



TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN
Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung

Der Einfluss des Holzpreises auf die Konkurrenz
zwischen stofflicher und thermischer
Holzverwertung. Ein forstbetrieblicher
Planungsansatz unter Berücksichtigung von
Risikoaspekten

Fabian H. Härtl

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Wei-
henstephan 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. H. Pretzsch

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

2. apl. Prof. Dr. M. Weber

3. Univ.-Prof. Dr. M. Hanewinkel
(Albert-Ludwigs-Universität Freiburg)

Die Dissertation wurde am 16.12.2014 bei der Technischen Universität
München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Wei-
henstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 08.04.2015
angenommen.

*Es ist die Wirklichkeit,
welche die Möglichkeiten weckt.*

Robert Musil

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung	1
Abstract	5
I ÖKONOMIE UND PLANUNG UNTER RISIKO	9
1 EINLEITUNG	11
2 KENNTNISSTAND	17
2.1 Hypothesen	17
2.2 Vom Wald zum Forstbetrieb	18
2.2.1 Forstwirtschaft	18
2.2.2 Rahmensetzung der Bewirtschaftung	20
2.3 Zielfindung und Planung	24
2.3.1 Ziele	24
2.3.2 Planung	26
2.4 Unsicherheit und Risiko	30
2.5 Märkte und Preise	33
2.6 Kohlenstoffbilanz und Bewirtschaftung	35
3 MATERIAL UND METHODEN	39
3.1 Entscheidungsunterstützung unter Risiko	39
3.1.1 Grundmodell	39
3.1.2 Datenverarbeitung	44
3.1.3 Risiko	48
3.1.4 Ausgangsdaten	62
3.2 Der Einfluss des Ölpreises auf den Holzpreis	68
3.2.1 Ölpreisszenarien	69
3.2.2 Holzpreisszenarien	70
3.2.3 Holzerntekosten	73
3.3 Kohlenstoffbilanzierung	74
3.3.1 Kohlenstoffspeicher	74
3.3.2 Produktlebensdauer	84
3.3.3 Finanzielle Bewertung	85
4 ERGEBNISSE	91
4.1 Preismodell	91
4.1.1 Ölpreis	91
4.1.2 Holzpreise	91
4.2 Angebotsszenarien	92

Inhaltsverzeichnis

4.2.1	Basisszenario (A ₀)	92
4.2.2	A ₅₀ -Szenario	95
4.2.3	A ₁₀₀ -Szenario	98
4.2.4	A ₃₀₀ -Szenario	102
4.2.5	Szenarienvergleich	103
4.3	Kohlenstoffbilanz	111
4.3.1	Finanzielle Bewertung	113
4.4	Zusammenfassung	114
5	DISKUSSION	125
5.1	Das Entscheidungsunterstützungsmodell	125
5.2	Preismodell	127
5.3	Angebotsszenarien	131
5.3.1	Generelle Einordnung	131
5.3.2	Preisinduzierte Reaktionsmechanismen	133
5.3.3	Statistische Überprüfung	135
5.3.4	Preissteigerung und Mengeneffekt	136
5.4	Kohlenstoffbilanz	138
5.4.1	Finanzielle Bewertung	142
5.5	Zur Inflation	144
5.6	Ökonomische Zielsetzung	145
6	AUSBLICK	149
II ANHANG		153
	YAFO ₂	155
	Literatur	157
	Abbildungsverzeichnis	185
	Tabellenverzeichnis	187
	Formelverzeichnis	190
	Liste aller Publikationen des Autors	191
	Danksagung	193

ZUSAMMENFASSUNG

Forstbetriebe richten sich in ihrem Angebotsverhalten zum einen nach den internen betrieblichen Gegebenheiten, zum anderen nach dem äußeren Holzpreis, auch wenn ihnen bei letzterem oft ein eher träges Verhalten unterstellt wird. Reaktionen auf den Preis finden sich in der praktischen Betriebsführung oft als kurzfristige Änderung des Angebots. Geplante Hiebe werden zeitlich neu arrangiert oder eingeschlagenes Holz umsortiert. Eine Rückkopplung auf die mittel- bis langfristige Betriebsplanung (Forsteinrichtung) gibt es dabei in der Regel nicht. Mit ein Grund dafür ist die meist fehlende ökonomische Komponente in der waldbaulich dominierten Forstbetriebsplanung.

Daher versucht die vorliegende Arbeit, hier eine Brücke zu schlagen und der Betriebsplanung ein Mittel an die Hand zu geben, um die Auswirkungen von erwarteten Preisentwicklungen auf die Angebotssteuerung zu analysieren und in den konkreten betrieblichen Planungsprozess einzubinden. Dabei soll die zentrale Hypothese untersucht werden, ob Waldbesitzer auf Preisänderungen durch Änderungen des Holzangebots reagieren.

Die Arbeit gliedert sich in folgende Hauptabschnitte:

- A. Die Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungs-Modells zur Ableitung ökonomischer Zielgrößen (betriebliches Optimierungsmodell).
- B. Die Ableitung von Holzpreisszenarien, deren Verschneidung mit Naturaldaten aus einer Waldwachstumssimulation und die Anwendung innerhalb des ökonomischen Modells.
- C. Die Analyse der ökonomischen und ökologischen Folgen der sich ändernden Angebotsstruktur sowie deren Auswirkungen auf die Kohlenstoffbilanz des Gesamtsystems Forst und Holz.

An die Entwicklung des Optimierungsmodells YAFO wurden folgende Anforderungen gestellt: Entscheidungen auf Bestandes-

ebene, Flexibilität bezüglich der Betriebsgröße, Integration von naturalen und ökonomischen Risiken, Import von vorhandenen Daten aus Waldwachstumssimulatoren, Berücksichtigung von Einwuchsdaten und verschiedener Sortier- bzw. Managementvarianten. Die Umsetzung erfolgte in einer flexiblen Programmierungsumgebung (AIMMS), um eine hohe Adaptierbarkeit an Einzelprobleme zu gewährleisten. Es konnte so ein Planungswerkzeug erstellt werden, welches erstmals mit Hilfe der nicht-linearen Programmierung die Integration von naturalen und ökonomischen Risiken in die forstbetriebliche Planung auf Betriebsebene versucht. Der hierbei beschrittene Weg ermöglicht es, weitere Komponenten in die Optimierung von ökonomischen Zielgrößen einfließen zu lassen und so die forstbetriebliche Planung an komplexer werdende Ansprüche der Gesellschaft an den Wald in einer strukturierten und systematischen Weise anzupassen.

Die Entwicklung eines von der Holzbewertung abhängigen Entscheidungsmodells ermöglichte es im zweiten Schritt, entsprechend vorbereitete Daten in den betrieblichen Optimierer einspeisen zu können. Hierzu wurden – aufbauend auf der These eines ölpreisbeeinflussten Brennholzpreises – vorhandene Studien zu Rohölpreisentwicklungen ausgewertet und zu unterschiedlich starken Mittelwertscenarien einer möglichen Preisentwicklung auf dem Rohölmarkt zusammengefasst. Mit Hilfe von Kalkülen zu Wirtschaftlichkeitsgrenzpreisen sowie Regressionsmodellen zwischen den Preisen verschiedener Holzsortimente wurden daraus detaillierte, nach Baumart, Stärke und Güte gegliederte Holzpreisszenarien abgeleitet.

Als Grundlage für die naturalen Daten dienen die insgesamt 7163 Aufnahmeeckpunkte der zweiten Bundeswaldinventur, die je Wuchsgebiet und Eigentümerkategorie zu 56 Modellforstbetrieben zusammengefasst wurden. Jeder Eckpunkt wird als Einzelbestand aufgefasst. So wird ein repräsentatives Abbild der bayerischen Wälder und der forstlichen Eigentumsverhältnisse geschaffen. Dieser umfangreiche Datensatz auf Einzelstammebene wurde mit Hilfe des Waldwachstumssimulators WEHAM über einen Prognosezeitraum von 30 Jahren in Fünfjahresschritten fortgeschrieben, anschließend je Stamm mittels der Preisentwicklungsszenarien bewertet und zu Bestandesdaten aggregiert.

Anhand der darauf aufsetzenden Optimierung der Endnutzungszeitpunkte konnten folgende Erkenntnisse abgeleitet werden: Eine erwartete Preissteigerung führt im Mittel zu einem kleineren absoluten Holzangebot. Je größer die Preissteigerung, desto größer ist im Mittel der Anteil des Holzangebots für die thermische Verwertung (bzw. für geringe Qualitäten). Je größer die erwartete Preissteigerung, desto höher ist die Unsicherheit des tatsächlichen Eintretens dieses Preisszenarios und desto eher nimmt die angebotene Holzmenge über der Zeit wieder zu.

Die Integration von Risiken in die forstbetriebliche Planung erweitert durch die Berücksichtigung des Produktziels eines kontinuierlichen Holzangebots und der Sicherheitsziele Liquidität und Holzreserve das Oberziel der Gewinnmaximierung zu einem den forstlichen Nachhaltigkeitsbegriff umfassenden Zielsystem.

In einem weiteren Schritt wurden diese Ergebnisse durch die Aufstellung einer Kohlenstoffbilanz einer ökologischen Folgenabschätzung unterzogen. Dazu wurde ein Kohlenstoffmodell entwickelt, das die drei potentiellen Speichereffekte Waldspeicher, Produktspeicher und Substitutionseffekte berücksichtigt, dabei jedoch auf die übliche Betrachtung der drei Speicher als rechnerisch getrennte Senken und Quellen verzichtet, sondern die tatsächlichen, atmosphärenwirksamen Kohlenstoffflüsse einbezieht (Effektmodell). Das Gesamtergebnis der Kohlenstoffbilanz zeigte einen schwachen, statistisch nicht absicherbaren, jedoch einheitlichen Trend im Vergleich der Szenarien. Je höher der Preisanstieg über dem Betrachtungszeitraum ausfällt, desto geringer fällt die Senkenleistung bezüglich der Kohlenstoffspeicherung aus. Die Analyse der Einzeleffekte zeigte, dass dies hauptsächlich den Substitutionseffekten geschuldet ist. Die vorliegende Arbeit konnte zeigen, dass der Waldspeicher durch die Behandlungsszenarien kaum beeinflusst wird, da die Gesamtwuchsleistung und somit der laufende jährliche Zuwachs und nicht der aktuelle Vorrat bzw. dessen Änderung für die Effektivität des Waldes als Kohlenstoffsенke verantwortlich ist. Holznutzungen führen durch die Wuchsraumregulierung zu neuem Zuwachspotential und halten somit die Senkenwirkung im Wald aufrecht. Hohe Nutzungsmengen mit möglichst großen Anteilen an stofflich verwerteten Sortimenten führen daher zu einer hohen kohlenstoffsenkenden Wirkung des Gesamtsystems.

Somit hat sich die zentrale Hypothese bestätigt, dass Waldbesitzer auf Preisänderungen sowohl durch die Änderung des Holzvolumens als auch der Sortimentsaushaltung reagieren. Ein steigender Holzpreis führt nicht automatisch zu einem steigenden Angebot an Holz, sondern kann einen ökonomisch rationalen Anbieter in einer Situation mit steigenden Preisen dazu veranlassen, sein Holz zurückzuhalten, wenn er weiter steigende Preise erwartet. Das inverse Angebotsverhalten kann also auch als Ausfluss einer Gewinnmaximierungsstrategie erfolgen und ist nicht unmittelbar mit einer möglicherweise kostendeckenden Strategie der Forstbetriebe korreliert.

Die Untersuchung müsste um ein konsistentes Marktmodell für die Nachfrageseite ergänzt werden, um eventuelle Rückkopplungseffekte der Absatzmöglichkeiten auf den Preis integrieren zu können. Dabei stellt sich jedoch das Problem der hohen Abstraktheit der neoklassischen Preis-Mengen-Marktmodelle, die aufgrund ihrer restriktiven Prämissen nur selten reale Märkte abbilden können. Eine Lösung dieser Herausforderung von Seiten der Wirtschaftswissenschaften scheint nicht in Sicht.

ABSTRACT

The wood supply of forest enterprises on markets depends on the one hand on internal operational factors and on the other hand on market prices for timber, although it is said that reactions to the latter occur quite slowly. Operational management often reacts to price shifts by changing the short-term supply of timber: Scheduled harvests are rearranged or harvested wood is sold for other qualities. Normally, there is no feedback on the mid to long-term planning (forest management). One reason for this is that forest management is often based only on silvicultural decisions and not on economics.

On this account, the presented work tries to bridge between silvicultural forest management and economics, making the mid to long-term planning able to analyze the impacts of price developments on timber supply, and to include the results in the operational planning process. The main hypothesis is to test if forest owners react on price changes by altering the amounts of timber supplied to markets.

This thesis is divided into three main parts:

- A. The development of a decision support model to derive economic objectives (optimization model on enterprise level).
- B. The derivation of timber price scenarios, the combination of these scenarios with biophysical data from forest growth simulators, and the application within the economic model.
- C. The analysis of economic and ecological consequences of the changing timber supply and of the effects on the carbon balance of the forest-forest product system.

