in einem um Überlebensrisiken in kontinuierlicher Zeit erweiterten Faustmannschen Modell, Sopron. Forstökonomisches Kolloquium.
- Chang, S.J., Gadow, K.V., 2010. Application of the generalized Faustmann model to uneven-aged forest management. *Journal of Forest Economics* 16, S. 313–325.
- Chreptun, C., 2012. Baumarteninteraktion und ihre finanzielle Auswirkung unter Berücksichtigung des Ausfallrisikos Bachelor-Thesis, Technische Universität München, Fachgebiet für Waldinventur, Freising.
- Chumachenko, S.I., Korotkov, V.N., Palenova, M.M., Politov, D.V., 2003. Simulation modeling of long-term stand dynamics at different scenarios of forest management for coniferous-broad-leaved forests. *Ecological Modelling* 170, S. 345–361.
- Clasen, C., Knoke, T., 2010. Finanzielle Konsequenzen des Verlustes von Mischbaumarten durch Rehwildverbiss: ST Projekt 220 Unveröffentlicht, Freising.
- 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. *Forest Policy and Economics* 13, S. 503–511.

- Comeau, P., Kabzems, R., McClarnon, J., Heineman, J., 2005. Implications of selected approaches for regenerating and managing western boreal mixedwoods. *The Forestry Chronicle* 81, S. 559–574.
- Costanza, J., Hulcr, J., Koch, F., Earnhardt, T., McKerrow, A., Dunn, R. et al, 2012. Simulating the effects of the southern pine beetle on regional dynamics 60 years into the future. *Ecological Modelling* 244, S. 93–103.
- Cotta, H., 1828. Anweisung zum Waldbau. Carl Heinrich Edmund von Berg.
- D'Amato, A., Puettmann, K.J., 2004. The relative dominance hypothesis explains interaction dynamics in mixed species *Alnus rubra/ Pseudotsuga menziesii* stands. *Journal of Ecology* 92, S. 450–463.
- Deegen, P., 1997. Forstökonomie kennenlernen: Eine Einführung in die Ressourcenökonomie für das Ökosystem Wald. Taupitz Bogenschützen Verl., Dresden.
- Deegen, P., Hung B., Mixdorf U., 1997. Ökonomische Modellierung der Baumartenwahl bei Unsicherheit der zukünftigen Temperaturentwicklung. *Forstarchiv* 68, S. 194–205.
- Diaci, J., Kerr, G., O'Hara, K., 2011. Twenty-first century forestry: integrating ecologically based, uneven-aged silviculture with increased demands on forests. *Forestry* 84, S. 463–465.
- Dieler, J., Pretzsch, H., 2013. Morphological plasticity of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in pure and mixed-species stands. *Forest Ecology and Management* 295, S. 97-108.
- Dieter, M., 1997. Berücksichtigung von Risiko bei forstbetrieblichen Entscheidungen, Frankfurt am Main. *Schriften zur Forstökonomie* 16.
- Dieter, M., 2001. Land expectation values for spruce and beech calculated with Monte Carlo modelling techniques. *Forest Policy and Economics* 2, S. 157–166.
- Endres, M., 1919. Lehrbuch der Waldwertrechnung und Forststatik, 3rd Edition. Springer.
- Fahlvik, N., Agestam, E., Nilsson, U., Nyström, K., 2005. Simulating the influence of initial stand structure on the development of young mixtures of Norway spruce and birch. *Forest Ecology and Management* 213, S. 297–311.
- Faustmann, M., 1849. Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 15, S. 441–455.

- Ficko, A., Poljanec, A., Boncina, A., 2011. Do changes in spatial distribution, structure and abundance of silver fir (*Abies alba* Mill.) indicate its decline? *Forest Ecology and Management* 261, S. 844–854.
- Gamborg, C., Larsen, J., 2003. 'Back to nature' - a sustainable future for forestry? *Forest Ecology and Management* 179, S. 559–571.
- Gayer, K., 1886. *Der gemischte Wald: seine Begründung und Pflege, insbesondere durch Horst- und Gruppenwirtschaft.* Paul Parey, Berlin.
- Griess, V.C., Knoke, T., 2011. Growth performance, windthrow, and insects: meta-analyses of parameters influencing performance of mixed-species stands in boreal and northern temperate biomes. *Canadian Journal of Forest Research* 41, S. 1141–1159.
- Griess, V.C., Knoke, T., 2013. Bioeconomic modelling of mixed Norway spruce - European beech stands: Economic consequences of considering ecological effects. *European Journal of Forest Research* 132, S. 511-522.
- Griess, V.C., Acevedo, R., Härtl, F., Staupendahl, K., Knoke, T., 2012. Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce. *Forest Ecology and Management* 267, S. 284–296.
- Hahn, A., Knoke, T., 2010. Sustainable development and sustainable forestry: analogies, differences, and the role of flexibility. *European Journal of Forest Research* 129, S. 787-801.
- Hamilton, D., 1990. Extending the range of applicability of an individual tree mortality model. *Canadian Journal of Forest Research* 20, S. 1212–1218.
- Hanewinkel, M., 2002. Comparative economic investigations of even-aged and uneven-aged silvicultural systems: a critical analyses of different methods. *Forestry* 75, S. 473–481.
- Hanewinkel, M., 2005. Neural networks for assessing the risk of windthrow on the forest division level: a case study in southwest Germany. *European Journal of Forest Research* 125, S. 243–249.
- Hanson, J., Lorimer, C., Halpin, C., Palik, B., 2012. Ecological forestry in an uneven-aged, late-successional forest: Simulated effects of contrasting treatments on structure and yield. *Forest Ecology and Management* 270, S. 94–107.
- Harou, P.A., Mack, R.J., Mawson, J.C., 1985. A silvicultural-financial simulator for nonindustrial forest land in the northeast. *Forest Science* 31, S. 706–716.

- Hartig, G., 1800. Anweisung zur Holzzucht für Förster, 3rd Edition. Akademische Buchhandlung Marburg.
- Härtl, F., Hahn, A., Knoke, T., 2010. Integrating neighbourhood effects in the calculation of optimal final tree diameters. *Journal of Forest Economics* 16, S. 179–193.
- Hastreiter, H., 2012. Die Eigentumsstruktur des Privatwaldes. *LWF aktuell* 19, S. 4–6.
- Healey, T., Corriero, T., Rozenov, R., 2005. Timber as an Institutional Investment. *The Journal of alternative Investments* 8, S. 60–64.
- Heidingsfelder, A., Knoke, T., 2004. Douglasie versus Fichte: Ein betriebswirtschaftlicher Leistungsvergleich auf Grundlage des Provenienzversuches Kaiserslautern, Frankfurt am Main. *Schriften zur Forstökonomie* 26.
- Heikkinen, V., 2002. Co-integration of Timber and Financial Markets-Implications for Portfolio Selection. *Forest Science* 48, S. 118–128.
- Heikkinen, V., 2003. Timber Harvesting as a Part of the Portfolio Management: A Multiperiod Stochastic Optimisation Approach. *Management Science* 49, S. 131–142.
- Heinonen, T., Pukkala, T., 2004. A comparison of one- and two-compartment neighbourhoods in heuristic search with spatial forest management goals. *Silva Fennica* 38, S. 319–332.
- Hildebrandt, P., 2010. Die Wahl von Baumartenmischungen als forstökonomische Entscheidung unter Unsicherheit (Dissertation): Bewertungsbeispiele aus der Waldwirtschaft in Chile. Technische Universität München, Fachgebiet für Waldinventur, Freising.
- Hildebrandt, P., Knoke, T., 2009. Optimizing the shares of native tree species in forest plantations with biased financial parameters. *Ecological Economics* 68, S. 2825–2833.
- Hildebrandt, P., Knoke, T., 2011. Investment decisions under uncertainty - A methodological review on forest science studies. *Forest Policy and Economics* 13, S. 1–15.
- Hildebrandt, P., Kirchlechner, P., Hahn, A., Knoke, T., Mujica, R.H., 2010. Mixed species plantations in Southern Chile and the risk of timber price fluctuation. *European Journal of Forest Research* 129, S. 935–946.
- Höllerl, S., 2009. Auswirkungen von waldbaulichen Maßnahmen auf die Stabilität (Resistenz und Elastizität) von Fichtenreinbeständen in der Bergmischwaldstufe der Bayerischen Alpen (Dissertation): Eine Analyse aus waldbaulich-forstökonomischer Sicht. Technische Universität München, Lehrstuhl für Waldbau, Freising.

- Höllerl, S., Sefidi, K., Marvie Mohadjer, Mosandl, R., 2012. Wie hoch ist der „natürliche Holzvorrat“ in Buchenwäldern? Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge AFZ – Der Wald 18, S. 27-29.
- Hyytiäinen, K., Tahvonen, O., 2002. Economics of Forest thinnings and rotation periods for Finnish conifer cultures. Scandinavian journal of forest research 17, S. 274–288.
- Jacobsen, J., Helles, F., 2006. Adaptive and nonadaptive harvesting in uneven-aged beech forest with stochastic prices. Forest Policy and Economics 8, S. 223–238.
- Jensen, S., 2013. Naturverjüngung und finanzieller Erfolg - eine Fallstudie in Fichtenreinbeständen der montanen Zone. Masterarbeit. Technische Universität München, Fachgebiet für Waldinventur, Freising.
- Jübner, D., 2006. Ökonomische Modellanalyse zur Bewirtschaftung eines Plenterwaldes am Beispiel einer Versuchsfläche im Emmental, Schweiz. Diplomarbeit. Institut für Forstökonomie und Forsteinrichtung. Technische Universität Dresden.
- Kao, C., Brodie, J.D., 1980. Simultaneous Optimization of Thinnings and Rotation with Continuous Stocking and Entry Intervals. Forest Science 22, S. 338–346.
- Kennel, E., 2000. Schätzfunktion für Bestandesmitteldurchmesser. Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge AFZ – Der Wald 55, S. 1191–1193.
- Kerr, G., 2004. The growth and form of ash (*Fraxinus excelsior*) in mixture with cherry (*Prunus avium*), oak (*Quercus petraea* and *Quercus robur*), and beech (*Fagus sylvatica*). Canadian Journal of Forest Research 34, S. 2340–2350.
- Klopcic, M., Boncina, A., 2012. Recruitment of tree species in mixed selection and irregular shelterwood forest stands. Annals of Forest Science 69, S. 915-925.
- Klopcic, M., Jerina, K., Boncina, A., 2010. Long-term changes of structure and tree species composition in Dinaric uneven-aged forests: are red deer an important factor? European Journal of Forest Research 129, S. 277-288.
- Klopcic, M., Poljanec, A., Boncina, A., 2012. Modelling natural recruitment of European beech (*Fagus sylvatica* L.). Forest Ecology and Management 284, S. 142–151.
- Knoke, T. 1998. Analyse und Optimierung der Holzproduktion in einem Plenterwald - zur Forstbetriebsplanung in ungleichaltrigen Wäldern. Forstliche Forschungsberichte München, 182.

- Knoke, T., 2009. Zur finanziellen Attraktivität von Dauerwaldwirtschaft und Überführung: eine Literaturanalyse. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 160, S. 152–161.
- Knoke, T., 2011. Follow-Up Proposal for a project of the German Research Foundation (DFG): Uncertainty and the bioeconomics of near-natural silviculture.
- Knoke, T., 2012. The Economics of Continuous Cover Forestry, in: Pukkala, T., Gadow, K. von (Eds.), *Continuous cover forestry*. 2nd. Springer, Dordrecht. *Managing Forest Ecosystems* 23, S. 167–193.
- Knoke, T., Plusczyk, N., 2001. On economic consequences of transformation of a spruce (*Picea abies* (L.) KARST.) dominated stand from regular into irregular age structure. *Forest Ecology and Management* 151, S. 163–179.
- Knoke, T., Seifert, T., 2008. Integrating selected ecological effects of mixed European beech-Norway spruce stands in bioeconomic modelling. *Ecological Modelling* 210, S. 487–498.
- Knoke, T., Wurm, J., 2006. Mixed forests and a flexible harvest policy: a problem for conventional risk analysis? *European Journal of Forest Research* 125, S. 303–315.
- Knoke, T., Ammer, C., Stimm, B., Mosandl, R., 2008. Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. *European Journal of Forest Research*, S. 89–101.
- Knoke, T., Moog, M., Plusczyk, N., 2001. On the effect of volatile stumpage prices on the economic attractiveness of a silvicultural transformation strategy. *Forest Policy and Economics* 2, S. 229–240.
- Knoke, T., Schneider, T., Hahn, A., Griess, V.C., Rößiger, J., 2012. *Forstbetriebsplanung als Entscheidungshilfe*, 1st ed. Eugen Ulmer KG, Stuttgart.
- Knoke, T., Stimm, B., Ammer, C., Moog, M., 2005. Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution on an ecological concept. *Forest Ecology and Management* 213, S. 102–116.
- Koellner, T., Schmitz, O., 2006. Biodiversity, Ecosystem Function, and Investment Risk. *BioScience* 56, S. 977.
- König, A., 1995. *Sturmgefährdung von Beständen im Altersklassenwald: Ein Erklärungs- und Prognosemodell*. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.
- Korpel', Š., 1995. *Die Urwälder der Westkarpaten*. Gustav Fischer Verlag.

- Kraft, G., 1884. Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Klindworth Verlag, Hannover.
- Krissl, W., Müller F., 1990. Begründung von Mischbeständen. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien. Waldbau-Merkblätter 2. 25 S.
- Lindo Systems, I., 2010. What's Best® Version 10.0 User's Manual.
- Macmillan, W.D., 1992. Risk and agricultural land use: A reformulation of the portfolio-theoretic approach to the analysis of a von Thünen economy. *Geographical Analysis* 24, S. 142-158.
- Mandelbrot, B.B., Hudson R.L., 2005. *Fraktale und Finanzen: Märkte zwischen Risiko, Rendite und Ruin*. Piper, München.
- Manusch, C., Bugmann, H., Heiri, C., Wolf, A., 2012. Tree mortality in dynamic vegetation models – A key feature for accurately simulating forest properties. *Ecological Modelling* 243, S. 101–111.
- Markowitz, H., 1952. Portfolio selection. *The Journal of Finance* 7, S. 77–91.
- Markowitz, H., 1959. *Portfolio selection: Efficient Diversification of Investments*. John Wiley and Sons., New York.
- Meilby, H., Nord-Larsen, T., 2012. Spatially explicit determination of individual tree target diameters in beech. *Forest Ecology and Management* 270, S. 291–301.
- Mendoza, G., Önal, H., Soetjito, W., 2000. Optimising tree diversity and economic returns from managed mixed forests in Kalimantan, Indonesia. *Journal of Tropical Forest Science* 12, S. 298–319.
- Meyer, C., 1999. *Value at risk für Kreditinstitute: Erfassung des aggregierten Marktrisikopotentials*, Nachdr. Dt. Univ.-Verl. [u.a.], Wiesbaden.
- Mills, W., Hoover, W., 1982. Investment in Forest Land: Aspects of Risk and Diversification. *Land Economics* 58, S. 33–51.
- Möhring, B., 1986. *Dynamische Betriebsklassensimulation - Ein Hilfsmittel für die Waldschadensbewertung und Entscheidungsfindung im Forstbetrieb*. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme-Waldsterben der Universität Göttingen 20.
- Möhring, B., 2004. Betriebswirtschaftliche Analyse des Waldumbaus. *Forst und Holz* 59, S. 523-530.

- Möhring, B., Rüping, U., Leefken, G., Ziegeler, M., 2006. Die Annuität – ein „missing link“ der Forstökonomie. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 177, S. 21-29.
- Möller, A., 1922. *Der Dauerwaldgedanke*. Springer, Berlin.
- Monserud, R., 1976. Simulation of Forest Tree Mortality. *Forest Science* 22, S. 438–444.
- Moog, M., Weber, W., 2001. Selecting Optimal Investment in Forestry: Portfolio Selection Approaches. Annual Meeting of IUFRO Managerial Economics group and M.S.E.Accounting group. The International Symposium on The Economics of Natural Hazards in Forestry, Solsona, Spain.
- Müller, F., 2002. Modellierung von Sturm-, Schnee-, und Rotfäulerisiko auf Einzelbaumebene. Dissertation. Technische Universität München, Freising.
- Müller, M., 2009. Ein Matrix-Modell zur Prognose der Entwicklung ungleichaltriger Mischbestände im Stadtwald München. Diplomarbeit . Technische Universität München, Fachgebiet für Waldinventur, Freising.
- Nichols, J.D., Bristow, M., Vanclay, J., 2006. Mixed species plantations: prospects and challenges. *Forest Ecology and Management* 233, S. 383–390.
- O'Hara, K., 2009. Multiaged silviculture in North America. *Journal of Forest Science (Prague)* 55, S. 432–436.
- Otto, H.J., 1994. *Waldökologie*. 1st ed. Eugen Ulmer GmbH&Co., Stuttgart.
- Paulo, J., Tomé, E., 2010. Optimization of cork debarking rotation for sites of different cork productivity and quality, Seoul. XXIII IUFRO World Congress.
- Pretzsch, H., Dieler, J., 2012. Evidence of variant intra- and interspecific scaling of tree crown structure and relevance for allometric theory. *Oecologia* 169, S. 637–649.
- 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. *European Journal of Forest Research* 128, S. 183–204.
- Pretzsch, H., Biber, P., Dursky, J., 2002. The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management*, 162, S. 3–21.
- Pretzsch, H., Block, J., Dieler, J., Dong, P., 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. *Annals of Forest Science* 67, S. 712.

Pretzsch, H., Bielak, K., Block, J., Bruchwald, A., Dieler, J., Ehrhart, H.P., Kohnle, U., Nagel, J., Spellmann, H., Zasada, M., Zingg, A., 2013. Productivity of mixed versus pure stands of oak (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL. and *Quercus robur* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) along an ecological gradient. *European Journal of Forest Research* 132, S. 263-280.

Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Bielak, K., 2013 im Druck. Changes of forest stand dynamics in Europe. Facts from long-term observational plots and their relevance for forest ecology and management. *Forest Ecology and Management*.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.050>.

Redmond, C., Cabbage, F., 1988. Portfolio Risk and Returns from Timber Asset Investments. *Land Economics* 64, S. 325–337.

Roessiger, J., Knoke, T., 2010. An optimization model for a mixed species stand management with determination of the harvest sequence under uncertainty, in: Helles, F., Nielsen, P. (Eds.), *Scandinavian Forest Economics* 43. Proceedings of the Biennial Meeting of the Scandinavian Society of Forest Economics, Copenhagen, S. 117.

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84, S. 527–537.

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Vorbereitung. Variability in growth leads to a diversification of target diameter distribution in forest stands. A matrix model based case study from Postojna, Slovenia.

Rojo, J., Orois, S., 2005. A decision support system for optimizing the conversion of rotation forest stands to continuous cover forest stands. *Forest Ecology and Management* 207, S. 109–120.

Salminen, O., 1993. Dynaamiseen ohjelmointiin perustuva viljelymetsiköiden harvennusten ja kiertoajan optimointi: Simultaneous optimization of thinnings and rotation of cultivated stands using dynamic programming. *Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 480.

- Schreuder, G.F., 1971. The simultaneous determination of optimal thinning schedule and rotation for an even-aged forest. *Forest Science* 17, S. 333–339.
- Schröder, J., Röhle, H., Münder, K., 2005. Simulation und Bewertung von Managementoptionen mit dem Waldwachstumssimulator BWINPro-S. *Forst und Holz* 60 (10), S. 411 – 415
- Schütz, J.P., 2009. La forêt pérenne: aimable rêverie sylvicole ou concept d’avenir? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 160, S. 132–136.
- Schütz, J.P., Götz, M., Schmid, W., Mandallaz, D., 2006. Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research* 125, S. 291–302.
- Slovenian Forest Service, 1992. National forest inventory database. Data from permanent sample plots for forest management units Sneznik and Leskova dolina, first survey. Slovenia Forest Service. Ljubljana.
- Slovenian Forest Service, 2003. National forest inventory database. Data from permanent sample plots for forest management units Sneznik and Leskova dolina, second survey. Slovenia Forest Service. Ljubljana.
- Slovenian Forest Service, 2004. National database on cut (TIMBER database). Cut and salvage cut for forest management units Sneznik and Leskova dolina in the period 1995-2004. Slovenia Forest Service. Ljubljana.
- Slovenian Forest Service, 2011. Regional forest management plan for Postojna region 2011-2020, Slovenia Forest Service. Regional unit Postojna. Postojna.
- Sonnemann, D., 2008. Das ideale Plentergleichgewicht - Leitbild oder Luxus? Essay. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 159, S. 1–7.
- Spellmann, H., 2005. Produziert der Waldbau am Markt vorbei? *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge AFZ – Der Wald* 60, S. 454–459.
- Staupendahl, K., Möhring, B., 2011. Integrating natural risks into silvicultural decision models: A survival function approach. *Forest Policy and Economics* 13, S. 496–502.
- Staupendahl, K., Zucchini, W., 2011. Schätzung von Überlebensfunktionen der Hauptbaumarten auf der Basis von Zeitreihendaten der Rheinland-Pfälzischen Waldzustandserhebung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 182, S. 129-145.

- Tahvonen, O., Pukkala, T., Laiho, O., Lähde, E., Niinimäki, S., 2010. Optimal management of uneven-aged Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 260, S. 106–115.
- Thomson, T.A., 1991. Efficient Combinations of Timber and Financial Market Investment in Single-Period and Multiperiod Portfolios. *Forest Science* 37, S. 461–480.
- Thorpe, H., Thomas, S., Caspersen, J., 2008. Tree mortality following partial harvests determined by skidding proximity. *Ecological Applications* 18, S. 1652–1663.
- Thünen, J.H. von, 1842. *Der isolierte Staat in Beziehung auf Landwirtschaft und Nationalökonomie*. 2nd edition, Leopold, Rostock.
- Utschig, H., Neufanger, M., Zanker, T., 2011. Das 100-Baum-Konzept: Einstieg für Durchforstungsregeln in Mischbeständen. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge AFZ – Der Wald* 66 (21) S. 4-6.
- Valkonen, S., Valsta, L., 2001. Productivity and economics of mixed two-storied spruce and birch stands in Southern Finland simulated with empirical models. *Forest Ecology and Management* 140, S. 133–149.
- Volkov, V.D., 1980. Simultaneous optimization of rotation and allowable cut. *Lesnoe Khozyaistvo* 2, S. 37–41.
- Weibull, W., 1951. A statistical distribution of wide applicability. *Journal of Applied Mechanics – transaction of the ASME* 18, S. 293–297.
- Wippermann, C., Möhring, B., 2001. Exemplarische Anwendung der Portefeuilletheorie zur Analyse eines forstlichen Investments. *Forst und Holz* 56, S. 267–272.

9.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Historische Holzpreisentwicklung für Referenzpreise (mittlere Werte) für Fichte und Buche.....	35
Abbildung 2: Vergleich der Überlebenswahrscheinlichkeiten über dem Alter	39
Abbildung 3: Weibull-Überlebenswahrscheinlichkeit der Fichte und der Buche über dem Baumartenanteil	41
Abbildung 4: Weibull-Überlebenswahrscheinlichkeit der Fichte und der Buche über dem Alter.....	41
Abbildung 5: Konzeptioneller Aufbau des Matrix-Modells, Elemente innerhalb einer geschweiften Klammer sind jeweils für jede darüber angeordnete Klasse relevant	50
Abbildung 5: Matrix-Entwicklung in zehn Jahren mit Einwuchs, Übergang, Mortalität und Ernte	51
Abbildung 6: Zeitliche Verteilung der Ernte für den maximalen Value at Risk optimierten Mischbestand mit 42% Fichte und 58% Buche mit Verjüngungszeitraum von 50 bis 120 Jahren	69
Abbildung 7: Zeitliche Verteilung der Ernte für den Fichtenreinbestand mit Verjüngungsnutzung im Alter von 80 Jahren	69
Abbildung 8: Zeitliche Verteilung der Ernte für den Buchenreinbestand mit Verjüngungsnutzung im Alter von 120 Jahren	70
Abbildung 9: Häufigkeitsverteilung für Annuitäten eines Fichten-Reinbestandes (Kahlschlag im Alter von 80 Jahren), eines Buchen-Reinbestandes (Kahlschlag im Alter von 120 Jahren) und einem für den maximalen Value at Risk optimierten Mischbestand mit 42% Fichte und 58% Buche mit Verjüngungszeitraum von 50 bis 120 Jahren, y-Achse mit logarithmischer Skala.....	73
Abbildung 10: Auswirkungen von iterativ wechselnden Baumartenanteilen bei gleichbleibender Einschlagabfolge auf Value at Risk-Ergebnisse für eine simulierte und eine in eine Normalverteilung überführte Verteilung, mit realitätsnäherem und höherem Risiko für die Nicht- Normalverteilung	74
Abbildung 11: Risiko und Ertrag für vier Szenarien mit Variation von Fichten- und Buchenanteil und Optimierung von Risikorestriktionen. Jeder Punkt in der Kurve repräsentiert eine Veränderung des Baumartenanteils um 10%.....	75

Abbildung 12: 100% Fichtenreinbestand mit Verjüngungsnutzung im Alter von 80 Jahren mit der maximal möglichen Standardabweichung von ± 57 €/ha/Jahr und einem finanziellem Ertrag von 222 €/ha/Jahr.	79
Abbildung 13: 100% Buchenreinbestand mit Verjüngungsnutzung im Alter von 120 Jahren mit einer Standardabweichung von ± 17 €/ha/Jahr und einem finanziellem Ertrag von 99 €/ha/Jahr.	80
Abbildung 14: Zwei Bewirtschaftungsstrategien mit 80% Flächenanteil an Fichte mit einer Verjüngungsnutzung im Alter von 80 Jahren und 20% Anteil an Buche mit einer Verjüngungsnutzung im Alter von 120 Jahren; eine Strategie als Mischung zwei voneinander getrennten Bestandeseinheiten ohne Interaktionen: mit einem finanziellem Ertrag von 198 €/ha/Jahr und einer Standardabweichung von ± 46 €/ha/Jahr; eine weitere Strategie als Mischung mit Interaktionen: mit einem finanziellem Ertrag von 204 €/ha/Jahr und einer Standardabweichung von ± 40 €/ha/Jahr.	81
Abbildung 15: Erntesequenz optimiert für eine maximale Standardabweichung von ± 25 €/ha/Jahr mit einem finanziellen Ertrag von 195 €/ha/Jahr für eine Mischung aus 80% Fichte und 20% Buche mit Interaktionen.....	82
Abbildung 16: Erntesequenz optimiert für eine maximale Standardabweichung von ± 25 €/ha/Jahr mit einem finanziellen Ertrag von 171 €/ha/Jahr für eine Mischung aus 70% Fichte und 30% Buche ohne Interaktionen	82
Abbildung 17: Häufigkeitsverteilung der finanziellen Annuitäten aus einer Simulation mit 50.000 Wiederholungen für unterschiedliche Bewirtschaftungsstrategien mit und ohne Interaktionen.....	85
Abbildung 18: Langfristige Grundflächenentwicklung im Matrix-Modell ohne Ernteeingriffe	87
Abbildung 19: Grundflächenentwicklung für drei Baumarten bei Maximierung des Kapitalwertes.....	88
Abbildung 20: Zeitliche Entwicklung des Erntevolumens (Efm/ha) für die Maximierung des Kapitalwertes.....	89
Abbildung 21: Zeitverlauf des Anfalles von Ertrag des durch Mortalität ausgefallenen Holzes in Euro/ha	90
Abbildung 22: Verteilung des optimierten Erntevolumens in Erntefestmeter/ha der Simulationsperiode 10 bis 100 Jahre auf Durchmesser-Stärkeklassen bei Maximierung des Kapitalwertes.....	91
Abbildung 23: Zeitverlauf der Zieldurchmesser für Wachstumsklassen langsamwüchsiger (0 bis 1 cm in zehn Jahren), mittelwüchsiger (2 bis 3 cm in zehn Jahren) und schnellwüchsiger	

(größer 4 cm in zehn Jahren) Bäume für die jeweils untere Grenzbereich des Zieldurchmessers einer Wachstumsklasse	92
--	----

9.3 Tabellenverzeichnis

Volumenertrag nach Ertragstafel Wiedemann, 1. Ertragsklasse für Fichte und Buche in Erntefestmeter ohne Rinde	34
Holzpreise und Erntekosten	36
Vergleich der Überlebenswahrscheinlichkeiten	38
Ergebnisse der multinomialen logistischen Regression für die Zuordnung des Einwuchses zu Wachstumsklassen	59
Mittelwert des Zuwachses einer Wachstumsklasse und unterer Klassenrahmen für die Anordnung der Übergangswahrscheinlichkeiten in den Wachstumsklassen in Relation zur Breite einer Stärkeklasse von 4 cm	63
Vergleich der Finanziellen Indikatoren der Bewirtschaftungsstrategien bei Optimierung nach dem Value at Risk	70
Eigenschaften und finanzielle Ergebnisse der vier Bewirtschaftungsstrategien	76

9.4 Formelverzeichnis

Formel 1: Portfolio-Erwartungswert	23
Formel 2: Portfolio-Varianz	23
Formel 3: Value at Risk	25
Formel 4: Kapitalwert	31
Formel 5: Annuität	32
Formel 6: Weibull-Funktion.....	39
Formel 7: Überlebenswahrscheinlichkeit der Fichte im Mischbestand	40
Formel 8: Monte-Carlo-Simulation.....	43
Formel 9: Ausfallwahrscheinlichkeit	44
Formel 10: Allgemeines Verhältnis von Übergangs- zu Verbleibswahrscheinlichkeit	52
Formel 11: Berechnung der Baumanzahl für die Durchmesserklasse 12 cm für den Fall der langsamen und mittleren Wachstumsgeschwindigkeit kleiner 4 cm bei einer 4 cm Durchmesserklassenbreite	52
Formel 12: Berechnung der Baumanzahl für die Durchmesserklasse 16 cm für den Fall der langsamen und mittleren Wachstumsgeschwindigkeit kleiner 4 cm bei einer 4 cm Durchmesserklassenbreite	52
Formel 13: Berechnung der Baumanzahl für die Durchmesserklasse 12 cm für den Fall der schnellen Wachstumsgeschwindigkeit größer und gleich 4 cm bei einer 4 cm Durchmesserklassenbreite	53
Formel 14: Berechnung der Baumanzahl für die Durchmesserklasse 16 cm für den Fall der schnellen Wachstumsgeschwindigkeit größer 4 cm bei einer 4 cm Durchmesserklassenbreite	53
Formel 15: Berechnung der Baumanzahl für die Durchmesserklasse 20 cm für den Fall der schnellen Wachstumsgeschwindigkeit größer und gleich 4 cm bei einer 4 cm Durchmesserklassenbreite	53
Formel 16: Allgemeine Formel der Einwuchshäufigkeit.....	56
Formel 17: Spezielle Einwuchshäufigkeit für Buche, Fichte und Tanne.....	57
Formel 18: Zwischenrechnung einer Komponente eines Wachstumsklassenanteils für die multinomiale logistische Regression.....	60
Formel 19: Bestimmung eines Wachstumsklassenanteils mittels multinomialer logistischer Regression	60
Formel 20: Allgemeine Formel von Übergangs- und Verbleibswahrscheinlichkeit.....	60

Formel 21: Übergangswahrscheinlichkeiten zur nächsthöheren 4-cm Klasse in zehn Jahren für Buche, Fichte und Tanne.....	61
Formel 22: Berechnung des unteren Klassenrahmens für eine Skalenbreite von 1 cm für eine Wachstumsklasse	62
Formel 23: Berechnung von Übergangswahrscheinlichkeiten spezifisch für eine Wachstumsklasse mit Hilfe der Übergangswahrscheinlichkeiten für die Baumarten aus Formel 21	63
Formel 24: Mortalitätshäufigkeiten für Buche, Fichte und Tanne.....	64

10 Liste aller Publikationen

10.1 Begutachtete Publikationen mit ISI-Ranking

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Vorbereitung. Variability in growth leads to a diversification of target diameter distribution in forest stands. A matrix model based case study from Postojna, Slovenia.

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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 84, S. 527-537.

10.2 Begutachtete Publikation ohne ISI-Ranking

Nürnberger, K., Hahn, A., Röbiger, J., Knoke, T., 2013. Unerwünschte Effekte der Einkommensteuergesetzgebung auf die Wahl waldbaulicher Alternativen: Eine Simulationsstudie aus der Sicht eines risikomeidenden Entscheiders. Beitrag zur GEWISOLA 2013, 53. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V. . AgE-conSearch.

10.3 Sonstige Publikationen

Knoke, T., Schneider, T., Hahn, A., Griess, V.C., Röbiger, J., 2012. Forstbetriebsplanung als Entscheidungshilfe, 1st ed. Eugen Ulmer KG, Stuttgart.

Röbiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. Risiko als ökonomischer Grund zur Umwandlung. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge Der Wald* 66, 6-7.

Mostert, V.C. (jetzt Griess), Röbiger, J., Knoke, T., 2009. Einklang von Mischbestandswirtschaft und Forstökonomie. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge Der Wald* 64, 1148-1149.

Röbiger, J., 2008. Verwendung öffentlicher Mittel für forstliche Umweltleistungen - Untersuchung des sächsischen Landeshaushaltes nach Ausgaben zur Finanzierung der Bereitstellung

forstlicher Umweltleistungen und deren Verwendung. 83 S., Diplomarbeit am Institut für Forstökonomie und Forsteinrichtung an der Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften an der Technischen Universität Dresden, Tharandt.

10.4 Abstracts von Vorträgen

Rößiger, J., Ficko, A., 2013. Ökologische Interaktion in einem Matrix-Simulations- und Optimierungsmodell für Postojna/Slowenien, in: Institut für Agrar- und Forstökonomie, Universität für Bodenkultur Wien. 45. Forstökonomisches Kolloquium vom 11. bis 14.09.2013 in Reichenau an der Rax, Österreich, S. 133.

Rößiger, J., Knoke, T., 2011. Ökonomische Vorteilhaftigkeit ungleichaltriger Mischbestände bei Berücksichtigung von Risiko, in: Stark, M., 2011. Tagungsband 43. Forstökonomisches Kolloquium vom 28.09. bis 01.10.2011 in Sopron, Ungarn. Westungarische Universität, S. 73.

Roessiger, J., Knoke, T., 2010. An optimization model for a mixed species stand management with determination of the harvest sequence under uncertainty, in: Helles, F., Nielsen, P. (Eds.), Scandinavian Forest Economics 43. Proceedings of the Biennial Meeting of the Scandinavian Society of Forest Economics, Copenhagen, S. 117.

Rößiger, J., Knoke, T., 2010. Optimizing mixed species stand management under uncertainty, in: Parrotta, J.A., Carr, M.A., 2010. Forest for the Future: Sustaining Society and the Environment XXIII IUFRO World Congress, 23.-28.08.2010“, Seoul, Republic of Korea Abstracts. The International Forestry Review 12, S. 135.

Rößiger, J., 2009. Simultaneous optimization of rotation periods and tree species composition, in: IUFRO-Tagung Unit 4.05.00 Managerial Economics and Accounting ”Sustainable Forest Management and Accounting – Resolutions During the Financial Crisis” Darmstadt 28.10.2009.

11 Danksagung

Herr Prof. Dr. Thomas Knoke hat die Erstellung der Arbeit und der wissenschaftlichen Artikel betreut, mit den DFG-Projekten wegweisende Impulse gegeben und mit zahlreichen Gedankenanstößen Ideen für diese Dissertation beigetragen. Ihm möchte ich daher zuerst danken. Ein Dank gilt den Mitgliedern des Fachgebietes für Waldinventur und nachhaltige Nutzung und des Lehrstuhles für Waldbau für die viele Hinweise, besonderer Herrn Dr. Bernhard Beinhofer und Herrn Christian Clasen für ihre Vorarbeiten zur Modellierung und Optimierung unter Risiko. Die verwendeten Modelle (Roessiger *et al.*, 2011; 2013) konnten darauf aufbauen. Frau Dr. Verena Grieb wirkte an allen drei Artikeln mit und insbesondere der zweite Artikel wäre ohne die Daten zu den Stabilisierungseffekten zwischen Baumarten aus ihrer Dissertation nicht denkbar gewesen. Frau Dr. Verena Grieb und ebenso Herrn Fabian Härtl gilt ein besonderer Dank für die Aufbereitung der Ausfallwahrscheinlichkeiten für Fichte und Buche und für die Unterstützung des zweiten Artikels (Roessiger *et al.*, 2013). Für die Sprachüberarbeitung danke ich besonders Frau Dr. Verena Grieb, Frau Laura Carlson, Herrn Craig Hanson und Frau Jenna Jäger. Ich danke meinem Mentor Herrn Dr. Klaus Neuhaus.

Herrn Andrej Ficko von Universität Ljubljana sei für die umfangreiche Kooperation zur Interpretation und Aufbereitung der Daten für den dritten Artikel (Roessiger *et al.*, in Vorbereitung) gedankt. Dem Slovenian Forest Service gilt ein besonderer Dank für die Bereitstellung umfangreicher Inventur- und Holzpreisdaten.

Herrn Prof. Dr. Dr. Michael Weber und Herrn Prof. Dr. Thomas Burkhardt danke ich für die Bereitschaft zur Erstellung der Prüfungsgutachten und Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. Hans Pretzsch danke ich für die Bereitschaft den Vorsitz der Prüfungskommission zu übernehmen.

Ein Dank sei an die Verantwortlichen der Deutsche Forschungsgemeinschaft gerichtet, die durch die Finanzierung der Projekte „Bioökonomischen Modellierung und Optimierung von Waldbeständen: Auf dem Weg zu einer waldbaulich orientierten Ökonomie“ (KN 586/7-1) und „Unsicherheit und die Bioökonomie naturnahen Waldbaus“ (KN 586/7-2) diese Arbeit ermöglicht hat. Ebenso sei ein Dank an die Verantwortlichen des ARANGE-Projektes – “Advanced multifunctional forest management in European mountain ranges” (FP7-KBBE-2011-5) für die Möglichkeit einer Kooperation, besonders in Bezug auf die Inventurdaten, ausgesprochen. Der Dank gilt den Verantwortlichen des siebenten Forschungsrahmenprogrammes der Europäischen Kommission FP7.

12 Beiträge der Autoren zu den Artikeln und Abstracts

12.1 Artikel 1

Title: **“May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study”**

Authors: Joerg Roessiger (joerg.roessiger@forst.wzw.tum.de),
Verena C. Griess (verena.griess@forst.wzw.tum.de),
Thomas Knoke* (knoke@forst.wzw.tum.de)

*Corresponding author. Tel.: 0049 (0) 8161 714700;
fax: 0049 (0) 8161 714545

Affiliation: Institute of Forest Management, Department of Ecology and Ecosystem Management,
Center of Life and Food Sciences Weihenstephan, Technische Universität München

Address: Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Germany

Publication: Forestry 84, S. 527–537.

Jörg Rößiger entwickelte das Modell und verfasste die Teile Material und Methoden, Ergebnisse und Diskussion. Für die Einführung und den Stand des Wissens war Verena Griess verantwortlich. Thomas Knoke betreute den Schreibprozess und unterzog den Artikel einer umfassenden Überarbeitung und einer Umformulierung und ergänzte den Artikel. Verena Griess überarbeitete den Artikel. Eine Sprachüberarbeitung wurde von Laura Carlson vorgenommen.

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84, S. 527–537.

Abstract

Based on a literature review and on a new bioeconomic modelling approach, we investigated whether or not clear-cutting and mono-species forests are the optimal silvicultural strategies under the presence of risk. The model reflects a risk-avoiding attitude and builds upon portfolio theory. The selected tree species and the timing of regeneration harvests constitute a total of 20 management alternatives. Optimal area fractions of the alternatives were combined at the stand level to find the maximum value at risk (VaR, annualized net present value exceeded with probability of 0.99). Relevant uncertainties were integrated via Monte Carlo Simulation and bootstrapping. The results showed a maximum VaR for a highly diversified treatment combining 42 % Norway spruce and 58 % European beech and included area fractions with regeneration harvests from age 50 to 120. This treatment avoids clear-cutting and a mono-species forest composition. It uses tree species diversification and extends the regeneration period over 70 years to diversify hazard and price risks. The resulting scenario may be called “near-natural” and emerges as the optimal choice, particularly for cautious and thus, risk-avoiding forest owners who don’t have the opportunity to diversify risks by means of large-scale forest properties.

12.2 Artikel 2

Title: **“How economic performance of a stand increases due to decreased failure risk associated with the admixing of species”**

Authors: Joerg Roessiger* (joerg.roessiger@forst.wzw.tum.de),
Verena C. Griess (verena.griess@forst.wzw.tum.de),
Fabian Härtl (haertl@forst.wzw.tum.de),
Christian Clasen (clasen@forst.wzw.tum.de),
Thomas Knoke (knoke@forst.wzw.tum.de)

*Corresponding author. Tel.: +49 8161 71 4688; Fax: +49 8161 71 4545

Affiliation: Institute of Forest Management, Department of Ecology and Ecosystem Management,
Center of Life and Food Sciences Weihenstephan, Technische Universität München

Address: Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Germany

Publication: Ecological Modelling 255, S. 58-69.

Jörg Rößiger entwickelte das Modell und verfasste den Artikel. Verena Griess und Fabian Härtl ermittelten Eingangsgrößen für das Modell. Thomas Knoke betreute den Schreibprozess und unterzog den Artikel einer umfassenden Überarbeitung und einer Umformulierung und ergänzte den Artikel. Christian Clasen erweiterte die Literatur. Verena Griess und Christian Clasen überarbeiteten den Artikel. Eine Sprachüberarbeitung wurde von Laura Carlson vorgenommen.

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

Abstract

A new modeling approach which combined survival probabilities for spruce with financial optimization showed a considerably reduction in financial risk in spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) stands with an admixture of a 20% proportion of beech (*Fagus sylvatica* L.). The admixture enhanced the stability of the spruce component against natural hazards, such as storm or insect damage. Here, these new survival investigations were integrated into a bio-economic modeling approach called silvicultural economics. A new failure model which includes the benefits of ecological interactions for decreasing hazard risk for spruce was developed. The modeling technique is based on Monte-Carlo-Simulation and on simultaneous portfolio optimization of management strategies under risk. Area proportions were allocated as decision variables to each tree species and to regeneration harvests at various points in time in order to achieve the maximum financial return given a predefined, acceptable risk. The simultaneous optimization led to a mixed - and, through long regeneration periods - to an uneven-aged forest stand, for almost all predefined risk-levels. In addition, for a selection of possible even-aged tree species compositions, a stand-level mixture (including the species interactions of the new model) was compared with the same species proportion at the stand level, but consisting of two separated parts of spruce and beech (thus excluding species interactions). For all even-aged and interacting mixtures that were investigated, a higher expected return and a lower financial risk were achieved when compared to the identical even-aged mixture proportions without interactions. When the timing and distribution of regeneration harvests was also optimized (as opposed to using a clear-cut strategy) there was a slight loss in financial return, but the reduction in risk was even greater, given the same tree species proportion - especially in cases with a low beech admixture. Compared to the simulation which excluded the stabilizing effect of beech on spruce, the variant with interacting tree species allowed for higher spruce proportions and shorter regeneration cycles for the same acceptable risk.

12.3 Artikel 3 (Manuskriptversion)

Title: **“Variability in growth leads to a diversification of target diameter distribution in forest stands. A matrix model based case study from Postojna, Slovenia.”**

Authors: Joerg Roessiger^{a*} (joerg.roessiger@forst.wzw.tum.de),
Andrej Ficko^b (Andrej.Ficko@bf.uni-lj.si),
Christian Clasen^a (clasen@forst.wzw.tum.de),
Verena C. Griess^a (v.griess@tum.de),
Thomas Knoke^a (knoke@forst.wzw.tum.de)

*Corresponding author. Tel.: +49 8161 71 4688; Fax: +49 8161 71 4545

Affiliation: ^aInstitute of Forest Management, Department of Ecology and Ecosystem Management,
Center of Life and Food Sciences Weihenstephan, Technische Universität München,

Address: ^aHans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Germany

Affiliation: ^bDepartment of Forestry and Renewable Forest Resources, Biotechnical Faculty, University of Ljubljana,

Address: ^bVecna pot 83, 1000 Ljubljana, Slovenia

Das Modell wurde von Jörg Rößiger entwickelt. Die Auswertung der Inventurdaten erfolgte durch Jörg Rößiger. Andrej Ficko unterstützte die Datenauswertung. Er lieferte Informationen zu statistischen Methoden, zu den Aufnahmen und zur Interpretation der Inventurdaten. Thomas Knoke betreute den Schreibprozess und unterzog den Artikel einer umfassenden Überarbeitung und ergänzte den Artikel. Verena Grieb koordinierte die Zusammenarbeit. Andrej Ficko, Verena Grieb und Christian Clasen überarbeiteten und ergänzten den Artikel.

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Vorbereitung. Variability in growth leads to a diversification of target diameter distribution in forest stands. A matrix model based case study from Postojna, Slovenia.

Abstract

A near-natural management of uneven-aged beech (*Fagus sylvatica*), spruce (*Picea abies*) and fir (*Abies alba*) stands was evaluated using a matrix-model. The model included near-natural stand dynamics with respect to changes in tree species composition, tree growth, stand density and size class diversity. The simulation integrated transition probabilities between diameter size classes, ingrowth and mortality dependent on stand density and on diameter size class. Based on an ecological simulation model a financial optimization of harvest activities was implemented into the model. Optimal forest management was influenced by the differentiated ecological model towards continuous and diverse management strategies for different size classes. Our matrix-model divides trees of one species into three classes of slow, medium and fast growth. Results indicate that a diverse structure of target diameters varying between growth classes and periods according to individual economic maturity of a tree are ideal. Reasons for this differentiation are dynamics in tree species composition, stand density and individual tree growth during that occur during forest stand development between simulation periods. Optimization of such diverse structures improves forest management planning, especially for providing ecosystem services. So near-natural forest management is best practice to benefit from ecosystem process.

13 Anhang

Artikel 1:

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84, S. 527–537.

Artikel 2:

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

Artikel 3 (Manuskriptversion):

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Vorbereitung. Variability in growth leads to a diversification of target diameter distribution in forest stands. A matrix model based case study from Postojna, Slovenia.

May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study

Joerg Roessiger, Verena C. Griess, Thomas Knoke*

Institute of Forest Management

Centre of Life and Food Sciences Weihenstephan

Technische Universität München

Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2

85354 Freising, Germany

*Corresponding author.

Address: Thomas Knoke, Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung,
Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt,
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Germany.

Tel.: 0049 (0) 8161 714700; fax: 0049 (0) 8161 714545; e-mail: knoke@forst.wzw.tum.de

Abstract

Based on a literature review and on a new bioeconomic modelling approach, it is investigated whether or not clear-cutting and mono-species forests are the optimal silvicultural strategies under the presence of risk. The modelling reflects a risk-avoiding attitude and basically builds upon portfolio theory. The selected tree species and the timing of regeneration harvests constituted a total of 20 management alternatives. Optimal area fractions of the alternatives had to be combined at stand level to find the maximum value at risk (VaR, annualized net present value exceeded with probability of 0.99). Relevant uncertainties were integrated via Monte Carlo Simulation and bootstrapping. The results showed a maximum VaR for a highly diversified treatment combining 42 % Norway spruce and 58 % European beech and area fractions with regeneration harvests from age 50 to 120 were included. This treatment avoided clear-cutting and a mono-species forest composition. It used tree species diversification and extended the regeneration period over 70 years to diversify hazard and price risks. The resulting scenario may be called “near-natural” and would be the optimal choice, particularly for cautious and thus risk-avoiding forest owners who don’t have the opportunity to diversify risks by means of large-scale forest properties.

Keywords: Forest management diversification, theory of portfolio selection, financial modelling, value at risk, mixed forests, even-aged silviculture

Introduction

Recent topics in the literature on forest science indicate an intellectual shift towards silvicultural approaches and management practices referred to in terms such as “close-to-nature”, “nature-based”, “near-natural” or “ecosystem management” (Gamborg and Larson 2003, Baumgarten and von Teuffel 2005, Hanewinkel 2005, Bristow *et al.* 2006, Fritz 2006, Knoke *et al.* 2008)¹. Schütz (1986) describes the core of near-natural forestry as “imitating nature and improving its performance²”. While Schütz (1986) focuses on strengthening the regenerative abilities inherent in forest ecosystems and their processes, he also claims that near-natural forestry has to be economically interesting, rather than being merely an ecological hobby.

The economic theory behind near-natural (N-N) forestry is, however, only partly developed. Even recent textbooks in forest economics show a surprising methodological concentration on even-aged (E-A) forestry (e.g., Amacher *et al.* 2009). For E-A silviculture, as based on the classical age-class system, systematic economic research began more than 200 years ago. A plentitude of models, mainly based on the so called “Faustmann rotation model” (Faustmann 1849), are at hand. For E-A forests, various extensions to include public goods (Hartmann 1976) and “two-period life-cycle models” (Johansson and Löfgren 1985) have been developed to analyse and optimize forest management from an economic point of view. In contrast to E-A forestry, international economic interest in N-N forestry has not been strong. Rather, near-natural forestry is intuitively seen as a concept that is most capable of fulfilling the requirements of multipurpose forestry. Some scientists no longer feel the need for an economic justification of the N-N forestry concept, as, according to their opinion, N-N and continuous forestry already outperform the E-A system because of the ecosystem services they provide (e.g., Schütz 2009).

¹ For simplicity we will call this type of management “near-natural” from here onwards.

² Translation by the authors.

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study.

However, there does not seem to be worldwide practical acceptance of N-N silviculture. A large part of the industrial roundwood of the world is still produced in short rotation monocultures (Siry and Cubbage 2003), often with non-native tree species. Also, the concept of mixed forests, which already dates back to times of Heinrich Cotta (1828) and Karl Gayer (1886), has largely been neglected in world-wide forestry (Nichols *et al.* 2006). This can perhaps be attributed to the enormous profitability that mono-species silviculture with exotic trees species promises. An international network of scientists (Cubbage *et al.* 2007) estimated economic profitability for these plantations of up to 23%³. In Germany as well, where a shift towards deciduous and mixed forests in the younger forest age-classes has been observed (Knoke *et al.* 2008), some economists are concerned about the economic viability of converting coniferous monocultures into near-natural forests which are dominated by broadleaved species (Möhring 2004, Spellmann 2005). We can thus state the current somewhat paradox situation of high scientific and intellectual interest in, and support for near-natural silviculture on the one side, and low practical (and economic) relevance of the system on the other side.

One explanation may be a low intuitive confidence in the economic viability of near-natural forestry (Knoke 2009). Connected with this point is the fact that, in contrast to EA management, the economic theory for N-N silviculture is still underdeveloped. The economic effects and functioning of N-N forestry are still somewhat unclear. Based on the premise that clear-cuts and monocultures are indicators for the classical E-A system our aim is thus to test the following hypothesis:

“Clear-cutting and mono-species forest stands are not the optimal economic choices in forest stand management, when considered from a risk-avoiding perspective and over a whole rotation”

To test this hypothesis we have split our paper into two parts: First, we review the economic literature on near-natural and uneven-aged forestry briefly to identify existing gaps. Based on the identified research gaps, we present a new bioeconomic modelling approach to simultaneously optimize tree species mixture in a two-species forest stand and the distribution of harvest activities over time. Aim is to conceptualise a modelling approach to find the

³ One should see these values with caution as the partly considerable country risks (see Benitez *et al.* 2007) must be taken into account when interpreting extremely high internal rates of return.

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study.

optimal tree species composition and distribution of regeneration harvests over time for a risk-avoider, without using predefined stand treatments (details and limitations are explained below).

State of the art

Though economic theory related to N-N forestry is far from fully developed, some information about its economic attractiveness does exist. Knoke (2009) has reviewed the economic literature on uneven-aged management, as one prominent system among the variety of N-N systems. Condensed information from this German language paper forms the basis for our literature review with newer papers added to complete our sketch of the state of the art on the economics of N-N forestry. The overview is focused to stand level studies, because the differences found in enterprise level studies cannot always clearly be traced back to the applied silvicultural system, because several confounding factors affect these enterprise level comparisons (Hanewinkel 2002).

The analysed studies (Table 1) are partly comparative (e.g. Tarp *et al.* 2000, Hanewinkel 2001, Knoke and Plusczyk 2001, Andreassen and Øyen 2002) or seek static investment efficient steady states (Chang 1981), but some are also based on modern dynamic optimization techniques (e.g. Haight and Monserud 1990, Hyytiäinen and Haight 2010, Tahvonen *et al.* 2010). Many such stand-level studies reveal an increasing superiority of near-natural, uneven-aged stand management with increasing interest rates. This phenomenon was first pointed out by Chang (1981) and has been frequently confirmed (e.g. Pukkala *et al.* 2010, Hyytiäinen and Haight 2010).

However, the results obtained by Kant (1999), Wikström (2000) or Andreassen and Øyen (2002) show an economic disadvantage to near-natural silviculture.

In Kant's (1999) case a "recruitment in any case" assumption results in the prediction that in a single E-A stand profits can be generated every 5 years for an infinite period of time; a projection that seems unrealistic. One may thus conclude that the trend for uneven-aged forests to convert into even-aged forests with growing interest rates observed by Kant (1999) considers no transformation into real E-A stands, whose management is based on length of rotation period. Actually, the "E-A stand" modelled by Kant (1999) keeps the characteristics and advantages of an uneven-aged stand, namely early and regular profits.

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study.

In the publications by Wikström (2000) as well as Andreassen and Øyen (2002) the reason for the poor profitability of the transformation is caused by the age of the initial E-A stands, which have almost reached maturity when the transformation is started. Leaving mature trees in a stand leads to a rate of interest below or only slightly above the required rate of return. It is clear that starting the transformation process from E-A to uneven-aged very late may not be economically optimal (see also Tarp *et al.* 2000).

We may conclude then that, out of those three studies that show financial disadvantages of a conversion into uneven-aged continuous-cover forests, a general disadvantage of transformation to N-N forestry cannot be proven.

The studies adopting modern optimization approaches show that, following the principle of single-tree financial maturity may lead to the economic consequence that clear-cutting a stand is less than optimal (Tahvonen *et al.* 2010). Clear-cutting is disadvantageous under specific circumstances because all trees, regardless of their financial maturity, would be harvested at once. Naturally, only some among the harvested trees will have achieved financial maturity exactly, some may be harvested too late, some too early. In line with this finding, Haight and Monserud (1990) confirm that the economically optimum stand structure always converges to uneven-aged stands, when NPV is maximised at an interest of 4 %. We could thus conclude that a part of our hypothesis, i.e. “clear-cutting is not the optimal economic choice”, has already been proven valid - at least from a theoretical point of view.

However, some concerns about N-N forestry still remain. Knoke (2009) comes to the conclusion that the lack of studies of the economies of scale of N-N forestry may play against the application of this system. Moreover, the aspect of risk is ignored in most of the studies on N-N forestry that we reviewed above. While the topic “monoculture versus mixed forests” has already been addressed under the aspect of risk in recent years (e.g. Knoke *et al.* 2005, Hildebrandt and Knoke 2009, Beinhofer 2010, Hildebrandt *et al.* 2010, Hildebrandt and Knoke 2011), considerations of N-N forestry under the presence of risk are scarce. Even if the studies on mixed forests may also be seen as a contribution to the discussion about N-N forestry, we must see that all these studies implied the clear-cutting of final crop trees.

Table 1: Excerpts from international stand-level comparisons of the potential economic effects near-natural forestry (N-N) (mostly uneven-aged stands) compared to even-aged silviculture (E-A).

Author	Parameter	Results and Comments
Chang (1981)	Forest value: felling value + net present value of all future payments minus costs of capital (Ponderosa pine, USA).	At higher interest rates N-N is advantageous to E-A: N-N produces small but frequent earnings whilst E-A leads to higher earnings that occur seldom. Therefore N-N shows a benefit if the chronological occurrence of the incoming payments is considered.
Haight & Monserud (1990)	Net present value of all future profits (Larch, Grand fir, Douglas fir, White pine, Red cedar, Western hemlock, Lodgepole pine, USA)	Convergence into N-N by maximising net present values (4% interest). Productivity of N-N not less than productivity of E-A.
Schulte & Buongiorno (1998)	Net present value of all future profits. Advantage of loot fellings (Loblolly pine, USA)	Authors report as result from other studies (reports of the US department of agriculture), that N-N with Loblolly pine is economically superior to E-A at high interest rates and low stand densities. High grading only leads to a small and short term advantage but high disadvantages in the long term.
Kant (1999)	Net present value of all future profits (White pine, USA)	With rising interest rate N-N converges into E-A. Caused by the ingrowth model E-A has the same advantages than N-N (continuous profits every 5 years).
Tarp <i>et al.</i> (2000)	Net present value of all future profits (Beech, Denmark)	Initiation of transformation into N-N in beech stands as early as possible. E-A with clear cut only superior if stand age is close to optimal rotation length. E-A with natural regeneration (no clear cuts) only outcompeted by N-N if either higher average price of sale are possible or felling diameters are 17% above those of E-A.
Wikström (2000)	Net present value of all future profits (Spruce, Sweden)	N-N is disadvantageous compared with E-A in all cases. Initial stand age is close to financial maturity, prognosis of growth model shows 50% lower increments in N-N.
Knoke & Plusczyk (2001)	Net present value of all future profits (Spruce, Germany)	N-N is advantageous to E-A under many basic conditions. Trend to growth of advantage with growing interest rate. E-A only superior at very low interest rates.
Knoke <i>et al.</i> (2001)	Volatility of net present values at varying timber prices (Spruce, Germany)	N-N shows advantage due to frequent operations (cuts), which leads to a compensation of fluctuating timber prices. N-N therefore shows a clearly lower financial risk.
Hanewinkel (2001)	Costs of transformation into UA (loss in net present value, Spruce, Germany)	Costs for transforming E-A into N-N decrease with increasing interest rates.
Andreassen & Øyen (2002)	Net present value of all future profits (Fir, Norway)	See Wikström (2000): E-A always advantageous (stands already mature)
Ralston <i>et al.</i> (2004)	Net present value of all future profits (Douglas fir, USA)	Some Douglas fir N-Ns do exist that show a small financial advantage compared with E-A.
Price & Price (2006)	Costs of transformation into UA or loss of net present value (Sitka Spruce, Great Britain)	Under beneficial assumptions and use of target diameter transformation is favourable.
Pukkala <i>et al.</i> (2010)	Net present value of all future profits (Scots pine and Norway spruce, Finland)	N-N more profitable than E-A. E-A only advantageous if spruce stands on fertile sites and low interest rates around 1% are considered. Increasing discount rates and decreasing site quality improves superiority of N-N.
Tahvonon <i>et al.</i> (2010)	Volume and Land expectation value (Norway spruce, Finland and Sweden)	If the goal is volume maximization, E-A is superior to N-N. If regeneration and harvesting costs are considered, N-N tends to be superior.

What is lacking is a simultaneous analysis of tree species mixture and possible N-N harvesting strategies under uncertainty, where the harvesting of final crops may be distributed over several points in time. This type of modelling would be a means of investigating, whether a diversification of harvesting times could be an economically attractive alternative to clear-cutting.

Material and methods

Modelling the perspective of a risk-avoiding small scale forest owner

The aspects of uncertainty and risk avoidance are the central focus under which we will further analyse the economic attractiveness of near-natural forestry. A special aspect of forestry in Germany is a high number of small scale forest ownerships often comprising few or even only one forest stand (Knoke et al. 2001). Especially in Bavaria these ownerships often consist of old even-aged spruce stand, sometimes including minor single tree admixture of broadleaves (Knoke et al. 2008). For example, 22% of Bavarian forest area consists of private forest ownerships smaller than 5 hectare with standing timber volume of around 440 m³/ha (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2005). One reason for this situation is that for Spruce a relatively high profitability can be expected, but also Spruce stands are a very risky option. A model approach can test whether a mixed uneven-aged forest stand could be recommended as a future alternative to even-aged monocultures for a risk-averse forest decision maker.

The optimization approach for this study is Value at Risk (VaR) and will be justified in detail later. A precondition to determine the VaR is estimating the probability distribution of the relevant financial indicator. In our case the annualized net present values, called “annuities”, serve to quantify economic performance. We will thus use probability distributions of annuities to maximize the VaR, which is the 0.01 quantile of the distribution in our case.

Shape and location of the probability distributions depend on the management alternatives

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study.

applied. For example, 80-year rotation Spruce without thinning may produce great average annuities and great financial risk, while 120-year rotation Beech will probably exhibit low average annuities and low financial risk. In our approach, either Spruce or Beech and the time of the regeneration harvest constitute a specific management alternative to be chosen, where every management alternative includes predefined thinnings⁴. Different to many other studies, which consider only one management alternative for one stand (e.g. clear-cutting a monoculture at age 40), we allow for a combination of area fractions of various management alternatives in one forest stand (with all area fraction summing up to one). We thus assume management alternatives as single investments which may be combined according to the theory of portfolio selection (Markowitz 1952) to find an optimum relation between financial performance (measured by the average annuity) and financial risk.

Applying the maximization of VaR to find an optimal stand treatment requires estimating possible annuities resulting from various combinations of management alternatives under uncertainty. Following the above philosophy, let's consider a chosen set of tree species and regeneration harvest activities at given points in time as a portfolio of management activities. Every management activity produces an economic value, given by the sum of all discounted future net revenues (i.e. the net present value, NPV), which is annualized to account for different considered time periods. For the ease of modelling, let us measure the extent to which each management activity is applied in one stand in terms of its area proportion (fraction, f_s). The average value produced by a portfolio of management alternatives, V_p , is

⁴ Thinnings were not subject to optimization. Rather they were simulated by means of the moderate silvicultural standard as implemented into the growth model (for both species as thinnings from above starting at an age of 20 for Norway spruce and at an age of 30 for European beech, simulated in 10-year periods).

then formed by multiplying every area fraction with the according expected annuity and summing up the weighed annuities.

However, the annuity for every management alternative may not be predicted with certainty. Risks of natural hazards and timber price fluctuation will lead to volatile net revenues and, in turn, to uncertain annuities. If the annuities for single management alternatives are uncertain then also the value of the portfolio of management alternatives is and will follow a specific distribution function. Assuming the distribution function of possible portfolio values, V_p , being normal, we can model and maximise VaR as follows: Given an accepted statistical confidence level, $1-\alpha$, the expected VaR is maximized according to Eq. 1 by means of selecting the appropriate combination of fractions of management alternatives, f_s^* .

$$\max_{\left(\sum_{s \in S} f_s = 1, V_p \in V, \alpha > 0\right)} VaR = \Phi^{-1}\left(\alpha, E(V_p), \sqrt{VAR(V_p)}\right) \quad (1)$$

Eq. 1 contains S as the set of all considered management alternatives - in our case 20 options - as defined by the chosen tree species, Norway spruce or European beech, and the time of the regeneration harvest when crop trees are harvested (for detailed explanation see below) -, f_s as the selected shares of the management alternatives, V as the set of possible annuities for our portfolio, α as the accepted error probability, Φ^{-1} as the inverse of the normal distribution function, $E(V_p)$ as the expected annualized value of the forest portfolio, and $VAR(V_p)$ as its variance.

As mentioned above, the tree species (Norway spruce or European beech) and the point in time of the regeneration harvest constitute one specific management alternative, either to be applied to the whole stand area or to only a specific area fraction of a stand. For each management alternative a set of possible annuities was computed by means of 50,000

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study.

repetitions from Monte-Carlo-simulations (MCS). The result of every simulation run differed randomly, where randomness was included by fluctuation in timber prices, simulating hazard events and fluctuation in costs for stand regeneration after destruction by hazard events. From the obtained set of annuities the expected annuities, $E(v_s)$, and the their standard deviation, $SD(v_s)$, were computed as indicated in Eq. 2.

$$\begin{aligned}
 v_{s,i} &= \left[\sum_t n_{i,t} \cdot q^{-t} \right] \cdot \left[(q-1) \frac{q^T}{q^T - 1} \right] \\
 E(v_s) &= \frac{\sum_{i \in I} v_{s,i}}{50000} \\
 SD(v_s) &= \sqrt{\frac{\sum_{i \in I} (v_{s,i} - \bar{v}_s)^2}{50000}} \tag{2} \\
 \forall s : T &\in 20,30,40,50,60,70,80,90,100 \text{ for Norway spruce} \\
 \forall s : T &\in 20,30,40,50,60,70,80,90,100,110,120 \text{ for European beech}
 \end{aligned}$$

To consider the time structure of net revenue flows by regeneration harvest and thinnings we first computed the annuity, $v_{s,i}$, for every iteration. As indicated by Eq. 2, the sum of the appropriately discounted net revenues, $n_{i,t}$, was formed to obtain the NPV, which was then annualized. All simulations start from $t=0$ with natural regeneration being present but no remaining old trees. T indicates the time of the regeneration harvest and q the discount factor (1.02 in our case). 50,000 scenarios formed the basis to compute an estimate for the expected annuities, their standard deviation and variance.

It is important to keep in mind and point out again that, during the optimization, the forest stand was considered divisible. While it is possible that one management alternative is applied to the total stand area, it is also possible that various alternatives are mixed in area fractions of the stand (with fractions summing up to one) so that a portfolio of management alternatives is possible in one stand to diversify risks. We thus allow to decide not only for both tree species

mixed in various proportions but also for a mixture of harvesting activities forming a sequence of regeneration harvests distributed over time. Thinning is only possible on those stand fractions where no regeneration harvest was simulated before. Diversifying regeneration harvests corresponds to a forest selection system where early starting harvestings of crop trees form gaps or variable canopy densities so that natural regeneration of various development phases may be established to form an uneven-aged stand. This bioeconomic approach enables diversifying tree species mixture and the distribution of timber harvestings over time simultaneously, without using predefined management strategies. Moreover, note that a positive effect on the growth of the remaining trees when harvesting only part of the available crop trees was ignored.

As shown in Eq. 3, the expected annuity of the portfolio of management alternatives for the whole forest stand, $E(V_p)$, was computed by summing up all products formed by f_s (fraction of a given management alternative) times the average of all simulated and appropriately formed annuities, $E(v_s)$ (see Eq. 2) for every management operation, s , where the sum of all fractions, f_s , must be one. Finally, the sum of all area fractions for regeneration harvests per tree species formed the area proportions occupied by both tree species.

$$\begin{aligned}
 E(V_p) &= \sum f_s E(v_s) \\
 \sum f_s &= 1 \\
 f_s &\geq 0
 \end{aligned}
 \tag{3}$$

To find the variance of a given portfolio of management alternatives, $VAR(V_p)$, we added up all the covariances of the annualized sums of discounted net revenue flows according to Eq. 4 for every combination of management alternatives.

$$\begin{aligned}
VAR(V_p) &= \sum_i \sum_j f_a \cdot f_b \cdot cov_{a,b} \\
st & \\
var_a &:= cov_{a,a} \\
f_{a,b} &\geq 0
\end{aligned}
\tag{4}$$

In Eq. 4, f_a and f_b are the shares of two combined management alternatives. Note that a may be equal to b to cover the variances of every management alternative and that every combination of different management alternatives is considered twice.

All covariances, $cov_{a,b}$, were derived from simultaneous MCS (n=50,000) for all 20 management alternatives under the risks will be described in the simulation part. As a result of this modelling, covariances between 20 management alternatives were formed so that altogether 400 covariances were considered to integrate adequate correlations for the optimization of the VaR (Appendix table 1). The optimization itself was carried out by means of a large scale solver (Lindo Systems, Inc., 2010).