The following requirements were considered for the development of the optimization model YAFO: Decision rules on stand level, flexibility respective to the size of the enterprise, integration of biophysical and economic risks, import options for existing data from forest growth simulators, consideration of in-growth volumes as well as different sorting or management vari-

ants. The realization of the programming was done using the flexible development software AIMMS to create a high level of adaptability on single problems. This new planning model is the first approach able to couple biophysical and economic risks with the management decisions on stand level, using nonlinear programming techniques. The method used facilitates further components to be included in the optimization of economic objectives. This enables the planning process to be adapted in a structured and systematic way to the evermore complex demands of society on forests.

The development of a planning-support tool that depends on timber prices was followed by a second step, applying the tool on prepared data. To do so, the hypothesis that the price of energetic used timber is influenced by the oil price was used to derive price scenarios for fuelwood from literature on oil price developments for the next 30 years. Using regressions between the development of the prices of different timber grades, detailed timber price scenarios could be compiled; classified by tree species, diameter and quality.

As a data base the inventory plots of the second German federal forest inventory (Bundeswaldinventur) have been used. Hypothetical forest enterprises were constructed from these plots using each plot as a single stand. In every growth region, for each of the four types of forest owners, one model forest enterprise was established, all summing up to a total of 56 enterprises containing 7163 forest stands. This considerable data base is a representative sample of all forest and ownership types in Bavaria. The forest growth simulator WEHAM was used to predict the development of the data set over the next 30 years – on single tree level in steps of five years. Then, the biophysical data was used with the price scenarios to calculate the development of the economic value of the stands.

This economic development was then utilized by the model to optimize the point in time of the final harvests in each stand. The following results could be derived: An expected raise of the timber prices leads to a smaller amount of timber supply (on average). The more intensive the prices are raising, the higher the ratio of timber supply for thermal uses (on average). The more intensive the prices are raising, the higher the uncertainty

of this development, leading to earlier increases of the harvested timber amounts (as a development over time).

Furthermore, it was possible to show that the integration of risk aspects is able to extend beyond the main objective of maximizing the returns within a system, and thus accounts aspects such as achieving a continuous timber flow, monetary liquidity, and the maintenance of certain timber stock. Thus, this new system of objectives enfold the idea of sustainability in a better way.

The results mentioned were investigated with respect to ecological effects by calculating a carbon balance. For that reason, a carbon model was developed, that incorporates the three carbon pools: forests, forest products and substitution effects. The presented model does not consider these three pools as separate sinks and sources but focuses on the climate-relevant carbon fluxes only (effectivity model). The carbon balance in total shows a non-significant trend between the price scenarios: The more intensive the prices are raising, the smaller the sink effect of the system. An analysis of the single effects indicates that the substitution effects have a major influence on the total result. The presented study provides evidence that the forest carbon pool is not much influenced by the different management scenarios as neither the present volume nor its change, but the total production volume or the current total increment impacts the carbon sink. Because removing some trees can potentially provide remaining trees with more room to grow, timber harvests can increase the potential for higher volume increments while still maintaining the carbon sink effect of the forest. Sustainable timber harvests with high ratios of material-use log grades provide a high level of carbon sequestration over the whole system.

So, the main hypothesis was verified that forest owners react on price changes by altering both the amount of timber supply and the timber grading. It was shown that a raising timber price is not automatically followed by a raising amount of timber supplied on markets. On contrary, in such a situation a rational manager would reserve his timber for even better prices in the future, if he expects them raising further on. This is a fundamental new explanation for this reaction. That means, that this behavior is not always accompanied by a management concept of selling only as much products as needed to cover the costs. It can also be the result of a strategy of maximizing the returns.

Abstract

This research would have to be extended by a consistent market model to cover the effects of the demands on the price. But neoclassical market models are very abstract and due to their restrictive assumptions are often not suitable for covering real market situations. Perhaps economic science will accept this challenge one day.

Teil I

ÖKONOMIE UND PLANUNG UNTER
RISIKO

EINLEITUNG

Preise für Waren werden durch Angebot und Nachfrage bestimmt. Grundsätzlich können sie als Ausdruck des Tauschwertes der Waren erklärt werden. Je nach volkswirtschaftlichem Paradigma wird der Wert durch die aufgewendete Arbeit aus der Ware selbst und somit objektiv (Klassik, Marxismus, Keynesianismus) oder durch die Wertschätzungen der Marktakteure subjektiv begründet (Neoklassik). Dieser sich im Preis ausdrückende Tauschwert der Waren ist für eine auf Äquivalententausch ausgerichtete Handelslogik Voraussetzung für das Funktionieren von Gütermärkten¹: Der Vergleichsmaßstab „Wert“ macht die unterschiedlichen Waren untereinander tauschbar.

Märkte für Substitutionsgüter sind erfahrungsgemäß stark gekoppelt. Wird ein Gut z. B. aufgrund steigender Kosten teurer, verteuern sich auch die Ersatzprodukte, da zum einen die Nachfrage nach diesen Alternativen steigt und so der Marktpreis modifiziert wird, als auch zum anderen die Produzenten höhere Preise setzen können² (Richert, 2008). Letzteres ist ein Ausdruck des zeitweisen Anstiegs des durchschnittlich möglichen Profits innerhalb einer Warengruppe bzw. eines Produktionssektors.

Der Holzmarkt kann dagegen aufgrund der Vielzahl an Anbietern und Nachfragern als eine eher polypolistische Konkurrenz beschrieben werden (Bergen et al., 2002). Nimmt man die beschränkten Möglichkeiten der Produktdiversifikation hinzu, erscheint es plausibel, den Produzenten ein tendenziell mengenanpassendes Preisnehmerverhalten bei ihrer Angebotsstruktur zu

1 Neben der Äquivalenz sind auch Handlungslogiken nach den Prinzipien der Reziprozität, der Redistribution oder der Solidarität vorstellbar (vgl. Altvater, 2005).
2 Im Falle der in der Realität häufig vorkommenden monopolistischen Konkurrenz.

unterstellen. Diese Reaktionen auf sich ändernde Preise werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersucht.³

Die heutige Wirtschaftsweise lebt von der Ausbeutung fossiler Quellen. Die Nutzung energieintensiver Rohstoffquellen (Braun- und Steinkohle, Erdöl, Erdgas) hat das rasante Wachstum der Ökonomie seit dem Ende des 18. Jahrhunderts erst möglich gemacht. Besonders Öl ist das Blut, das den Kreislauf der Produktion in Schwung hält. Es ist nicht nur Ausgangsstoff für eine Vielzahl von Produkten des täglichen Lebens (Kunststoffe), sondern ist auch die wichtige Basis für die Erzeugung von Strom und Wärme. Es ist der Treibstoff schlechthin, der die Menschheit mobil macht. Daher wundert es nicht, dass die Entwicklung der Rohölmärkte fundamentale Auswirkungen auf viele, wenn nicht alle Bereiche der Ökonomie und des täglichen Lebens hat. Hohe Ölpreise in der jüngsten Vergangenheit sowie das drohende Ende der sprudelnden Quellen (Peak-Oil) haben dazu geführt, dass zum einen leider auch die letzten Quellen unter hohem Energieeinsatz und Inkaufnahme schwerwiegender Eingriffe in die Umwelt aufgeschlossen werden (z. B. Yasuní-Nationalpark in Ecuador, Ölsandabbau in Kanada, Schiefergas-Fracking in den USA und Europa, Tiefwasserbohrungen im Golf von Mexiko), dass aber auch Alternativen zum Öleinsatz vermehrt in Betracht gezogen werden. Da alle fossilen Energieträger nur begrenzt verfügbar sind, liegen die langfristigen Alternativen ausschließlich im Bereich der sogenannten erneuerbaren Energien wie Wind, Wasser, Solarenergie und Biomasse. 2008 stammten 13% des Weltprimärenergieverbrauchs aus diesen Quellen (OECD/IEA, 2010). In Deutschland lag der Anteil bei 8% (AGEB, 2013) und in Bayern bei 10% (Bayerische Staatsregierung, 2011). Zwei Drittel des bayerischen Verbrauchs kamen aus Biomasse, und 40% der Biomasse wurden über Brennholz abgedeckt (Schäfer und Ortinger, 2007). Dieser enge Zusammenhang zeigt, dass die Holzmärkte ebenfalls den Einfluss des Öls spüren. Private Hausbesitzer versuchen aufgrund der Preisentwicklung beim Heizöl genauso wie öffentliche Hand und Wirtschaft, mehr von diesen alternativen Quellen zu

³ Größere Anbieter auf dem Holzmarkt, wie z.B. staatliche Forstbetriebe und -verwaltungen, bestimmen sehr wohl in einem gewissen Rahmen den Preis mit. Es soll im Folgenden unterstellt werden, dass derartige aktiv gestaltete Preisänderungen die gleichen Auswirkungen auf das ökonomisch sinnvolle Angebot wie passiv hingenommene Preisänderungen haben.

nutzen. Auch in Bayern hat sich die Nutzung dieser Ressourcen in den letzten Jahren verstärkt. Die privaten Endverbraucher bauen sich Brennstätten für Holz in ihren Eigenheimen ein, vom Kachelofen bis zur Pelletheizung, und Großverbraucher investieren in Biomasseheizkraftwerke, die mit Pellets oder Hackschnitzeln betrieben werden. Der Brennholzverbrauch privater Haushalte in Deutschland verdoppelte sich zwischen 1994 und 2005 (Mantau und Sörgel, 2006; Zormaier und Borchert, 2007) und Waldbesitzer führen mittlerweile lange Wartelisten für das einst kaum verkaufbare Produkt Scheitholz frei Waldstraße. Nach Mantau (2012a) wurde in Deutschland 2010 erstmals mehr Holz energetisch als stofflich genutzt. Der Verbrauch von Biomasse aus Holz stieg dementsprechend von 12 Mio. m³ im Jahr 2000 auf 34 Mio. m³ im Jahr 2010.

Die Renaissance des Heizens mit Holz hat sehr schnell vor Augen geführt, dass Holz nicht in beliebig großer Menge bereitgestellt werden kann, und wie bei allen erneuerbaren Energien auch hier mannigfaltige Konkurrenzen zu berücksichtigen sind. Von der „Teller-Tank“-Diskussion über den Flächenverbrauch, die Einwirkungen auf Natur und Landschaft (von Mais-Monokulturen bis zu Stauseeprojekten), bis zur Konkurrenz zwischen stofflicher und energetischer Holznutzung haben sich Problemfelder aufgetan, die die grundsätzliche Begrenztheit aller Ressourcen deutlich macht.

Wenn die Nachfrage nach einer begrenzten Ressource steigt, können zwei Effekte auftreten: Erstens, der Preis dieses Gutes wird steigen, und zweitens, das Angebot wird infolge dessen ausgeweitet, um die erhöhten Profite abzuschöpfen, was langfristig den Preis wieder senkt. Der zweite Effekt kann jedoch bei einer limitierten Ressource nur begrenzt zum Tragen kommen. Während der Ausbau von Wind- und Solarkraft sowie der Biomassevergasung prinzipiell möglich ist, ist die Wasserkraft in Mitteleuropa bereits stark ausgereizt und die Bereitstellung von Holz aus nachhaltiger Bewirtschaftung nur in Maßen steigerbar. Zum einen ist die Produktionsfläche in der (mittel-)europäischen Kulturlandschaft kaum erweiterbar und zum anderen führen die langen Produktionszeiten dazu, dass auf Nachfrageänderungen nicht beliebig flexibel reagiert werden kann. Blennow et al. (2014) haben z. B. in ihrer Untersuchung festgestellt, dass Waldbesitzer nicht ohne weiteres bereit sind, ihre Waldbewirtschaftung

in Richtung Energieholzproduktion umzustellen, auch wenn sie selbst eine Steigerung des Brennholzpreises in der Zukunft erwarten. Die landwirtschaftliche Energieholzproduktion mit Kurzumtriebsplantagen könnte deutlich flexibler reagieren, spielt jedoch in Deutschland bisher nur eine untergeordnete Rolle (bis zu 6000 ha nach BMELV, 2012). Dennoch ist es natürlich möglich, dieses in gewissen Grenzen realisierbare Holzaufkommen unterschiedlich zu nutzen. Das heißt aber, dass z. B. ein größeres Energieholzangebot mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einer Verknappung anderer Sortimente führen wird, was in der Folge Auswirkungen auf die Preise dieser Sortimente hat.

Neben dieser Energiesubstitution gibt es darüber hinaus weitere Ansätze, ölbasierte Produkte, sprich Kunststoffe, durch Materialien aus erneuerbaren Ressourcen zu ersetzen (z. B. Arboform), was zusätzlichen Nachfragedruck auf Holz erzeugt und so als sekundärer Effekt die Preisreaktionen, die im Folgenden aufgezeigt werden, verstärkt. Förderungen durch politische Programme beeinflussen das Gefüge aus Angebot und Nachfrage sowie den Preis, sind jedoch erfahrungsgemäß vielfältigen Anpassungen und Reformen unterworfen und gehören daher prinzipiell zu den Unsicherheiten, die von einem Modell, das Zeithorizonte von Jahrzehnten abdeckt, nicht sinnvoll erfasst werden können.

Die steigende Nachfrage nach Energieholz hat einen Kampf um die Ressource ausgelöst, der sich vor allem im Bereich von Holzsortimenten geringer Güten abspielt (Hillring, 2006; Mantau und Sörgel, 2006; Raunikar et al., 2010; Buongiorno et al., 2011; Mantau, 2012a), aber auch auf die höherwertigen Sortimente ausgreift. Dieser Nutzungskonflikt im Bereich Holz wird von der Industrie bereits als bedrohlich für die Existenz angesehen. Von einzelnen Verbänden wird angesichts der steigenden Preise (Fichte +28%, Eiche +17% zwischen 2011 und 2013) sogar ein Verbot der energetischen Nutzung von Bau- und Möbelholzqualitäten gefordert (HDH, 2013). Die Preisentwicklung für Energieholz in Bayern während der letzten Jahre spiegelt – genauso wie im übrigen Deutschland und außerhalb – die steigende Nachfrage nach Biomasse wider (Albrecht et al., 2012). Der Nachfragedruck wird zusätzlich verschärft durch politische Anstrengungen, die Treibhausgasemissionen zu verringern (Röser et al., 2008). Zum Beispiel ist es das erklärte Ziel der Bayerischen Staatsregierung,

den energetischen Einsatz von Holz um 15% bis 2021 zu steigern (Bayerische Staatsregierung, 2011).

Die gerade skizzierten Konkurrenzmechanismen um die Ressource Holz bei sich ändernden Energiepreisen wurden im Rahmen dieser Arbeit untersucht. Ziel ist es, die Reaktionsmechanismen mit Hilfe eines Modells zu abstrahieren und zu analysieren. Um die Verknüpfung finanzieller Ziele mit der forstbetrieblichen Planung abzubilden, wurde das Planungssystem YAFO entwickelt. In einem weiteren Schritt wurde ein auf dem Ölpreis basierendes Holzpreismodell erstellt, das der Szenarienburgung dient. Diese Preisszenarien werden als Eingangsgröße für das forstbetriebliche Planungsmodell verwendet und ermöglichen durch den Vergleich der darauf aufbauenden, unterschiedlichen Optimallösungen eine Analyse möglicher Reaktionsmuster.

Im Rahmen des Kenntnisstandes werden Arbeitshypothesen aufgestellt und diese aus den Themenkreisen Waldbewirtschaftung, Zielfindung, Planung, Risikointegration, Märkte und Preise sowie Kohlenstoffbilanzen abgeleitet. Im sich anschließenden Material-und-Methoden-Teil werden das Modell YAFO und die Methodik zur Quantifizierung des Ölpreiseinflusses auf den Holzpreis vorgestellt. Der Ergebnisteil zeigt die Holzpreisszenarien sowie die Holzaufkommensszenarien. Im Rahmen der Diskussion werden die aufgestellten Hypothesen anhand der Ergebnisse überprüft, was mit einem Ausblick auf offene bzw. weiterführende Probleme abgerundet wird.

KENNTNISSTAND

2.1 HYPOTHESEN

Diese Arbeit widmet sich der Untersuchung folgender Hypothesen:

Hypothese 1. *Der Preis für Energieholz wird durch den Ölpreis beeinflusst. Sinnvolle Preisszenarien hängen somit vom Ölpreis ab.*

Hypothese 2. *Die Energieholzpreise beeinflussen die Preise der anderen Holzsortimente.*

Diese beiden Hypothesen werden mit einem methodologischen Ansatz untersucht. Aufbauend auf den Ergebnissen wird die Fragestellung geprüft, welche Auswirkungen mögliche Entwicklungen und Verschiebungen der Holzpreise auf das optimale, d. h. gewinnmaximierende Angebotsverhalten haben. Dies führt zu folgender Hypothese:

Hypothese 3. *Waldbesitzer reagieren auf diese Preisänderungen durch Änderung des angebotenen Holzvolumens und/oder der Sortimentsauswahl.*

Um diesen Effekt anhand realer Daten zu untersuchen wurde ein Entscheidungsunterstützungsmodell entwickelt, welches eine preisabhängige Angebotsentscheidung des Forstbetriebs auf Basis seiner Vorratsstruktur abbildet und gleichzeitig das Oberziel der Gewinnmaximierung unter Risikoaspekten berücksichtigt (vgl. Abschnitt 2.4). Die erzielten Ergebnisse dienen dazu, folgende Hypothesen (vgl. die Abschnitte 2.2.2 und 2.3) zu klären:

Hypothese 4. *Die Integration von Risiken transformiert die Verfolgung des Oberziels Gewinnmaximierung in ein zwischen Sicherheitsaspekten und Gewinnrealisation ausbalanziertes Zielsystem. Das monetäre Oberziel ermöglicht es daher, Sicherheitsziele (z. B. Liquidität und Vorratsreserve) und Produktziele (z. B. Kontinuität des Holzangebots) mit abzudecken.*

Hypothese 5. *Das inverse Angebotsverhalten von Forstbetrieben aufgrund beobachteter oder erwarteter Preistendenzen ist als eine Auswirkung des Wirtschaftszieles Gewinnmaximierung interpretierbar.*

Des Weiteren soll untersucht werden, in wieweit sich die Kohlenstoffbilanz des Waldes und der Holzprodukte durch die verschiedenen Preisszenarien ändert und welche Handlungskonsequenzen daraus ableitbar sind. Die Hypothese lautet:

Hypothese 6. *Das sich durch die Preisszenarien verändernde Nutzungsverhalten der Waldbesitzer hat unmittelbaren Einfluss auf die Senken/Quellen-Leistung der bewirtschafteten Wälder (inkl. des in den Holzprodukten gespeicherten Kohlenstoffs) bezüglich des Treibhausgas Kohlenstoffdioxid.*

Im Folgenden werden diese Hypothesen hergeleitet, indem die in diese Themenkreise hineinspielenden Forschungsfelder skizziert und Lücken innerhalb der bisherigen Forschung umrissen werden.

2.2 VOM WALD ZUM FORSTBETRIEB

2.2.1 Forstwirtschaft

Der Wald wurde schon immer vom Menschen genutzt. Erst als Lebens- und Nutzraum, dann mehr und mehr nur noch als Nutzraum, als der Mensch durch die technische Entwicklung in die Lage versetzt wurde, seinen Lebensraum unabhängig von der Natur zu formen. Die damit einhergehende Entfremdung von der Natur führte zu einem Verlust von natürlichem, d. h. dem Gespür für die Natur entspringenden Wissen um die den Menschen umgebenden Ökosysteme. Mit der Zunahme der Bevölkerung führte dies zu Nutzungsweisen der Natur, die dieser auf Dauer Schaden zufügten. Die fast gelungene Ausrottung der Eibe

auf der Jagd nach Material für den hochentwickelten englischen Bogenbau (Wilhelm und Rieger, 2013) sowie Waldweide, Streunutzung und die in Folge derer sich einstellende Verlichtung der Wälder Mitteleuropas sind Beispiele, wie das Ökosystem Wald durch menschliche Nutzung schon früh überformt wurde (Hasel und Schwartz, 2002).

Der Haupteinfluss bestand sicherlich zu allen Zeiten in der Nutzung des Holzes als Baumaterial und Energiequelle, sei es für den Küchenherd der privaten Haushalte oder die Schmelzhütten zur Erzgewinnung und zur Glasherstellung. Ersteres führte in Richtung Nieder- und Mittelwaldwirtschaft, wohingegen Letzteres regional regelrechte Entwaldungen auslöste (z. B. Oberpfalz, Lüneburger Heide), auch wenn an anderen Orten (z. B. Saline Reichenhall) schon früh die Notwendigkeit zu einer geordneten Waldbewirtschaftung erkannt wurde, um den Nachschub an dringend benötigten Rohstoffen aufrecht erhalten zu können (Burschel und Huss, 2003). Diese vorindustriellen Verwendungen erlebten in der zweiten Hälfte des 17. Jahrhunderts einen ersten Höhepunkt, so dass es schon bald zu einer Energiekrise aufgrund von Holzmangel kam. Vor dem Hintergrund dieser Eindrücke verfasste Hans Carl von Carlowitz seine berühmte Schrift *Sylvicultura oeconomica* und arbeitete darin den *nachhaltenden* Charakter anzustrebender Waldbewirtschaftung heraus (Carlowitz, 1713), aufbauend auf bereits im 16. Jahrhundert beginnenden Forstordnungen und Schriften zur geregelten Waldnutzung (z. B. Meurer, 1560, zitiert nach Burschel und Huss, 2003).

Vor dem Hintergrund der durch Übernutzung devastierten Wälder war die Erkenntnis, die dauerhafte Produktionsleistung des Waldes zu erhalten, auch die Keimzelle der wissenschaftlichen Betrachtung des Waldes. Infolge dessen kam es einsetzend im 18. Jahrhundert zu einer Entwicklung, welche die Trennung von Land- und Forstwirtschaft sowie die Erhöhung des Holzzuwachses durch die Förderung der Hochwaldwirtschaft und den Anbau von (unter den Bedingungen verlichteter Wälder) einfach zu begründenden, gleichaltrigen Reinbeständen aus Fichte und Kiefer auf weiter Fläche propagierte (bspw. Hartig, 1795). Begünstigt wurde dies durch den technischen Fortschritt und die einsetzende Industrialisierung (Röhrig et al., 2006). Die Intensivierung der Landwirtschaft sowie der zunehmende Ersatz von Brennholz durch Kohle (und später Erdöl) nahm den Nut-

zendruck vom Wald bzw. verschob die Hauptnachfrage vom Brennholz zu Holzsortimenten für eine hochwertigere, stoffliche Nutzung. Bald setzte jedoch auch eine wissenschaftliche Tradition ein, die allzu große Verallgemeinerungen vermied und die standörtlichen Verschiedenheiten sowie die Vorteile des Mischwaldes hervorhob (Cotta, 1828; Gayer, 1886, 1898; Möller, 1922).

Die Verknappung des Gutes Holz und der Versuch, die daran geknüpften Bedürfnisse optimal zu befriedigen, führte zum „Wirtschaften“, d. h. zur geregelten Nutzung (Richter, 1963). Oder anders gesagt, sobald die Nutzung des Waldes unternehmerischen Charakter bekam, indem durch eine geregelte Wiederbegegründung der Waldbestände in Produktivkapital investiert wurde, wurde aus der *Walnutzung* eine *Waldwirtschaft*. Durch die Bereitschaft, Geld in die Produktion von Holz vorzuschießen, mit der daran gebundenen Erwartung, ein Einkommen, einen Gewinn, zu erzielen, wurde aus dem Waldeigentümer ein Wirtschaftssubjekt. Er verhält sich somit wie ein typischer Unternehmer (Kreislaufformel des Kapitals, vgl. Heine und Herr, 2003).

2.2.2 *Rahmensetzung der Bewirtschaftung*

Es ist unstrittig, dass ein *Forstbetrieb* auch betriebswirtschaftlich geordnet werden muss. Im Folgenden wird dabei keine Unterscheidung zwischen *Betrieb* im Allgemeinen und einer marktwirtschaftlichen *Unternehmung* (vgl. Oesten und Roeder, 2012) vorgenommen, da die getroffene Abgrenzung fraglich erscheint. Auch öffentliche Verwaltungen und Betriebe können dem erwerbswirtschaftlichen Prinzip folgen und über den öffentlichen Wald faktisch als Quasi-Eigentum verfügen. Ein gegebenenfalls durch die Anspruchshaltung von Interessensgruppen hervorgerufener Diskurs zwischen (öffentlichem) Betrieb und „Öffentlichkeit“ über den Umgang mit dem Eigentum ist auch bei privaten Unternehmen gegeben. Mit der Ausnahme von gemeinnützigen Organisationen („Non-Profit-Organisationen“), die üblicherweise auch nicht als *Betrieb* angesprochen werden, gilt daher das Folgende allgemein (vgl. Mantel, 1968).

Das Wesen eines Betriebs besteht aus einem *Wirtschaftsziel* und einem *Plan* (Speidel, 1984). Daher muss die Forsteinrichtung als Planungsinstrument des Forstbetriebs entsprechende dafür ge-

eignete Weiser enthalten (Richter, 1980) bzw. als Planung auf dieses Wirtschaftsziel hinwirken (Wagner, 1928). Henne (1990) beschreibt die Finanzplanung sogar als krönenden Abschluss aller forstplanerischer Tätigkeit und Mantel (1940) erwähnt ein anschauliches Beispiel aus den bayerischen Forsteinrichtungsvorschriften von 1830 für eine schon früh angestrebte Integration einer finanziellen Bewertung in die Forsteinrichtungstätigkeit. Jedoch ist es bis heute nicht gelungen, dies als Regelfall zu etablieren bzw. die betriebswirtschaftliche Betrachtung zumindest als zusätzlichen Weiser für die naturale Planung einzusetzen. Dies ist umso mehr zu kritisieren, da gerade hier eine objektive und nachvollziehbare Herangehensweise möglich ist, die im Sinne eines partizipativen Entscheidungsprozesses viel zur Akzeptanz der forstlichen Planung beitragen würde.