To finalise this section, we shall justify our VaR approach as a common approach in modern financial theory. VaR was developed by the investment bank J.P. Morgan in the late 1980s and is defined as the quantile of a distribution function of financial values. It normally describes the maximum financial loss, which is not exceeded with a predefined probability, α . Being a safety first approach, VaR is a risk concept that bank houses in Europe have to apply according to the “Basel II regulations” to compute minimum required own capital resources. In line with the requirements in the financial sector, a level of α of 0.01 was also applied in the present study. This means computing (in our case maximising) that value of a financial asset, which is achieved or exceeded with a probability of 0.99. Or, to stay in line within the notion of the financial sector, it means maximisation of that (pessimistic) financial value or financial loss, where only 1 % of other possible financial values fall below.

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study.

All the considerations demonstrated above imply a normal distribution of financial values. As this assumption is often criticized (e.g., Mandelbrot and Hudson 2005), we also considered “quasi” empirical frequency distributions (called “simulated distribution” from here onwards) that were generated by MCS and bootstrapping techniques, to build more realistic distributions for portfolio values. The modelling techniques produce frequency distributions for portfolio values that reflect the well known fact of fat left tails, as described by Knoke and Wurm (2006) for the case of forestry. Such distributions were used to find an optimum tree species composition under the conditions of non-normally distributed financial values. However, this consideration was limited to the aspect of tree species composition, because considering the distribution of regeneration harvests in combination with tree species composition enlarged the number of possible combinations in a way that a meaningful optimization was no longer possible. We thus applied the following procedure: Given the optimal distribution of regeneration harvests over time that was found for every tree species under the assumption of normally distributed portfolio values (step 1), we computed the VaR again, now based on the underlying simulated distribution. This included a revised determination of the 0.01 quantile (under non-normally distributed portfolio values) and was done for iteratively altered tree species fractions to find the species composition which showed the maximum VaR based on the simulated distribution (step 2). Applying the described VaR approach for the simulated distribution and an α -level of 0.01 for the preselected optimal combination of regeneration harvests, the VaR result is the 500th scenario (1 % out of 50,000).

Growth and yield data, timber prices, logging and afforestation costs

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84, S. 527–537.

Data on standing and thinned timber volumes for Norway spruce and European beech were adopted from (Clasen *et al.* 2011), who used a growth model with a good parameterization for southern Germany (Pretzsch and Dursky 2002) to simulate stand growth. Standard site conditions for the Bavarian growing area “Oberbayerische Jungmoräne und Molassevorberge” were used. Although the growth model works on a single tree basis, we used the data only as aggregated values for the stand level, because the survival curves (see below) were parameterised for this level. The focus on forest stand level also corresponds to the small scale forest ownership perspective. Bioeconomic modelling means in this context that a biological system is modelled from an economic point of view considering risk interactions between various silvicultural alternatives, which may be mixed in one stand.

As the growth performance for European beech appeared extremely low (only $\approx 5 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{yr}$ up till year 120) we adapted the simulated volume data according to information provided by conservative yield tables (tables by Wiedemann for moderate thinning and site class one, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1990). Standing timber volume of spruce in age 100 is 611 cubic-meter per hectare and for beech in age 120 492 cubic-meter per hectare (Appendix table 2). However, the structure of the produced logs (Appendix table 3), as predicted by the growth model, was maintained for both tree species, because the predictions appeared more realistic as assumed in yield tables (see Kennel 2000 for deviations of real stem sizes from yield table data).

We thus estimated the (calamity free) growth rather conservatively for the growing conditions in southern Germany. We accepted this growth data nevertheless to carry out a cautious evaluation and considered growth and yield data as a given fixed input. We thus assumed implicitly that growth was predictable without any uncertainty, an assumption that is

obviously a simplification. The above mentioned limitations must however, be kept in mind when interpreting the results.

All calculations imply natural regeneration for initial stand establishment and an interest rate of 0.02 for computing annualized net revenues. After the simulated occurrence of a natural hazard (storm, snow or insect attacks, see below) or an early regeneration harvest, afforestation costs of 2,000 Euro/ha for spruce and 3,000 Euro/ha for beech were assumed in young stands. In spruce stands older than 70 years and beech stands older than 80 years, afforestation costs were decreased successively to 0 Euro, as justified by the assumption of a growing proportion of natural regeneration in older stands. Once a natural hazard was simulated (see below) new stand growth of the regenerated stand was accounted for until the considered maximum time period was achieved (100 years for Norway spruce and 120 years for European beech).

Simulating the uncertainty of financial values

Silvicultural alternatives (species and harvesting activity over time) are controlled by the decision maker, while the uncertainty is exogenous and cannot be controlled, thus leading to a distribution of possible financial outcomes. In order to create possible probability distributions of annuities, we considered the uncertainties caused by natural hazards and timber price fluctuation as described above using MCS and bootstrapping combined via an “addin” software for MS EXCEL provided by Barreto and Howland (2006).

Natural calamities (modelled by means of survival probabilities, see below) and random timber prices (modelled by bootstrapping, see below) are the main sources of uncertainty in our model. We implicitly apply the historical correlations of timber prices between Spruce and Beech as well as correlations between natural hazards to the management alternatives.

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study.

Forestry 84, S. 527–537.

That means that always one average timber price level was simulated for a given time, so that timber price levels for one tree species are completely correlated for a thinning and a regeneration harvest, when carried out at the same time. Moreover, also a simulated hazard applied to all areas of the stand which are occupied by the same tree species.

To explain the computation of one single uncertain net revenue flow as produced by Monte-Carlo simulation, the impact variables should be described. First we modelled fluctuating timber prices based on price statistics recorded for the Bavarian state forests from 1975 to 2007 (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1975-2007, Appendix Figure 1). As a basis to integrate historical correlations and price volatility, mean log prices for both tree species were derived using average log volumes for every year. The obtained price developments, which are much more volatile for Norway spruce than for European beech, were used to represent the historical timber price volatility. For every year the given statistic comprises prices for both Norway spruce and European beech, forming a total of 33 possible price pairs. For all considered harvest operations (thinning, harvest of standing crop timber or salvage logging after a natural hazard) a price pair was drawn randomly to constitute a price process. Subsequently, a timber price quotient, $r_{i,t}$ was formed for every tree species, iteration and time using the randomly drawn timber price (numerator) and the overall average historical timber price (denominator) (see Knoke and Wurm 2006 for a detailed explanation). The quotient was used to adjust the expected gross revenues from timber sales according to the randomly drawn timber prices. The historical correlation of 0.32 of the timber prices was implicitly applied to the simulations by means of the procedure described above. The average timber price for spruce was 58 and for beech 44 Euro per cubic-meter, the price standard deviation for spruce was 11 and for beech 6 Euro per cubic-meter.

The revenues from timber logs weighed with their current prices form the constant log revenue, l_t . This value is combined with the timber price quotient $r_{i,t}$. Net revenues from salvage logging after natural hazards were assumed to be 50 % of the net revenues for a scheduled harvest (see Dieter 2001). Harvest costs, $c_{i,t}$ as well as afforestation costs $af_{i,t}$ (when a calamity or an early regeneration harvest occurred) were assumed to fluctuate by 10% around average costs (see Appendix) or mentioned in the text.

$$n_{i,t} = l_t \cdot r_{i,t} - c_{i,t} - af_{i,t} \quad (5)$$

The second part of our uncertainty consideration comprised the simulation of hazard events by means of survival curves published by Beinhofer (2007) for Norway spruce and by Knoke *et al.* (2005) for European beech. For Norway spruce a moderate hazard risk was assumed; the according survival curve led to a survival probability of 0.69 up to age 100. For European beech, the applied survival curve implied a survival probability of 0.82 up to age 120. Hazard events were modelled as binomial events, given the conditional survival probability for one period (hazard rate) derived from the survival curves (see Knoke *et al.* 2005 for a detailed description), considering only a total failure of one tree species or a total survival of the tree species.

Results

Does near-natural forestry provide a hedge against risks?

A simultaneous portfolio optimization of tree species and distribution of regeneration harvests over time did not lead to pure E-A forests. In contrast, a mixed forest with a highly diverse

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study.

Forestry 84, S. 527–537.

pattern of regeneration harvests was the result, which can be called N-N forest management strategy. The optimal tree species composition was 42 % Norway spruce and 58 % European beech. Partial regeneration harvesting started within the Norway spruce component already at age 50 (Figure 1), however, only with a minor stand area fraction of 1 %. At ages 60, 70 and 80 a 5% or 6% area proportion was allocated to regeneration harvests. Regeneration harvest was then simulated at 8% of the area at age 90 and the remaining spruce area of 16% was harvested at age 100. Another 8% of the area was allocated beech regeneration harvest at age 100, 21% at age 110 and 29% at age 120. Note that thinnings were simulated for all area fractions of the stand where no regeneration harvests were carried out. Under N-N, regeneration harvests continued until age 120, forming a regeneration or transformation period of 70 years. Neither pure E-A stands of Norway spruce (for this option we considered a rotation of 80 years as this rotation led to the highest average annuities, Appendix Figure 2) nor pure E-A stands of European beech (clear cut after 120 years, Appendix Figure 3) nor pure stands of these two species with optimized harvesting distributions showed a greater VaR than near-natural forestry (Table 2).

Table 2: Financial indicators for the management strategies compared

	Annuities (Euro/ha/year)		
	Value at risk (0.01 quantile)	Average	Standard deviation
	Normal distribution	Simulated distribution	
Near-natural forestry (regeneration time from age 50 to age 120 years with 42% spruce 58% beech)	82	71	139 ±24
Pure uneven-aged stands*			

Norway spruce (regeneration time from age 50 to 100 years)	70	43	186	±50
European beech (regeneration time from age 80 to 120 years)	60	29	102	±18

Pure E-A stands

Norway spruce (clear-cut at 80-year rotation)	39	28	204	±71
European beech (clear-cut at 120-year rotation)	56	35	103	±20

*Optimized distribution of regeneration harvests

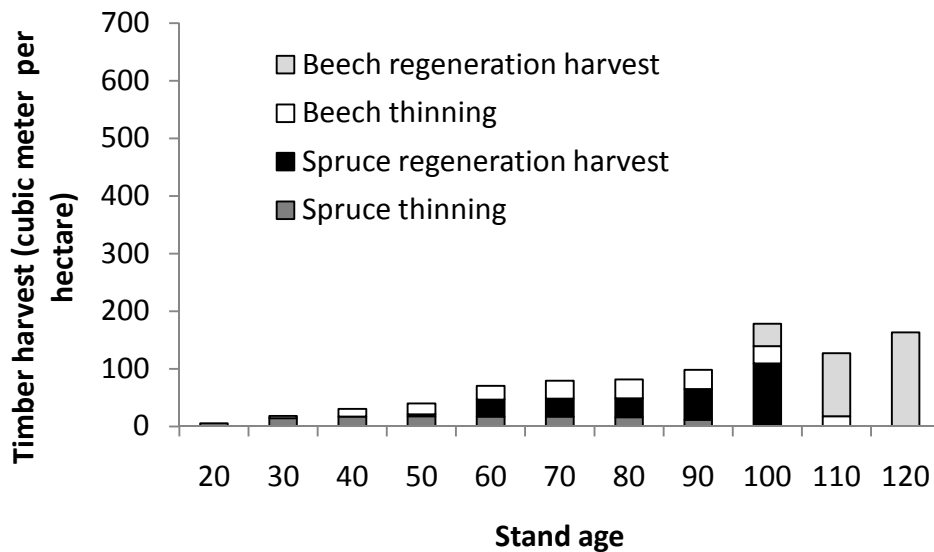


Figure 1: Distribution of harvested timber over time for a N-N mixed forest stand with 42% spruce and 58% beech area proportion and transformation by regeneration harvests beginning at age 50 and continuing to age 120 years (corresponds to maximum VaR)

Given the optimal combination of management alternatives (i.e. the management strategy) as found by our optimization approach (which implicitly assumed normally distributed annuities) we further examined the “quasi” empirical frequency distributions (simulated distribution) as resulting from the underlying Monte Carlo Simulations (MCS) and bootstrapping. As indicated by Table 2, the VaR, particularly for the pure stands, was strongly dependent on which distribution assumption was provided. While pure Norway spruce (39 Euro/ha/yr) and European beech (56 Euro/ha/yr) could still achieve more or less acceptable

VaR figures when assuming normally distributed annuities, the probably more realistic VaR, derived as 0.01 quantiles from the simulated distribution, dropped to 27 Euro/ha/yr and 35 Euro/ha/yr respectively. The sensitivity of N-N forestry was, however, much less intensive in comparison to the pure E-A stands. Here, still for the simulated distribution a VaR of 71 Euro/ha/yr could be achieved (while the VaR under the normality assumption, 82 Euro/ha/yr, was only moderately greater). For the pure E-A stands an assumption of normally distributed annuities would thus result in a significant underestimation of risks, while the N-N stand seems more robust.

In line with the results contained in Table 5, the simulated annuity distributions showed an “anomal” pattern with rather long left tails, particularly in case of the pure E-A stands, while the distribution’s shape appeared more or less normal in the case of near-natural forestry (Figure 2). In contrast to the situation in pure E-A stands, the long left tail is not pronounced in the case of N-N forestry; this strategy partly diversifies uncertainties by the intensive mixture of silvicultural management alternatives. Poor annuities actually seem to cancel out under N-N forestry, where bad financial results are significantly less frequent compared with the alternative pure stands based on clear-cuts. While the minimum annuity for N-N forestry was +19 Euro/ha/yr, pure E-A Norway spruce showed -38 Euro/ha/yr, while the minimum annuity for pure E-A European beech (-43 Euro/ha/yr) was even worse. This evidence implies that important features of N-N forestry (tree species mixture and avoidance of clear-cutting) emerge implicitly, when an appropriate silvicultural treatment is searched for as an effective hedge against risks.

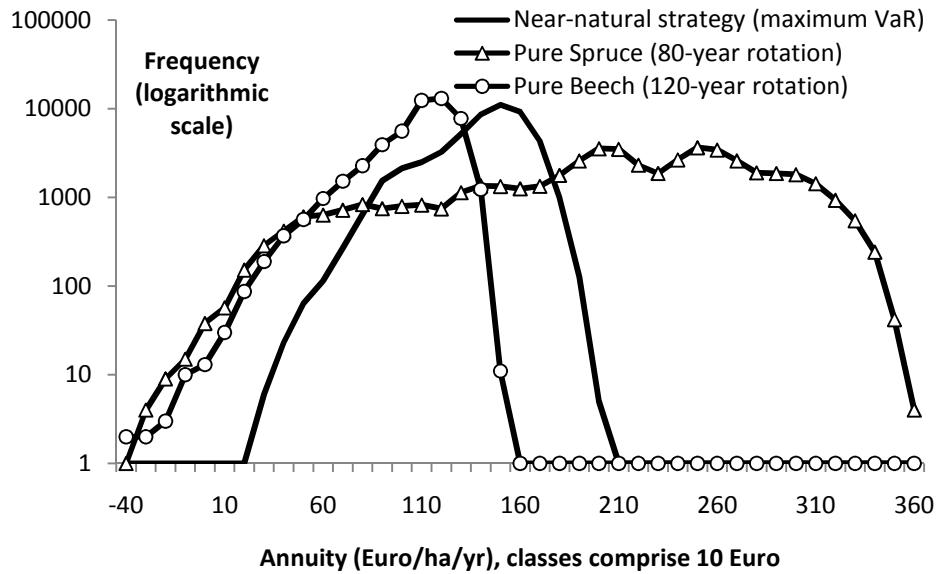


Figure 2: Frequency distributions for annuities from pure Norway spruce (clear-cut at rotation 80 years), pure European beech (clear-cut at rotation 120 years), and an optimized, near-natural mixed forest with 42% spruce and 58% beech area proportion and transformation by regeneration harvests beginning at age 50 and continues to age 120 years (maximum VaR); note the logarithmic scale of the Y-axis

However, despite the appeal of N-N forestry for a risk-avoider, it is still clear that pure Norway spruce stands have enormous economic potential. The maximum possible annuity is around 150 Euro/ha/yr greater than the comparable value for N-N forestry, while the average annuity of pure E-A Norway spruce exceeds that of N-N forestry by around 65 Euro/ha/yr. This suggests that our modelling approach is possibly a bit too cautious (see discussion).

Would not normally distributed annuities change the optimum tree species composition?

Here we demonstrate results which are based on “quasi” empirical frequency distributions, which we called “simulated distribution” (i.e. the “anomal” distribution). Based on a distribution of harvesting activities over time for both tree species obtained from the optimization as described before, VaR was determined again for iteratively changed fractions of both tree species. However, the optimal tree species composition remained quite constant

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study.

compared to that obtained with the simultaneous optimization. The proportion of Norway spruce decreases only slightly from 42 to 40 % while European beech increased from 58 to 60 % (Figure 3).

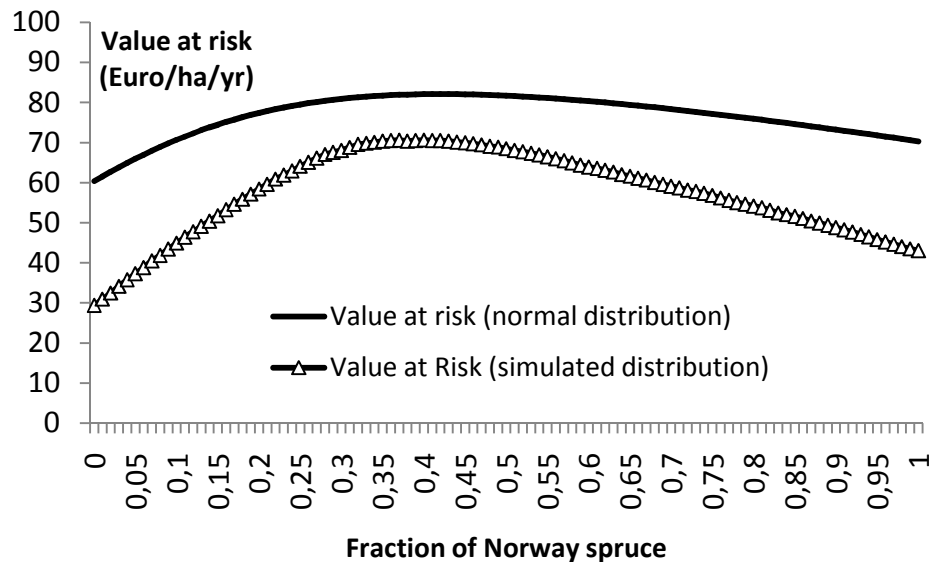


Figure 3: Effect of iteratively changed tree species composition on the value at risk while distribution of regeneration harvests is constant, simulated, “anomal” distribution leads to more realistic and more strict risk characterisation

Although the effect of the underlying distribution assumption on the optimal composition of tree species is not great, a deviation from the optimum composition has significantly greater consequences under the (more realistic) simulated distribution. Particularly in the case of pure E-A European beech stands the achievable VaR decline strongly. It seems thus evident that, particularly for forest stand types tending to rather homogenous structure and E-A management, the assumption of normally distributed annuities would lead to risk estimates that are overly optimistic.

Discussion

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84, S. 527–537.

This paper finds evidence to support the following hypothesis:

“Clear-cutting and mono-species forest stands are not the optimal economic choices in forest stand management, when considered from a risk-avoiding perspective and over a whole rotation”

When a maximum VaR is the objective of forest management, a variant of N-N forestry which is based on a mixed forest without clear-cutting, emerged as the best alternative from simultaneous optimization of both tree species mixture and distribution of harvest intensities over time. It is thus not only the fact that N-N forestry allows harvesting trees depending on their individual financial maturity, which makes N-N forestry superior to E-A forestry in many cases (as shown by Tahvonen *et al.* 2010). Also, intensive management diversification makes N-N forestry more attractive than E-A silviculture with pure stands, particularly for forest owners who manage only small forest properties. While forest owners with larger properties would benefit from regional diversification effects as well as from the mere size of their properties (it is not likely that a storm or fire would destroy a really big forest property), landowners with few hectares may only diversify by means of silvicultural treatment.

Despite these results, even owners of small forest properties in Germany often prefer pure Norway spruce forests (Knoke and Hahn 2007, Knoke *et al.* 2008), even when the establishment of broadleaved species is substantially subsidised. At least for these forest owners, the evidence presented in this paper should be an incentive to think more intensively about mixed species N-N forestry.

However, it is often argued that VaR approaches are too pessimistic. In forest management, though, planning has to cover very long time periods and thus has to be carried out very

carefully (e.g., Hildebrandt and Knoke 2009, Hanewinkel *et al.* in press). Given the fact that Norway spruce in particular would suffer greatly from climate change in Germany (e.g. Kölling *et al.* 2009, Hanewinkel *et al.* 2009) the pessimistic scenarios used by the VaR approach may well become more likely. In this context a very careful optimization approach, as applied with the present study, seems adequate to secure sustainability.

Some limitations made the bioeconomic modelling approach rather conservative and the picture drawn from N-N forestry rather too pessimistic. First, tree species interactions were excluded, which would lead to more resistant Norway spruce trees when mixed with European beech (Schütz *et al.* 2006, Knoke and Seifert 2008, Griess and Knoke in press, Griess *et al.* submitted). Moreover, positive effects on the growth of remaining trees from the removal of trees by partial regeneration harvesting were also ignored. Finally, possible negative effects on the stand's resistance against wind throw of the removal of trees (see Albrecht *et al.* in press) were also not included. As we modelled a mixed forest stand with only 42 % Norway spruce and 58 % European beech, which is certainly very resistant per se, we don't expect gravely biased results by ignoring the effect of tree removal on the resistance of remaining trees. However, there can be no doubt that the modelling of complex interactions between tree species is a very important future research area. The applied portfolio modelling ignored the single tree level. To fully illuminate possible advantages arising from N-N forestry, a combination of single tree growth modelling and risk integration at the single tree level would be interesting. Studies by Tahvonen *et al.* (2010) or Härtl *et al.* (2010) could be a basis to apply classical forest economics at the single tree level. However, it is certainly a challenge to integrate risk and uncertainty in these approaches.

As a conclusion our paper made clear that N-N forestry approaches would be advisable for smaller forest properties, when considered in relation to risks and uncertainties. Further

advantages of N-N forestry, such as improved tree resistance and a better utilisation of the financial maturity of single trees, would, also hold true however, for larger forest properties. These aspects have to be addressed in future studies in combination with aspects of risk and uncertainty.

Acknowledgements

The presented study is part of the project “Bioeconomic modelling and optimization of forest stands: Towards silvicultural economics”, KN 586/7-1, funded by the German Research Foundation (DFG). The authors wish to thank Laura Carlson for the language editing of the manuscript.

References

- Albrecht, A., Hanewinkel, M., Bauhus, J. and Kohnle, U. in press. How does silviculture affect storm damage in forests of south-western Germany? Results from empirical modeling based on long-term observations. *European Journal of Forest Research*.
- Amacher, G. S., Ollikainen, M. and Koskela, E.A. 2009 *Economics of forest resources*. Cambridge, Mass.: MIT Press.
- Andreassen, K. and Øyen, B.H. 2002 Economic consequences of three silvicultural methods in un mature coastal spruce forests of central Norway. *Forestry* 75: 483-488.
- Barreto, H. and Howland, F.M. 2006 *Introductory Econometrics: Using Monte Carlo Simulation with Microsoft Excel*. First Edition, New York.
- Baumgarten, M. and von Teuffel, K. 2005 Nachhaltige Waldwirtschaft in Deutschland. In: von Teuffel, K. *et al.* (eds.) *Waldumbau*. Berlin: Springer, pp 1-10.
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2005 Die zweite Bundeswaldinventur 2002: Ergebnisse für Bayern. *LWF Wissen* 49.
- Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84, S. 527–537.

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1975-2007 Holzpreisstatistik für die Jahre 1975-2007. München.

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1990 Hilfstabellen für die Forsteinrichtung. München.

Beinhofer, B. 2007 Zum Einfluss von Risiko auf den optimalen Zieldurchmesser der Fichte. *Forstarchiv* 78: 117-124.

Beinhofer, B. 2010 Comparing the financial performance of traditionally managed beech and oak stands with roomy established and pruned stands. *European Journal of Forest Research* 129: 175-187.

Benitez, P. C., Mc Callum, I., Obersteiner, M. and Yamgata, Y. 2007 Global potential for carbon sequestration: geographical distribution, country risk and policy implications. *Ecological Economics* 60: 572-589.

Bristow, M., Vanclay, J. K., Brooks, L. and Hunt, M. 2006 Growth and species interactions of *Eucalyptus pellita* in a mixed and monoculture plantation in the humid tropics of north Queensland. *Forest Ecology and Management* 233: 285–294.

Chang, S. J. 1981 Determination of the Optimal Growing Stock and Cutting Cycle for an Uneven-Aged Stand. *Forest Science* 27: 739-744.

Clasen, C., Griess, V. C. and Knoke, T. submitted. Financial consequences of losing admixed tree species: A new approach to value increased financial risks by ungulate browsing.

Cotta, H. 1828 *Anweisung zum Waldbau*. Carl Heinrich Edmund von Berg.

Cubbage, F., Donagh, P., M. Sawinski Junior, J., Rubilar, R., Donoso, P., Ferreira, A., Hoeflich, V., Olmos, V. M., Ferreira, G., Balmelli, G., Siry, J., Baez, M. N. and Alvarez, J. 2007 Timber investment returns for selected plantations and native forests in South America and the Southern United States. *New Forests* 33: 237-255.

Dieter, M. 2001 Land expectation values for spruce and beech calculated with Monte Carlo modelling techniques. *Forest Policy and Economics* 2: 157-166.

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84, S. 527–537.

- Faustmann, M. 1849 Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirthschaft besitzen. *Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung* 15: 441-455.
- Fritz, P. 2006 *Ökologischer Waldumbau in Deutschland. Fragen, Antworten, Perspektiven*: München ökom. Verlag.
- Gamborg, C. and Larsen, J. B. 2003 Back to nature - a sustainable future for forestry? *Forest Ecology and Management*. 179: 559–571.
- Gayer, K. 1886 *Der gemischte Wald: seine Begründung und Pflege, insbesondere durch Horst- und Gruppenwirtschaft*. Berlin: Paul Parey.
- Griess, V.C. and Knoke, T. Growth Performance, Wind-throw, Insects – Meta Analyses of Economically Influence Factors for Mixed Species Stands. *Canadian Journal of Forest Research*, in press.
- Griess, V.C., Acevedo, R., Staupendahl, K. and Knoke, T. Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study. Submitted.
- Haight, R. G. and Monserud, R. A. 1990 Optimizing Any-Aged Management of Mixed-Species Stands: II. Effects of Decision Criteria. *Forest Science* 36: 125-144.
- 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. *Forest Ecology and Management* 151: 181-193.
- Hanewinkel, M. 2002 Comparative economic investigations of even-aged and uneven-aged silvicultural systems: a critical analysis of different methods. *Forestry* 75: 473-481.
- Hanewinkel, M. 2005 Neural networks for assessing the risk of windthrow on the forest division level: a case study in southwest Germany. *European Journal of Forest Research* 124: 243-249.
- Hanewinkel, M., Hummel, S. and Cullmann, D. A. 2009 Modelling and economic evaluation of forest biome shifts under climate change in Southwest Germany. *Forest Ecology and Management* 259: 710-719.
- Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84, S. 527–537.

- Hanewinkel, M., Hummel, S. and Albrecht, A. in press. Assessing natural hazards in forestry for risk management: a review. *European Journal of Forest Research*.
- Härtl, F., Hahn, A. and Knoke, T. 2010 Integrating neighbourhood effects in the calculation of optimal final tree diameter. *Journal of Forest Economics* 16: 179-193.
- Hartmann, R. 1976 The harvesting decision when a standing forest has value. *Economic Inquiry* 14: 52-57.
- Hildebrandt, P., Kirchlechner, P., Hahn, A., Knoke, T. and Mujica, R. 2010 Mixed species plantations in Southern Chile and the risk of timber price fluctuation. *European Journal of Forest Research* 129: 935-946.
- Hildebrandt, P. and Knoke, T. 2009 Optimizing the shares of native tree species in forest plantations with biased financial parameters. *Ecological Economics* 68: 2825-2833.
- Hildebrandt, P. and Knoke, T., 2011. Investment decisions under uncertainty - A methodological review on forest science studies. *Forest Policy and Economics* 13: 1-15.
- Hyttiäinen, K. and Haight, R. G. 2010 Evaluation of forest management systems under risk of wildfire. *European Journal of Forest Research* 129: 909-919.
- Johansson, P. O. and Löfgren, K. G. 1985 *The economics of forestry and natural resources*. Swedish Univ. Agric. Sci., Umea, Sweden. Basil Blackwell Ltd.
- Kant, S. 1999 Sustainable management of uneven-aged private forests: a case study from Ontario, Canada. *Ecological Economics* 30: 131-146.
- Kennel, E. 2000 Schätzfunktion für Bestandesmitteldurchmesser. *AFZ - Der Wald*, 55: 1191-1193.
- Knoke, T. 2009 Zur finanziellen Attraktivität von Dauerwaldwirtschaft und Überführung: eine Literaturanalyse. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 160: 152-161.
- Knoke, T. and Plusczyk, N. 2001 On economic consequences of transformation of a spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) dominated stand from regular into irregular age structure. *Forest Ecology and Management* 151: 163-179.
- Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84, S. 527-537.

- Knoke, T. and Wurm, J. 2006 Mixed forests and a flexible harvest strategy: A problem for conventional risk analysis? *European Journal of Forest Research* 125: 303-315.
- Knoke, T. and Hahn, A. 2007 Baumartenvielfalt und Produktionsrisiken: Ein Forschungsein- und -ausblick. *Schweizer Zeitschrift für Forstwesen* 158: 312-322.
- Knoke, T., Moog, M. and Plusczyk, N. 2001 On the effect of volatile stumpage prices on the economic attractiveness of a silvicultural transformation strategy. *Forest Policy and Economics* 2: 229-240.
- Knoke, T. and Seifert, T. 2008 Integrating selected ecological effects of mixed European beech-Norway spruce stands in bioeconomic modelling. *Ecological Modelling* 210: 487-498.
- Knoke, T., Stimm, B., Ammer, C. and Moog, M. 2005 Mixed forests reconsidered: a forest economics contribution to the discussion on natural diversity. *Forest Ecology and Management* 213: 102-116.
- Knoke, T., Ammer, C., Stimm, B. and Mosandl, R. 2008 Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. *European Journal of Forest Research* 127: 89–101.
- Kölling, C., Knoke, T., Schall, P. and Ammer, C. 2009 Überlegungen zum Risiko des Fichtenanbaus in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Forstarchiv* 80: 42-54.
- Lindo Systems, Inc. 2010 What's Best[®] Version 10.0 User's Manual.
- Mandelbrot, B. B. and Hudson, R. L. 2005 *Fraktale und Finanzen: Märkte zwischen Risiko, Rendite und Ruin*. München: Piper.
- Markowitz, H. 1952 Portfolio selection. *The Journal of Finance* 7: 77-91.
- Möhring, B. 2004 Betriebswirtschaftliche Analyse des Waldumbaus. *Forst und Holz* 59: 523-530.
- Nichols, J. D., Bristow, M. and Vanclay, J. K. 2006 Mixed-species plantations: Prospects and challenges. *Forest Ecology and Management* 233: 383–390.
- Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84, S. 527–537.

- Pretzsch, H., Biber, P. and Dursky, J. 2002 The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* 162: 3-21.
- Price, M. and Price, C. 2006 Creaming the best, or creatively transforming? Might felling the biggest trees first be a win-win strategy? *Forest Ecology and Management* 224: 297-303.
- Pukkala, T., Lähde, E. and Laiho, S. 2010 Optimizing the structure and management of uneven-sized stands of Finland. *Forestry* 83: 129-142
- Ralston, R., Buongiorno, J. and Fried, J. S. 2004 Potential Yield, Return, and Tree Diversity of Managed, Uneven-aged Douglas-Fir Stands. *Silva Fennica* 38: 55-70.
- Schütz, J. P. 1986 Charakterisierung des naturnahen Waldbaus und Bedarf an wissenschaftlichen Grundlagen. *Schweizer Zeitschrift für Forstwesen* 137: 747-760.
- Schütz, J. P. 2009 La forêt pérenne: aimable rêverie sylvicole ou concept d'avenir? *Schweizer Zeitschrift für Forstwesen* 160: 132-136.
- Schütz, J. P., Götz, M., Schmid, W. and Mandallaz, D. 2006 Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research*, 125: 261–302.
- Schulte, J. B. and Buongiorno, J. 1998 Effects of uneven-aged silviculture on the stand structure, species composition, and economic returns of loblolly pine stands. *Forest Ecology and Management* 111: 83-101.
- Siry, J. P. and Cubbage, F. W. 2003 Global forests - Area, management, and ownership. In: Sills, E.O., Abt, Karen Lee (Eds.) *Forests in a market economy*. Dordrecht: Kluwer. *Forestry Sciences* 72: 9-21
- Spellmann, H. (2005): Produziert der Waldbau am Markt vorbei? *AFZ - Der Wald*, 60: 454-459.
- Tarp, P., Helles, F., Holten-Andersen, P., Larsen, J. B. and Strange, N. 2000 Modelling near-natural regimes for beech - an economic sensitivity analysis. *Forest Ecology and Management* 130: 187-198.
- Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84, S. 527–537.

Tahvonen, O., Pukkala, T., Laiho, O., Lähde, E. and Niinimäki, S. 2010 Optimal management of uneven-aged Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 260: 106-115.

Wikström, P. 2000 A Solution Method for Uneven-Aged Management Applied to Norway Spruce. *Forest Science* 46: 452-463.

Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84, S. 527–537.

Appendix of:

May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study

Joerg Roessiger, Verena C. Griess, Thomas Knoke*

Institute of Forest Management

Centre of Life and Food Sciences Weihenstephan

Technische Universität München

Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2

85354 Freising, Germany

*Corresponding author.

Address: Thomas Knoke, Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung,
Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt,
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Germany.

Tel.: 0049 (0) 8161 714700; fax: 0049 (0) 8161 714545; e-mail: knoke@forst.wzw.tum.de

Appendix Table 1: Expected annuity values for and covariances between examples of 3 spruce and 3 beech portfolio options: Each option combined with itself creates a high covariance because of the strict positive correlation +1; difference in species creates a nearly independent correlation leading to lower covariances, especially if the time is not the same

Species	Year	Covariance (Euro ² /hectare ² /year ²)							Expected annuity (Euro/hectare/year)	
		...	Spruce	Spruce	Spruce	...	Beech	Beech		Beech
...	80	90	100	...	100	110	120	...
Spruce	80	...	5055	3035	2513	...	39	33	113	205
Spruce	90	...	3035	3971	2425	...	36	29	22	195
Spruce	100	...	2513	2425	3006	...	38	30	21	184
...
Beech	100	...	39	33	113	...	442	301	295	103
Beech	110	...	36	29	22	...	301	417	312	103
Beech	120	...	38	30	21	...	295	312	410	103

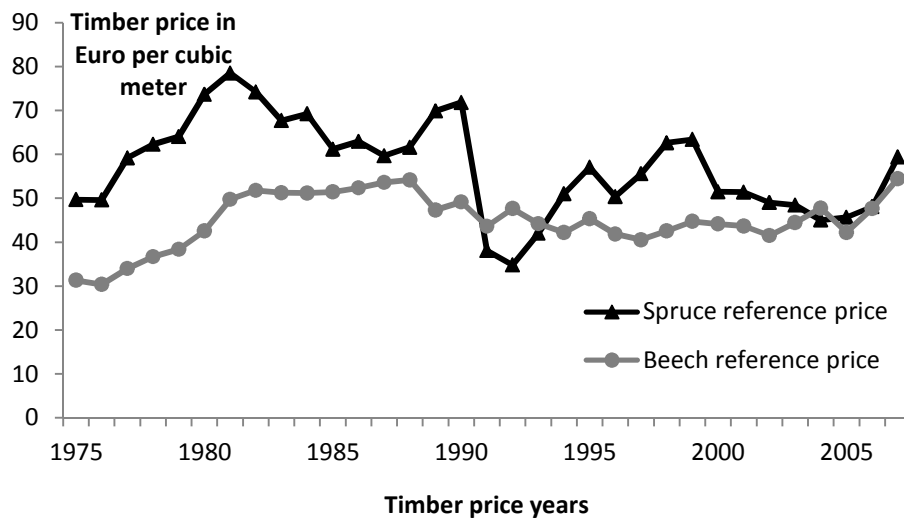
Appendix Table 2: Growth and yield data (all volume data imply timber outside bark measured as if it would have been harvested, i.e. ready for sale)

Age (yr)	Timber volume (m ³ /ha)			
	Spruce		Beech	
	Standing	Thinned	Standing	Thinned
20	32	13	0	0
30	139	34	51	7
40	246	40	123	23
50	343	43	193	33
60	428	49	261	41
70	498	58	321	53
80	552	66	366	56
90	587	72	404	57
100	611	77	437	59
110	-	-	465	60
120	-	-	492	61

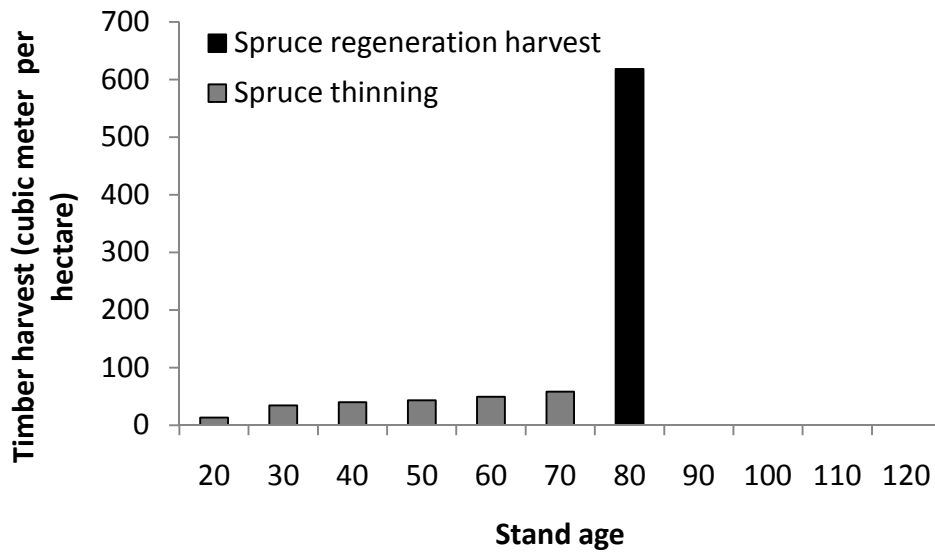
Appendix Table 3: Assumed timber prices, harvesting costs and total log volumes

	Fuelwood/ Industrial wood	Saw wood, different size classes [mid diameter outside bark, in cm]							
		>10	>15	>20	>25	>30	>35	>40	>50
Timber price [EUR/ m³]									
Spruce	40	40	40	60	80	85	85	85	85
Beech	50	50	50	55	55	60	70	85	95
Harvesting costs [EUR/ m³]									
Spruce	25	25	24	20	20	20	15	15	15
Beech	22	22	22	19	19	19	14	14	14
Total volume [m³/ha]									
Spruce (100 years)	195	20	51	87	121	178	192	215	5
Beech (120 years)	269	68	149	76	73	105	110	87	4

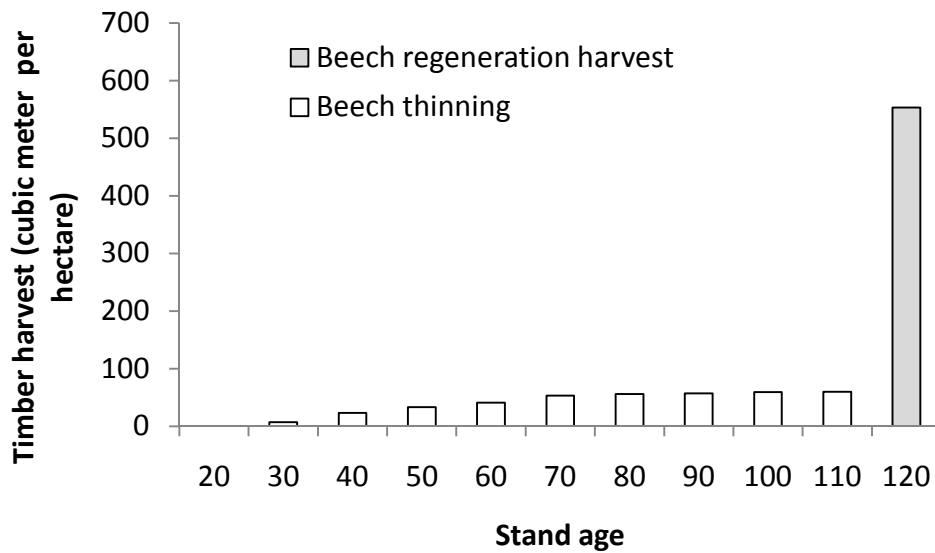
Saw wood prices are mixed prices given a quality composition of 55% B-quality, 30% C-quality and 15% D-quality for Spruce and 50% B-quality, 30% C-quality and 20% D-quality for Beech.



Appendix Figure 1: Historical timber price development (average prices) for Norway spruce and European beech



Appendix Figure 2: Distribution of harvested timber over time for mono-species spruce forest stand with a clear-cut at the age of 80 years



Appendix Figure 3: Distribution of harvested timber over time for mono-species beech forest stand with a clear-cut at the age of 120 years

Title: **“How economic performance of a stand increases due to decreased failure risk associated with the admixing of species”**

Authors: Joerg Roessiger* (joerg.roessiger@forst.wzw.tum.de),
Verena C. Griess (verena.griess@forst.wzw.tum.de),
Fabian Härtl (haertl@forst.wzw.tum.de),
Christian Clasen (clasen@forst.wzw.tum.de),
Thomas Knoke (knoke@forst.wzw.tum.de)

*Corresponding author. Tel.: +49 8161 71 4688; Fax: +49 8161 71 4545

Affiliation: Institute of Forest Management, Department of Ecology and Ecosystem Management,
Center of Life and Food Sciences Weihenstephan, Technische Universität München

Address: Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Germany

Abstract

A new modeling approach which combined survival probabilities for spruce with financial optimization showed a considerably reduction in financial risk in spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) stands with an admixture of a 20% proportion of beech (*Fagus sylvatica* L.). The admixture enhanced the stability of the spruce component against natural hazards, such as storm or insect damage. Here, these new survival investigations were integrated into a bio-economic modeling approach called silvicultural economics. A new failure model which includes the benefits of ecological interactions for decreasing hazard risk for spruce was developed. The modeling technique is based on Monte-Carlo-Simulation and on simultaneous portfolio optimization of management strategies under risk. Area proportions were allocated as decision variables to each tree species and to regeneration harvests at various points in time in order to achieve the maximum financial return given a predefined, acceptable risk. The simultaneous optimization led to a mixed - and, through long regeneration periods - to an uneven-aged forest stand, for almost all predefined risk-levels. In addition, for a selection of possible even-aged tree species compositions, a stand-level mixture (including the species interactions of the new model) was compared with the same species proportion at the stand level, but consisting of two separated parts of spruce and beech (thus excluding species interactions). For all even-aged and interacting mixtures that were investigated, a higher expected return and a lower financial risk were achieved when compared to the identical even-aged mixture proportions without interactions. When the timing and distribution of regeneration harvests was also optimized (as opposed to using a clear-cut strategy) there was a slight loss in financial return, but the reduction in risk was even greater, given the same tree species proportion - especially in cases with a low beech admixture. Compared to the simulation which excluded the stabilizing effect of beech on spruce, the variant with

interacting tree species allowed for higher spruce proportions and shorter regeneration cycles for the same acceptable risk.

Keywords

Bio-economic modeling; silvicultural economics; mixed forest; uneven-aged silviculture; forest management diversification; hazard risk; Monte-Carlo-simulation; simultaneous optimization

Introduction

Bio-economic modeling

Silvicultural economics attempts to combine the ecological and biological aspects of silviculture (e.g. Cotta 1828) with the financial yield and risk aspects of forestry (Endres 1913) to achieve a more ecologically realistic representation of forest stand management (Knoke 2010, Griess and Knoke 2011). Reliable economic data is often available only for pure even-aged stands of particular tree species that have the potential to produce high economic yields, but that are also prone to high risks. Many traditional forest decision models considered yield, but not risks (Hartig 1800, Faustmann 1849, yield tables Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1990). The goal of the work presented here is to combine economically relevant information regarding the yield as well as the risks of various forest management strategies that make use of natural processes to help avoid risks.

Existing silvicultural knowledge about the complex ecological and biological interactions in forest stands is often predominantly qualitative (Griess and Knoke, *submitted*). Studies are

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

also available which summarize information with regard to the effects of particular management strategies, for example, for the management of uneven-aged stands - sometimes referred to as continuous cover forestry (Hanewinkel 2002, Rojo and Orois 2005, O'Hara 2009, Knoke 2009, 2012, Chang and Gadow 2010, Tahvonen *et al.* 2010, Diaci *et al.* 2011, Meilby and Nord-Larsen 2012, Buongiorno *et al.* 2012); for possible benefits of mixed species stands (Bartelink and Olsthoorn 1999, Valkonen and Valsta 2001, Kerr 2004, Comeau *et al.* 2005, Pretzsch and Schütze 2009, Griess and Knoke 2011); as well as for various ways to reduce storm risk for forestry management (Hanewinkel *et al.* 2011, Albrecht *et al.* 2012). Although artificial implementation of mixed (Kerr 2004, Comeau *et al.* 2005, Nichols *et al.* 2006) and uneven-aged (Hanewinkel 2002, Rojo and Orois 2005) forests is possible, most authors agree to call such systems close-to-nature forestry (Hanewinkel 2002, Meilby and Nord-Larsen 2012) or near-natural silviculture (O'Hara 2009, Chang and Gadow 2010, Meilby and Nord-Larsen 2012), especially in Europe. The term ecological forestry is used for even-aged as well as for uneven-aged management (Hanson 2012). Methodological approaches to the evaluation of the financial outcomes of such situations (Mendoza *et al.* 2000, Rojo and Orois 2005, Knoke *et al.* 2005, Knoke and Seifert 2008, Roessiger *et al.* 2011, Griess and Knoke, *submitted*) show that there are potential economic benefits to be derived by designing forest management schemes which make use of natural processes and thus, from near-natural silviculture. A meta-analysis comparing the economic performance of mixed-species stands to that of pure stands proved the advantages of species mixtures - especially with regard to susceptibility to damage caused by insects and storms (Griess and Knoke 2011).

Griess *et al.* (2012) were able to generate empirically sound survival models for mixed and pure spruce stands. For their study, they used long-term inventory data and analyzed it using the accelerated failure time method (Bradburn *et al.* 2003), while estimating the parameters of

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

a Weibull function (Weibull 1951) which was dependent on stand age, spruce proportion, and many other, mainly site-related, variables. The study of Griess *et al.* (2012) demonstrated a clear positive impact of a stand-level admixture of broadleaves, specifically, a decreased failure risk for spruce: For average site conditions in the German federal state Rhineland-Palatinate, the probability of a pure spruce stand reaching age 100 was estimated at 0.80, while an admixture of 50% broadleaves at the stand level (thus allowing for interactions between individual trees of the two species) decreased failure and increased the probability of spruce survival up to age 100 to 0.94 (Griess *et al.* 2012).

From an economic point of view, the ecological effect of risk-reduction also has a direct impact on the expected financial return, which increases considerably (Knoke and Seifert 2008). We agree with the assertion of Koellner and Schmitz (2006) that ecological stabilization is a unique characteristic of ecosystems, in contrast to other investment options, for which there is no evidence of similar positive interactions when mixing purely financial assets. In addition to the reduction in risk associated with a stabilization effect, a forest of multiple species is comparable to a portfolio of assets as it provides financial diversification effects already, without consideration of the benefits of ecological interactions.

Levels of risk-aversion vary among individuals, but in general aversion to risk is common decision (Valkonen and Valsta 2001), especially as it relates to long-time investment decisions like those required in forest management. The existence of an insurance branch proves the relevance of this attitude (Knoke and Wurm 2006). From the perspective of a risk-averse decision maker, near-natural forestry would be advantageous even without beneficial ecological effects. A recent study (Roessiger *et al.* 2011) has shown that diversification effects alone may lead to near-natural forestry: Although the expected financial return suffered under a near-natural silvicultural strategy, the large decrease in financial return was

more than compensated by an even stronger reduction of financial risk. The above-mentioned effect of a reduction in failure risk in mixed stands translates to a clear economic superiority of mixed stands compared to artificially implemented monocultures of non-native species. Moreover, uneven-aged forests without clearcuts are beneficial compared to even-aged rotation forest management approaches when economic risks are considered. Spruce is non-native and risky on most sites in Germany, but has often been planted where mixed or beech forests are the natural vegetation types. Therefore, mixed and uneven-aged forests can be defined as near-natural silviculture. Accordingly, the aim of this paper is to quantify the impact of a decrease in failure risk for spruce in mixed stands (as opposed to in monoculture) on the economic attractiveness of near-natural silviculture. We formulate the hypothesis to be tested and to be falsified in the fashion of a Null-hypothesis:

“A more realistic modelling of failure risk of spruce stands by inclusion of a stand-level admixture of beech will not lead to higher financial returns of mixed silviculture”

The paper is structured as follows:

We first frame this study in the context of preliminary studies, followed by a general description of the new bioeconomic model used here, including a short description of the model components previously described in Roessiger *et al.* (2011). We then describe the effect of beech admixture on spruce survival probability out of the study by Griess *et al.* (2012), and develop a model which includes the new survival probabilities. In the results section, we first show a risk-return diagram for stands with different forest management treatments resulting in different stand characteristics- mono- and mixed-species, even-aged and uneven-aged. For mixed stands, we show results for both mixtures without interaction between species, and those with interaction. Then we show the timber production per time unit and per species for examples of each of the silvicultural strategies. Finally, we discuss the

diversification effects, on which the model is based, the importance of new spruce survival functions and prospects for further research.

State of the art of bio-economic approaches

This section describes previous studies that consider not only traditional financial risks but also quantify the effects of interaction between trees of different species that arise due to a more intense group-wise or single-tree mixture (described by and extended from Knoke (2011), see figure 1).

Near-natural forestry can be interpreted as a combination of different management strategies that together form an approach that is similar to traditional economic portfolio management. Such portfolio concepts allow one to hypothesize about and consider future uncertainty (Hildebrandt and Knoke 2009). Integration of portfolio diversification into forest investment decision making is not new. Approaches were developed for example, by Mills and Hoover (1982), Redmond and Cabbage (1988), Thomson (1991), Deegen *et al.* (1997), Moog and Weber (2001), Wippermann and Möhring (2001), Heikkinnen (2002, 2003) and Healey *et al.* 2005. Beinhofer (2009) was able to develop a model for diversification of different timber products in a forest enterprise. Simultaneous optimization enables analysing decisions which include not only one, but multiple forest management considerations at the same time, for example, species proportion, number and timing of thinnings, age of final cut (Schreuder 1971, Kao and Brodie 1980, Volkov 1980, Salminen 1993, Hyytiäinen and Tahvonen 2002), or proportions of a stand to be finally cut at a particular ages (Roessiger *et al.* 2011). These studies demonstrate that it is possible to interpret parts of different ecological strategies as portfolio fractions. Near-natural forestry approaches take advantage of the ecological processes that occur when different management strategies are located close to one another in

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

relatively small area units, – meaning at the stand level, and not only in large, separate units at the forest or enterprise level. Härtl *et al.* (2010) and Meilby and Nord-Larsen (2012) presented such approaches at the single-tree level, and Buongiorno *et al.* (1994, 2012), Mendoza *et al.* (2000) and Tahvonen *et al.* (2010) used a matrix model based on tree size distributions. Modeling near-natural forestry in a more biologically and economically realistic way also necessitates that risks are quantified for specific circumstances in mixed forest stands on small scales (Knoke and Seifert 2008).

There are several ways that species interactions can affect growth. Kerr (2004) found differences in diameter and height growth depending on the species of the nearest neighbor tree. Fahlvik *et al.* (2005) investigated changes in volume growth depending on tree heights of species in mixed stands. D'Amato and Puettmann (2004) evaluated intra- and inter-specific tree neighborhood interaction regarding relative diameter growth rates. Bergqvist (1999) presented the consequences of various shelterwood treatments on understory development.

In order to derive such specific information about forest stand failure, advanced models are necessary. Many existing studies (e.g. Beinhofer 2009, Clasen *et al.* 2011, Roessiger *et al.* 2011) have obtained the survival rates that they apply from published historical data gathered at the stand or estate level (e.g. Möhring 1986, König 1995, Hanewinkel 2005). As an alternative, other studies use single-tree data instead of stand-level data to model mortality (e.g. Monserud 1976, Hamilton 1990, Müller 2002, Griess *et al.* 2012, Klopčič *et al.* 2012) as well as other variables such as shoot elongation (e.g. Rehfeldt and Wykoff 1981) or species abundance (e.g. Ficko *et al.* 2011).

Survival rates examined by Griess *et al.* (2012) were obtained from the Forest Damage Survey data of Rhineland-Palatinate, and are based on mixed-species stands. Because of the inventory plot design it was possible to locate those stands that have a group-wise or single-

tree mixture. These mixed stands can be considered near-natural forest stands. The study presented here uses the Weibull function (Weibull 1951) which has been applied to model survival rates (Staupendahl and Zucchini 2011, Staupendahl 2011, Griess *et al.* 2012).

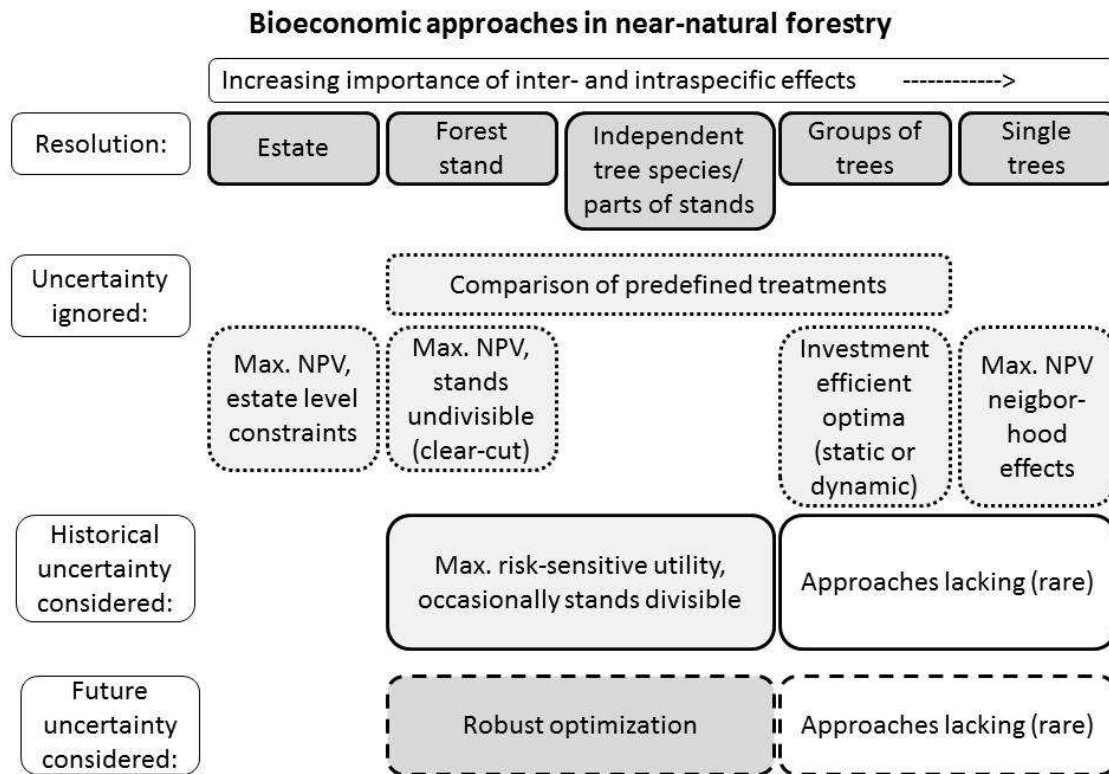


Figure 1: Approaches to economically model silvicultural treatments (adopted from Knoke 2011).

Goal of the near-natural forest simulation study

As mentioned by Staupendahl and Möhring (2011), an analysis which includes the numerous uncertainties in small-scale forest management, such as stand failure, timber market risks and others, is difficult to carry out due to the sheer number of possible financial outcomes. Therefore Knoke and Wurm (2006) offered a Monte-Carlo-Simulation approach (Barreto and Howland 2006) that included random elements to simulate processes of timber price

fluctuation as an aid for harvest decisions. This method has subsequently been applied and adapted for different questions combining risk management and ecology: Clasen *et al.* (2011) valued financial risks due to game browsing, and Hildebrandt and Knoke (2009) and Hildebrandt *et al.* (2010) evaluated semi-natural and plantation forests in Chile. This simulation method was also used for a bio-economic model which investigated the effect of species interactions in a spruce stand with an admixture of beech on factors such as stand failure risk, volume growth and timber quality (Knoke and Seifert 2008, Griess and Knoke, *submitted*). In addition to these forest economic approaches, there have been many other Monte-Carlo-simulation applications for forestry, for example, for simulation of wildfire (Adou *et al.* 2010).

While the above models focus on optimizing tree species composition, optimization for additional near-natural aspects is rare. Roessiger *et al.* (2011) optimized several factors simultaneously - tree species composition and the timing of regeneration cuts and the area proportion of the forest stand to be cut at a particular time point. All of these approaches which promote species mixtures allow for the transformation from an even-aged stand to an uneven-aged, near-natural stand in the next generation. Roessiger *et al.* (2011) furthermore, showed economic benefits that arise from the use of a continuous harvest strategy instead of a clear-cut strategy.

Here we used simulation methods developed by Knoke and Seifert (2008) and applied by Griess and Knoke (*submitted*) to evaluate the economic consequences of tree species stabilization. Furthermore, we have extended the approach used in the studies by Knoke and Seifert (2008) and Griess and Knoke (*submitted*) to include the simultaneous optimization accomplished by Roessiger *et al.* (2011). Silvicultural economics, as we define it here, uses not only a mixed and interacting, but also an uneven-aged forest management strategy. It

applies optimization by combining it with the simulation and tree species interaction effects investigated by Griess *et al.* (2012) in order to form more realistic near-natural management strategies.

Material and Methods

General structure of the Bioeconomic Model

The Monte-Carlo-Simulation model used here (section 2.2, figure 2) was first derived by Knoke *et al.* (2005), and subsequently adapted and used by Clasen *et al.* (2011) and finally by Roessiger *et al.* (2011), where a detailed description can be found. In the current analysis we extended this approach to include a new species failure model (section 2.4, figure 2). This failure model was adapted from the model developed by Griess *et al.* (2012) for stand failure probabilities of spruce which are sensitive to species proportions. In general, the optimization model (section 2.3, figure 2) followed a portfolio approach, and allowed for diversified stand management regarding two management decisions.

- The first forest management decision made was the proportions of tree species (spruce or beech) to be used in the establishment of a forest stand.
- In the second management decision, the area proportions on which regeneration harvests were carried out was determined separately for each point in time. Regeneration harvest in parts of the stand area were possible, in principle, very early – beginning at age 20 – or at any subsequent 10-year interval (for example at age 30 or 40) ending with species-specific maximum ages - age 100 for spruce and 120 for beech. Simultaneously, thinning was carried out at each ten-year interval as a fixed and predefined silvicultural treatment on all stand parts where no regeneration harvest was being done.

The general structure of the three model components is shown in the conceptual diagram (figure 2). It describes the simulation process to derive information about calamity events through the inclusion of a random variable. The process occurred each iteration i , creating data for each scenario s , species e , each regeneration time T and each stand age t (section 2.2). The species failure model includes the case of stand failure. The failure rates differed for the cases with interactions and without interactions (figure 2).

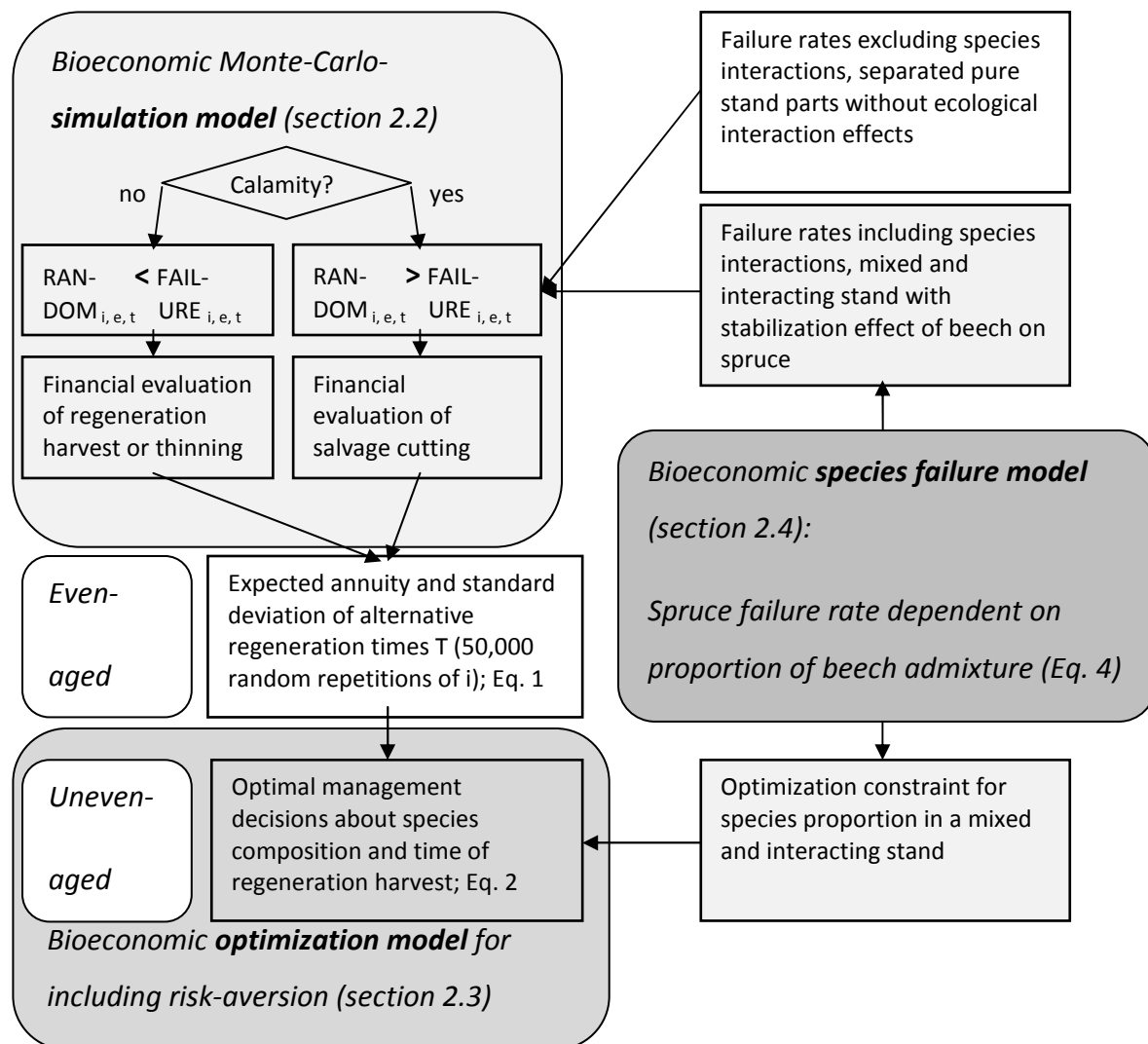


Figure 2: Conceptual diagram of the model components.

Bioeconomic Simulation Model

To evaluate management decisions about species mixture and timing of harvest activities, the expected annuities of soil expectation value (Faustmann 1849), $E(Ann(SEV)_s)$, and their standard deviation, $SD(Ann(SEV)_s)$, were computed in a simulation model (figure 2) as indicated in Eq. 1 (Roessiger *et al.* 2011). These financial indicators together formed each possible component of the management portfolio, the choice of which was to be decided at the stand level (described in section 2.3).

Equation 1: Expected annuities and standard deviation of one silvicultural strategy.

$$SEV_{s,i} = \left[\sum_t^T n_{i,t} \cdot q^{-t} \right] \cdot \left[\frac{q^T}{q^T - 1} \right]$$

$$Ann(SEV)_{s,i} = SEV_{s,i} \cdot (q - 1)$$

$$E(Ann(SEV)_s) = \frac{\sum_{i \in I} Ann(SEV)_{s,i}}{50000}$$

$$SD(Ann(SEV)_s) = \sqrt{\frac{\sum_{i \in I} (Ann(SEV)_{s,i} - \overline{Ann(SEV)_s})^2}{50000}}$$

$$\forall s : T \in 20,30,40,50,60,70,80,90,100 \text{ for } e = \text{Norway spruce}$$

$$\forall s : T \in 20,30,40,50,60,70,80,90,100,110,120 \text{ for } e = \text{European beech}$$

In the formula $E(Ann(SEV)_s)$ and $SD(Ann(SEV)_s)$ were computed for 20 financial scenarios, s , defined by tree species, e , and time of regeneration harvest, T , (nine scenarios for spruce, eleven for beech), based on 50,000 risk scenarios. For each of these scenario iterations, i , we computed the soil expectation value $SEV_{s,i}$ by summing the discounted net revenues, $n_{i,t}$, using a discount factor q of 1.02 (Faustmann 1849). The approach of Faustmann is adapted by the omission of costs of afforestation (at the beginning) and costs of administration. The annuity of soil expectation value $Ann(SEV)_{s,i}$ considered also the financial income created by an infinite repetition of the first rotation cycle and was calculated by multiplying the soil expectation value with the interest rate ($q-1$). While the interest rate of 2% is low compared to

other forest investments, it is typical for forests in Europe, especially because of hazard risk (Bright and Price 2000). The net revenues were derived by combining financial returns and costs per cubic meter with timber volume (supplementary materials 1 to 3). We created these financial risk scenarios within the predefined investment time by the random process of a Monte-Carlo-Simulation, which we carried out using the MS-Excel-addin provided by Barreto and Howland (2006). Market risks were represented by volatile timber prices and costs, varying with a standard deviation of 10% around average costs. The price risk was included using the bootstrapping method (Barreto and Howland 2006). Using this method, we combined the under current conditions pre-calculated revenues for harvest activity per species with prices obtained from timber price statistics (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1975-2004, Bayerische Staatsforsten 2005-2007, supplementary material 4) from a randomly chosen year, so that the real price correlation of historical price development of the two tree species was reproduced.

The timber-specific returns were derived using volume data from Clasen and Knoke (2010), who applied a growth model for a region in Southern Germany (Pretzsch *et al.* 2002) to modify yield tables by Wiedemann (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1990) for moderate thinning and site class one for both spruce and beech (see Roessiger *et al.* (2011) and supplementary material 2 for details).

In order to integrate another important management risk, a complete failure of one species due to storm or insect attacks was possible within the model (figure 2) within the investment time. A complete failure or complete survival is only realistic if we assume small-sized area units (e.g. one hectare). The decision about a failure event was derived as a binomial event by comparing a 10-year period failure probability with a random variable (Knoke *et al.* 2005). In case of failure, a regeneration harvest with a 50% reduction (Dieter 2001) of net return and

stand age-dependent afforestation costs (spruce maximum 2,000, beech maximum 3,000 Euro/hectare, supplementary material 3) was simulated. In case of old regeneration ages, and also at the beginning of the simulation (year zero), apposing to Faustmann-approach we assumed that in our model the different stand generations were established by natural regeneration.