Während im internationalen Kontext eine kontinuierliche Weiterentwicklung der Methoden durch Integration von Techniken aus der Unternehmensforschung, der Betriebswirtschaftslehre und der Volkswirtschaftslehre hervorgerufen wurde (Davis et al., 2001; Buongiorno und Gilless, 2003; Rauscher, 2005; Reynolds et al., 2008; Bettinger, 2009), begann im deutschsprachigen Raum bereits im 19. Jahrhundert ein Grabenkrieg zwischen den Verfechtern der Bodenreinertrags- und der Waldreinertragslehre (Möhring, 2001). Wo erstere den zeitlichen Aspekt und somit einen Forstbetrieb mit Mitteln der Investitionsrechnung betrachtet, geht letztere von einer faktisch vorab erfolgten kostenlosen Ausstattung mit Betriebsmitteln (den Waldbeständen) aus und sieht nur den laufenden Ertrag als entscheidende Größe, der nichts anderes als ein in finanziellen Größen ausgedrückter Holzfluss ist, den es zu maximieren gilt. Dazu kam der Streit um den „richtigen“ allgemeingültigen Zinsfuß, der aufgrund der Verschiedenheit der Wirtschaftsziele der einzelnen Forstbetriebe verständlicherweise zu keinem Ergebnis führen konnte (Kroth, 1968). Während erstere Lehre aufgrund des zeitlichen Aspekts mit Zinsen rechnet, verzichtet letztere darauf, nicht zuletzt mit dem finalen Argument, dass im Wald keine akzeptable Verzinsung zu erreichen ist (Röhrig et al., 2006). Dabei stellte schon Endres (1923) zutreffend fest, dass der „*objektive allgemeine forstliche Zinsfuß*“ (effektiver Zins, interner Zins) dem „durchschnittlichen Verzinsungsprozent“ entspricht, „welches der [...] typische Forstbetrieb abwirft“ (Endres, 1923, S. 13, eigene Hervorhebung),

und dass der *subjektive* forstliche Zinsfuß (Kalkulationszins) jener ist, „den der *Waldbesitzer* nach Maßgabe seiner persönlichen Verhältnisse und Interessen *für sich* festsetzt.“ (Endres, 1923, S. 14, eigene Hervorhebung)¹

Durch den Dauerstreit gebrandmarkt, wurde das Rechnen mit Zinsen im Forstbereich vor allem im 20. Jahrhundert zunehmend durch die Praxis in Frage gestellt und führte die Disziplin der *praktischen* Forsteinrichtung weg von der ökonomisch-betriebswirtschaftlichen Planung hin zu einem reinen Zustandserfassungs- und Prognoseinstrument für die waldbauliche Planung (so auch bei Sagl, 1995). Verstärkt wurde diese Ablehnung in Fachkreisen durch die scheinbare Überlegenheit von waldbaulich unerwünschten Nadelholzreinbeständen in den Kalkülen der Bodenreinertragstheorie, was jedoch auf das Ausblenden der ökologischen und ökonomischen Risiken zurückzuführen ist (Speidel, 1984).

Auch die nationalsozialistischen Autarkiebestrebungen sowie die Verklärung des Waldes als Sinnbild der Volksgemeinschaft (Zechner, 2006) werden dazu beigetragen haben, dem das Versorgungsprinzip beinhaltenden Reinertragsansatz Aufschwung zu verschaffen. Ausdruck hierfür ist z. B. die von Baader (1942) vertretene Fokussierung der Forsteinrichtung auf den nachhaltigen Hiebssatz unter Verzicht auf betriebswirtschaftliche Begründungen. Die von ihm vertretene strikte Trennung zwischen Produktions- und Ertragsregelung unter Verzicht auf das Begriffspaar Raum und Zeit hat dazu beigetragen, den Investitionscharakter der Waldwirtschaft zu verschleiern. Der favorisierte Nachhaltigkeitsbegriff von der Nachhaltigkeit der Holzträge führte zur Betonung eines stetigen Holzflusses als eigentliches Wirtschaftsziel. Dagegen würde die Beachtung von Rentabilitätsprinzipien im Sinne der Bodenreinertragslehre (Nachhaltigkeit der Holzherzeugung) den kontinuierlichen Holzfluss weder sicherstellen noch fördern (Baader, 1942, S.18 und auch noch Speidel, 1984, S.45). War der Hiebssatz erst einmal als Wirtschaftsziel ausgemacht, konnte auch die jüngere Definition der Forsteinrichtung als die Lehre von der Zustandserfassung, Planung und Kontrolle im Forstbetrieb gefasst werden, mit dem Hiebssatz als Dreh- und

¹ D. h. es ist durchaus legitim, für sich selbst auch mit einem Zinssatz von Null zu rechnen.

Angelpunkt aller Tätigkeit auf diesem Feld (Mantel, 1948; Richter, 1963). Die Kritik, dass diese Art der Forstplanung modernen, multikriteriellen Ansprüchen an das Ökosystem Wald nicht gerecht werden kann, weist auf Entwicklungspotenzial innerhalb dieser Fachdisziplin hin (Hanewinkel, 2001; Kant, 2003; Pretzsch, 2003).

Ähnlich ging es der Forstökonomie. Die gelehrte Bodenreinertrags-Theorie erhielt kaum einen Nachhall in der angewandten Waldreinertrags-Praxis. Erst mit den Schriften von Hans Lemmel kam es zu einem Konsens zwischen beiden Lagern, indem er herausarbeitete, dass keine der beiden Zielsetzungen einen Absolutheitsanspruch behaupten kann (Speidel, 1984) – wobei bereits Wagner (1928) feststellte, dass das Wirtschaftsziel allein durch den Waldbesitzer festgelegt wird. Die Folge war, dass die Überlegungen der „Bodenreinertragler“ des 19. Jahrhunderts im deutschsprachigen Raum zwar als wissenschaftliche Leistung und diese als eigentliche Erfinder der Investitionsrechnung geachtet werden, die Anwendung dieser Konzepte auf den Wald jedoch als „fragwürdig“ (Speidel, 1967, S.178) oder mangelbehaftet (Speidel, 1984, S.161) beurteilt bzw. nur am Rande angesprochen wird (Speidel, 1984, Kapitel zur Investitionsplanung, S.135-147).

Ein weiteres Moment in dieser Entwicklung ist sicherlich die Tatsache, dass der Ertrag und damit die Produktivität des Waldes durch die natürlichen Gegebenheiten beschränkt ist und weniger als in der Landwirtschaft durch Pflanzenzüchtung, Gentechnik und Bewirtschaftungsintensivierung (Düngung) dem Rentabilitäts- und Wachstumsstreben unterworfen werden kann. Faktisch hatte die Waldreinertragslehre und damit ein ökologisch-waldbaulich dominierter Planungsansatz im deutschsprachigen Raum den Kampf um die Vormachtstellung gewonnen (Möhring, 2001).

Erst die aufkommende EDV und die kritische Diskussion der *sustained yield maximisation* (entspricht der Nachhaltigkeit der Holzserträge) in der englischsprachigen Literatur (Kant, 2004; Mathey et al., 2009) haben das Interesse an finanziellen Planungs- und Optimierungsmethoden wieder aufleben lassen und erneut die Forstökonomie an die waldbaulich dominierte Forsteinrichtung heranrücken lassen (vgl. Sperber, 1970; Jöbstl, 1973). Dazu kam eine auch im deutschsprachigen Bereich erfolgte Befruchtung der Forsteinrichtungsmethoden durch die Übernahme von Konzepten aus der Unternehmensforschung (vgl. Kató, 1977).

2.3 ZIELFINDUNG UND PLANUNG

2.3.1 *Ziele*

Ein Forstbetrieb erbringt zahlreiche Leistungen, die im Laufe der Zeit mit unterschiedlichen Begriffen und Gliederungsversuchen umschrieben wurden. Dieterich (1953) unterscheidet vier Waldfunktionen: die Sozialfunktion, die Holzerzeugungsfunktion, die Arbeitsfunktion und die Flächenfunktion, die sich als Ökosystemleistungen auch in späteren Ansätzen wiederfinden (Oesten und Roeder, 2012). Aus diesen Leistungen können unterschiedliche Ziele abgeleitet werden. Der Betrieb kann daher verschiedene Teilziele verfolgen, die in ihrer Summe als Zielsystem auffassbar sind (Speidel, 1984). Dieses System muss hierarchisch gegliedert werden – z. B. durch die Formulierung von Oberzielen –, um bei der Bewertung der möglichen Entscheidungsalternativen in der Planung auch Entscheidungen vornehmen zu können. Oberziele können dabei wiederum (Teil-)Zielsysteme zusammenfassen.

Die Zielsysteme sind weder allgemeingültig noch für einen einzelnen Betrieb dauerhaft festgelegt. Insbesondere hängen sie – und auch die Wege zur Erreichung dieser Ziele – vom gesellschaftlichen Umfeld ab, sind also nicht wertfrei (Jäger und Springler, 2012). Daraus ergibt sich auch, dass das Suchen nach wissenschaftlicher Erkenntnis innerhalb der Ökonomie eine Suche nach Antworten auf konkrete Fragestellungen ist, da das Erkenntnisobjekt im Gegensatz zur Naturwissenschaft von der gesellschaftlich bedingten historischen Wirtschaftsordnung geprägt ist. Dies bedeutet im Umkehrschluss auch, dass die wissenschaftliche Fragestellung Ziele und Zielsysteme aufgreifen darf, die in der Realität nicht oder kaum Anwendung finden (Oesten und Roeder, 2012), um im Sinne ihrer kritischen Funktion neue Wege der Problemlösung auch außerhalb der in der Realität vorhandenen Strukturen (wie z. B. der Zielsysteme) aufzuzeigen und so den Weg zu neuen Strukturen zu ebnen.

Innerhalb einer marktwirtschaftlichen Gesellschaftsordnung ist bei erwerbswirtschaftlichen Betrieben immer auch ein Oberziel vorhanden, das sich aus den betrieblich notwendigen Handlungsmaximen Liquidität, Wirtschaftlichkeit und Produktivität (Oesten und Roeder, 2012) ableiten lässt: Das Erzielen von Überschüssen (Gewinn) zur Begleichung von Zahlungsverpflichtun-

gen unter Wahrung des ökonomischen Prinzips hinsichtlich der Produktionsfaktoren (erwerbswirtschaftliches Prinzip, Schmalen, 1999, s. a. Bergen et al., 2002). Da im Forstbetrieb die Ausstattung mit Produktionsfaktoren kurz- und mittelfristig sehr starr ist, insbesondere bei Boden und Kapital (Bestockung), ist die Formulierung des ökonomischen Prinzips als Maximumprinzip sinnvoll: Bei gegebener Faktorausstattung zu versuchen, ein möglichst hohes Ergebnis zu erzielen (Schmalen, 1999). Fasst man die einzelnen Bestände eines Betriebs, wie oben bereits dargelegt, in Analogie zu Produktionsmaschinen als Investitionen auf (Speidel und Steinlin, 1968, S.1, umschreiben dies mit dem passenden Ausdruck „produziertes Produktionsmittel“), kann dieses Ziel als Maximierung des Kapitalwerts oder der Annuität all dieser Bestände angesehen und dadurch operationalisiert werden.

Die Anwendung des Maximumprinzips auf den Gewinn wird mit dem Hinweis auf weitere Oberziele (Produktziele, Sicherheitsziele) und Interessensansprüche oft angezweifelt (Speidel, 1984; Kant, 2003). Jedoch wird bei dieser Kritik übersehen, dass es nur dann zu einer Vernachlässigung der weiteren Ziele und Systemleistungen kommt, wenn diese in der Zielformulierung nicht oder falsch, d. h. einzelfallunabhängig, eingebunden sind. Über Restriktionen oder Kostenfaktoren sind weitere Ziele und Ansprüche von Interessensgruppen abbildbar, so dass ein Grundmodell an die Wirklichkeit flexibel anpassbar ist und über diesen Weg die Verknüpfung zwischen Realität und Theorie verbessert werden kann. Die Modellbildung erfolgt also nicht mehr auf neoklassisch abstraktem Wege im Sinne des kritischen Rationalismus mit dem Ziel der Allgemeingültigkeit, sondern eingebunden in den gesellschaftlichen Diskurs, somit perspektivisch und strukturoffen (Kritischer Realismus, vgl. Bhaskar, 1975 sowie Jäger und Springler, 2012).

Neben dem gewinnmaximierenden Prinzip wäre auch die Erreichung eines festgelegten Gewinnniveaus als Ziel innerhalb der Prämisse Gewinnerzielung möglich (Kostendeckerverhalten, vgl. Bergen et al., 2002). Verschiedene Studien zum Angebotsverhalten von Forstbetrieben haben in diesem Zusammenhang ein zumindest teilweise inverses Angebotsverhalten der Betriebe abgeleitet (Michels, 1991; Michels und Steinmeyer, 1992; Steinmeyer, 2000; Moog, 1988, 1992). Invers heißt, dass das Angebot mit steigendem Preis sinkt. Dieses Verhalten wird in den zitierten Ver-

öffentlichungen als Hinweis auf ein kostendeckendes Verhalten interpretiert. In der vorliegenden Arbeit wird gezeigt, dass dies auch als Reaktion auf erwartete Preistendenzen erklärbar ist.