As a consequence of a calamity, predefined investment time T is not finished so the remaining time is considered for a second stand generation. Soil expectation value included a correction by net present value of subsequent stands within the predefined investment time. A decision for a second regeneration cut was considered only when net value of timber harvest and age-dependent afforestation costs was positive. In this study only risk integration was restricted to a maximum of 120 year rotation for beech and 100 years for spruce. Then time was considered as infinite by transferring the sum of net present values to soil expectation value.

Bioeconomic Optimization Model

The objective of the optimization model (figure 2) was to simultaneously determine both the optimum area to allocate to each species and the optimum area on which to perform a regeneration harvest for every considered point in time, in order to maximize financial return, given a predefined acceptable financial risk. The optimization process combined the different management scenarios, s , defined by tree species, e , and time of regeneration harvest, T , in a manner similar to an economic investment portfolio (Eq. 2) (Markowitz 1952). To derive variance, VAR , of the forest portfolio of management scenarios at stand level, V_p , covariance, cov , between the different management scenarios, f_s was used. Eq. 2 shows how VAR for the portfolio was computed.

Equation 2: Expected value and variance of a portfolio and optimization constraints.

$$E(V_p) = \sum f_s E(Ann(SEV)_s)$$

st

$$\sum f_s = 1$$

$$f_s \geq 0$$

$$VAR(V_p) = \sum_a \sum_b f_a \cdot f_b \cdot cov_{a,b}$$

st

$$var_a := cov_{a,a}$$

$$f_{a,b} \geq 0$$

Risk avoidance here describes the willingness of a risk-averse decision maker to accept only a maximum predefined risk - described by the standard deviation of the expected return of the portfolio. The expected return is then maximized, given this constraint. The optimization for deriving the optimal stand portfolio composition was processed by the program *What's Best*[®] of Lindo Systems, Inc. (2010).

Bioeconomic Species Failure Model

The extended mixed-stand survival probabilities of spruce derived by Griess *et al.* (2012) and further developed in the species failure model (see below, figure 2) indicated the need for an updated version of the simulation approach used in the study published by Roessiger *et al.* (2011). To support economic evaluation, we created eleven stand classes with intervals of 10% spruce and beech stand area mixture quantities, where beech covered the area that was not occupied by spruce. Therewith we prepared to carry out a simultaneous simulation for all classes.

Within each stand class in a mixed stand, the spruce survival probability was dependent upon spruce proportion. The survival probability of beech was assumed to be independent of the beech proportion in a stand because the data set for an evaluation was too small.

To describe survival, we used the survival probability function $S(t)$ (Eq. 3) that was derived from Griess *et al.* (2012), who used a Weibull function (Weibull 1951) that was based on the parameters, α and β , and stand age, t , to analyze data of the 2800 spruce trees recorded in Rhineland-Palatinate. Examples of the results for average site conditions are shown in table 1 and figure 4. Each of the three examples shows a different mixing proportion of spruce.

Equation 3: Weibull function.

$$S(t) = \exp\left[-\left(\frac{t}{\beta}\right)^\alpha\right]$$

The data examined by Griess *et al.* (2012) was based on stem number proportion instead of area proportion. For the purposes of the analysis presented here, the available frequency proportions of tree species were converted to area proportions of the forest stand based on yield tables.

	Used in this study				Used in former studies e.g. Roessiger <i>et. al</i> 2011	
Species	Spruce	Spruce	Spruce	Beech	Spruce	Beech
Reference	Griess <i>et al.</i> (2012)			Härtl (un- published)	Beinhofer (2009)	Knoke & Seifert (2008)
Spruce proportion (Mean) [%]	100 (100)	80-100 (93)	0-80 (49)	0-100	0-100	0-100

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

α (Weibull shape)	3.93	3.93	3.93	1.88		
β (Weibull scale)	146.15	167.88	203.48	616.32		
Survival probability age 100 (S_{100})	0.80	0.88	0.94	0.97	0.69	0.90

Table 1: Survival probability rates used for this study compared to previous studies.

The next step was to derive spruce survival probabilities for the eleven new classes out of the three classes published by Griess *et al.* (2012). For the three proportion classes, they used an average spruce proportion - 100%, 93% and 49%, respectively. Additionally we assumed that a further lowering of the spruce proportion would not achieve a more intense stabilization effect than that which occurred with a 49% spruce proportion. To interpolate S_{100} for different proportions of spruce in % (spm), a Weibull function was used to derive biologically realistic survival characteristics (Eq. 4, figure 3, 4, supplementary material 5).

Equation 4: Function about survival in age 100 for mixed interacting stands.

$$S_{100}(spm) = 0.3728 + 0.5678 \times \exp \left[- \left(\frac{spm}{1.1241} \right)^{10.6415} \right]$$

S_{100} survival probability at age of 100 years

spm spruce proportion in a mixed stand in mixture with beech in %

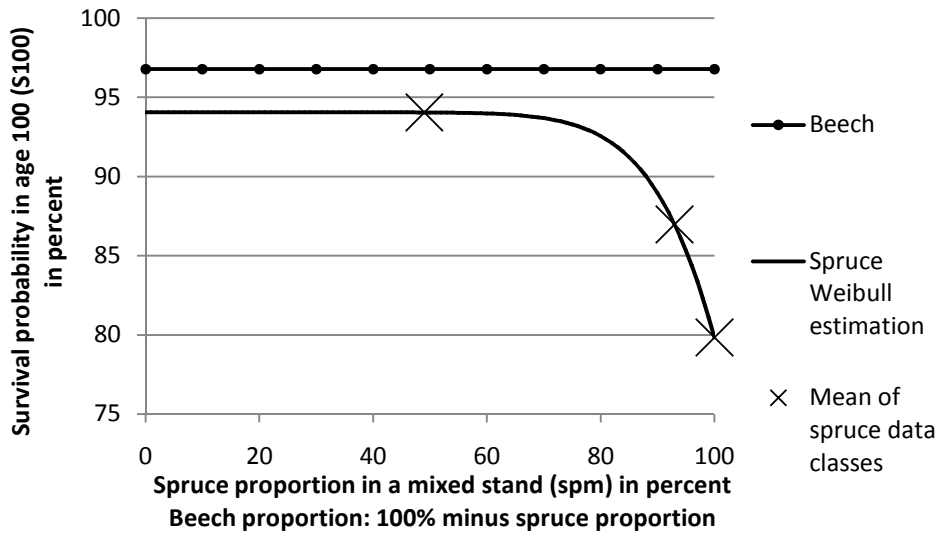


Figure 3: Survival probability of spruce at age 100 (S100) (Weibull estimation function) and of beech

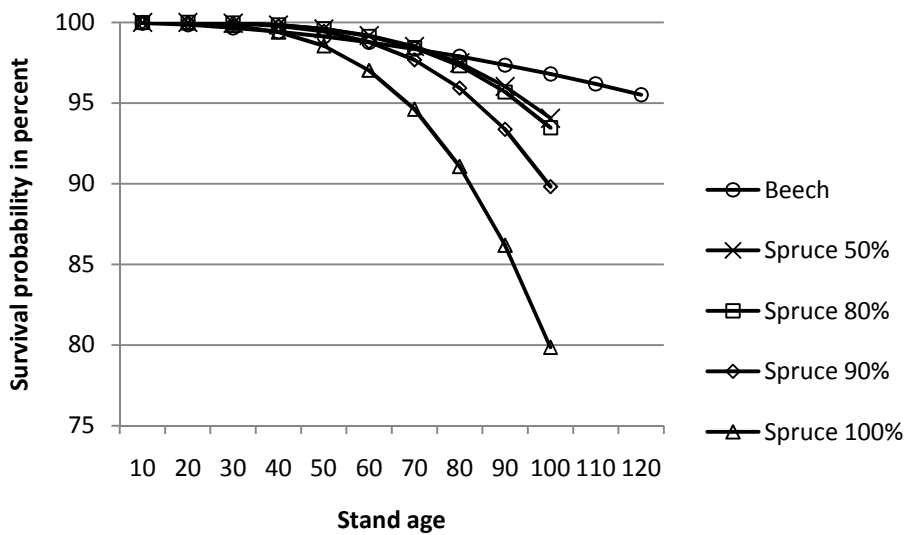


Figure 4: Survival probabilities for a beech stand (all proportions), for various spruce proportions in mixture with beech with interactions (probability given only the spruce part of the stand), and for a 100% pure spruce stand (without interactions) - each derived by the Weibull function

Results

Risk-return consequences of spruce and beech stand-level admixture

In the results section we first show a risk-return diagram for four different forest stand management treatments. We will evaluate cases of the silvicultural strategies marked in figure 5 later.

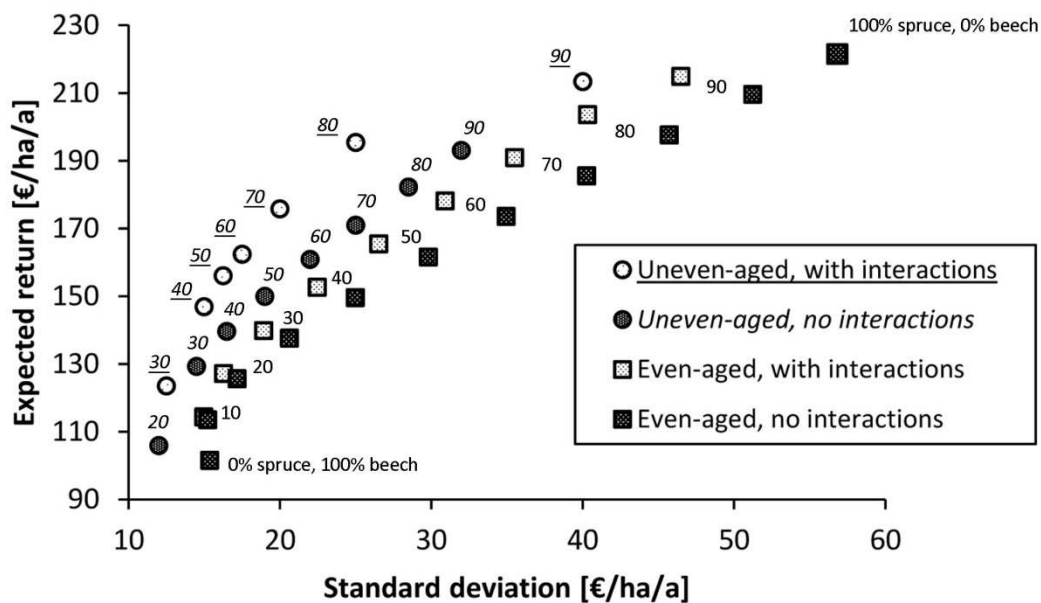


Figure 5: Risk and return for four types of management strategies derived by varying spruce and beech stand proportion and optimization subject to various risk constraints. Each successive point along the curves represents a 10% change in the proportions of the two species.

Figure 5 shows the financial indicators of four combinations of two different management decisions. The process to derive the financial indicators is summarized in figure 2.

The first decision was about mixture:

- The strategy “With interactions” (light sign) represented a mixture of interacting spruce and beech trees including the ecological effect of spruce stabilization by admixing beech single-trees or groups.
- “No interactions” (dark sign) corresponded to the strategy of two separate pure stand parts of spruce and beech without ecological effect of one of the species on the other species.

The second decision was about timing of harvest activity:

- The “Even-aged” strategy (square) was used as a reference scenario. Regeneration harvest was carried out for spruce at age 80 years and beech at age 120 years. For each of these species, the time of harvest resulted in the maximum financial return.
- The “Uneven-aged” strategy (circle) formed a sequence of regeneration harvests. The harvests were carried out for spruce at ages from 20 to 100 years, for beech from 20 to 120 years, resulting in a transformation to an uneven-aged stand in the next generation. The strategy was optimized to create a maximum return for a predefined risk - described as the standard deviation of the financial return.

The direct curve (dark squares) from the upper right corner (100% pure spruce) to the lower left (100% pure beech) shows the maximum return for stands with combinations of various proportions of even-aged 80 year old spruce and 120 year old beech. The interacting mixed species stand (light squares) could be transferred into an uneven-aged structure by avoiding a clear-cut at the end of the rotation. Alternatively, a time series of successive regeneration harvests could be carried out, taking economic advantage of time diversification effects. This alternative may be interpreted as a more near-natural forestry without the use of clear-cuts (Roessiger *et al.* 2011).

Due to the stabilization effect created by beech admixture, the possible returns were higher and the risk was lower for all stand-level combinations with species interactions for even-aged 80 year old spruce and 120 year old beech stands (dark circles). Correspondingly, the returns were lower and risks were higher for mixtures with two separate stands of spruce and beech of the same ages and species proportions without interactions (figure 5). The reasons for this can be found when looking at the spruce survival probabilities (figure 4): A beech admixture of 10% led to an increase (from 80% to 90%) in spruce survival to age 100 (S_{100}). A 20% beech admixture increased S_{100} to 93%, but an admixture higher than 20% yielded no further considerable increase in the stabilization effect (maximum S_{100} of 94%).

The biggest financial effect caused by interactions for the even-aged strategy (figure 5, table 2) was visible for a proportion of 80% spruce (age 80 years) and 20% beech (age 120 years): The standard deviation (risk) was lower (5 €/ha/y α 13%) and the return was higher (6 €/ha/a or 3%) if the two species were mixed in one stand (thus interacting) rather than being present in two pure, divided stand parts (with no interaction) (figure 5, table 2).

Bewirtschaftungsstrategie	Ungleichaltrig		Gleichaltrig		Reine Fichte	Reine Buche
	Ja	Nein	Ja	Nein	Gleichaltrig	Gleichaltrig
Interaktion im Mischbestand?	Ja	Nein	Ja	Nein	Nein	Nein
Fichtenanteil (%)	80	70	80	80	100	0
Buchenanteil (%)	20	30	20	20	0	100
Mittlerer Ertrag (€)	195,37	171,00	203,53	197,56	221,54	98,67
Standardabweichung (€)	25,00	25,00	40,33	45,72	56,82	17,23
Minimaler Ertrag (€)	34,58	25,31	17,57	10,00	-7,74	-25,80
Maximaler Ertrag (€)	275,58	246,53	310,05	310,05	358,61	138,19
Verjüngungsalter Fichte (Jahre)	60-100	50-100	80	80	80	-
Verjüngungsalter Buche (Jahre)	120	110-120	120	120	-	120
Mittleres Alter Fichte	83,67	77,40	80	80	80	-
Mittleres Alter Buche	120	117,43	120	120	-	120

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

Table 2: Characteristics and financial results of different management strategies.

In the lower left corner of figure 5 it can be seen that a pure beech stand had both a higher risk and a lower income when compared to the values for a stand with a beech proportion of only 10%. This effect is caused by the process known as product diversification, or the different price development of spruce and beech timber. Historically, timber prices for spruce and beech are uncorrelated: For example, the correlation coefficient was + 0.15 when the cases of an 80 year-old spruce and an 80 year-old beech stand were compared. The correlation coefficient was + 0.10 for a 120 year-old spruce and a 120 year-old beech stand. When comparing not only different stand ages, but also different harvest times, the correlation coefficients of the management alternatives were even more uncorrelated: around + 0.03 and + 0.05.

In figure 5 and table 2 we see that when we compared a mixed, even-aged stand of 80% spruce and 20% beech to a mixed uneven-aged stand, the standard deviation of financial return (risk) was reduced by 15 €/ha/a or 38% with losses of only 8 €/ha/a, or 4% of expected return.

When comparing even-aged (light squares) and uneven-aged management (light circles), for each stand with a total of 80% spruce and with species interactions, the standard deviation was reduced by 21 €/ha/a, or 45%, while expected value was reduced by only 2 €/ha/a, or 1%.

The uneven-aged mixture ignoring tree species interactions usually had a higher risk and a lower return when compared to stand-level mixture, with the exception of the case of spruce proportion of 90%. Here we found a lower risk compared to the stand-level mixture. The

difference in standard deviation between 90% spruce proportion of uneven-aged mixture
Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

without interactions to 100% pure spruce is very high. This result is caused by manifold possibilities to reduce risk by combining harvest activities in different ages in a pure spruce stand. This effect is called time diversification and will be discussed in section 4.1.

Risk reducing effect of beech admixture for even-aged management

In sections 3.2 and 3.3 we want to describe the cases of the management strategies presented in figure 5, especially their consequences to timber harvest at the points in time. The volume data used was derived from the area proportion that itself had been optimized by combining the 20 defined management decisions.

Figure 6 shows a pure spruce stand with one final cut at 80 years used as a reference scenario (also used by Roessiger *et al.* 2011). This strategy led to a maximum return of 222 €/ha/a, but resulted automatically also in a maximum risk of 57 €/ha/a (figure 6, table 2). This strategy represents a maximization of the financial return without considering any risk-aversion.

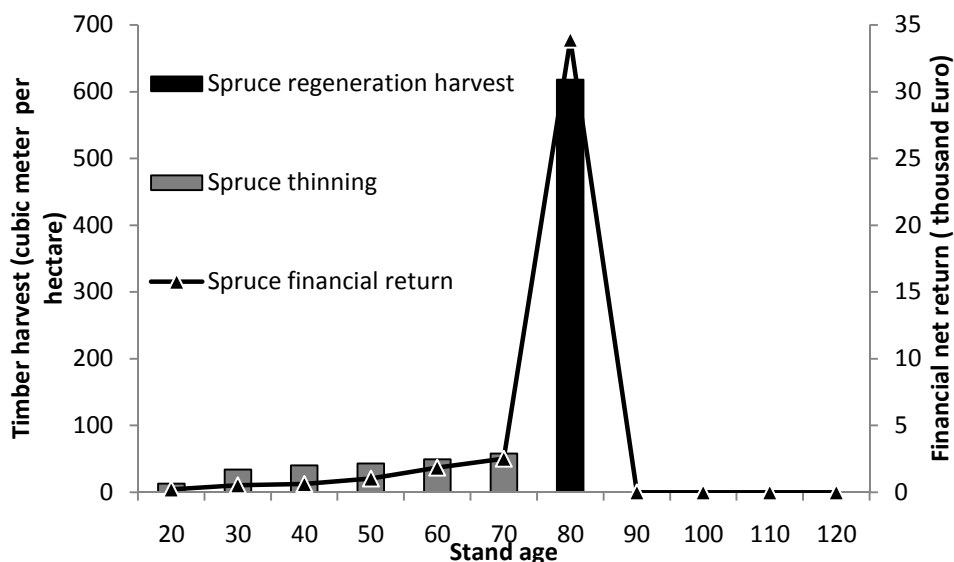


Figure 6: Pure 80-year old 100% spruce stand with maximum standard deviation of 57 €/ha/a with a result of 222 €/ha/a expected value.

We pointed out that a beech admixture of 20% can improve the survival rate (figure 4), as well as the financial performance (figure 5) of a stand, if the stand is mixed and therefore the tree species are interacting. With species proportions of 80% spruce (80 years) and of 20% beech (120 years), we had two options - to grow them in two divided stand parts, or to grow them in mixture to make use of the stabilization effect created by tree species interactions. The amount of timber harvested at any point in time was the same for both strategies (figure 7). If the harvest strategy was applied in a mixture in large blocks without interactions, there was a financial result of 198 €/ha/a and a standard deviation of 46 €/ha/a. If, however, the same harvest strategy (only regarding the amount of timber volume) was applied in a stand-level mixture with tree species interactions, there was a financial result of 204 €/ha/a and a standard deviation of 40 €/ha/a, due to stabilization effects. Thus, the standard deviation (risk) was lower (6 €/ha/a or 13%) and the return was higher (6 €/ha/a or 3%) if the two species were mixed in one stand rather than being present in two pure, divided stand parts. Now we have an economic quantification of the effect of tree species interactions.

Comparing the even-aged, mixed and interacting stand (figure 7) to the strategy of a single clear-cut at maximum financial stand value (80 year-old pure spruce stand, figure 6), the return for the mixed and interacting stand was 18 €/ha/a, or 8% lower, but the standard deviation (risk) was 17 €/ha/a, or 30% lower than that for the pure stand (figure 5, table 2). Such a risk reduction might be a reason to choose a mixed stand although there are some losses in return.

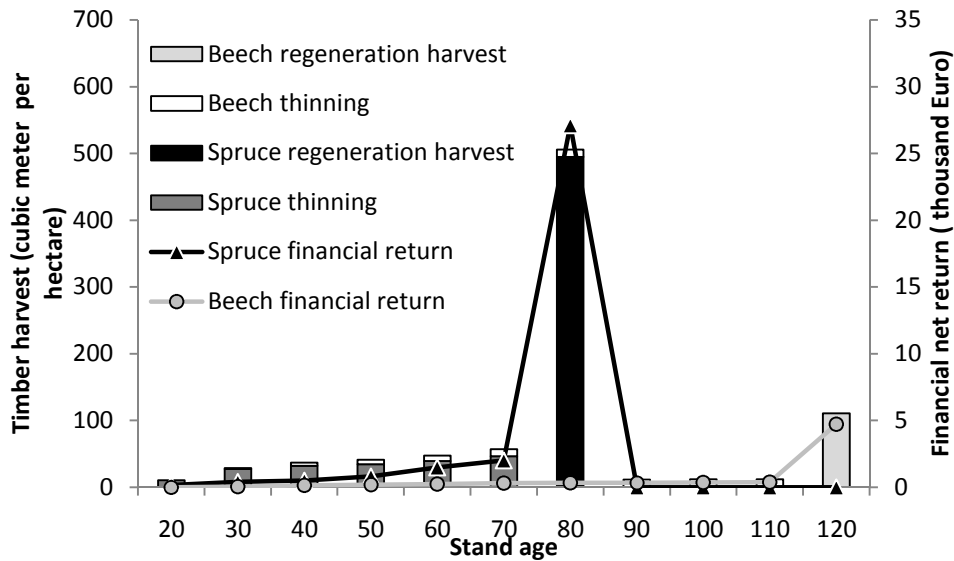


Figure 7: Two stand management strategies with 80% area proportion spruce with a regeneration cut at 80 years and 20% beech with a regeneration cut at 120 years; the first strategy as a mixture in separate stand parts without interactions: financial result of 198 €/ha/a and standard deviation of 46 €/ha/a; the second strategy as a mixture with interactions: financial result of 204 €/ha/a and standard deviation of 40 €/ha/a.

Optimizing the transformation to uneven-aged management

The next step was to avoid the consequences of risk from timber price fluctuation. This was achieved by harvesting smaller amounts of timber at any one point of time, rather than in one final clear-cut, therefore deviating from the optimal final rotation age of the individual species in parts of the stand (given an initial even-aged stand). For creating the optimal final harvest sequence we used financial optimization techniques and found that, given a restriction for a standard deviation of 25 €/ha/a, an 80% spruce and 20% beech proportion (when considering interactions) led to the maximum expected income (figure 5, table 2). As a management consequence, to balance out timber price fluctuations, the spruce part of the stand was harvested over a period of 50 years (figure 8).

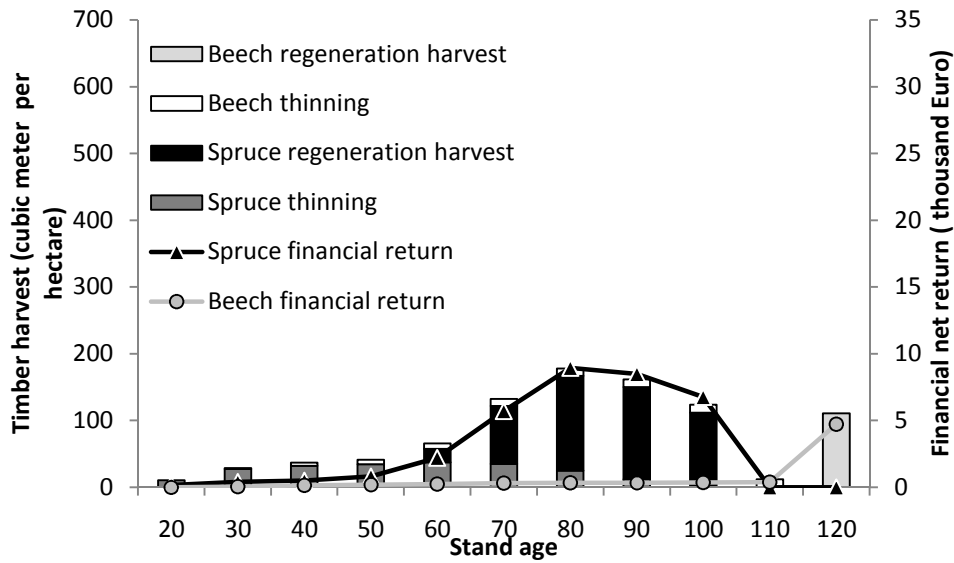


Figure 8: Harvest sequence optimized for a maximum standard deviation of 25 €/ha/a with a result of 195 €/ha/a for a mixture with interactions of 80% spruce and 20% beech.

The next step was to optimize without tree species interactions given the same standard deviation of 25 €/ha/a (figure 9), to determine the effects of considering ecological interactions.

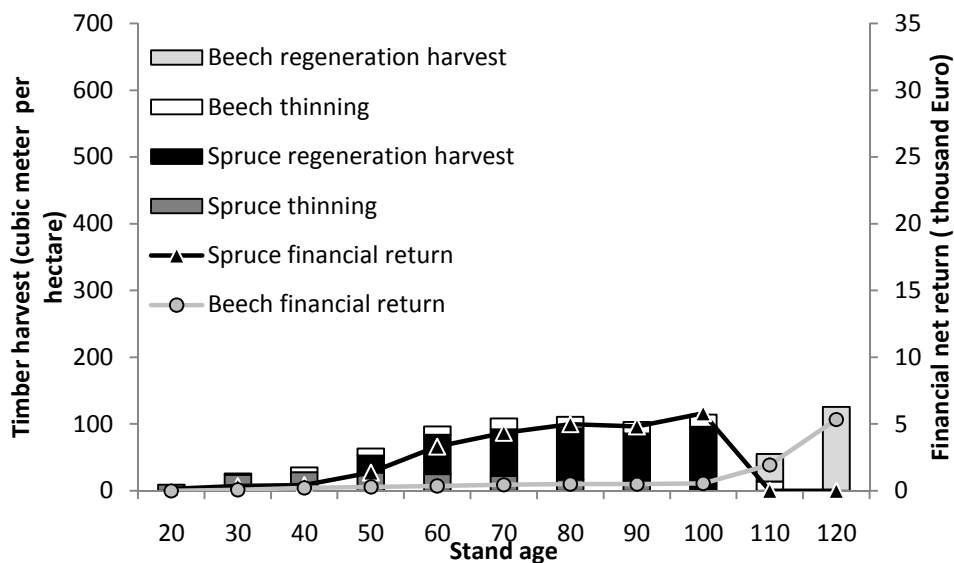


Figure 9: Harvest sequence optimized for a maximum standard deviation of 25 €/ha/a with a result of 171 €/ha/a for a mixture ignoring tree species interaction of 70% spruce and 30% beech.

Roessiger, J., Griess, V., 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. Ecological Modelling 255, S. 58-69.

Given the results in figure 9, we were able to identify the consequences of uneven-aged management strategies and observe their opportunities. Hereunto we compared the difference in management outcomes between the graphs of optimization for uneven-aged mixed stands with interactions (figure 8) and without interactions (figure 9). In both cases, the risk constraint was 25 €/ha/a (figure 5, table 2). When we included the effects of the tree species interactions in mixtures at the stand-level, the choice for optimum spruce proportion was 80%. Interaction accordingly allowed a 10% higher spruce proportion as that estimated for the strategy without species interaction, because spruce was stabilized by beech and no longer so extraordinarily susceptible towards natural risks. The main regeneration harvest activity for the mixture with interactions was for spruce at 80 years and beech at 120 years rotation time. As these time points are very near the point of financial maturity, this strategy yielded a 24 €/ha/a (figure 5, table 2), or 14%, higher result. In contrast, in the strategy where tree species interactions were not considered it was necessary to have more frequent and earlier harvest activities with lower economic yields, in order to reach a lower risk - again, due to the vulnerability of spruce without the stabilization of the beech admixture. The total regeneration cycle for the strategy without interactions (figure 9) had to be spread over a period that was 10 years longer for each of the species when compared to the optimization with interactions (figure 8). Considering interactions and the associated stabilization of spruce, the average regeneration age of spruce in the stand was six years longer compared to the case without interactions (table 2). In general, the aspects mentioned led to higher risks for the strategy with interactions, but the stabilization effect overcompensated for the financial risk. Once again, this was due to the high spruce failure rate in the mixture without interactions. For the mixture with interactions, continuous timber production was still necessary, but not in a dimension such as that required with a mixture without interactions. Risks were lowered

simply due to mixed forest management by stabilization of the spruce stand with an admixture of beech.

Distribution of financial results of management strategies

The frequency distributions of financial results (figure 10, supplementary material 6) were a consequence of calamities and of fluctuation of prices and costs. The long left tails correspond to negative results caused by calamities. The pure spruce stand led to higher income compared to the other management opportunities, but it also carried a much higher risk. Only the strategy of a pure beech stand led to more negative results, caused chiefly by afforestation costs in case of calamities that were higher than those for spruce, and the fact that due to lower prices for beech timber, it was not possible for a pure beech stand to generate a high income. For the mixed stands, the frequencies of the annuities located in the left-tails were lower for a mixture with interactions in comparison to a mixture without interactions (in an even-aged stand). The deviation of financial results was even further reduced when applying uneven-aged stand management. So the best way to reduce the risk and to avoid the possibility of a small or even a negative financial outcome was an uneven-aged and interacting stand-level mixture.

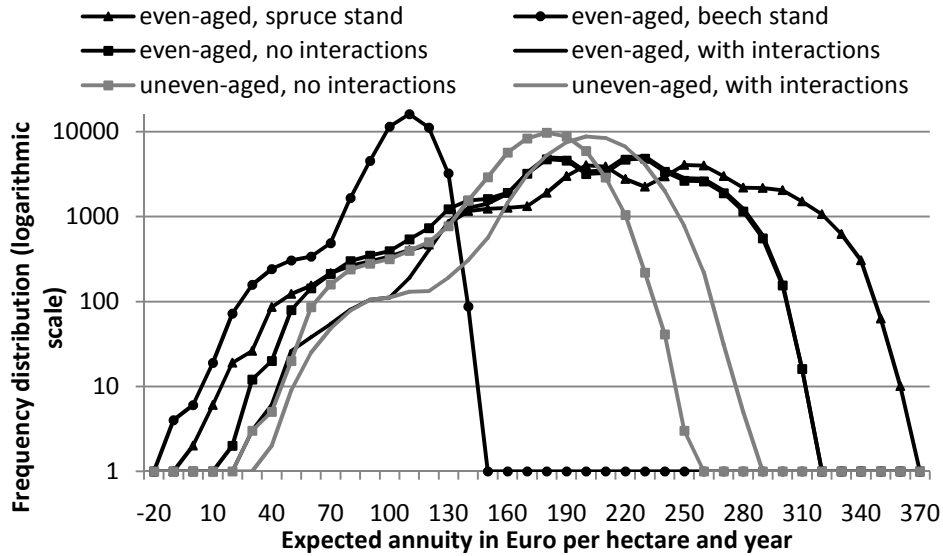


Figure 10: Frequency distribution of financial results derived from 50,000 simulation repetitions (logarithmic scale) of different management strategies.

Discussion

Economic and Ecological diversification effects

The aim of this paper was to quantify the potential for improvements in financial yields by taking advantage of tree species interactions. The new challenge of the study at hand was combining ecological and economic knowledge to create financially optimal decisions about forest management. This analysis found evidence to falsify the following hypothesis:

“A more realistic modelling of failure risk of spruce stands by inclusion of a stand-level admixture of beech will not lead to higher financial returns of mixed silviculture”

In this section we trace the financial outcomes outlined in the results section back to four general economic and ecological effects.

The economically driven diversification effects (Markowitz 1952) that occur due to maximization of return for a predefined risk are of great importance at the enterprise level for a risk-averse forest decision maker, and create additional risk-hedging effects without taking into account ecological aspects (Roessiger *et al.* 2011). Obviously the development of timber markets for spruce and beech are uncorrelated and independent, because of different assortment characteristics of the products. To offer different types of products to different markets (product diversification) is possible by producing different tree species and timber qualities (Beinhofer 2009).

The second effect is time diversification. Due to generally almost unpredictable timber price development - especially for spruce timber (Knoke *et al.* 2001) - it can be risky to sell a large amount of timber at any one point in time as is done when a clear-cut harvest strategy is used, or if a calamity occurs. In the model presented here, the imposition of a ten year management interval somewhat restricted the flexibility of the decision maker in regard to harvest strategy (Jacobsen and Helles 2006, Knoke and Wurm 2006). Regeneration cuts were planned at the beginning of the rotation, followed by fixed thinning operations every ten years. Time diversification as we define it here means the transformation of stands from an even to an uneven-aged structure by harvesting relatively small amounts of timber at any one point of time. It is economically relevant for small-scale forest landowners only, because, given the size of their holdings, they have no opportunity to create such a diversified age-class structure at the forest level, as is possible in a bigger enterprise. Because timber price fluctuations were high, a harvest regime that resulted in an uneven-aged structure reduced the timber price risk potential, even if the majority of the timber was harvested too early or too late in terms of its maximum financial maturity. Further strengthening the case for uneven-aged forests is the fact that not every tree in an even-aged stand has the same financial maturity at any one point of time (Knoke 2012, Meilby and Nord-Larsen 2012).

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

In this study risk integration was restricted to a maximum of 120 year rotation for beech and 100 years for spruce, in case of a calamity also for subsequent stands, but only within investment time. Then time was considered as infinite by using soil expectation value. It is possible to change model assumptions by running also risk-simulation for a longer time period instead of imposing the restriction of rotation time. This approach by Roessiger and Knoke (2010) allowed for inclusion of uneven-aged stand development in the next generation and avoided the bias consequence of the model assumption of maximum investment time restriction. In the study at hand, the risks of management alternatives with a shorter rotation period were overestimated compared to those with a longer rotation period because the opportunity of additional time diversification effects that in fact exists for continuous cover forestry is not considered. The reason for this bias consequence is the impact of calamity events on the choice of stand rotation time (Burkhardt 2011). We assume as consequences of other approaches to consider calamities that shorter rotation times and higher spruce proportions would appear (Roessiger and Knoke 2010).

A third and fourth effect (the latter of which will be discussed in section 4.2) are more ecological rather than economic effects: Failure risk of one tree species was assumed to be independent of the risk for the other species. Failure risk diversification means avoidance of common cause failure of a total stand by growing different tree species with different susceptibility towards biotic and abiotic risks. This strategy has the potential to help forests adapt to future risks like climate change (Hildebrandt and Knoke 2009). However, this assumption is only partly realistic. For example, while bark beetle attacks are important causes of spruce failure but do not affect beech trees, storms are capable of doing damage to both species.

Prospects for the application of failure rates to simulation studies

This study was based upon an analysis by Griess *et al.* (2012) of real data from the forest damage survey for the German state of Rhineland-Palatinate. The novelty of our approach is implementing such ecological data not only into financial simulation but also into optimization.

In order to adapt these spruce survival probabilities to the economic purpose of this study, assumptions were necessary and should be discussed for showing the challenge of finding more realistic survival rates. The failure rate of spruce used here is based on only three classes of spruce proportion. It is assumed that in a stand of less than 49% spruce proportion, there is no additional stabilization effect by an increase of beech proportion. This assumption was necessary because data for proportions smaller than 80% spruce are rare. Thus, in this study, the effect of stabilization is assumed to be constant in a stand dominated by beech. The Weibull function used to estimate the failure rate for other spruce proportions allows for the inclusion of the species proportions for each of three classes as well as the demonstration of the characteristics of stabilization in a special range of spruce proportion. Furthermore, Griess *et al.* (2012) found no significant effect of stabilization of beech by admixing it with spruce because the data set was too small but Pretzsch *et al.* (2010) found such interaction effects for beech.

The survival data from Griess *et al.* (2012) are based on a plot design corresponding to single tree or group-wise mixture, but are here also used to populate the simulation model of stand mixtures. The study at hand was only able to model either no failure at all or a complete failure of a species in a stand, an assumption that is only partly realistic, because damages may also occur in small parts of a stand. Schütz *et al.* (2006) for example showed the

probability distribution of measured area losses as stand proportion of a total stand area in case of windthrow.

To consider the above drawbacks and to apply the survival probabilities in a more realistic way, modeling failure for size-proportions of stands (Schütz *et al.* 2006), for diameter-classes (Knoke 2011, Manusch *et al.* 2012) or for single trees (Härtl *et al.* 2010), as well as for complete stands are solutions for the future.

An improved model could also consider other potentially important factors. Schütz *et al.* (2006), for example, pointed out that the stabilization of spruce against windthrow by a beech component only occurs if the beech trees are mature.

More detailed information, as well as the use of data for areas other than the state of Rhineland-Palatinate will provide new opportunities to evaluate the model. In particular the relatively low failure rate of spruce and especially of beech (only 3% at an age of 100 years) in comparison to that found in previous studies (table 1) might be tested when longer periods that include more heavy, region-wide calamities than the study of Griess *et al.* (2012) are considered, and data from other regions are also included. The special site conditions required by spruce and the change in site conditions created by climate change in the recent past and assumed to appear in the future are also being investigated (Knoke 2011) and will have consequences for the failure rates in future. Better site conditions that enable faster stand growth increase failure risk for spruce dramatically (Griess *et al.* 2012, Chreptun 2012). Also management activities like timing of thinning, as described by the variable “time since harvest” used by Griess *et al.* (2012) influence the failure rate extraordinarily. Variables such as timing of thinning, intensity of thinning (Costanza *et al.* 2012) and a harvest location in a stand (e.g. along a skidding trail) that is prone to damage (Thorpe *et al.* 2008) have consequences for stand failure that should be considered in models.

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

The form of the age-dependent Weibull-function used in this study compared to the failure rate function in polynomial form used in the study of Roessiger *et al.* (2011) can mean that older ages become more dominant and young stands are underestimated. Staupendahl and Möhring (2011) show a Weibull function described by a low alpha-value that characterizes early risks. To consider early risks is of high importance for forest management, because they might lead to high afforestation costs in case of stand failure.

Conclusion and Perspective for further bio-economic models

The new approach presented here makes it possible to consider the effect of decreased failure risk. However, interaction effects occurring under near-natural management strategies other than stand stability should be included in future models as well. For instance, mixture effects on growth are yet not considered in the model presented here (Bergqvist 1999, Kerr 2004, D'Amato and Puettmann 2004, Fahlvik *et al.* 2005). Knoke and Seifert (2008) and Griess and Knoke (2011) pointed out the effects of changes in volume growth and timber quality composition on financial performance. Hanewinkel (2002), Rojo and Orois (2005), O'Hara, (2009), Knoke (2009, 2012) and Buongiorno *et al.* (2012) describe the use of continuous-cover forestry to create interaction effects, e.g. on stability to minimize risk. Pausch (2002) investigated how the costs of forest establishment, tending and harvest are dependent on forest stand structure and management techniques. Pretzsch *et al.* (2010) mentioned the existence of facilitation effects and resilience. All of these studies revealed positive as well as negative biological and economic aspects of near-natural forestry. The inclusion of such factors could improve bio-economic modeling and provide more realistic advice for forest stand management. This study aimed only at showing the effect of mixed stand survival probability, while all other input factors used by Roessiger *et al.* (2011) remained constant.

For more realistic bio-economic modeling of uneven-aged mixed stands, new models at the size class level (e.g. Buongiorno *et al.* 1994, Pukkala *et al.* 2010, Tahvonen *et al.* 2010) and at the single tree level (Härtl *et al.* 2010, Knoke 2011, Meilby and Nord-Larsen 2012), are necessary, instead of models at the stand level. Another potential improvement would be to combine the Monte-Carlo-Simulation used in the study at hand with algorithms such as those used in growth simulator models (e.g. Harou *et al.* 1985, Pretzsch *et al.* 2002, Chumachenko *et al.* 2003, Arseneault and Saunders 2012). Such models usually include single tree mortality and gap size but no knowledge about total stand failure risk or other risks of ecology and economics of forestry.

Nevertheless Griess and Knoke (*submitted*) show greater possible net present values as well as a lower risk for an interacting mixture of 93% spruce and 7% beech in small groups and clusters when compared to a spruce monoculture, even without considering risk-aversion of the decision maker. As a consequence, the higher mean yields appear even more evident on good sites (Chreptun 2012). As previously mentioned, while the current study concentrates on stability interactions and including uneven-aged structures, Griess and Knoke (*submitted*) consider other effects as well like how species interactions influence growth and reduce timber quality. This again is due to the interactions of spruce by including an admixture of beech.

The study presented here indicates that ecological processes such as tree species interactions have a real and relevant effect on economic return and risk. It must be stated here that it is not possible to generally falsify the hypothesis, but the study is based on data for one particular area which were in part derived for the study by Griess *et al.* (2012). Nevertheless, the knowledge gained through the study presented here has the potential to improve forest management planning, especially as it relates to risk-aversion. This ecological effect of risk-

reduction might initiate a debate about whether this effect is unique in forestry or exists also in the management of other ecosystems (Koellner and Schmitz 2006), or if there are other sectors of the economy or other investment options where such opportunities might be used for the management of the environment. The social and ecological values and services for human society of more natural forest communities as well as the greater flexibility of growing a multitude of tree species to meet future demands (Hahn and Knoke 2010) should be considered as additional positive effects of near-natural forestry.

Acknowledgements

The presented study is part of the projects “Bioeconomic modeling and optimization of forest stands: Towards silvicultural economics”, KN 586/7-1 and “Uncertainty and the bioeconomics of near-natural silviculture”, KN 586/7-2, both funded by the German Research Foundation (DFG). The authors wish to thank the reviewers for their valuable suggestions that have greatly improved the paper and Laura Carlson for the language editing of the manuscript. The authors gratefully acknowledge the support by the Faculty Graduate Center Weihenstephan of TUM Graduate School at Technische Universität München, Germany.

Literature

Adou, J.K., Billaud, Y., Brou, D.A., Clerc, J.-P., Consalvi, J.-L., Fuentes, A., Kaiss, A., Nmira, F., Porterie, B., Zekri, L., Zekri, N., 2010. Simulating wildfire patterns using a small-world network model. *Ecological Modelling* 221, 1463-1471.

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

- Albrecht, A., Hanewinkel, M., Bauhus, J., Kohnle, U., 2012. How does silviculture affect storm damage in forests of south-western Germany? Results from empirical modeling based on long-term observations. *European Journal of Forest Research* 131, 229-247.
- Arseneault, J.E., Saunders, M.R., 2012. Incorporating canopy gap-induced growth responses into spatially implicit growth model projections. *Ecological Modelling* 237, 120-131.
- Barreto, H., Howland, F.M., 2006. *Introductory Econometrics: Using Monte Carlo Simulation with Microsoft Excel*. First Edition Cambridge University Press, New York.
- Bartelink, H.H., Olsthoorn, A.F.M., 1999. Introduction: mixed forest in western Europe. In: *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. Edited by: Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J., Franc, A. IBN Scientific Contributions 15. IBN-DLO, Wageningen, Netherlands. pp. 9–16.
- Bayerische Staatsforsten, 2005-2007. *Holzpreisstatistik für die Jahre 2005-2007*. Regensburg.
- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1975-2004. *Holzpreisstatistik für die Jahre 1975-2004*. München.
- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1990. *Hilfstafeln für die Forsteinrichtung*. München.
- Beinhofer, B., 2009. *Zur Anwendung der Portfoliotheorie in der Forstwissenschaft – Finanzielle Optimierungsansätze zur Bewertung von Diversifikationseffekten (Dissertation)*, Freising.
- Bergqvist, G., 1999. Wood volume yield and stand structure in Norway spruce understorey depending on birch shelterwood density. *Forest Ecology and Management* 122, 221–229.
- Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

- Bradburn, M.J., Clark, T.G., Love, S.B., Altman, D.G., 2003. Survival Analysis Part II: Multivariate data analysis – an introduction to concepts and methods. *British Journal of Cancer* 89, 431–436.
- Bright, G., Price, C., 2000. Valuing forest land under hazards to crop survival. *Forestry* 73, 361-370.
- Buongiorno, J., Dahir, S., Lu, H.C., Lin, C.R., 1994. Tree size diversity and economic returns in uneven-aged forest stands. *Forest Science* 40, 83-104.
- Buongiorno, J., Halvorsen, E.A., Bollandsås, O.M., Gobakken, T., Hofstad, O., 2012. Optimizing management regimes for carbon storage and other benefits in uneven-aged stands dominated by Norway spruce, with a derivation of the economic supply of carbon storage. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27, 460–473.
- Burkhardt, T., 2011. Der Erwartungswert des Bodenwertes in einem um Überlebensrisiken in kontinuierlicher Zeit erweiterten Faustmannschen Modell. Presentation 43. Forstökonomisches Kolloquium of Western Hungarian University Sopron 28.9.-1.10.2011.
- Chang, S.J., Gadow, K.V., 2010. Application of the generalized Faustmann model to uneven-aged forest management. *Journal of Forest Economics* 16, 313–325.
- Chreptun, C., 2012. Baumarteninteraktion und ihre finanzielle Auswirkung unter Berücksichtigung des Ausfallrisikos (Bachelor-Thesis), Freising.
- Chumachenko, S.I., Korotkov, V.N., Palenova, M.M., Politov, D.V., 2003. Simulation modeling of long-term stand dynamics at different scenarios of forest management for coniferous-broad-leaved forests. *Ecological Modelling* 170, 345-361.
- Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

- Clasen, C., Knoke, T., 2010. Finanzielle Konsequenzen des Verlustes von Mischbaumarten durch Rehwildverbiss. ST Projekt 220, Freising, 83 pages. Unpublished.
- 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. *Forest Policy and Economics* 13, 503-511.
- Comeau, P.G., Kabzems, R., McClarnon, J., Heineman, J., 2005. Implications of selected approaches for regenerating and managing western boreal mixedwoods. *Forestry Chronicle* 81, 559–574.
- Costanza, J.K., Hulcr, J, Koch, F.H., Earnhardt, T., McKerrow, A.J., Dunn, R.R, Collazo, J.A., 2012. Simulating the effects of the southern pine beetle on regional dynamics 60 years into the future. *Ecological Modelling* 244, 93-103.
- Cotta, H., 1828. Anweisung zum Waldbau. Carl Heinrich Edmund von Berg.
- D'Amato, A., Puettmann, K.J., 2004. The relative dominance hypothesis explains interaction dynamics in mixed species *Alnus rubra/ Pseudotsuga menziesii* stands. *Journal of Ecology* 92, 450–463.
- Deegen, P., Hung, B., Mixdorf, U., 1997. Ökonomische Modellierung der Baumartenwahl bei Unsicherheit der zukünftigen Temperaturentwicklung. *Forstarchiv* 68 (5), 194-205.
- Diaci, J., Kerr, G., O'Hara, K., 2011. Twenty-first century forestry: integrating ecologically based, uneven-aged silviculture with increased demands on forests. *Forestry* 84, 463–465.
- Endres, M. , 1919. Lehrbuch der Waldwertrechnung und Forststatik. 3rd Edition. Springer.
- Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

- Fahlvik, N., Agestam, E., Nilsson, U., Nyström, K., 2005. Simulating the influence of initial stand structure on the development of young mixtures of Norway spruce and birch. *Forest Ecology and Management* 213, pp. 297–311.
- Faustmann, M., 1849. Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 15, 441-451.
- Ficko, A., Poljanec, A., Boncina, A., 2011. Do changes in spatial distribution, structure and abundance of silver fir (*Abies alba* Mill.) indicate its decline? *Forest Ecology and Management* 261, 844–854.
- Griess, V.C., Knoke, T., 2011. Growth performance, wind-throw, insects – meta analyses of parameters influencing performance of mixed species stands in boreal and northern temperate biomes. *Canadian Journal of Forest Research* 41, 1141-1159.
- Griess, V.C., Knoke, T., Submitted. Bioeconomic modeling of mixed Norway spruce – European beech stands – Benefits of considering selected ecological effects
- Griess, V.C., Acevedo, R., Härtl, F., Staupendahl, K., Knoke, T., 2012. Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce. *Forest Ecology and Management* 267, 284-296.
- Hahn, A., Knoke T., 2010. Sustainable development and sustainable forestry: Analogies, differences, and the role of flexibility. *European Journal of Forest Research* 129, 787-801.
- Hamilton, D., 1990. Extending the range of applicability of an individual tree mortality model. *Canadian Journal of Forest Research* 20, 1212–1218.
- Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

- Hanewinkel, M., 2002. Comparative economic investigations of even-aged and uneven-aged silvicultural systems: a critical analysis of different methods. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 75 (4), 473-481.
- Hanewinkel, M., 2005. Neural networks for assessing the risk of windthrow on the forest division level: a case study in southwest Germany. *European Journal of Forest Research* 125, 243-249.
- Hanewinkel, M., Hummel, S., Albrecht, A., 2011. Assessing natural hazards in forestry for risk management: a review. *European Journal of Forest Research* 130, 329-351.
- Hanson, J.J., Lorimer, C.G., Halpin, C.R., Palik, B.J., 2012. Ecological forestry in an uneven-aged, late-successional forest: Simulated effects of contrasting treatments on structure and yield. *Forest Ecology and Management* 270, 94–107.
- Harou, P.A., Mack, R.J., Mawson, J.C, 1985. A Silvicultural-Financial Simulator for Nonindustrial Forest Land in the Northeast. *Forest Science* 31, 706-716.
- Hartig, G.L., 1800. *Anweisung zur Holzzucht für Förster*, 3rd Edition. Akademische Buchhandlung Marburg.
- Härtl, F., Hahn, A., Knoke, T., 2010. Integrating neighbourhood effects in the calculation of optimal final tree diameters. *Journal of Forest Economics* 16, 179–193.
- Healey, T., Corriero, T., Rozenov, R., 2005. Timber as an Institutional Investment. *The Journal of alternative Investments* 8, 60–64.
- Heikkinen, V.P., 2002. Co-integration of Timber and Financial Markets - Implications for Portfolio Selection. *Forest Science* 48, 118-128.
- Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

- Heikkinen, V.P., 2003. Timber Harvesting as a Part of the Portfolio Management: A Multiperiod Stochastic Optimisation Approach. *Management Science* 49, 131-142.
- Hildebrandt, P., Knoke, T., 2009. Optimizing the shares of native tree species in forest plantations with biased financial parameters. *Ecological Economics* 68, 2825-2833.
- Hildebrandt, P., Kirchlechner, P., Hahn, A., Knoke, T., Mujica, R., 2010. Mixed species plantations in Southern Chile and the risk of timber price fluctuation. *European Journal of Forest Research* 129, 935-946.
- Hyytiäinen, K., Tahvonen, O., 2002. Economics of Forest thinnings and rotation periods for Finnish conifer cultures. *Scandinavian journal of forest research* 17, 274–288.
- Jacobsen, J.B, Helles, F., 2006. Adaptive and nonadaptive harvesting in uneven-aged beech forest with stochastic prices. *Forest Policy and Economics* 8, 223-238.
- Kao, C., Brodie, J.D., 1980. Simultaneous Optimization of Thinnings and Rotation with Continuous Stocking and Entry Intervals. *Forest Science* 26, 338–346.
- Kerr, G., 2004. The growth and form of ash (*Fraxinus excelsior*) in mixture with cherry (*Prunus avium*), oak (*Quercus petraea* and *Quercus robur*), and beech (*Fagus sylvatica*). *Canadian Journal of Forest Research* 34, 2340-2350.
- Klopčič, M., Poljanec, A., Boncina, A., 2012. Modelling natural recruitment of European beech (*Fagus sylvatica* L.). *Forest Ecology and Management* 284, 142–151.
- Knoke, T., 2009. Zur finanziellen Attraktivität von Dauerwaldwirtschaft und Überführung: eine Literaturanalyse. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 160, 152-161.
- Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

- Knoke, T. 2010. A scientific perspective for silviculture. In: Spathelf, P. (ed) Sustainable Forest Management in a Changing World: a European Perspective. Springer Series Managing Forest Ecosystems 19, 141-154.
- Knoke, T., 2011. Follow-Up Proposal for a project of the German Research Foundation (DFG): Uncertainty and the bioeconomics of near-natural silviculture.
- Knoke T. 2012. The Economics of Continuous Cover Forestry. In: Pukkala, T. and von Gadow, K. (eds) Continuous Cover Forestry. Managing Forest Ecosystems 23, 167-193.
- Knoke, T., Wurm, J., 2006. Mixed forests and a flexible harvest strategy: A problem for conventional risk analysis? European Journal of Forest Research 125, 303-315.
- Knoke, T., Seifert, T., 2008. Integrating selected ecological effects of mixed European beech-Norway spruce stands in bioeconomic modeling. Ecological Modelling 210, 487-498.
- Knoke, T., Moog, M., Plusczyk, N., 2001. On the effect of volatile stumpage prices on the economic attractiveness of a silvicultural transformation strategy. Forest Policy and Economics 2, 229-240.
- Knoke, T., Stimm, B., Ammer, C., Moog, M., 2005. Mixed forests reconsidered: a forest economics contribution to the discussion on natural diversity. Forest Ecology and Management 213, 102-116.
- Knoke, T., Schneider, T., Hahn, A., Griess, V.C., Röbiger, J., 2012. Forstbetriebsplanung als Entscheidungshilfe. Ulmer Verlag.
- Koellner, T., Schmitz, O.J., 2006. Biodiversity, ecosystem function, and investment risk. Bioscience 56, 977-985.
- Roessiger, J., Griess, V., 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. Ecological Modelling 255, S. 58-69.

- König, A., 1995. Sturmgefährdung von Beständen im Altersklassenwald. Ein Erklärungs- und Prognosemodell. Sauerländer's Verlag.
- Lindo Systems, Inc., 2010. What's Best® Version 10.0 User's Manual.
- Manusch, C., Bugmann, H., Heiri, C., Wolf, A., 2012. Tree mortality in dynamic vegetation models – A key feature for accurately simulating forest properties. *Ecological Modelling* 243, 101-111.
- Markowitz, H., 1952. Portfolio selection. *The Journal of Finance* 7, 77-91.
- Meilby, H., Nord-Larsen, T., 2012. Spatially explicit determination of individual tree target diameters in beech. *Forest Ecology and Management* 270, 291-301.
- Mendoza, G.A, Önal, H., Soetjpto, W., 2000. Optimising tree diversity and economic returns from managed mixed forests in Kalimantan, Indonesia. *Journal of Tropical Forest Science* 12, 298-319.
- Mills, W., Hoover, W., 1982. Investment in Forest Land: Aspects of Risk and Diversification. *Land Economics* 58, 33–51.
- Möhring, B., 1986, Dynamische Betriebsklassensimulation - Ein Hilfsmittel für die Waldschadensbewertung und Entscheidungsfindung im Forstbetrieb. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme – Waldsterben der Universität Göttingen*, Band 20.
- Monserud, R.A., 1976. Simulation of Forest Tree Mortality. *Forest Science* 22, 438–444.
- Moog, M., Weber, W., 2001. Selecting Optimal Investment in Forestry: Portfolio Selection Approaches. *Annual Meeting of IUFRO Managerial Economics group and*
- Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

- M.S.E.Accounting group. The International Symposium on The Economics of Natural Hazards in Forestry, Solsona. Spain.
- Müller, F., 2002. Modellierung von Sturm-, Schnee-, und Rotfäulerisiko auf Einzelbaumebene. PhD thesis, Center of Life and Food Science Weihenstephan. 175 pages.
- Nichols, J.D, Bristow, M., Vanclay, J.K., 2006. Mixed species plantations: prospects and challenges. *Forest Ecology and Management* 233, 383-390.
- O'Hara, K.L., 2009. Multiaged silviculture in North America. *Journal of Forest Science* (Prague) 55, 432-436.
- Pausch, R., 2002. Ein System-Ansatz zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Waldstruktur, Arbeitsvolumina und Kosten der technischen und biologischen Produktion in Forstrevieren ost- und nordbayerischer Mittelgebirge. PhD thesis, Center of Life and Food Science Weihenstephan. 301 pages.
- 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. *European Journal of Forest Research* 128, 183-204.
- Pretzsch, H., Biber, P. and Dursky, J., 2002. The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* 162, 3-21.
- Pretzsch, H., Block, J., Dieler, J., Dong, P.H., Kohnle, U., Nagel, J., Spellmann, H., Zingg, A., (2010): Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. *Annals of Forest Science* 67: 712.
- Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

- Pukkala, T., Lähde, E., Laiho, O., 2010. Optimizing the structure and management of uneven-sized stands of Finland. *Forestry* 83, 129-142.
- Redmond, C., Cabbage, F., 1988. Portfolio Risk and Returns from Timber Asset Investments. *Land Economics* 64, 325–337.
- Rehfeldt, G.E., Wykoff, W.R., 1981. Periodicity in Shoot Elongation Among Populations of *Pinus contorta* from the Northern Rocky Mountains. *Annals of Botany* 48, 371–377.
- Roessiger, J., Knoke, T., 2010. An optimization model for a mixed species stand management with determination of the harvest sequence under uncertainty. Proceedings of the Scandinavian Society of Forest Economics, Gilleleje, Denmark, May 2010, *Scandinavian Forest Economics* No. 43.
- Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry* 84, 527-537.
- Rojo, J.M.T., Orois, S.S., 2005, A decision support system for optimizing the conversion of rotation forest stands to continuous cover forest stands. *Forest Ecology and Management* 207, 109-120.
- Salminen, O., 1993. Dynaamiseen ohjelmointiin perustuva viljelymetsiköiden harvennusten ja kiertoajan optimointi: Simultaneous optimization of thinnings and rotation of cultivated stands using dynamic programming. Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 480.
- Schreuder, G.F., 1971. Simultaneous determination of optimal thinning schedule and rotation for an even-aged forest. *Forest Science* 17, 333–339.
- Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

- Schütz, J.-P., Götz, M., Schmid, W., Mandallaz, D., 2006. Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research* 125, 291–302.
- Staupendahl, K., 2011. Modellierung der Überlebenswahrscheinlichkeiten von Waldbeständen mithilfe der neu parametrisierten Weibull-Funktion. *Forstarchiv* 82 (1), 10-19.
- Staupendahl, K., Möhring, B., 2011. Integrating natural risks into silvicultural decision models: A survival function approach. *Forest Policy and Economics* 13, 496-502.
- Staupendahl, K., Zucchini, W., 2011. Schätzung von Überlebensfunktionen der Hauptbaumarten auf der Basis von Zeitreihendaten der Rheinland-Pfälzischen Waldzustandserhebung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitschrift* 182, 129-145.
- Tahvonen, O., Pukkala, T., Laiho, O., Lähde, E., Niinimäki, 2010. Optimal management of uneven-aged Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 260, 106-115.
- Thomson, T.A., 1991. Efficient Combinations of Timber and Financial Market Investments in Single-Period and Multiperiod Portfolios. *Forest Science* 37, 461-480.
- Thorpe, H.C., Thomas, S.C., Caspersen, J.P., 2008. Tree mortality following partial harvests determined by skidding proximity. *Ecological Applications* 18, 1652-1663.
- Valkonen, S., Valsta, L., 2001. Productivity and economics of mixed two-storied spruce and birch stands in Southern Finland simulated with empirical models. *Forest Ecology and Management* 140, 133-149.
- Volkov, V.D., 1980. Simultaneous optimization of rotation and allowable cut. *Lesnoe Khozyaistvo* 2, 37–41.
- Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

Weibull, W., 1951. A statistical distribution of wide applicability. Journal of Applied Mechanics – transaction of the ASME 18, 293-297.

Wippermann, C., Möhring, B., 2001. Exemplarische Anwendung der Portfeuilletheorie zur Analyse eines forstlichen Investments. Forst und Holz 56, 267-272.

Appendix Table 1: Cubic meter

Diameter class/ type of timber	Spruce	Beech	Spruce	Beech
	Timber price per cubic meter	Timber price per cubic meter	Harvest costs per cubic meter	Harvest costs per cubic meter
10-15cm	40	50	25	22
15-20cm	40	50	24	22
20-25cm	60	55	20	22
25-30cm	80	55	20	19
30-35cm	85	60	20	19
35-40cm	85	70	15	14
40-50cm	85	85	15	14
50-60cm	85	95	15	14
pulp wood	40	50	25	22

Appendix Table 2: Volume

timber volume in cubic meter per diameter class										
stand age	10-15cm	15-20cm	20-25cm	25-30cm	30-35cm	35-40cm	40-50cm	50-60cm	pulp wood	sum
Beech regeneration cut										
30	1,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	49,9	51
40	20,7	2,5	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	99,6	123
50	53,0	32,4	4,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	103,2	193
60	71,0	68,3	23,7	2,2	0,2	0,0	0,0	0,0	95,7	261

Roessiger, J., Griess, V., 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. Ecological Modelling 255, S. 58-69.

70	87,5	81,6	66,3	18,0	2,3	0,0	0,0	0,0	65,2	321
80	63,6	84,9	92,7	59,2	14,9	2,4	0,0	0,0	48,1	366
90	38,9	86,8	75,8	98,2	52,7	13,7	2,3	0,0	35,6	404
100	26,5	89,6	55,1	93,9	94,5	41,4	10,6	0,0	25,4	437
110	16,9	77,9	47,0	74,0	108,4	79,9	37,1	0,8	23,0	465
120	11,3	62,6	42,7	53,9	94,4	108,3	87,3	4,0	27,5	492

Beech thinning

30	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,0	7
40	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,9	23
50	12,5	3,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,4	33
60	15,9	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,7	41
70	9,8	17,9	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	24,3	53
80	7,4	18,3	3,9	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	25,9	56
90	4,7	18,9	6,5	3,1	0,2	0,0	0,0	0,0	23,7	57
100	1,9	9,7	5,7	4,6	1,6	0,0	0,0	0,0	35,6	59
110	0,4	7,1	7,3	5,7	4,6	0,2	0,0	0,0	34,7	60
120	1,9	7,2	9,3	4,8	4,6	1,8	0,0	0,0	31,3	61

Spruce regeneration cut

20	6,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25,4	32
30	50,3	27,2	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	60,1	139
40	43,4	105,3	45,3	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	47,5	246
50	42,3	76,3	120,9	69,9	7,5	0,0	0,0	0,0	26,1	343
60	29,3	54,2	109,0	134,7	72,5	6,8	0,0	0,0	21,5	428
70	16,3	50,6	76,5	135,8	136,5	67,7	5,0	0,0	9,6	498
80	12,6	32,2	68,4	113,2	149,3	121,8	46,4	0,0	8,2	552
90	6,7	29,7	47,7	101,7	137,2	141,2	117,1	0,0	5,6	587
100	6,5	19,1	42,4	74,7	123,6	145,2	188,9	5,4	5,2	611

Spruce thinning

20	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,9	13
30	4,6	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	29,2	34
40	8,9	7,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	23,3	40
50	0,0	9,9	13,5	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	18,9	43
60	0,0	6,8	12,0	16,6	1,2	0,0	0,0	0,0	12,5	49
70	0,0	3,8	7,4	12,2	17,1	0,9	0,0	0,0	16,7	58
80	0,0	0,2	5,4	8,5	14,7	14,4	0,5	0,0	22,4	66
90	0,0	2,8	1,9	5,2	12,9	14,8	7,5	0,0	26,9	72
100	0,0	0,0	4,2	2,8	8,7	16,3	17,8	0,0	27,2	77

Appendix Table 3: Cash flow

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

	final cut	thinning	final cut	thinning	final cut or calamity
	financial result	financial result	harvest cost	harvest cost	age- dependent afforestation costs
Spruce					
Stand age					
0					0
10					2000
20	1280,00	520,00	799,67	325,00	2000
30	5589,02	1360,00	3440,59	849,77	2000
40	10924,21	1601,99	5795,79	991,81	2000
50	19270,34	2015,24	7507,41	994,34	2000
60	28257,35	2914,44	8996,56	1069,71	2000
70	36294,67	3761,88	9928,66	1254,48	2000
80	42261,26	4417,00	10431,43	1358,34	1000
90	46302,86	4709,61	10628,61	1474,21	1000
100	49112,83	5203,08	10657,77	1505,46	500

	final cut	thinning	final cut	thinning	final cut or calamity
	financial result	financial result	harvest cost	harvest cost	age- dependent afforestation costs
Beech					
Stand age					
0					0
10					3000
20					3000
30	2550,00	350,00	1122,00	154,00	3000
40	6151,09	1150,00	2706,00	506,00	3000
50	9671,68	1650,00	4244,97	726,00	3000
60	13181,15	2050,00	5734,89	902,00	3000
70	16494,49	2654,84	7001,07	1166,00	3000
80	19257,55	2822,24	7810,14	1230,50	3000
90	21952,17	2899,40	8307,30	1244,23	2000
100	24739,10	3017,25	8632,73	1279,49	1500
110	27872,61	3114,76	8740,17	1287,56	1500
120	31427,67	3201,90	8782,42	1299,68	1000

Appendix Table 4: Price quotient

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

year of timber price statistic	spruce reference price quotient	beech reference price quotient
1975	0,868	0,703
1976	0,868	0,678
1977	1,036	0,759
1978	1,090	0,819
1979	1,121	0,856
1980	1,291	0,949
1981	1,374	1,113
1982	1,298	1,161
1983	1,183	1,149
1984	1,209	1,147
1985	1,067	1,153
1986	1,099	1,175
1987	1,041	1,205
1988	1,076	1,216
1989	1,222	1,039
1990	1,256	1,085
1991	0,662	0,979
1992	0,605	1,061
1993	0,733	0,977
1994	0,893	0,930
1995	0,999	0,999
1996	0,881	0,920
1997	0,974	0,888
1998	1,096	0,936
1999	1,109	0,987
2000	0,899	0,971
2001	0,898	0,965
2002	0,855	0,913
2003	0,843	0,984
2004	0,782	1,064
2005	0,795	0,933
2006	0,838	1,061
2007	1,037	1,225

Appendix Table 5: Failure rate (each given as a proportion of failure for the next 10 year period)

Species Study	Spruce Beinhofer (2009)	Spruce Griess et al. (2012)	Spruce Griess et al. (2012)	Spruce Griess et al. (2012)	Spruce Griess et al. (2012)
------------------	-------------------------------	-----------------------------------	-----------------------------------	-----------------------------------	-----------------------------------

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

	Including interaction	No	Yes	Yes	Yes	Yes
	Spruce proportion	0%-100%	100%	90%	80%	70%
Stand age						
0		0,0009	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
10		0,0086	0,0004	0,0001	0,0001	0,0001
20		0,0160	0,0016	0,0005	0,0004	0,0004
30		0,0234	0,0042	0,0015	0,0012	0,0011
40		0,0308	0,0086	0,0034	0,0024	0,0024
50		0,0385	0,0153	0,0066	0,0044	0,0042
60		0,0467	0,0249	0,0112	0,0073	0,0069
70		0,0554	0,0375	0,0179	0,0113	0,0105
80		0,0651	0,0536	0,0267	0,0166	0,0151
90		0,0760	0,0735	0,0381	0,0233	0,0209
100		0,0886	0,0972	0,0524	0,0317	0,0280
110		0,1036	0,1249	0,0698	0,0418	0,0365
120		0,1222	0,1566	0,0905	0,0540	0,0466
130		0,1459	0,1922	0,1145	0,0683	0,0583
140		0,1778	0,2313	0,1420	0,0849	0,0717

	Species Study	Spruce Griess et al. (2012)	Spruce Griess et al. (2012)	Beech Knoke and Seifert (2008)	Beech Härtl (2011)
	Including interaction	Yes	Yes	No	No
	Spruce proportion	60%	50%	0%-100%	0%-100%
Stand age					
0		0,0000	0,0000	0,0092	0,0004
10		0,0001	0,0001	-0,0002	0,0011
20		0,0004	0,0004	0,0010	0,0018
30		0,0011	0,0011	0,0028	0,0024
40		0,0023	0,0023	0,0053	0,0030
50		0,0042	0,0042	0,0084	0,0036
60		0,0068	0,0068	0,0121	0,0042
70		0,0104	0,0104	0,0166	0,0048
80		0,0149	0,0149	0,0220	0,0053
90		0,0206	0,0206	0,0283	0,0059
100		0,0275	0,0275	0,0358	0,0064
110		0,0358	0,0357	0,0448	0,0069
120		0,0455	0,0453	0,0556	0,0074
130		0,0567	0,0565	0,0688	0,0080
140		0,0694	0,0692	0,0854	0,0085

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

Appendix Table 6: Frequencies

	even-aged, spruce stand	even-aged, beech stand	even-aged, no interactions	even-aged, with interactions	uneven- aged, no interactions	uneven- aged, with interactions
-20	0	1	0	0	0	0
-10	0	4	0	0	0	0
0	2	6	0	0	0	0
10	6	19	0	0	0	0
20	19	72	2	1	0	0
30	26	157	12	3	3	0
40	86	241	20	6	5	2
50	122	306	79	26	20	9
60	153	339	143	38	86	25
70	215	488	211	54	159	48
80	263	1660	300	80	240	78
90	298	4544	347	105	280	105
100	339	11518	391	111	315	111
110	401	16119	539	189	396	130
120	467	11188	736	404	502	133
130	821	3251	1228	875	771	191
140	1159	87	1545	1266	1551	304
150	1231	0	1617	1424	2917	560
160	1268	0	1914	1853	5692	1451
170	1325	0	3198	3294	8335	3089
180	1898	0	4742	5012	9765	5280
190	2994	0	4584	4885	8825	7486
200	4025	0	3192	3395	5923	8815
210	3870	0	3275	3516	2904	8385
220	2774	0	4707	5044	1048	6643
230	2244	0	4813	5134	219	4112
240	2962	0	3376	3605	41	2010
250	4046	0	2661	2841	3	776
260	4004	0	2604	2791	0	221
270	2991	0	1889	2018	0	31
280	2191	0	1148	1246	0	5
290	2174	0	555	602	0	0
300	2051	0	155	165	0	0
310	1512	0	16	16	0	0
320	1065	0	1	1	0	0
330	620	0	0	0	0	0
340	305	0	0	0	0	0
350	63	0	0	0	0	0

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

360	10	0	0	0	0	0
370	0	0	0	0	0	0

Roessiger, J., Griess, V., 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. *Ecological Modelling* 255, S. 58-69.