2.3.2 Planung

Um gleichmäßige Holzerträge zu erzielen, wurden verschiedene Planungsmethoden entwickelt. Besonders die Fachwerksmethoden nach Hartig (1795) und Cotta (1804) stellten erste auch praktisch umsetzbare Ansätze zur Lösung des Problems der *nachhaltenden* Holzproduktion dar, die dann letztendlich das Bild vom *Normalwald* hervorbrachten (Hundeshagen, 1826). Darauf aufbauend entwickelte die Disziplin der Forsteinrichtung im 19. und beginnenden 20. Jahrhundert eine Vielzahl von Hilfsmitteln für die Planung im Forstbetrieb (Judeich, 1871; Wagner, 1928; Baa-der, 1942; Richter, 1963). All diese Verfahren waren und sind stets eng mit dem forstlichen Nachhaltigkeitsbegriff verbunden, der hier in der Definition von Speidel (1984, S.43) wie folgt verstanden wird: „Die Fähigkeit des Forstbetriebes ..., dauernd und optimal Nutzungen, Infrastrukturleistungen und sonstige Güter zum Nutzen gegenwärtiger und künftiger Generationen hervorzubringen.“ Retrospektiv kann man diesen Nachhaltigkeitsbegriff, der bereits über den ursprünglichen Gedanken der nachhaltenden Holznutzung hinausgeht, als Konkretisierung des später hauptsächlich von der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (Brundtland-Kommission) geprägten allgemeinen politischen Begriffs der nachhaltigen Entwicklung für die Belange des Forstbetriebs ansehen (WCED, 1987). Neuere Definitionen, wie die bei der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa 1993 in Helsinki beschlossene, fügen dem noch das Drei-Säulen-Modell Ökologie, Ökonomie und Soziales hinzu.

Speidels Definition integriert sowohl den Aspekt der Generationengerechtigkeit als auch den der Ganzheitlichkeit. Ersterer wird explizit angesprochen, der zweite steckt in der Formulierung, dass alle Systemleistungen des Waldes in die Betrachtung einbezogen werden müssen. Der mit dem Säulen-Modell politisch formulierte Dreiklang aus Ökologie, Ökonomie und Sozialem hat sich also parallel dazu im forstlichen Nachhaltigkeitsbegriff durch Einflüsse der Waldfunktionenlehre entwickelt. Im

englischsprachigen Bereich wird dies oft mit dem Übergang vom *sustained yield* zum *sustainable forest management* ausgedrückt (vgl. Hahn und Knoke, 2010; Kant, 2003).

Aus der gewählten Definition ergibt sich die Problemstellung forstlicher Planung darin, auf *Forstbetriebsebene* eine *optimale* Lösung für die Bereitstellung von *räumlichen* Leistungen des Waldes zu *allen* Zeiten abzuleiten. Diese zwei Dimensionen nutzten bereits Judeich (1871) und Wagner (1928), um das Aufgabengebiet der Forsteinrichtung als ein Problem der räumlichen und zeitlichen Organisation im Betrieb zu umschreiben.

Gerade vor dem Hintergrund der vielfältigen Anforderungen verschiedenster Interessensgruppen an den Wald ermöglichen Entscheidungsunterstützungssysteme (DSS für „Decision support systems“) einen eleganten Weg, Ziel und Planung im Wald auf eine breitere Basis zu stellen. DSS sind nach der Definition von Holsapple (2003) Systeme, die einen Entscheidungsprozess unterstützen, indem sie eine Problemstellung verarbeiten können. Reynolds et al. (2008) unterscheiden hierbei einen quantitativ-analytischen von einem qualitativ-partizipativen Ansatz. Ähnlich geht Mendoza (2005) vor, wenn er zwischen handlungsempfehlenden, algorithmisch hochstrukturierten und beschreibenden, qualitativen DSS differenziert. Letztere werden von ihm als populärer verortet, weil sich hierin leichter partizipative Elemente integrieren ließen. Doch ist gerade auch der erste Ansatz durch seinen strukturierten, nachvollziehbaren Aufbau ebenso geeignet, einen partizipativen Entscheidungsprozess zu begleiten, da hier – sofern das System offen ist und nicht als „Black Box“ agiert – verschiedenste Ansprüche in die Zielfindung eingebracht werden können.

Eine besondere Gruppe von DSS sind Optimierungsmodelle, in denen für ein Problem nicht nur die Auswirkungen der möglichen Entscheidungen untersucht wird, sondern versucht wird, eine optimale Lösung zu finden. Hier besteht die Gefahr, dass der Anwender dem Modell selbst die Entscheidungsfindung überlässt, er es im engeren Sinne gar nicht als Entscheidungsunterstützung gebraucht. Prinzipiell ermöglichen derartige Systeme jedoch eine *zielgerichtete* Entscheidungsfindung, auch wenn Reynolds (2005) daran zweifelt, dass es sich wirklich um ein DSS handelt (Rauscher et al., 2007). Nach Menzel et al. (2012) sind derartige Optimierungsmodelle Teile von DSS oder zumindest

DSS im weiteren Sinne. Ausgehend von einem partizipativen Ansatz stellten die Autoren acht Kriterien auf, nach denen ein DSS zu prüfen ist: Das Vorhandensein eines strukturierten Entscheidungsprozesses, ausreichende Fairness im Entscheidungsprozess, die Einhaltung von Qualitätsstandards bei der Datenauswahl, die Möglichkeit, das Resultat durch Stellschrauben zu beeinflussen, eine Kosteneffektivität des Modelleinsatzes, das Hinterfragen des Status quo und die Förderung kreativer Entscheidungsfindung, Transparenz und eine Unabhängigkeit bzw. Neutralität des Prozesses.

Die räumliche und zeitliche Struktur forstplanerischer Entscheidungsmodelle legt eine Matrixstruktur des Entscheidungsproblems nahe, bei der die Matrix durch die beiden Dimensionen Raum und Zeit aufgespannt wird. Dadurch ergibt sich sehr schnell eine Analogie zu den Fachwerksmethoden, die ebenfalls Tabellen (Fache) nutzen, in denen die Bestände (der Raum) zeilenweise und die Jahre (die Zeit) spaltenweise angeordnet wurden. Dieses doppelte Zuordnungsproblem kann als eine mathematische Optimierungsfragestellung aufgefasst werden.

Optimierungsprobleme können nach der Zahl der Zielfunktionen kategorisiert werden. Bei einer Zielfunktion spricht man von *skalarer Optimierung*, die allgemein im Rahmen der Variationsrechnung oder der optimalen Steuerung behandelt wird. Je nach Formulierung des Problems ergeben sich folgende Hauptgruppen: Lineare Programmierung (LP), quadratische Programmierung, ganzzahlige Programmierung und nichtlineare Programmierung (NLP). Letztere schließt als Spezialfälle konvexe/geometrische, stochastische/robuste und dynamische Programmierung mit ein. Um derartige *Probleme* zu lösen, wurden verschiedene *Methoden* entwickelt. Diese lassen sich nach ihrem Rechengang in zwei Gruppen gliedern. Zum einen gibt es Algorithmen, d. h. Verfahren, die zu einem terminierten Ende führen (einfach oder iterativ) und zum anderen Heuristiken, die sich durch zufällige Auswahl möglicher Variablenkombinationen dem Ziel nähern, also ein willkürliches, a priori nicht determiniertes Element enthalten.

Für LP-Probleme wird der Simplex-Algorithmus und das Innere-Punkte-Verfahren angewandt. Beides sind iterative Algorithmen. Die Methoden zur Lösung von NLP-Problemen unterscheiden sich danach, ob sie eine lokale oder globale Lösung

zu finden versuchen. Für lokale Lösungen gibt es eine Vielzahl von Methoden, die unterschiedliche Anforderungen an die Eigenschaften der Zielfunktion stellen. Methoden, die keine Differenzierbarkeit voraussetzen, sind die Intervallhalbierung/Bisektion (Kielbasiński und Schwetlick, 1988), das Verfahren des goldenen Schnitts (Bronstein und Semendjajew, 2001) und der Downhill-Simplex-Algorithmus (Nelder und Mead, 1965). Die erste Ableitung benötigen das Sekantenverfahren, das (konjugierte) Gradientenverfahren und die Quasi-Newton-Verfahren, wie z. B. das Davidon-Fletcher-Powell-Verfahren (Bronstein und Semendjajew, 2001). Das Newton-Verfahren greift darüber hinaus auf die zweite Ableitung zurück (Bronstein und Semendjajew, 2001). Falls das Optimierungsproblem durch Nebenbedingungen eingeschränkt wird, sind die vorgestellten iterativen Algorithmen entweder durch Richtungssuchprogramme zu ergänzen oder durch Straf- und Barriereverfahren in Optimierungsaufgaben ohne Nebenbedingungen zu überführen (Bronstein und Semendjajew, 2001).

Das Auffinden einer globalen Lösung ist nach wie vor ein offenes Problem. Ein Lösungsansatz ist das wiederholte Ausführen einer lokalen Suche, bis kein besseres Ergebnis mehr gefunden wird. Weiterentwickelte Verfahren beruhen auf Heuristiken, wie evolutionäre Algorithmen / genetische Programmierung (Gedes et al., 2004), die naturalogenen Verfahren wie Sintflutalgorithmus (Dueck, 1993), simulierte Abkühlung (Kirkpatrick et al., 1983), Metropolis (Metropolis et al., 1953), Schwellenakzeptanz (Dueck und Scheuer, 1990) und der Ameisenalgorithmus (Dorigo und Stützle, 2004), sowie stochastisches Tunneln (Wenzel und Hamacher, 1999) und der sog. Random Sample Consensus (Fischer und Bolles, 1981). Liegen mehrere Zielfunktionen vor, spricht man von *Vektoroptimierung* (auch Pareto- oder multikriterielle Optimierung genannt).

Forstliche Planungsprobleme sowie überhaupt Probleme der Landnutzungsoptimierung werden oft mit Hilfe der linearen Optimierung gelöst (Johnson und Scheurman, 1977; Bettinger und Chung, 2004; Weintraub und Romero, 2006; Felbermeier et al., 2007). Die gegenwärtige Forschung setzt Schwerpunkte bei der Erweiterung der LP in Richtung gemischt-ganzzahliger Programmierung (Fonseca und Cerveira, 2012), bei der Zielprogrammierung/Goal programming (Pickens und Hof, 1991; Diaz-Balteiro und Romero, 2008; Rivaz und Yaghoobi, 2012), bei nichtlinearen

Ansätzen (Hof und Kent, 1990; Roise, 1990), bei heuristischen/stochastischen Ansätzen wie der simulierten Abkühlung (Georgiou und Papamichail, 2008), der Tabu-Suche und genetischen Algorithmen (Mosquera et al., 2011; Janová, 2012; Pukkala und Kellomäki, 2012), bei der dynamischen Programmierung (Benjamin et al., 2009) sowie bei der Kombination dieser Techniken mit räumlich expliziten Modellen (Seppelt und Voinov, 2002; Baskent und Keles, 2005; Gustafson et al., 2006; Mathey et al., 2008; Wei und Murray, 2012) und unter Berücksichtigung von Risikoeffekten (Martell et al., 1998; Kangas und Kangas, 2004; Knoke et al., 2005; Mathey und Nelson, 2010; Verderame et al., 2010).

2.4 UNSICHERHEIT UND RISIKO

Wirtschaften ist per se unsicher, da es immer auf die Zukunft ausgerichtet ist. Investitionen in Maschinen, der Einkauf von Rohstoffen, die Beschäftigung von Arbeitern, der Umfang der Produktion; all das ist stets mit Erwartungshaltungen an die Zukunft über die wahrscheinlichen Absatzmöglichkeiten verknüpft. Da die Welt kein determiniertes System ist, die reale Wirtschaft demnach ebenso wenig, sind diese Erwartungen subjektiv und ihre Erfüllung ist mit einer *Unsicherheit* behaftet. Unsicherheit heißt, dass das Eintreten einer erwarteten Situation in einem offenen System *grundsätzlich* nicht abschätzbar ist, da die Möglichkeiten verschiedener Entwicklungslinien nicht abzählbar, geschweige denn mit einer Eintrittswahrscheinlichkeit ausdrückbar sind (vgl. Heine und Herr, 2003). Nur das Vergangene kann theoretisch abschließend untersucht werden. Werden z. B. die Überlebenswahrscheinlichkeiten von Bäumen empirisch abgeleitet, greift man auf Daten aus der Vergangenheit zurück und kann daraus eine begründbare Wahrscheinlichkeit berechnen, mit der beispielsweise eine Fichte auf einem bestimmten Standort das Alter 100 erreicht hat. So hat man ein quantifizierbares Maß für das *Risiko* geschätzt. Schließt man daraus, wie wahrscheinlich es ist, dass eine andere Fichte dieses Alter erreichen wird, unterstellt man implizit, dass sich die Rahmenbedingungen nicht ändern. Da dies nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann, es in Zeiten des Klimawandels sogar eher unwahrscheinlich ist, deckt das Risikomaß niemals vollständig die Unsicherheit der Zukunft

ab (vgl. Knight, 1921). Es bleibt selbst unter Berücksichtigung des Risikos immer ein nicht quantifizierbares „Restrisiko“. Für die Abschätzung von wirtschaftlichen Entwicklungen in einem Instabilitäten nicht ausschließenden marktwirtschaftlichen System gilt dies ebenso (Marx, 1894; Keynes, 1936).