Title: **“Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/
Slovenia caused by ecological growth variability of trees”**

Authors: Joerg Roessiger^{a*} (joerg.roessiger@forst.wzw.tum.de),
Andrej Ficko^b (Andrej.Ficko@bf.uni-lj.si),
Christian Clasen^a (clasen@forst.wzw.tum.de),
Verena C. Griess^a (v.griess@tum.de),
Thomas Knoke^a (knoke@forst.wzw.tum.de)

*Corresponding author. Tel.: +49 8161 71 4688; Fax: +49 8161 71 4545

Affiliation: ^aInstitute of Forest Management, Department of Ecology and Ecosystem Management,
Center of Life and Food Sciences Weihenstephan, Technische Universität München,
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Germany

Affiliation: ^bDepartment of Forestry and Renewable Forest Resources, Biotechnical Faculty,
University of Ljubljana, Vecna pot 83, 1000 Ljubljana, Slovenia

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

Summary

A near-natural management of uneven-aged beech (*Fagus sylvatica*), spruce (*Picea abies*) and fir (*Abies alba*) stand was evaluated with a matrix-model. The model included near-natural stand dynamics of changes in tree species composition, tree growth, stand density and size class diversity. The simulation integrated transition probabilities between diameter size classes, ingrowth and mortality. Rates dependent on stand density and on diameter size class were considered. Based on an ecological simulation model a financial optimization of harvest activities was implemented in the model. The optimal forest management has been influenced by the differentiated ecological model towards continuous and diverse strategies for different size classes. Innovation in a matrix-model is a subdivision of trees within one species into three classes of slow, medium and fast growth. The results are a manifold structure of target diameters varying between growth classes and periods according to individual economic maturity of a tree. The reasons for this differentiation are dynamics in tree species composition, stand density and individual tree growth during a process of forest stand development between simulation periods.

Introduction: More realistic bio-economic models

Simulation and optimization of forest management have usually been applied on a forest stand level (yield tables, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1990). Therewith, a single strategy planning for a forest stand was applied based on the concept of rotation management which prescribes the stands to be harvested with a clear-cut in the optimal point of time defined by the maximum yield (Faustmann 1849). This analytical concept was often applied in practice without considering ecological effects.

As a response to this strategy, there have been warnings on ecological difficulties and high risks caused by the uniform treatment of forest stands by many authors who pointed out the benefits of near-natural concepts of uneven-aged mixed forests (e.g. Cotta 1828, Gayer 1886, Schütz et al. 2006, Griess et al. 2012). The benefits include inter alia a lower risk potential due to stabilization effect of admixed broadleaves in pure spruce stands caused by the interactions between broadleaves and conifers (Griess et al. 2012, Griess and Knoke 2013, Roessiger et al. 2013).

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

However, it is hardly possible to evaluate near-natural management of uneven-aged mixed forestry with a rotation management model. Near-natural dynamics includes changes in tree species composition, tree growth, stand density and size class diversity. On contrary to a rotation management model, a matrix-model is able to include stand dynamics and tree species interactions in a more realistic way (e.g. Buongiorno and Michie 1980).

Currently, there have been several advanced forest stand growth simulators developed, which are more realistic (e.g. Harou et al. 1985, Pretzsch et al. 2002, Chumachenko et al. 2003, Schröder et al. 2005, Arseneault and Saunders 2012). These models have great potential for simulating ecological processes and, moreover, for financial evaluation of stand development. Growth simulators are able to simulate one strategy and provide us with its detailed ecological and economical consequences. Unfortunately, all of them still lack the optimization tools.

Tools for optimization are able to show an optimal way to reach a desired forest state after the evaluated time period. Optimization chooses one out of the high number of all hypothetical possible strategies that is satisfying the requirements of the decision maker, so optimization should be included in growth simulators. While especially single tree growth simulators usually are too complicated for such optimization processes, matrix-models are based on more simplified stand processes, so they offer the potential of optimizing harvest strategies additionally more easily. To introduce optimization tools in matrix-models should be a first step to improve forest planning by including ecological processes into optimization.

Forest management is no more focused on maximum yield (Faustmann 1849) only. Other requirements should be accounted for, such as the maximum of accepted risk, minimum stand density or minimum number of ecological valuable trees. Moreover, several ecosystem services should be optimized at the same time. Such constraints are possible to integrate in a matrix optimization model by formulating mathematical restrictions. Matrix-model thus offers a combination of ecologically realistic simulation and the optimization in one step.

State of the art of matrix-models for uneven-aged forests

The consequences of near-natural mixed and uneven-aged forests are interactions between tree species and ecological processes. These processes might be influenced by tree species, age, diameter, height, growth or other individual characteristics of the single trees. Usually
Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

the consequences of near-natural forest management are lower risks by disturbances or calamities (Griess *et al.* 2012). So a model including failure rates of a total stand (Beinhofer 2009, Clasen *et al.* 2011, Roessiger *et al.* 2011, 2013) are not necessary for a stabile ecosystem. A forest management benefits from lower risk by near-natural processes (Schütz *et al.* 2006, Diaci *et al.* 2011, Griess *et al.* 2012).

Matrix-models are based on forest stand level described by tree diameter (dbh) size classes, so there are no direct interactions between trees, but impacts by varying stand density. So no spatial but temporal stand dynamics were included (Buongiorno and Michie 1980). The dynamics in a transition matrix-model generates steady state equilibrium between the diameter size classes (Buongiorno and Michie 1980). Originally matrix-models were developed for animal population (Müller 2009). It was possible to use such models for modeling of forests by replacing exponential growth functions by functions that are able to consider limiting influences by the environment (Buongiorno and Michie 1980), e.g. by using logistic regression for modeling mortality (Müller 2009). On contrary to age classes, dbh classes reflect changes in growth dependent on stand density. As a consequence, the limiting factor of stand density in one period has a limiting impact on ingrowth, growth and influences tree species composition in the next period (Müller 2009).

Manifold matrix studies were applied. The first matrix-model relevant for forestry was Buongiorno and Michie (1980) for parameters of hardwoods from North-Central region. Moreover optimization of net present value, factors of diversity and carbon sequestration were included in such models (Buongiorno *et al.* 1994, 2012). Jübner (2006) and Sonnemann (2008) considered special economic restrictions, e.g. for a selection forest system in Switzerland. Müller (2009) simulated selection forest structures beneficial for water provision services of the municipal forest of Munich. Mendoza *et al.* (2000) optimized maximum diversity for tropical forests within a matrix-model. Tahvonen *et al.* (2010) optimized a spruce thinning regime. The model including ingrowth and considering fixed harvest costs led to uneven-aged management in case of a low interest rate and maximization of timber volume and low soil cost. An even-aged stand was beneficial in case of high interest rate and high saw timber prices. Width of size classes reaches from 4 cm (Tahvonen *et al.* 2010) to 8 cm (Jübner 2006, Sonnemann 2008). So a high variety of matrix-models to describe the dynamic of uneven-aged forests exists.

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

To use more realistic tree data from current inventory data (Slovenian Forest Service 1992; 2003) was an advantage compared to data from yield tables. So instead of applying mean growth of trees from yield tables only, individual growth was possible to be integrated by considering data from two inventory periods. Moreover yield tables underestimate stand growth of species, especially growth of beech (Pretzsch et al., in preparation) while inventories offer advanced data. Usually yield tables include historical data only. So using current inventory data is of advanced relevance for forest planning.

A realistic forest growth simulation in a matrix-model is dependent on statistical models describing ecology of each species. For a simulation models for mortality (e.g. Monserud 1976, Hamilton 1990, Müller 2002, Griess et al. 2012) and for recruitment (e.g. Klopčič *et al.* 2012) (which also may be described by the term ingrowth) and for transition (dependent on mean growth which may be derived from inventory growth data) are necessary. In the study at hand, additionally new statistical evaluations have to be integrated to allocate trees to classes of different growth.

Matrix-models are able to include manifold ecological variability with different tree species or different diameter classes. But also tree diameter growth is an individual characteristic of a single tree. As a consequence, optimal target diameter and economic performance is different for every tree (Härtl et al. 2010, Knoke 2012, Meilby and Nord-Larsen 2012). Current single tree growth simulators (e.g. Harou et al. 1985, Pretzsch et al. 2002, Chumachenko et al. 2003, Schröder et al. 2005, Arseneault and Saunders 2012) are able to predict individual tree growth, but are not able to optimize individual tree target diameters and harvest schedule. Otherwise in matrix-models it is not possible to include growth of single trees. But as a first step we consider a subdivision in classes of different growth instead of individual trees to demonstrate the variety in individual tree growth within one species. We assume that differentiation into growth classes within one tree species was not used in a matrix-model before. So this should be done in this study to perform ecological realistic and optimal decisions by financial optimization.

The decision of the matrix optimization model is about allocation of tree numbers to be harvested to tree species, growth classes, diameter size classes and time periods. Often it is assumed that diversification strategies of mixed and uneven-aged near-natural forests arise by considering economic risk aversion of a forest owner only (Roessiger et al. 2011, 2013). The

hypothesis tests if diversification strategies arise by manifold ecological processes like differences in individual tree growth also. The hypothesis is:

“By inclusion of differences in growth of tree individuals within one tree species an individual economic target diameter per tree was optimal.”

To answer the question of the hypothesis first the matrix model components including the optimization model will be described. Then the results of an optimization of the harvest strategy will be presented. Then the hypothesis will be discussed.

Structure of the matrix simulation and optimization model

The model was developed in a Microsoft Excel table. The model combines components to describe the ecological and economic development of the stand. The basic units to be optimized are tree numbers. Data about tree number is also transferred into data about basal area, volume and financial income. The table is separated into units for remaining stand, harvested stand and mortal trees (Figure 1). So the model includes management planning tools for a forest stand according to Buongiorno and Michie (1980).

For calculation we derived and implemented four ecological models with SPSS: Ingrowth in the youngest diameter size class, allocation of ingrowth to growth classes, transition between diameter size classes and mortality. These components were summarized to the unit of tree numbers for a financial evaluation and optimization of trees to be harvested. Moreover the model components integrated manifold ecological interactions in the model.

The columns of the model were divided in the cases of the tree species beech, spruce and fir and each species was subdivided into growth classes describing slow, medium and fast growth (Figure 1). We assume this subdivision to be a new aspect in modeling and so we will describe them in an own chapter. Every growth class was subdivided into columns of diameter classes of 4 cm. Such small-scaled width is typical for other studies (Tahvonen et al., 2010). The high number of classes and a little class width were to show manifold ecological structures in closed-to-nature forests in a detailed way.

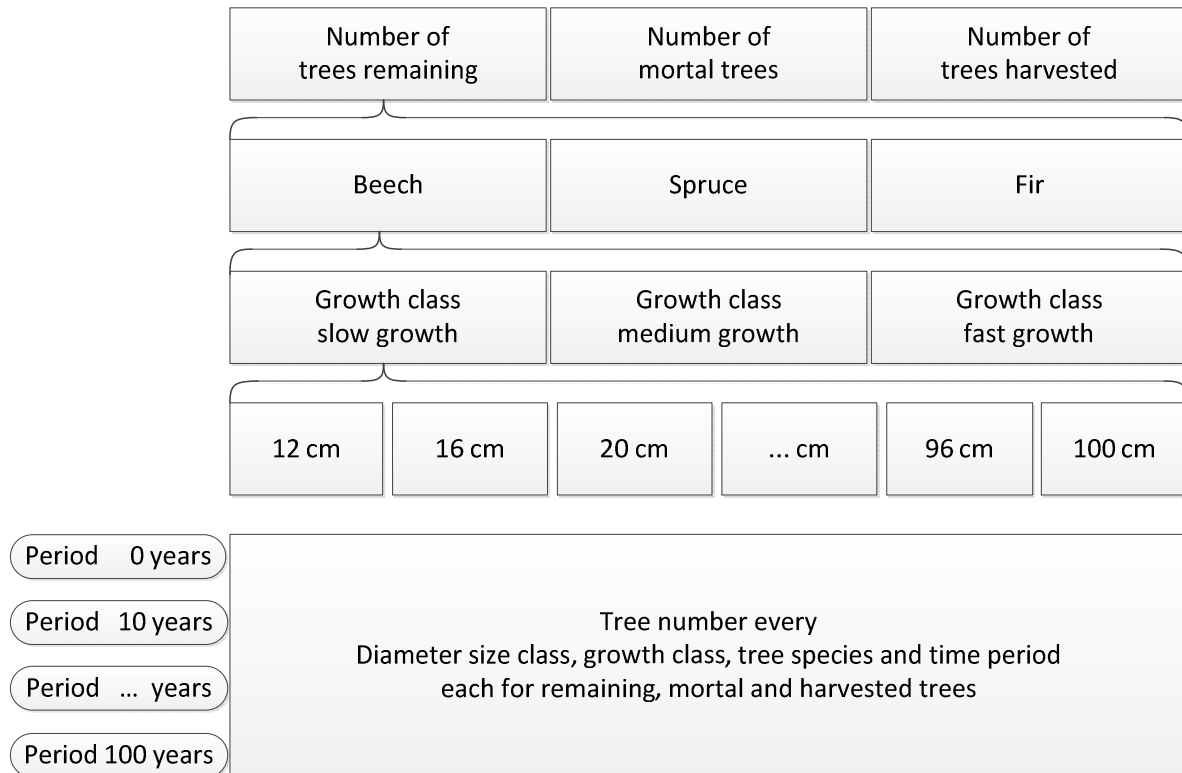


Figure 1: Conceptual structure of the matrix model, elements within a curly bracket are relevant for all upper classes

The lowest diameter size class included diameters from 10 to 13 cm (mean 12 cm) because inventory started for a diameter of 10 cm and no thinner trees were measured. The highest diameter size class was 98 to 101 cm (mean 100 cm). This corresponds to the maximum diameter of trees in the inventory. 23 diameter size classes of 4 cm width were implemented per growth class of each species. Altogether 207 structures described differences of tree individuals in the stand simulation.

The lines in the excel table include time periods of 10 years. In the cells defined by a class and a time period the unit is tree number per hectare. The class width and the upper boundary for time period and diameter class were possible to choose. A ten year time period corresponds to the inventory period between the years 1992 and 2003 and it is a typical planning period for forestry.

The initial state of the simulation (period 0) was the tree number of all trees existing in the inventories of 1992 and 2003. They were separated in tree species, growth class and 4 cm diameter size class. The basal area was altogether 28 sqm: 8 sqm for beech, 5 sqm for spruce and 15 sqm for fir. There was a high proportion of fir with high diameter. These species comprise 96% of all 9846 inventory trees, so maple (*Acer pseudoplatanus*) and other species

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

were not included due to the complexity of the model although there is economic importance of maple.

Optimization of trees to be harvested was carried out with the optimization program “What’s Best”. The total optimization time for harvest includes 10 periods of 10 years with together 100 years. After period of 10 years first harvest was possible. In the year 110 the value of the remaining stand is considered additionally to form a value comparable to net present value of the stand. The financial optimization objective is maximum net present value. The discount rate is 2%.

Functions of the matrix-model

In the matrix-model of Buongiorno and Michie (1980) the trees transit to higher diameter size classes over time. This transition takes place in combination with the factors ingrowth and mortality (Figure 2). The speed of transition was influenced by tree species, growth, diameter (criteria comparable to the age) and stand density. The ecological interactions were quantified by the functions described in the next chapters.

Ingrowth rate appeared in the youngest diameter only, separated for tree species and growth class. Growth class was determined by multinomial logistic regression. The number of trees in each cell was dependent from ecological stand parameters of the previous period always. The number of trees derived from transition from smaller classes. All transit trees from the same or lower size classes and ingrowth (only in the case of the youngest size class) from the former period were added.

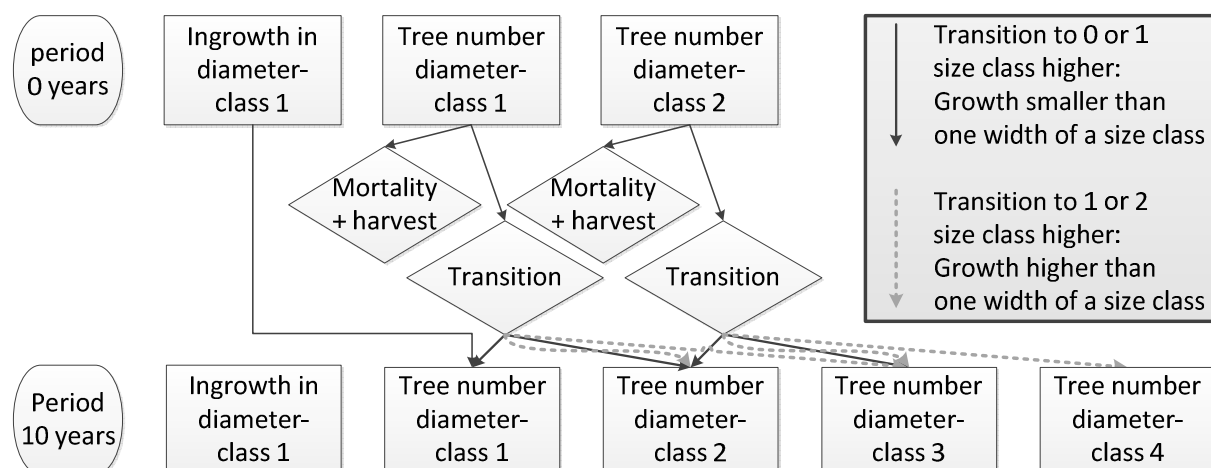


Figure 2: Extract from the matrix-model development in a ten year period integrating ingrowth, transition, mortality and harvest

The transition probability or transition frequency explained the proportion of a size class that transit to the next size class. The opposite of transition probability is the probability of remaining in the same class (Formula 1).

Formula 1: Relation of transition probability to probability of remaining in a class

$$\textit{Probability of remaining} = 1 - \textit{Transition probability}$$

Additional ecological factors are ingrowth and mortality and the economic factor of harvesting (Figure 2). Mortality reduced tree number with rising diameter size class. Ingrowth was included in the lowest diameter class only. As a new approach in this study ingrowth was spread over three classes of different growth speed. This approach leads to lower and higher proportions of transition into none or one (fat black transition line in Figure 2) or one or two higher size classes (grey and dotted line in Figure 2). The number of trees of each class first was subtracted with the number of trees to be harvested in the previous period and then multiplied with the quotient of mortality and the quotient of transition probability.

The variable t was the simulation age of the forest stand in years and d was the mean diameter of a class in cm. The example was for 4 cm classes. The following formula is to derive the tree number of the smallest size class (10 to 13 cm, mean 12 cm) (Formula 2) and integrated an ingrowth rate for a specific growth class and the remaining trees from the former period.

Formula 2: Formula for diameter size class 12 cm for a slow and a medium growth class with growth of smaller than 3.9 cm/ 10 years for size class width of 4 cm

$$\begin{aligned} \textit{Number}_{t,d=12} = & (\textit{Ingrowth}_{t-10,d} * \textit{Proportion of growth class}_{t-10,d}) \\ & + (\textit{Number}_{t-10,d} - \textit{Harvest}_{t-10,d}) * (1 - \textit{Transition}_{t-10,d}) \\ & * \textit{Mortality}_{t-10,d} \end{aligned}$$

The next formula is for the tree number of all upper size classes bigger than 14 cm, the example is for 16 cm (Formula 3). Remaining trees and transition trees from the smaller class transit from the former period but no more ingrowth.

Formula 3: Formula for diameter size class 16 cm for a slow and a medium growth class with growth smaller than 3 cm/ 10 years for size class width of 4 cm

$$\begin{aligned}
Number_{t,d=16} = & (Number_{t-10,d} - Harvest_{t-10,d}) * (1 - Transition_{t-10,d}) \\
& * Mortality_{t-10,d} + (Number_{t-10,d-4} - Harvest_{t-10,d-4}) \\
& * (Transition_{t-10,d-4}) * Mortality_{t-10,d-4}
\end{aligned}$$

The functions mentioned above are for slow and medium growth class up to 3 cm diameter growth per 10 years only. In the fast growth class bigger 4 cm the transit is for one (corresponds to value 0) or two diameter size class (corresponds to value 1) (grey and dotted line in Figure 2). The transition is one class minimum always because the growth is bigger than the size class width. In the lowest diameter size class ingrowth appears only because trees transit to higher classes (Formula 4):

Formula 4: Formula for diameter size class 12 cm for a fast growth class with growth bigger than 4 cm/ 10 years for size class width of 4 cm

$$Number_{t,d=12} = Ingrowth_{t-10,d} * Proportion\ of\ growth\ class_{t-10,d}$$

In the second lowest diameter size class of 16 cm the transition with value 0 appears only (Formula 5).

Formula 5: Formula for diameter size class 16 cm for a fast growth class with growth bigger than 4 cm/ 10 years for size class width of 4 cm

$$\begin{aligned}
Number_{t,d=16} = & (Number_{t-10,d-4} - Harvest_{t-10,d-4}) * (1 - Transition_{t-10,d-4}) \\
& * Mortality_{t-10,d-4}
\end{aligned}$$

In all other higher classes than 16 cm (example of 20 cm in Formula 6) the decision is about the transition is one or two higher size classes.

Formula 6: Formula for diameter size class 20 cm for a fast growth class with growth bigger than 4 cm/ 10 years for size class width of 4 cm

$$\begin{aligned}
Number_{t,d=20} = & (Number_{t-10,d-4} - Harvest_{t-10,d-4}) * (1 - Transition_{t-10,d-4}) \\
& * Mortality_{t-10,d-4} + (Number_{t-10,d-8} - Harvest_{t-10,d-8}) \\
& * (Transition_{t-10,d-8}) * Mortality_{t-10,d-8}
\end{aligned}$$

With an application of these functions incorporating the input data based on the inventory were implemented in the matrix-model. So the ecological dynamic for remaining stand and mortality are included and moreover harvest activities might be considered.

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

Study design and statistical evaluation

We used data from mixed silver fir-beech-spruce mountain forests from Snežnik area in Postojna region in South Slovenia. The inventory (Slovenian Forest Service 1992, 2003) was based on plot design, distributed on a 200×250 m grid. Each plot consisted of two concentric circles with areas of 200 m^2 (inner circle, radius of 7.98 m) and 500 m^2 (inner and outer circle, radius of 12.62 m), respectively. In the inner circle, all trees ($dbh \geq 10$ cm) were measured, while in the larger area only large trees ($dbh \geq 30$ cm) were registered and measured. Such radii are on flat land, when the inclination changes, the radii change accordingly. To determine basal area per hectare, the basal areas of the two plots were weighted. The inner circle with all trees between 10 and 29 cm was weighted with factor 50. The outer and inner circle with all trees bigger 30 cm was weighted with factor 20. The both circles were added to derive the basal area *ba* per hectare as one variable.

A second variable is diameter at breast height *dbh*. The trees were callipered in 1.30 m (*dbh*) in 1992 and 2003. The diameter increase in ten years of a tree was determined as the difference between the diameters in 2003 and 1992. Only trees were included that were recorded and callipered in both inventories.

Ingrowth, growth and mortality were estimated for three dominant tree species, i.e. beech, spruce and fir. Binary logistic regression was used for the estimation of transition probability between diameter size classes (growth), for ingrowth and mortality. Multinomial logistic regression was used for allocation of ingrowth to three growth classes. Logistic regression was used because matrix-models needs input variables with values between zero and one (except from ingrowth). Statistical data was evaluated with SPSS, matrix-simulation and optimization were performed in Microsoft Excel.

Ingrowth function

The ingrowth function describes the tree number that arises into the smallest diameter size class (10-13.9 cm) was determined using stand density (basal area *ba* in square meter per hectare) as a predictor. The plot size was 200 sqm and so the area was too small to give

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

results of a bigger stand. In fact matrix-models are not capable for bare land situation, but a high ingrowth rate would appear for bare land based on inventory data, especially for spruce. It was the goal to model ingrowth in sense of regeneration although the mature stand would already have been removed when ingrowth reaches minimum caliper threshold of 10 cm. An ingrowth rate rising with basal area would be unrealistic because for bigger stand areas also seed trees have to be available. For fir it was derived that protection by a mature stand leads to higher ingrowth. So the model was adopted to consider these aspects.

So the ingrowth model was expanded to demonstrate that there is no ingrowth on bare land. The plot number with low basal area smaller 20 sqm was underrepresented. For plots with smaller basal areas 682 additionally plots with zero trees ingrowth were added to the existing 559 original plots and the added plots were considered by a correction factor (Formula 7). So on bare land was no ingrowth anymore. To consider this ecological situation, a quadratic function within binary logistic regression was implemented alternative to the comparable form of a normal distribution function because the optimization process was not able to perform normal distribution function. So specific for tree species, with very low basal area of 0 sqm and for very high basal area of 80 sqm/ha no ingrowth was possible and in between a maximum ingrowth number appears.

Formula 7: General formula for Ingrowth

$$\begin{aligned}
 Ingrowth_{Species} &= Mean Probability Ingrowth/Plot_{Species} \\
 &\times \left(1 + \frac{Number\ added\ plots}{Number\ original\ plots}\right) \times Hectare\ factor \\
 &= Mean Probability Ingrowth/Plot_{Species} \times \left(1 + \frac{682}{559}\right) \times \frac{10000\ sqm}{200\ sqm}
 \end{aligned}$$

Ingrowth probability was multiplied with correction factors for retaining the plot/ hectare relation, for new added plots and tree species specific mean ingrowth per occupied plot. The mean for beech was 1.56 trees, for spruce 2.27 and for fir 1.10 trees per plot (Formula 8).

Formula 8: Ingrowth functions for beech, spruce and fir

$$Ingrowth_{Beech} = 173 / (1 + Exp(6,768 - 0.2968 \times ba + 0.00384 \times ba^2))$$

$$Ingrowth_{Spruce} = 252 / (1 + \text{Exp}(9,569 - 0.5502 \times ba + 0.00985 \times ba^2))$$

$$Ingrowth_{Fir} = 123 / (1 + \text{Exp}(9,232 - 0.3402 \times ba + 0.00427 \times ba^2))$$

Nevertheless, the functions describe the ecological requirements of the species: Ingrowth of beech and fir reach their maximum at a stand basal area of 40 sqm. Spruce as a light demanding species reaches its maximum earlier at a basal area of 30 sqm. Young beeches and firs have higher potential to grow also in shadow places with wider ecological amplitude than spruce. Fir in general has a very low ingrowth which is not caused by ecology of the species only, but also on strong ungulate browsing in the study area.

For beech maximum ingrowth number was 4.5 per year and hectare bigger 10 cm in diameter compared to 2.5 trees published by Klopčič et al. (2012) or 3.6 by Klopčič et al. (2010) for target cutting. Spruce maximum was 3.2 trees ingrowth per year in relation to 1.9 (Klopčič et al. 2010). For fir maximum was 1.0 trees while Klopčič et al. (2010) found 1.5 trees ingrowth per year. So for all species the numbers determined in the studies were comparable. The low number of fir ingrowth was strongly reduced by game browsing in the study region, because fir regeneration was sufficient (Ficko et al. 2011).

Growth classes

Near-natural forests combine more ecological variety compared to pure age-class forests regarding species and diameter size structure. Moreover within on species trees differ in growth characteristics even if site conditions are the same. Some portion of growth differences rises from genetic and small-scale site conditions and is not possible to be influenced by management. Therewith the main focus was to implement a model concept to demonstrate diversity in growth.

Management is able to control some portion of growth differences within a species. An ecological process to influence individual tree growth is a differentiation of an even-structured stand part by management, e.g. to reach a long tree crown. Such differences in diameter growth lead to different target diameters and to a target corridor in even-aged stands as stated in modern thinning concepts (Utschig et al. 2011).

Early thinning maintains a high ability of a tree to respond on lower stand density conditions with increasing growth rate while older trees are no more able to respond (Utschig et al. 2011). Differentiation in early and in young development stages of a stand caused by early thinning was expressed by low stand density. Differentiation was defined as allocation to a growth class and was modeled for ingrowth trees at the smallest size class of 12 cm. After allocation to a growth class the tree was assumed to remain in this growth class and to maintain its ability of future growth potential. Additionally still an influence of changing stand density on general transition probability within one growth class was considered (next chapter) to describe mean tree growth. So a growth class is defined as a group of trees with similar growth within one species.

Modeling of single tree growth was too advanced for the model design so at a first step three growth classes have been implemented, each comprising one third of the callipered trees. Growth class width was 2 cm and it corresponded to diameter size class width of 4 cm. Growth rates were given in steps of 1 cm per ten years so 2 cm instead of 2.5 cm growth class width was possible and so 4 cm instead of 5 cm diameter size class width evolved which is typical for matrix studies (Tahvonen et al. 2010).

Only 5% of all trees measured reached a diameter increase higher 8 cm in ten years so they were included in the highest growth class. The trees were categorized into three classes of growth to differentiate the understorey according to classes of Kraft (1884) as follows:

- Slow increment, suppressed growth (0 to 1 cm growth in 10 years)
- Intermediate growth (2 to 3 cm growth)
- Fast increment, leading in growth (more than 4 cm)

Statistical evaluation was created by multinomial logistic regression (Bühl 2008) for three groups dependent on basal area (*ba*) and diameter (*dbh*). The models for *ba* and *dbh* were significant but Nagelkerkes R^2 was rather low with 0.22 for beech, 0.20 for spruce and 0.18 for fir. This function allowed to consider long-lasting faster growth if ingrowth took place under low stand density and to consider long-lasting slower growth if ingrowth took place in densed stand situation. For every species regression results of Table 1 were integrated into Formula 9 for a growth class component *a* where *a* is defined for three classes 0 to 1 cm, 2 to 3 cm and more than 3 cm. In Formula 10 relative probabilities were determined to allocate ingrowth into growth classes.

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

Table 1: Results from multinomial logistic regression for allocating ingrowth into three growth classes

		constant _a	dbh_factor _a	ba_factor _a
0_1_cm	Beech	-0.884	-0.0906	0.0784
2_3_cm	Beech	-0.612	-0.0316	0.0445
4_x_cm	Beech	0.000	0.0000	0.0000
0_1_cm	Spruce	-1.642	-0.0761	0.0881
2_3_cm	Spruce	-1.276	-0.0257	0.0532
4_x_cm	Spruce	0.000	0.0000	0.0000
0_1_cm	Fir	0.072	-0.0633	0.0564
2_3_cm	Fir	-0.197	-0.0259	0.0346
4_x_cm	Fir	0.000	0.0000	0.0000

Formula 9: Calculation step for one component of a growth class proportion of multinomial logistic regression

$$BinLog_a = Exp(constant_a + dbh_factor_a \times dbh + ba_factor_a \times ba)$$

Formula 10: Determination of a growth class proportion by using multinomial logistic regression (*a* is defined for three classes 0 to 1 cm, 2 to 3 cm and more than 3 cm)

$$Proportion\ of\ a\ growth\ class_a = \frac{BinLog_a}{BinLog_{0_1_cm} + BinLog_{2_3_cm} + BinLog_{4_x_cm}}$$

The resulting allocation function led to more trees of faster increment of more than 4 cm per ten years for all species when stand basal area was low. The proportion of slow growing trees up to 1 cm per ten years was more than 0.5 when stand basal area was higher than 30 sqm for fir and higher than 40 sqm for beech and spruce. The proportion of medium growth was around 0.2 to 0.3 for all stand densities. A balanced proportion of one third for each growth class appeared for the case of 10 sqm for fir, 25 sqm for beech and 30 sqm for spruce.