Zahlreiche Veröffentlichungen (z. B. Gong, 1998; Knoke et al., 2001; Kangas und Kangas, 2004; Barbour et al., 2005; Knoke und Moog, 2005; Alvarez und Koskela, 2006; Hanewinkel et al., 2008; Beinhofer, 2009; Hahn und Knoke, 2010; Hanewinkel et al., 2011; Roessiger et al., 2011) haben gezeigt, dass Planungsentscheidungen im Forstbetrieb von Unsicherheiten stark beeinflusst sind und dass dies in der Zukunft eher noch steigen wird (Bodin und Wiman, 2007; Keskitalo, 2011; Yousefpour et al., 2012; Detten und Faber, 2013; Mori et al., 2013; O’Hara und Ramage, 2013). Dies sind zum einen Holzpreisschwankungen als wichtiges *finanzielles Risiko* (Brazee und Mendelsohn, 1988; Haight, 1990) und zum anderen Kalamitäten durch biotische (Insekten, Fäulnis) und abiotische Schadereignisse (Sturm, Schnee, Feuer) als wichtiges *naturales Risiko* (Meilby et al., 2001; Kouba, 2002; Hahn und Knoke, 2010; Forsell et al., 2011; Hanewinkel et al., 2011; Griess et al., 2012). Auch wenn Waldbesitzer verschiedene Interessen haben und daher unterschiedliche Ziele verfolgen, ist die Risikovermeidung in den Zielsystemen in der Regel integriert (Speidel, 1984; Salwasser, 1990). Teile dieser Unsicherheit können durch Risikoabschätzungen aufgefangen werden, bzw. es kann versucht werden, dadurch die Auswirkungen von nicht vorhersehbaren Ereignissen innerhalb der auf die Zukunft gerichteten Planung abzumildern. Letztlich wird die Planung dadurch nicht sicherer oder „realistischer“, bekommt aber eine größere Robustheit und somit eine nachhaltigere Wirkung gegenüber Unwägbarkeiten bei der Planausführung. Dass die Art und Weise, wie zukünftige Entwicklungen eingeschätzt werden, die Planung deutlich beeinflusst, haben Sjølie et al. (2011) anhand des norwegischen Holzmarktes gezeigt.

Dennoch fehlt es an praxistauglichen Ansätzen für die Entscheidungsunterstützung in der forstbetrieblichen Planung, die Risiken integrieren, auf die engen Annahmen der linearen Programmierung verzichten und gleichzeitig einfach und schnell auf das konkrete Planungsproblem hin parametrisiert werden können (Yousefpour et al., 2012). Es gibt zwar Analyseinstrumente für einzelne Risiken wie z. B. Feuer, Insektenkalamitäten

oder Windwurf, jedoch sind diese in der Regel nicht mit Entscheidungsunterstützungskomponenten verbunden bzw. bedienen sich der Szenarioanalyse (Pasalodos-Tato et al., 2013). Dazu kommt, dass viele Forschungsprojekte im Bereich DSS auf Waldwachstumssimulatoren aufsetzen und diese um die Möglichkeiten der Optimierung natürlicher Daten auf verschiedenste Art erweitern (Bjørndal et al., 2012). Beispiele hierfür sind LMS/FVS (McCarter et al., 1998; Crookston und Dixon, 2005), SAGALP (Chen und Gadow, 2002), HEUREKA (Lämås und Eriksson, 2003), SADfLOR (Borges et al., 2003), DSD (Lexer et al., 2005), MOTTI (Salminen et al., 2005), NED-2 (Twery et al., 2005), FTM (Andersson et al., 2005), HARVEST (Gustafson und Rasmussen, 2002), 4S TOOL (Kirilenko et al., 2007), AFFOREST (Gilliams et al., 2005), EMDS (Reynolds, 2006), ESC (Pyatt et al., 2001), FSOS (Liu et al., 2000) und FORESTAR (Shao et al., 2005). Andere Lösungen wie SIMO (Rasinmäki et al., 2009) oder Woodstock (Remsoft Inc., 2012) versuchen, den Bereich der natürlichen Zielfunktionen zu verlassen, sind aber eher als Modellentwicklungsumgebungen statt als Modelle im eigentlichen Sinn anzusprechen. Risikointegrierende Modelle auf Betriebsebene, wie z. B. das FOREST-OPTIMIZER-Projekt (Stang und Knoke, 2009), die Ökonomie und Ökologie verbinden, sind selten und nutzen in der Regel lineare Ansätze (LP) zur Integration der Risikobewertung.

Seit den Anfängen der Optimierung unter Risiko (Beale, 1955; Dantzig, 1955) ist zwar eine Vielzahl von Ansätzen zur Integration von Risikogrößen im Forschungsbereich bekannt (Szenarioanalyse, stochastische Optimierung, probabilistische Programmierung, Chance-Constrained-Programmierung, Fuzzy-Programmierung, Heuristiken, Risikoeffizienz, robustes Portfolio, Informationslückentheorie, Real-Options-Analyse, dynamische Programmierung). Aufgrund ihrer Komplexität oder Zeitaufwendigkeit sind diese Methoden jedoch oft schwierig in die Praxis zu übersetzen (Pasalodos-Tato et al., 2013). Komplexe Modelle leiden oft unter Akzeptanzproblemen von Seiten der Praktiker (Kangas und Kangas, 2004), und vor allem stochastische Ansätze führen darüber hinaus zu großen Optimierungskomplexen, die technisch schlecht handhabbar sind (Sahinidis, 2004; Eriksson, 2006).

Hier zeigt sich eine deutliche Lücke in der DSS-Entwicklung: Es fehlt ein DSS zur Unterstützung der Planung auf Frostbetriebs-

ebene unter Risiko, das möglichst leicht an verschiedene Aufgabenstellungen angepasst werden kann, praxistauglich ist, mit Hilfe nichtlinearer Optimierungstechniken über naturale und finanzielle Risikoaspekte räumlich implizite Wechselwirkungen zwischen den Beständen berücksichtigt und fähig ist, ein globales Optimum zu bestimmen.

2.5 MÄRKTE UND PREISE

Eine wesentliche Unsicherheit des Wirtschaftens besteht in der Unkenntnis über die Entwicklung der Preise und der Marktstrukturen.

Auf nationaler Ebene wiesen Wittkopf (2005), Bauer et al. (2006), Schulte (2006) und Knoll und Rupp (2007) eine Korrelation zwischen den Energiepreisen und dem Preis für Energieholz nach, die über der Zeit zunimmt (v. a. Schulte, 2006; Knoll und Rupp, 2007). Wenzelides et al. (2006) untersuchten den Markt für Biomasse aus Holz und fanden steigende Preise. Isermeyer und Zimmer (2006) zeigten in ihrer Studie den Einfluss des Ölpreises auf alle landwirtschaftlichen Produkte, einschließlich des Pflanzenanbaus für die Energieerzeugung (Biokraftstoffe). In Kombination mit den anderen bereits erwähnten Studien ist es wahrscheinlich, dass auch die Preise für Energie aus Holz denselben Tendenzen folgen. Diese Entwicklung ist nicht nur für Brennholzsortimente, sondern ebenso für Hackschnitzel in Schweden, Deutschland und Österreich gezeigt worden (Olsson et al., 2011). Erdmann (2008) nutzt daher auch den Ölpreis als einen Einflussfaktor für den Energieholzpreis in einem seiner Holzverwendungsszenarien.

Im internationalen Bereich kommen verschiedene Studien zu den gleichen Schlussfolgerungen. Zwar haben ältere Veröffentlichungen selbst bei steigender Nachfrage noch stabile Energieholzpreise prognostiziert (z. B. Hillring, 1997), doch neuere Untersuchungen zeichnen ein anderes Bild. Raunika et al. (2010) und Buongiorno et al. (2011) gingen von IPCC-Szenarien zum Klimawandel aus und modellierten steigende Preise bis zum Jahr 2060, wobei der Preis für Energieholz ab 2025 den Preis für stofflich genutzte Sortimente (Industrial roundwood) erreicht. Nach ihren

Modellen steigt der Energieholzverbrauch in Europa zudem in diesem Zeitraum um 60%.

Für Norwegen zeigten Trømborg und Solberg (2010) einen Anstieg der Industrieholzpreise, der an die steigenden Energiepreise gekoppelt ist. Nach Roberts (2008) führen höhere Ölpreise zu erhöhten Mengen an energetisch genutztem Holz, so dass der Energieholzsektor allmählich den Markt für Sägeholz geringerer Qualitäten dominieren wird. Der größte Verlierer dieser Entwicklung sei daher die Papier- und Zellstoffindustrie.

Moiseyev et al. (2011) analysierten die Effekte steigender Energieholzpreise innerhalb verschiedener IPCC-Szenarien für Europa. Ihre Ergebnisse deuten auf Verschiebungen von Holzmenngen in Richtung thermischer Nutzung, weg von der Verwertungsschiene Zellstoff und Papier.

Auch die Untersuchungen des österreichischen Holzmarkts durch Schwarzbauer und Stern (2010) führten die Autoren zu der Schlussfolgerung, dass eine höhere Energieholznachfrage mit einem verschärften Wettbewerb zwischen thermischer Verwertung und der Papier- und Zellstoffindustrie einhergeht und sich vor allem in höheren Beschaffungskosten für die Letzteren niederschlagen wird. Diese Ergebnisse unterstützen mit ihren Aussagen die Prognosen von Raunikar et al. (2010) und Buonigiorno et al. (2011). Sirgmetts et al. (2012) wiesen für Estland steigende Energieholzpreise nach, die mit den Preisen für fossile Energieträger stark korreliert sind.

Schwarzbauer et al. (2009) zeigten eine eindeutige Reaktion des Holzangebots von öffentlichen als auch privaten Waldbesitzern auf Preisänderungen und folgerten daraus einen vorhandenen Einfluss des Energieholzpreises auf das Angebot von Energie- und Industrieholz. Auf der Basis von Daten aus dem bayerischen Staatswald quantifizierte Stimm (2012) diese Abhängigkeiten zwischen Ölpreis und dem Angebot von Energie- und Industrieholz.

Der Überblick zeigt, dass zum gesamten Themenkomplex eine Vielzahl von Einzelaspekten untersucht wurde, jedoch bisher kein in sich abgeschlossener Forschungsansatz zur Beziehung zwischen dem für die Ökonomie zentralen Preis der konventionellen Energieträger und dem Preisgefüge auf dem Holzmarkt versucht wurde.

2.6 KOHLENSTOFFBILANZ UND BEWIRTSCHAFTUNG

Die skizzierte und vermutete Abhängigkeit der Bestandesbehandlung und der Angebotsstrukturierung von den Holzpreisen hat unmittelbare Auswirkung auf die Kohlenstoffbilanz des Waldes. Beginnend vor allem mit der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen von 1992 ist die Problematik des Klimawandels durch die anthropogen bewirkte, zusätzliche Emission von gasförmigen Stoffen (Treibhausgasen) in die Atmosphäre ins Bewusstsein der (politischen) Öffentlichkeit getreten. Dies hat im Bereich der Wälder deren deutlichen Beitrag zum Kreislauf insbesondere des Treibhausgases Kohlenstoffdioxid (Burschel et al., 1993; Winjum et al., 1993) in den Fokus des Interesses gerückt.

Ein Wald nimmt während der Photosynthese Kohlenstoffdioxid (CO_2) aus der Atmosphäre auf, nutzt dieses für den Aufbau von Biomasse und veratmet Teile davon wieder (Respiration). Die Differenz ist die Nettoprimärproduktion. Zieht man davon die heterotrophe Respiration (Abbau toter organischer Substanz) ab, erhält man die Nettoökosystemproduktion. Durch Abzug von CO_2 -Emissionen durch „Störungen“ (worunter in der Regel nicht nur Kalamitäten, sondern auch Holznutzungen subsumiert werden) wird die Nettobiomproduktion errechnet (z. B. Penman, 2003). Diese Definition führt zu der Problematik, dass Holznutzungen als sofortige Kohlenstoffemission gewertet werden (so auch als Standardmodell vorgesehen nach Eggleston et al., 2006).