Transition Probability from one size class to the next

Transition probability was derived by frequencies of trees that transit from one 4 cm diameter size class to the next higher 4 cm size class in a 10 year period (Buongiorno and Michie 1980). It corresponds to an indicator for mean increment. Transition probability was determined by binary logistic regression (Bühl 2008) including a constant *a*, mean size class diameter *dbh* in cm (independent variable *b*) and stand basal area per hectare of the previous period *ba* (independent variable *c*), both variables of the year 1992 (Formula 1, Formula 11,

Formula 12). With a binary logistic regression the value 0 was defined for a tree remaining in its class and value 1 for a transition to the next 4 cm class.

Formula 11: General probability of transition to the next 4-cm class in 10 years and of general probability remaining in a class

$$\text{Transition probability} = \frac{1}{1 + \text{EXP}(-(a + b \times dbh_{d-4} + c \times ba_{t-10}))}$$

$$\text{Probability of remaining} = \frac{1}{1 + \text{EXP}(a + b \times dbh_d + c \times ba_{t-10})}$$

Formula 12: Transition probability to the next 4-cm class in 10 years for beech, spruce and fir

$$\text{Transition}_{\text{Beech}} = \frac{1}{1 + \text{EXP}(-0.601 - 0.0512 \times dbh + 0.0388 \times ba)}$$

$$\text{Transition}_{\text{Spruce}} = \frac{1}{1 + \text{EXP}(-1.063 - 0.0523 \times dbh + 0.0515 \times ba)}$$

$$\text{Transition}_{\text{Fir}} = \frac{1}{1 + \text{EXP}(-0.154 - 0.0377 \times dbh + 0.0305 \times ba)}$$

The coefficient of *dbh* and *ba* were significant and between data of *dbh* and *ba* there was a correlation of +0.22. The probabilities were rising with higher diameter. For high basal area competition occurred. So the transition probabilities for trees of all species with a diameter of 12 cm were decreasing from 0.7 for 15 sqm to 0.2 for 60 sqm. For high diameters of 100 cm transition probability was closed to 1.0. Transition probability of spruce was higher in case of low basal area compared to beech and other way round for high diameter. Transition probability of fir was 0.1 lower compared to the other species in case of low basal area.

Allocation of transition probabilities to growth classes

The transition probability was derived for the mean increment of all inventory trees of a species, while every growth class was defined for a portion of these inventory trees. As a consequence of the inclusion of three growth classes, three levels of increment were defined instead of one mean increment to consider differences in growth characteristics.

The transition probability was relevant for the scale from 0, no transition, and 1, complete transition, in the next class in a stricter sense. The scale of a 4 cm size class was an artificial
Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

boarder, so another scale for growth class width was assumed as possible. The decision was for a 1 cm instead of 4 cm scale as growth class width to construct differences in the level of increment.

To consider the inventory data the mean increment of a growth class was determined (left side in Table 2). Mean of a growth class a framework to include density-dependent fluctuation of transition probability. The lower boundary was placed 0.50 cm (50% of 1 cm class width) below (Formula 13), the upper boundary was placed 0.50 cm above the mean of a growth class level. Within this framework the density-dependent fluctuation was placed (Formula 14). Then the mean of a growth class derived from the inventory data and was interpreted as a proportion between 0 and 1 in relation to a 4 cm class width. As a consequence, the density-dependent fluctuation of transition probability took place between the proportion given on the right side of Table 2 and this mentioned proportion plus 0.25. This model for transition proportions characteristics combined the characteristics of density-dependence, tree-species-specification and a differentiation in three growth-class levels.

In the case of fast growth class bigger than 4 cm increment in ten years, the 4 cm diameter size width was too small for one transition class. It was sure that one class was transited in a 10 year period. So the value 0 was defined to transit one size class and the value 1 was defined to transit two classes. This exception was to harmonize the difference in the width of growth and diameter size class.

Formula 13: Calculation of the lower boundary for a level of 1 cm growth class width

$$Lower\ boundarie_{Growth\ class} = \frac{Mean\ increment_{Growth\ class} - 50\% \times 1\ cm}{Class\ width\ 4\ cm}$$

Formula 14: Calculation of transition probabilities specific for a growth class with use of transition probabilities of the tree species determined in Formula 13

$$Transition\ probability_{Growth\ class} = Transition\ probability_{Tree\ species}/4 + Lower\ boundarie_{Growth\ class}$$

Table 2: Mean increment of a growth class and lower boundary of a growth class level to allocate transition probabilities of growth classes in relation to size class width of 4 cm

Mean of increment in a	Density-dependent range of transition probability
------------------------	---

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

growth class in cm per ten years				as a proportion (between 0 to 1) of a diameter size class (width 4 cm)		
				Transition probability into the next diameter size class		Transition probability into the overnext diameter size class
Growth class	Slow 0_1_cm	Medium 2_3_cm	Fast 4_x_cm	Slow 0_1_cm	Medium 2_3_cm	Fast 4_x_cm
Beech	0.60	2.51	5.18	0.026-0.276	0.502-0.752	0.169-0.419
Spruce	0.56	2.52	6.01	0.016-0.266	0.504-0.754	0.378-0.628
Fir	0.59	2.47	5.56	0.024-0.274	0.493-0.743	0.265-0.515

Mortality probability

Mortality probability describes the proportion of trees in a diameter size class of 4 cm that died by mortality and disappeared in the stand within a 10 year period. To derive mortality the proportion of harvested trees from inventory data only, because the inventory data not included mortality. This number was combined with the proportion of salvage logging to all loggings from a separate statistic (Slovenian Forest Service 2004) for a comparable time from 1995 till 2004 for the same region. So an evaluation was possible. The salvage logging proportion of diameter size classes was recombined with inventory data of harvested and remaining trees for a binary logistic regression.

It has to be stated that a statistical evaluation regarding stand density (*ba*) was impossible due to missing data. So mortality was depended on the covariate of diameter (*dbh*) in 1992 only. Disadvantage of the model was that with considering basal area usually fast growing trees would correspond to a higher mortality (Giess et al. 2012). This disadvantage was taken into account to enable a regression about mortality based on the inventory (Formula 15). Binary logistic regression typically for mortality models was used (e.g. Monserud 1976, Hamilton 1990).

A low diameter of 12 cm led to low mortality probability (beech 1%, spruce 2%, fir 4% mortality in ten years. For high diameter of 100 cm only beech was very stable with 3% mortality while the conifers accounted higher mortality with 15% for spruce and 23% for fir. The rate of fir that was higher than spruce resulted from a current fir decline (Ficko *et al.* 2011). Although different data were combined the regression was significant except the

diameter of beech. Because beech mortality was nearly constant the diameter was not so important for the model.

and relatively independent of the tree diameter, the mortality increases for the conifer species. Fir reaches the highest mortality. So broadleaved trees were more stable than conifers.

Formula 15: Mortality probability in 10 years for beech, spruce and fir

$$Mortality_{Beech} = \frac{1}{1 + EXP(4.632 - 0.00983 \times Dm)}$$

$$Mortality_{Spruce} = \frac{1}{1 + EXP(4.431 - 0.02687 \times Dm)}$$

$$Mortality_{Fir} = \frac{1}{1 + EXP(3.501 - 0.02296 \times Dm)}$$

Financial evaluation of single trees

Additionally to the ecological simulation of forest stand dynamic described in the models above, a tool for financial evaluation was implemented to enable an economic optimization of harvest strategies. For evaluation of timber volume, price models for the different tree species and different diameter size classes were developed. Assumptions about timber markets were made because no price data for size classes were available. The assumptions were adapted at the information about the “Regional forest management plan” of the Slovenian region Postojna (Slovenian Forest Service, 2011).

The price model for spruce stems of 12 cm *dbh* considered a low price of 24 € per cubic meter harvested. The spruce price increased until saw log class 2b with (15 cm saw log diameter). which so For the mean composition of a tree a constant level of 91 € per cubic meter harvested for *dbh* higher than 40 cm. Fir price was assumed to be 95% of spruce price according to long-time price relation. The reasons for the assumption of constant price levels for stronger timber were decreasing timber quality and difficulties to sell strong timber to industries, especially for the conifers.

The price increase of beech was less and reached the high spruce price level with higher *dbh* of 76 cm corresponding to a constant high price level upwards from class 4, (40 cm saw log

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

diameter). Strong timber of broadleaves usually has a lower quality than conifer timber, but it has a proportion of veneer quality which creates higher prices. The proportion of veneer quality in the study region was 10% (Slovenian Forest Service 2011) so the price level for all species was high for high *dbh*.

Harvest costs depend on diameter class. Harvest costs were 15 to 25 Euro per cubic meter for spruce and fir and 14 to 22 Euro for beech. The assumption of higher harvest costs for small diameter sizes considered the necessity of higher working input to harvest small trees.

Basal area of a tree was transferred to tree volume according to a function based on the volume of the harvested trees in the study region Postojna (Slovenian Forest Service 2004). Volume losses to transform standing timber volume to logs by harvest were considered by reduction factors typical for Slovenia of 0.87 for beech and 0.85 for the conifers. A net price per tree was included in the model based on mean timber prices and harvest costs per species and diameter class.

In the model the death and failure of trees was considered by a mortality rate. In case of mortality, trees were removed from the matrix and a net price reduction (including harvest costs) of 50% was assumed due to lower quality (Dieter 2001). With these assumptions about prices, costs and net price reduction in case of mortality a financial evaluation is possible to enable an optimization of optimal target diameters.

Optimization results

Combining ecological simulation and economic optimization in a matrix-model in one step led to a more realistic stand dynamic. The optimized harvest regime after 110 years with considering the remaining stand created a net present value of 28,541 Euro/hectare and an annuity of 644 €/ha/year. After forming a value comparable to other studies by subtracting the stand value at the beginning (20,966 €/ha), the net present value was 7.576 €/ha and the annuity was 171 €/ha/year.

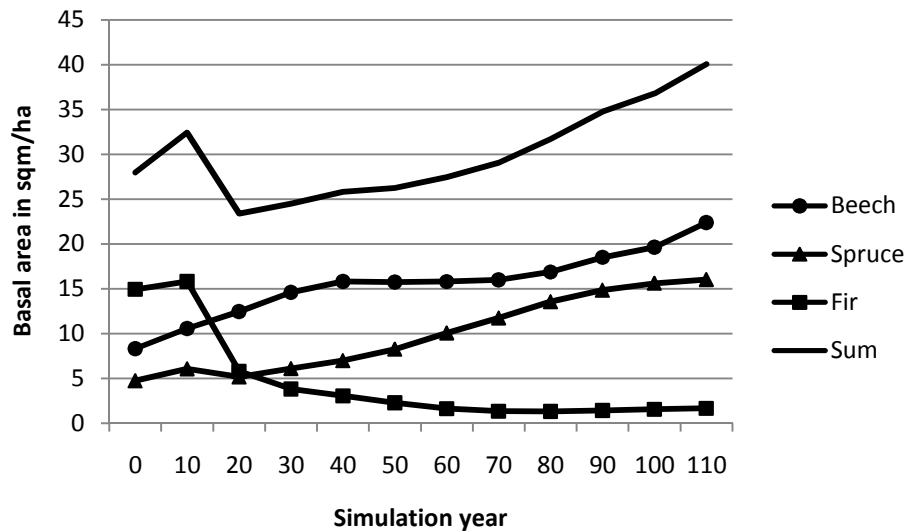


Figure 3: Development of basal area for three species maximization of net present value

Original basal area of 28 sqm/ha (after a thinning operation) declined from 32 to 23 sqm/ha by a strong reduction in the period of ten years. After period from 10 to 100 years basal area rose continuously up to 40 sqm in the year 110 (Figure 3).

The growing stock of 377 cubic meter and a net present value of the remaining stand of 24,000 €/ha of year 10 was reached again in year 100. In year 20 the growing stock was reduced to 249 cubic meter and a net present value of the remaining stand of 13,800 €/ha. After this year the growth was more continuous. Tree species composition developed from a stand dominated by fir (53%) with beech admixture (30%) to a stand consisting of beech (56%) and spruce (40%) with less fir during a period of 100 years.

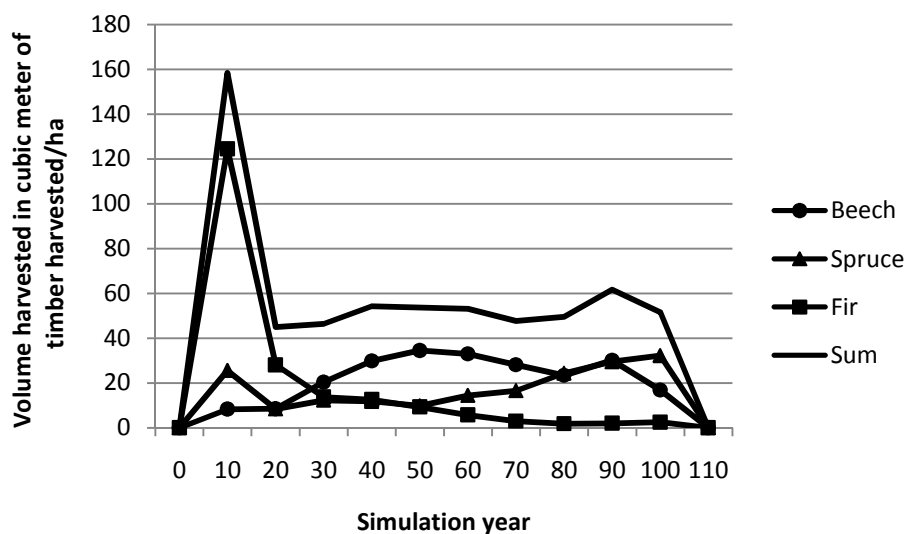


Figure 4: Development of volume harvested for maximization of net present value

The first harvest activity in the year 10 was intensive: 159 cubic meters of timber harvested strongly reduced basal area to 23 sqm. The first harvest activity was focused on firs with strong diameter. After this removal of fir the harvest activities continued more constant with 45 to 62 cubic meters per 10 years. From year 30 until year 80 predominantly beech was harvested to stimulate spruce which benefit from lower growing stock. In the following years spruce was harvested as well which create higher income in these years.

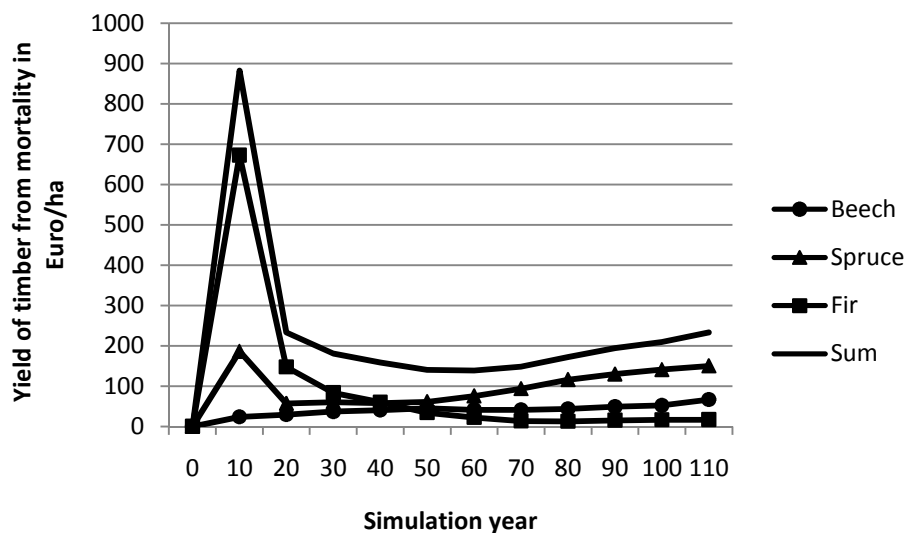


Figure 5: Development of yield from timber from mortality including reduced net price losses of 50%

The highest amount of mortality in the stand is in the year 10 with 20 cubic meters of timber harvested, in the other years between 4 and 6 cubic meters of timber harvested only. But the amount of money lost to mortality was even higher due to stronger diameter and higher value of firs. Then mortality was lower expected an increase in the amount of money from mortal timber caused by higher spruce proportion since simulation year 60. Reduction of mortal timber was an indirect consequence of optimization to avoid net price reduction of 50% by mortality by removing trees before they die. That is the reason for the strong intensity of the first cutting operation of firs with strong diameter in year 10. The decrease of fir proportion was performed to reduce the amount of fir timber from mortality. The low fir proportion continued because of less fir ingrowth. So fir harvest was a decision comparable to a risk-averse decision, although mortality is not a risk in a stricter sense.

Target diameter distribution for growth classes

In this study individual growth of trees within one species was considered with three classes of slow, medium and fast growth. According to their growth speed the target diameters differed. So harvest activities spread over a wide scope of diameter size classes from 12 cm to 96 cm (Figure 6). The differences in target diameters evolved of differences in growth.

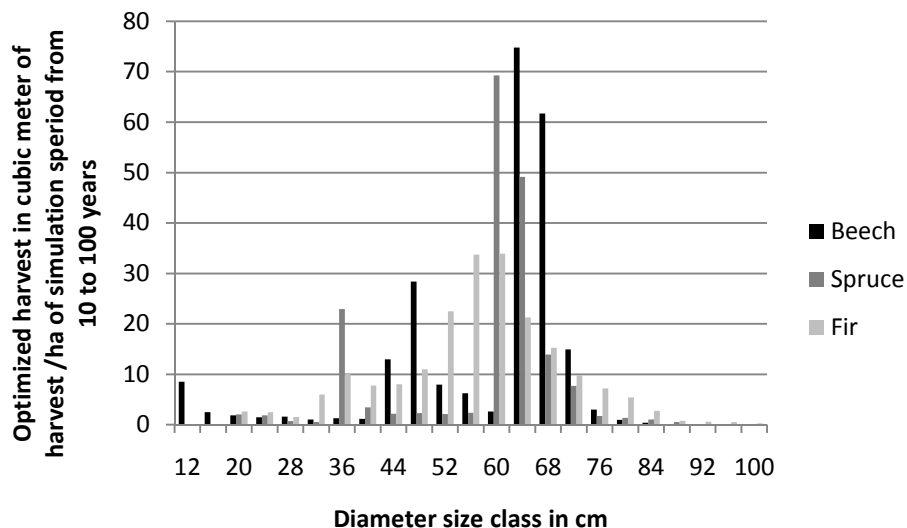


Figure 6: Distribution of optimized harvest volume in cubic meter harvested/ha of simulation periods 10 to 100 years on the scale of diameter size classes for maximization of net present value

In the distribution of diameter size classes for each species with individual optimum of the trees can be seen. There are no regular frequency distributions over all diameter classes, but peaks in the distribution. The peaks correspond to the three growth classes. Due to complexity of the model it was not possible to form more than three growth classes to reach single tree scale, the distribution is not able to indicate one instead of three optimal scopes of classes per species, but in reality the distribution would be more continuous.

Total volume harvested within 100 years was 622 cubic meter. Half of the volume or 342 cubic meter were harvested for target diameters of 64 cm for beech and 60 cm for conifers. With the first harvest activity all firs with diameter up to 60 cm, spruce up to 68 cm and beeches up to 80 cm were cut and caused high harvested volume of firs from 68 to 96 cm.

The transition probability was dependent on stand density and caused non-constant target diameter for each growth class differing between time periods. Harvest was a consequence when economic yield increment no more fulfilled the requirements of desired interest rate.

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

Target diameter not changed proportional to stand density but the impact shifted with time. If growth was slower, then target diameter and earlier harvest resulted. So target diameter is not constant under changing environmental stand conditions.

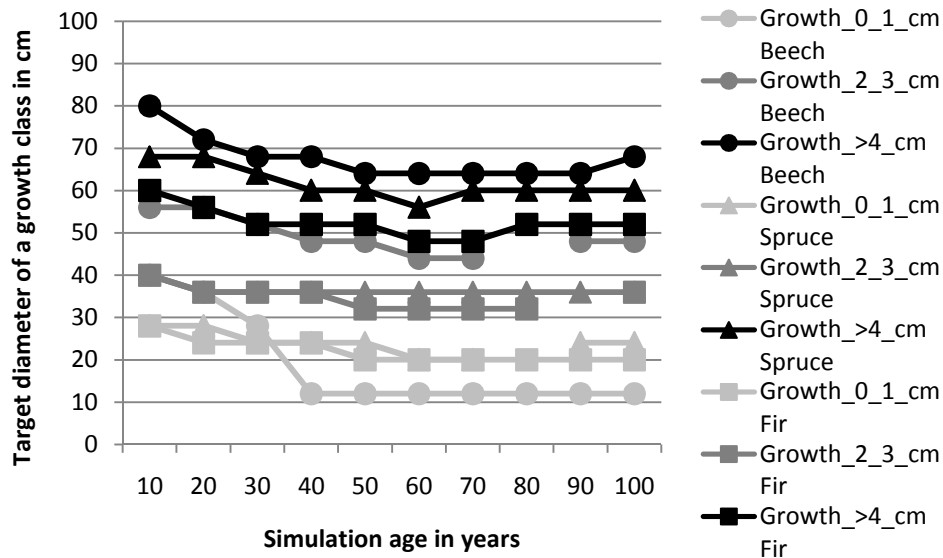


Figure 7: Development over time of target diameter of trees for growth classes of slow growing (0 and 1 cm in ten years), medium growing (2 and 3 cm in ten years) and fast growing (4 and more cm in ten years)

Target diameter of beech was highest with 80 cm because the beech price model assumed high prices for strong diameter sizes. Target diameter of spruce and beech were higher than target diameter of fir because fir mortality caused more early harvest.

In case of low growth class of beech, the target diameter decreased to 12 cm from year 40 onwards (Figure 7). Less beech diameter with even negative financial results would occur if 12 cm size class would not have been the smallest class possible. So this harvest operation might be interpreted as a pre-commercial thinning to reduce competition of slow growing beeches to support desired of trees. The optimization process forecasted and reduced the potential basal area of slow growing beeches to promote total stand growth. The result of harvesting beeches with 0.60 Euro net income per tree was unexpected because thinning operations was no objective of the optimization study.

Discussion about individual target diameters

The result of the optimization including growth classes was a manifold forest structure of different tree species, diameter size classes and growth classes. Optimal target diameters varied dependent on individual tree growth between diameter size classes. Harvest activities were carried out for harvest activities for slow growing trees beginning with 12 cm diameter (which might be interpreted as tending) up to target diameters for fast growing trees with 80 cm. So the study at hand not falsified the following hypothesis:

“By inclusion of differences in growth of tree individuals within one tree species an individual economic target diameter per tree was optimal.”

The variability in target diameters and different species fir, spruce and beech may be interpreted as a form of near-natural forest management as it enables a continuity of mixed uneven-aged stand structure. Highest variability of target diameter was found for beech. Surprisingly, the target diameter within one class was not static, but varied during simulation time dependent on ecological impacts, especially stand density. High basal area led to slower growth and therewith to an earlier individual economic maturity of trees and smaller target diameter, but target diameter change was shifted with time.

In the model individual tree growth differed from hardly visible growth of 0 or 1 cm per ten years to fast growing spruce with mean growth more than 6 cm. We assume that this approach was new for matrix-models and so it was possible to integrate natural dissemination of individual tree growth without models on a single tree level (Härtl et al. 2010, Knoke 2011, Meilby and Nord-Larsen 2012). The division of all trees into three classes of growth and the assumption that a tree is not able to change between growth classes was necessary due to the complexity of the model.

The model is a whole stand model without individual competition effects between neighbor trees (e.g. Pretzsch *et al.* 2002) or impacts of mixture on timber quality (Knoke and Seifert 2008). Compared to forest growth models the model is a simplification, but it allows the being financially optimized. So it is possible to consider special wanted economic and ecological characteristics of the forest ecosystem at the simulation end. To derive the harvest schedules for these characteristics also on the scale of growth classes is a benefit of the new model compared to forest growth simulators.

Discussion of model and data

The new approach using growth classes in a matrix simulation model is based on the assumption of constancy of a tree to remain in a special growth class in relationship to the other two growth classes. The allocation of proportion of ingrowth of a tree species to a growth class was determined at the smallest diameter size class (12 cm) dependent on stand basal area (sqm). The choose three growth classes with 2 cm wide and 23 diameter size classes with 4 cm wide per ten years was to reduce model complexity level but also to derive detailed information for forest planning.

The matrix-model based on diameter size classes includes manifold ecological interactions. The use of inventory data from the Slovenian Forest Service (1992, 2003) was better for a special case study instead to use historical data from e.g. from yield tables because this data include more information from current case situation. For derive statistical functions for the model from inventory data some assumptions were necessary.

New aspect in modeling ingrowth was adaptation of ingrowth number to around zero trees on bare land with zero squaremeter by using a quadratic function within binary logistic regression. Although new data was integrated to the inventory data, this assumption is more realistic for bigger stands, because fruiting trees are necessary condition for regeneration a stand. Ingrowth function was based on diameter size class of 12 cm. Indeed, data about regeneration would be better, but no inventory data about trees with lower diameter than 10 cm exist. So in this study there is also a time difference between regeneration and ingrowth in the lowest size class. The ingrowth was dependent on stand basal area. More realistic would be a basal area or number of trees in an age or diameter that allows fruiting. This would improve the simulation of regeneration and the ecological dynamic of species proportions especially for trees with high weight fruits.

Discussion about mortality

Mortality rate was the main driving factor for the species composition in the model. Beech became a dominant species by benefits of the low mortality rate of maximum 0.025 per ten years (for diameter 100 cm). It is generally known that beech is stabile (Knoke and Seifert 2008, Griess et al. 2012, Klopčič et al. 2012). In contrast, mortality rate of fir was extremely

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

high 0.23 per ten years (diameter 100 cm) and even higher than mortality of spruce with 0.15 so fir declined in the species composition while usually fir is more stable. Ficko et al. (2011) evaluated reasons for fir decline. High impact on fir was caused by increasing density of red deer population (Klopčič et al. 2010). While ingrowth of fir was low during inventory period, a high number of strong firs indicate that previous stand generations were affected by lower mortality rate.

The high mortality of conifers led to a decline of conifers. The model included a declining tree growth and a decreasing timber quality with high diameter (old trees) by defining a maximum diameter limit of 100 cm. The limit represents the strongest trees of the inventory. For trees taller than 100 cm a removal of trees without financial income was assumed (death wood). This assumption is realistic for conifers due to their increasing mortality, but not for beech as a very stable species. Nevertheless, this assumption was necessary because otherwise the model would be too big. In the model of growth transition, no quadratic function, but only a linear function was possible to be used within binary logistic regression because otherwise a strong bias of too high transition probabilities appeared. So no stagnation and decrease of tree growth with increasing diameter was possible and the death of trees had to be implemented artificially.

Griess et al. (2012) and Chreptun (2012) pointed out that that high failure rates are associated with better site conditions. A similar relation of higher mortality in case of better individual tree growth should be topic for future research. In the study at hand mortality was not possible to be evaluated statistically for different site conditions because mortality data was separate data not from the inventory. Possibly higher mortality rates would appear if stand density or individual tree growth is high. Moreover Griess et al. (2012) found the effect of beech to stabilize spruce. So it would be interesting to be tested in the data if the beech proportion in a stand would decrease the mortality rate of spruce and fir. If so it would be possible to be included in the model.

Literature

Arseneault, J.E., Saunders, M.R., 2012. Incorporating canopy gap-induced growth responses into spatially implicit growth model projections. *Ecological Modelling* 237, 120–131.

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Bavarian State Ministry of food, agriculture and forestry), 1990. *Hilfstafeln für die Forsteinrichtung*. München.
- Buongiorno, J., Michie, B.R., 1980. A Matrix Model of Uneven-Aged Forest Management. *Forest Science* 26, 609–625.
- Buongiorno, J., Dahir, S., Lu, H., Lin, C., 1994. Tree size diversity and economic returns in uneven-aged forest stands. *Forest Science* 40, S. 83–104.
- Buongiorno, J., Halvorsen, E.A., Bollandsås, O.M., Gobakken, T., Hofstad, O., 2012. Optimizing management regimes for carbon storage and other benefits in uneven-aged stands dominated by Norway spruce, with a derivation of the economic supply of carbon storage. *Scandinavian journal of forest research* 27, S. 460–473.
- Chumachenko, S.I., Korotkov, V.N., Palenova, M.M., Politov, D.V., 2003. Simulation modeling of long-term stand dynamics at different scenarios of forest management for coniferous-broad-leaved forests. *Ecological Modelling* 170, 345–361.
- Cotta, H., 1828. *Anweisung zum Waldbau*. Carl Heinrich Edmund von Berg.
- Diaci, J., Kerr, G., O'hara, K., 2011. Twenty-first century forestry: integrating ecologically based, uneven-aged silviculture with increased demands on forests. *Forestry* 84, S. 463–465.
- Dieter, M., 2001. Land expectation values for spruce and beech calculated with Monte Carlo modelling techniques. *Forest Policy and Economics* 2, S. 157–166.
- Faustmann, M., 1849. Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 15, 441-451.
- Ficko, A., Poljanec, A., Boncina, A., 2011. Do changes in spatial distribution, structure and abundance of silver fir (*Abies alba* Mill.) indicate its decline? *Forest Ecology and Management* 261, 844–854.
- Gayer, K. 1886. *Der gemischte Wald: seine Begründung und Pflege, insbesondere durch Horst- und Gruppenwirtschaft*, Paul Parey, Berlin.
- Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

- Griess, V.C., Acevedo, R., Härtl, F., Staupendahl, K., Knoke, T., 2012. Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce. *Forest Ecology and Management* 267, 284-296.
- Griess, V.C., Knoke, T., 2013. Bioeconomic modelling of mixed Norway spruce - European beech stands: Economic consequences of considering ecological effects. *European Journal of Forest Research*. 132, 511-522.
- Griess, V.C., Acevedo, R., Härtl, F., Staupendahl, K., Knoke, T., 2012. Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce. *Forest Ecology and Management* 267, 284-296.
- Härtl, F., Hahn, A., Knoke, T., 2010. Integrating neighbourhood effects in the calculation of optimal final tree diameters. *Journal of Forest Economics* 16, S. 179–193.
- Harou, P.A., Mack, R.J., Mawson, J.C., 1985. A silvicultural-financial simulator for nonindustrial forest land in the northeast. *Forest Science* 31, 706–716.
- Jübner, D. 2006. Ökonomische Modellanalyse zur Bewirtschaftung eines Plenterwaldes am Beispiel einer Versuchsfläche im Emmental, Schweiz. Diplomarbeit TU Dresden.
- Klopčič, M., Jerina, K., Bončina, A., 2010. Long-term changes of structure and tree species composition in Dinaric uneven-aged forests: are red deer an important factor? *European Journal of Forest Research* 129, S. 277-288.
- Klopčič, M., Poljanec, A., Bončina, A., 2012. Modelling natural recruitment of European beech (*Fagus sylvatica* L.). *Forest Ecology and Management* 284, S. 142–151.
- Knoke, T. 1998. Analyse und Optimierung der Holzproduktion in einem Plenterwald - zur Forstbetriebsplanung in ungleichaltrigen Wäldern. *Forstliche Forschungsberichte München*, 182.
- Knoke, T., 2012. The Economics of Continuous Cover Forestry, in: Pukkala, T., Gadaw, K. von (Eds.), *Continuous cover forestry*. 2nd. Springer, Dordrecht. *Managing Forest Ecosystems* 23, S. 167–193.
- Knoke, T., Seifert, T., 2008. Integrating selected ecological effects of mixed European beech-Norway spruce stands in bioeconomic modeling. *Ecological Modelling* 210, 487-498.
- Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

- Meilby, H., Nord-Larsen, T., 2012. Spatially explicit determination of individual tree target diameters in beech. *Forest Ecology and Management* 270, S. 291–301.
- Mendoza, G., Önal, H., Soetjipto, W., 2000. Optimising tree diversity and economic returns from managed mixed forests in Kalimantan, Indonesia. *Journal of Tropical Forest Science* 12, S. 298–319.
- Müller, M. 2009. Ein Matrix-Modell zur Prognose der Entwicklung ungleichaltriger Mischbestände im Stadtwald München. Diplomarbeit TU München.
- Pretzsch, H., Biber, P. and Dursky, J., 2002. The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* 162, 3-21.
- Roessiger, J., Griess, V.C., Knoke, T., 2011. May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 84 (5), 527-537.
- 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. *Ecological Modelling*. 255: 58-69.
- Schröder, J., Röhle, H., Münder, K., 2005. Simulation und Bewertung von Managementoptionen mit dem Waldwachstumssimulator BWINPro-S. *Forst und Holz* 60 (10), 411 – 415.
- Schütz, J.-P., Götz, M., Schmid, W., Mandallaz, D., 2006. Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research* 125, 291–302.
- Sonnemann, D. 2008. Das ideale Plentergleichgewicht - Leitbild oder Luxus? Essay. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 159, 1–7.
- Slovenian Forest Service, 2011. Regional forest management plan Postojna, Slovenia 2011-2020, 2011.
- Tahvonen, O., Pukkala, T., Laiho, O., Lähde, E., Niinimäki, S., 2010. Optimal management of uneven-aged Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 260, S. 106–115.
- Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.

Roessiger, J., Ficko, A., Clasen, C., Griess, V.C., Knoke, T., in Preparation. Diversified target diameter structure of a forest stand in Postojna/ Slovenia caused by ecological growth variability of trees.