Um die Effekte der Holznutzung besser zu erfassen, wurden verschiedene weitere Ansätze entwickelt, deren drei wichtigste „Dakar approaches“ genannt werden (Brown et al., 1998). Der „Stock change approach“, der „Production approach“ und der „Atmospheric flow approach“ ergänzen den Kohlenstoffspeicher Wald um einen davon getrennten Produktspeicher und bilanzieren für beide Speicher separat die Kohlenstoffflüsse. Die Ansätze unterscheiden sich in der praktischen Anwendung im Wesentlichen nur in der Frage, wie Im- und Exporte angerechnet werden (vgl. Winjum et al., 1998), so dass die Diskussion darum v. a. von politischen Aspekten der zu treffenden Abgrenzung des „Kohlenstoffsystems Nationalstaat“ getragen wird. Innerhalb der Modelle wird die Holznutzung weiterhin als Quellenleistung des Waldes aufgefasst, der jedoch jetzt eine Senkenleistung des Produktspeichers gegenübergestellt wird. Der dritte Ansatz ändert

den Blickwinkel von den nur mittelbar für den Austausch mit der Atmosphäre verantwortlichen Speicheränderungen zu den Kohlenstoffflüssen zwischen Speicher und Atmosphäre, indem die Systemgrenze zwischen Wald und Produkt aufgehoben wird, ist aber in dieser Konsequenz nicht weitergedacht. Die Umsetzung basiert ebenso auf dem Modell der getrennten Speicher (z. B. Green et al., 2006).

Das Denken in diesem Modell der getrennten Speicher kennzeichnet daher auch eine Vielzahl aktueller Publikationen (Mase-
ra et al., 2003; Skog, 2008; Chen et al., 2010; Tsunetsugu und To-
nosaki, 2010; Donlan et al., 2012; Dymond, 2012; Lun et al., 2012;
Klein et al., 2013)² und führt zu Aussagen wie z. B. bei Lim et al.
(1999, S. 208): „Forest harvesting affects the carbon cycle because
CO₂ is released during harvesting and manufacture of wood pro-
ducts, as well as by use of wood products. For example, carbon
is released from short-lived products such as woodfuel through
combustion and from long-lived products through decay.“ Der at-
mosphärische Kohlenstoffzyklus wird jedoch im Gegensatz zur
Modellvorstellung von der Holznutzung in konträrer Richtung
beeinflusst. Die Holzernte entzieht dem natürlichen Kohlenstoff-
zyklus (kurzfristig bei energetisch genutztem Holz und langfris-
tig bei stofflich genutztem Holz) CO₂-Mengen durch die Verlän-
gerung der Bindungsdauer in der Holzstruktur. Nicht die Holz-
ernte, sondern das *Produkt* belastet die Atmosphäre schließlich
am Ende seiner Lebensdauer durch die Freisetzung des gebun-
denen Kohlenstoffs, wie die Autoren in ihrem Beispiel richtig
feststellen.³

Das heißt, der Kohlenstoff wird zunächst in dem geernteten
und für eine beliebige Nutzung vorgesehenen Holz weiter gespei-
chert (Weber, 2001). Somit stellt eine Holznutzung keine Kohlen-
stoffquelle im Sinne der United Nations Framework Convention
on Climate Change dar (UNFCCC, 1992, Artikel 1), die Quellen
und Senken als Austauschprozesse mit der *Atmosphäre* definiert.
Damit kann auch ein Holzprodukt keine Senke darstellen, da es
kein CO₂ aus der Atmosphäre absorbiert. Der Wald ist die einzi-
ge Senke und Holzprodukte sind ausschließlich Quellen.

2 Für eine Übersicht siehe Hennigar et al. (2008).

3 Dass durch die maschinelle Holzernte und Verarbeitung auch fossile Treibstoffe
verbraucht werden, ist richtig, betrifft jedoch den Kohlenstoffkreislauf des Waldes
nicht.

Denkt man sich die Kohlenstoffflüsse in Zyklen (Gower, 2003), ergibt sich das gleiche Bild: Neben dem biologischen Kohlenstoffkreislauf aus Photosynthese und Respiration gibt es einen industriellen Zyklus der Holzprodukte zwischen Herstellung, Gebrauch und Recycling. Auch hier erkennt man, dass dem biologischen Zyklus (dem Wald) durch die Holznutzung Kohlenstoff laufend entzogen wird und so das langfristige Gleichgewicht aus Photosynthese und Respiration zugunsten der Photosynthese verschoben wird. Der Wald wird zu einer dauerhaften Senke. Der industrielle Zyklus nutzt dagegen Holz aus dem Wald (aus einer bezüglich des im Holz gebundenen Kohlenstoffs klimawirksamen Holzernte) und ist durch Transport-, Produktions- und abfallproduzierende Prozesse eine dauerhafte Kohlenstoffquelle.

Von Ford-Robertson (2003) wurde die Problematik der fiktiven Quellen und Senken in den Modellen erkannt. Er schlägt vor, bei der Berechnung der unterstellten Quellenleistung des Waldes durch Holznutzungen die Lebensdauer der Produkte zu berücksichtigen, so dass sich statt einer sofortigen Emission eine Verteilung auf die Folgejahre ergibt („Simple decay model“). Dieser Ansatz ändert jedoch nicht das prinzipielle Modell der getrennten Speicher.

In dieser Arbeit wird daher ein Modellansatz präsentiert, der auf diese fiktiven Quellen- und Senkenwirkungen verzichtet, dadurch eine Lösung des Problems der Nichtbeachtung des Kohlenstoffspeichers Holzprodukte in den gegenwärtigen Modellen (Ellison et al., 2011) aufzeigt und so zu einer Vereinfachung der Bilanzierung führt.

Bisher veröffentlichte Studien haben den deutlichen Einfluss der Wälder auf den Kohlenstoffkreislauf immer wieder bestätigt (z. B. Benítez et al., 2007), doch fehlt es an Untersuchungen der Auswirkungen finanzieller Zielgrößen auf die Kohlenstoffbilanz. Arbeiten wie die von Köthke und Dieter (2010) gehen den umgekehrten Weg und zeigen den Einfluss verschiedener Ansätze zur Bewertung der Kohlenstoffbilanz auf die Bewirtschaftung. Solange jedoch das System des Emissionszertifikatehandels im Industriebereich nicht greift⁴, ist offen, ob es im Rahmen interna-

4 Es stellen sich einige Umsetzungsprobleme bei dieser Methode: Beginnend bei der grundsätzlichen Problematik der damit einhergehenden Einräumung eines Rechts auf die Verschmutzung der Atmosphäre bis zur ungeklärten Frage, ob ein

tionaler Vereinbarungen zu einer Anrechnung und somit Einbeziehung der Waldwirtschaft in dieses System kommen wird. Die heutige Situation wird dagegen eher durch den konträren Wirkmechanismus bestimmt, bei dem die Bewirtschaftung die Kohlenstoffbilanz beeinflusst.

Helin et al. (2013) haben in ihrer Veröffentlichung verschiedene Ansätze zur Kohlenstoffbewertung von Wäldern systematisch untersucht und lediglich vier Arbeiten gefunden, die sowohl ein Waldwachstumsmodell, einen dynamischen Zeitansatz, den in Holzprodukten gespeicherten Kohlenstoff als auch die Substitutionseffekte berücksichtigen, die durch die Vermeidung des Einsatzes von alternativen, auf fossilen Rohstoffen basierenden Produkten dem Holzprodukt zurechenbar sind (Perez-Garcia et al., 2005; Lippke et al., 2011; Holtmark, 2012; Pingoud et al., 2012). Keiner dieser Ansätze verknüpft die Untersuchung der Kohlenstoffströme mit möglichen Holzpreisänderungen.

Marktmechanismus automatisch den Zielen einer Emissionsreduzierung gerecht werden kann.

MATERIAL UND METHODEN

Da die Prüfung der Auswirkungen von Preisänderungen auf das Holzangebot einer von finanziellen Eingangsgrößen abhängigen Holzaufkommensprognose bedarf, wurde ein Optimierungsmodell entwickelt, das dies für einzelne Forstbetriebe bewerkstelligen kann. Da es in dieser Arbeit um die *konkrete* Anwendung eines bestimmten Zielsystems auf die Planung geht (s. Abschnitt 2.3.1), werden als Untersuchungsobjekt keine idealtypischen Modellbetriebe verwendet, sondern möglichst *reale* Verhältnisse bezüglich der Baumartenzusammensetzung und der Altersstruktur unterstellt. Als Untersuchungsgebiet wurde Bayern und als Ausgangsdatensatz die Ergebnisse der zweiten Bundeswaldinventur gewählt (s. Abschnitt 3.1.4), was eine Eingebundenheit der vorliegenden Arbeit und ihrer Schlussfolgerungen in Raum und Zeit bedingt.

3.1 ENTSCHEIDUNGSUNTERSTÜTZUNG UNTER RISIKO

Im Folgenden werden die Grundlagen des Modells YAFO erläutert. Die Beschreibung lehnt sich an Härtl et al. (2013) an.

3.1.1 Grundmodell

YAFO ist ein nichtlineares Optimierungsmodell für Forstbetriebe. Es geht von einem in Bestände aufgeteilten Waldbesitz aus. Jeder Bestand ist eine Behandlungseinheit, die über die zeitliche Entwicklung ihres diskontierten Deckungsbeitrags im Modell finanziell charakterisiert wird. Die Bestände stellen feste Behandlungseinheiten dar und können im Modell dauerhaft weder getrennt

noch zusammengefasst werden. Allerdings können Teilflächen der Bestände in unterschiedlicher Weise genutzt werden, z. B. im Rahmen einer gestaffelten Endnutzung. Im Grundmodell (Version 1.1) sind sieben Zeitperioden vorgesehen, wobei die siebte als Auffangoption dient, um die bis zum Ende des Betrachtungszeitraums verbleibenden Bestände durch eine fiktive Nutzung über ihren Barwert in die Zielfunktion einfließen zu lassen. Die verbleibenden sechs Perioden reichen bei den in forstlichen Wachstumssimulationen typischerweise verwendeten Schrittweiten von 5 oder 10 Jahren für einen Betrachtungszeitraum von 30 bis 60 Jahren. Zu jedem Zeitpunkt ist die Entscheidung zu treffen, ob der Bestand durchforstet oder endgenutzt wird. Durchforsten bedeutet, dass der Bestand erhalten bleibt und lediglich ein im Rahmen der Bestandespflege erfolgreicher Eingriff stattfindet, der Vorerlöse vor dem Erreichen der Umtriebszeit einbringt. Die Art und Weise der Durchforstungen wird durch das waldbauliche Konzept des Waldwachstumssimulators festgelegt. Endnutzen heißt, dass der aufstockende Vorrat eingeschlagen wird, weil er seine (finanzielle) Hiebsreife erreicht hat und ein neuer Folgebestand begründet wird. Sowohl für geplante als auch zwangsgenutzte Bestände (ZE) erfolgt die weitere Bestandesentwicklung anhand von in dem Modell integrierten naturalen Einwuchstabellen. Die vorhandenen Einwuchsbestände werden in der siebten Periode zusätzlich mit Hilfe einer finanziellen Einwuchstabelle bewertet und fließen auf diesem Weg in die Zielfunktion ein.

Das Modell entscheidet, nach welcher Sortiervariante der jeweilige Eingriff erfolgt. Es bietet die Freiheit, einen Bestand zwischen zwei Behandlungsmöglichkeiten in beliebiger Weise aufzuteilen. In jeder Periode muss eine bestimmte Fläche f_{its}^z jedes Bestandes zwangsweise genutzt werden (ZE-Fläche). Dadurch werden Ausfälle durch Kalamitätsereignisse wie Wind, Schnee, oder Insektenfraß simuliert. Diese Ausfallrate wird in Abhängigkeit von der führenden Baumart, den Mischungsverhältnissen und dem Bestandesalter berechnet (s. Abschnitt 3.1.3). Zu jedem Zeitpunkt t ist in jedem Bestand i die Entscheidung zu treffen, ob – zusätzlich zu den determinierten Zahlungsströmen z_{its} – die durch eine Durchforstung erzielbaren Deckungsbeiträge d_{its} , die Zahlungen aus einer Endnutzung a_{its} oder eine beliebige Kombination daraus vorzuziehen sind. Der Index s zeigt an, dass jeweils zwischen zwei Sortiervarianten mit entsprechend unterschiedli-

chen Erlösen und Kosten gewählt werden kann. Der Optimierer verwirklicht die Durchforstungsoption (mit den hinterlegten Volumina, Erlösen und Kosten), indem er die Bestandesfläche ganz oder teilweise der Variable f_{its}^d zuordnet. Die verbleibende Fläche wird dann der Variable f_{its}^a zugeschlagen, was eine Endnutzung (ganz oder auf Teilfläche) darstellt.

Die Summe der Barwerte dieser Zahlungsströme ergibt die über das Flächenfachwerk zu optimierende Zielfunktion. Die Zielfunktion hat folgende Form:

$$\max_f Z = \sum_i \sum_t \sum_s \left(d_{its} f_{its}^d + a_{its} f_{its}^a + z_{its} f_{its}^z \right) (1+r)^{-t} \quad (3.1)$$

mit den Nebenbedingungen

$$\sum_s f_{it's}^d + \sum_{t=0}^{t'} \sum_s (f_{its}^a + f_{its}^z) = f_i \quad \forall i, t' \quad (3.2a)$$

$$\sum_s f_{its}^z = f_{it}^z \quad \forall i, t \quad (3.2b)$$

$$f_{its}^{(d,a,z)} \geq 0 \quad \forall i, t, s \quad (3.2c)$$

Dabei bedeuten: r Zinssatz, t Zeit, i Bestand, s Sortiervariante, f_i Fläche des Bestands i , d_{its} Deckungsbeitrag aus Vornutzung im Bestand i zum Zeitpunkt t nach der Sortiervariante s , a_{its} Deckungsbeitrag aus Endnutzung, z_{its} Deckungsbeitrag aus ZE, f_{its}^d Durchforstungsfläche, f_{its}^a Endnutzungsfläche, f_{its}^z ZE-Fläche. Nebenbedingung 3.2a stellt sicher, dass zu jedem Zeitpunkt t' die Summe aus der bis dahin endgenutzten Fläche und der aktuellen Durchforstungsfläche gleich der Bestandesfläche ist, also dass jeder noch nicht endgenutzte Flächenanteil durchforstet wird. Durch die Nebenbedingung 3.2b wird ausgeschlossen, dass ZE-Flächen als Durchforstungs- oder Endnutzungsflächen genutzt werden. Und Nebenbedingung 3.2c verhindert Lösungen mit negativen Flächen.

Das skizzierte Optimierungsproblem selbst ist als Flächenfachwerk modelliert, in dem die Bestandesflächen in Raum und Zeit zugeordnet werden können. Umgesetzt wurde dies mit Hilfe der Modellierungssoftware AIMMS in der Version 3.12 (Paragon Decision Technology B.V., 2011). Für jede Sortiervariante existiert ein eigenes Fachwerk. Über die Nebenbedingungen 3.2a und 3.2b sind beide Fachwerke voneinander abhängig. Der gewählte Ansatz hat gegenüber einer reinen Tabellenkalkulationslösung z. B. über Excel-Add-Ins den Vorteil, dass hierdurch Modell und Daten strikt getrennt werden und auf verschiedene, leistungsfähige Optimierungsalgorithmen zurückgegriffen werden kann. Durch die Trennung von Modell und Daten können Datensätze, die nicht mit der für YAFO 1.1 bereitstehenden Excel-Auswertedatei YAFO-EX vorbereitet wurden, auf leichte Weise in das eigentliche Optimierungsmodul YAFO-A eingelesen werden.

In AIMMS wird das Modell in einer Baumstruktur erfasst, in der alle Modellkomponenten als Einzelobjekte hinterlegt sind. Die Zielfunktion sowie die dafür notwendigen Parameter, Variablen und Funktionen sind in der Sprache von AIMMS als „Variablen“ definiert. Das Optimierungsproblem selbst ist als „mathematisches Programm“ hinterlegt. Über die Objektdeklarationen sind diese einzelnen Objekte miteinander verknüpft.

Die nutzbare Fläche jedes Bestandes in jeder Periode ist über seine Anfangsfläche und über sieben Nebenbedingungen definiert. Das heißt, die Nebenbedingung 3.2a ist in rekursiver Form über die Fortschreibung einer periodenweisen Restflächenbedingung umgesetzt. Für jede Periode t gilt folgende Bedingung:

$$\sum_s (f_{its}^d + f_{its}^a) = f_{it}^R \quad \forall i, t \quad (3.3)$$

mit der rekursiv definierten Restfläche

$$f_{it_n}^R := f_{it_{n-1}}^R - \sum_s (f_{it_{n-1}s}^a + f_{its}^z) \quad (3.4)$$

Die rechte Seite von Gleichung 3.4 kann nach Entwicklung der Rekursion neu zusammengefasst werden:

$$\begin{aligned}
 f_{it_n}^R &= f_{it_0}^R - \sum_{x=0}^{n-1} \sum_s f_{it_x s}^a - \sum_{x=1}^n \sum_s f_{it_x s}^z = \\
 &= f_i - f_{it_0}^z - \sum_{x=0}^{n-1} \sum_s f_{it_x s}^a - \sum_{x=1}^n \sum_s f_{it_x s}^z = \\
 &= f_i - \sum_{x=0}^{n-1} \sum_s f_{it_x s}^a - \sum_{x=0}^n \sum_s f_{it_x s}^z \quad (3.5)
 \end{aligned}$$

Der Verzicht auf den Zählindex x für die verschiedenen Zeitpunkte t in Gleichung 3.5 führt zu der vereinfachten Schreibweise

$$f_{it'}^R = f_i - \sum_{t=0}^{t'-1} \sum_s f_{it_s}^a - \sum_{t=0}^{t'} \sum_s f_{it_s}^z \quad (3.6)$$

Durch Einsetzen von Gleichung 3.3 in Gleichung 3.6 erhält man

$$\sum_s (f_{it's}^d + f_{it's}^a) = f_i - \sum_{t=0}^{t'-1} \sum_s f_{it_s}^a - \sum_{t=0}^{t'} \sum_s f_{it_s}^z$$

und schließlich bekommt man nach Umstellen die Struktur der Gleichung 3.2a:

$$\begin{aligned}
 \sum_s f_{it's}^d &= f_i - \sum_{t=0}^{t'} \sum_s f_{it_s}^a - \sum_{t=0}^{t'} \sum_s f_{it_s}^z \\
 &= f_i - \sum_{t=0}^{t'} \sum_s (f_{it_s}^a + f_{it_s}^z) \quad (3.7)
 \end{aligned}$$

Gleichung 3.3 mit 3.4 und Gleichung 3.2a sind in ihrer Aussage also identisch.

Sechs weitere Nebenbedingungen, für die Perioden 0 bis 5 jeweils eine, repräsentieren die ZE-Nebenbedingung 3.2b. Die

Nichtnegativitäts-Nebenbedingung 3.2c ist dagegen direkt in der Variablendefinition hinterlegt.

Folgende fünf naturale Restriktionen auf Betriebsebene können zusätzlich vorgegeben werden:

- Durchschnittlicher Mindestvorrat in [fm/ha].
- Durchschnittlicher Maximalvorrat in [fm/ha].
- Maximaler Endnutzungs-Hiebssatz in [fm/(ha · Periode)].
- Maximale Einreihungsfläche in [ha/Periode].
- Maximaler Hiebssatz in [fm/(ha · Periode)].

Für jeden Parameter existieren sechs bzw. sieben Restriktionen, die die Einhaltung des durch den jeweiligen Wert definierten Rahmens in den Perioden 0 bis 5 bzw. 6 erzwingen. Die Aufangperiode 6 ist nur von den ersten beiden Restriktionen betroffen. Zu diesem Zweck werden im Modell auch die naturalen Daten gespeichert und fortgeschrieben. Der naturale Datensatz hat mit Ausnahme der Restriktionen auf Betriebsebene keine Auswirkungen auf die eigentliche Optimierung, bietet dem Anwender aber eine Möglichkeit der Überprüfung des Ergebnisses, und weitere Einflussfaktoren für die Planungsentscheidung, insbesondere die Verknüpfung zur traditionellen Hiebssatzherleitung.

Die tatsächlich anfallenden Durchforstungsmengen werden über die Multiplikation der vorgegebenen Durchforstungsmengen mit den Vornutzungsflächen hergeleitet und gespeichert. Der Vorrat des ausscheidenden Bestands wird als Produkt aus dem simulierten Vorrat und den Endnutzungsflächen berechnet. Der Vorrat des verbleibenden Bestands ergibt sich aus der Multiplikation desselben Vorrats mit der Differenz aus Bestandesfläche und bereits genutzter Fläche.

3.1.2 Datenverarbeitung

Die Tabellenkalkulation YAFO-EX bereitet die Daten des Waldwachstumssimulators WEHAM in Verbindung mit der Datenbank WEHAM-Y (vgl. Abschnitt 3.1.4) soweit auf, dass sie in das Optimierungsmodul YAFO-A eingelesen werden können (vgl. Abbildung 3.1). Als Eingangsdaten werden für ein oder

zwei Sortierszenarien jeweils ein Tabellenblatt benötigt, das für jeden Bestand des Betriebes zeilenweise folgende Datenstruktur bereitstellt:

- Bestandesnummer
- Jahr oder Periode
- Kennzeichnung für ausscheidenden (Jahr oder Periode) oder verbleibenden Bestand (Ziffer „0“)
- Erlöse und Kosten in [€/ha]
- Derbholzvolumen in [fm/ha]
- Reisholzvolumen in [fm/ha] (optional)
- Führende Baumart
- Alter in [Jahren]
- Aufteilung des Derbholzvolumens auf die verwendete Sortierung in [fm/ha]

Für jeden Bestand sind diese Angaben für jede Periode jeweils für den ausscheidenden Bestand und den verbleibenden Bestand zu hinterlegen. Bei sieben Zeitpunkten sind das 14 Datensätze pro Bestand. YAFO-EX ist auf maximal 300 Bestände ausgelegt. Die Angabe eines zusätzlichen Reisholzvolumens ermöglicht es, in der Darstellung des naturalen Ergebnisses, Potentiale für Energieholzsortimente unterhalb der Derbholzgrenze aufzuzeigen. Für die finanzielle Bewertung müssen diese Mengen bereits in die Erlöse und Kosten pro ha eingerechnet sein.

In weiteren Verarbeitungsschritten werden die Bestände den Kategorien Laub- oder Nadelholz und Rein- oder Mischbestand zugeordnet und über die hinterlegten Überlebenswahrscheinlichkeiten nach Griess et al. (2012) altersabhängige anteilige Ausfallflächen für jeden Bestand und jede Periode berechnet (s. Abschnitt 3.1.3). Die im ZE-Fall erzielbaren Erlöse sind über einen frei wählbaren Faktor modifizierbar. Das Holzvolumen wird für die spätere Auswertung nach den Hauptbaumartengruppen Fichte, Kiefer, Buche und Eiche sowie nach den Hauptsortimenten

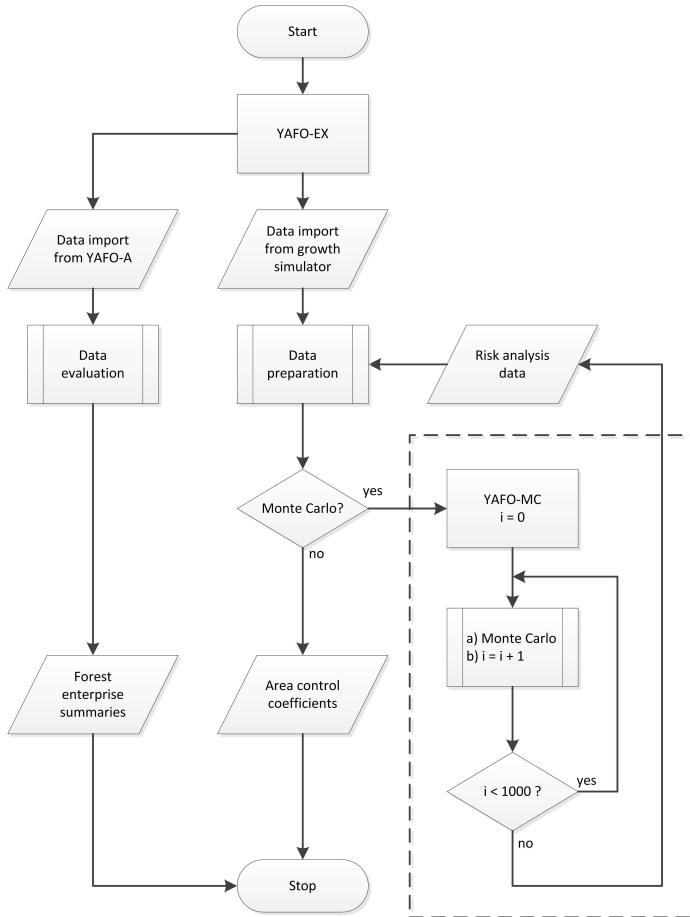


Abb. 3.1: Flussdiagramm der Modellkomponenten YAFO-EX und YAFO-MC (gestrichelt). Nach Härtl et al. (2013).

Stammholz, Industrieholz, sonstiges Derbholz (Energieholz) sowie Hackgut gegliedert. Zusätzlich werden den Beständen Kulturkosten zugeordnet, die in einem separaten Tabellenblatt hinterlegt sind. Tabelle 3.1 zeigt die voreingestellten Werte, die sich an üblichen Sätzen für den Staatswald orientieren. Die Entscheidung beruht dabei auf der führenden Baumart sowie dem Alter des Bestandes. Je älter der Bestand ist, desto geringer werden

die angesetzten Kulturkosten, um so die Nutzung von Naturverjüngungspotentialen zu berücksichtigen. Dieser Kostenabfall ist über eine Kulturkostendämpfungskurve umgesetzt, die einer Weibull-Funktion der Form $e^{-\left(\frac{t}{\alpha}\right)^\beta}$ folgt und über deren Parameter frei anpassbar ist. t ist das Alter des Bestandes in Jahren. Abbildung 3.2 zeigt den Verlauf des Reduktionsfaktors für $\alpha = 70$ und $\beta = 5$, mit dem die Kulturkosten multipliziert werden. Das Volumen der Folgebestockung geht in die Berechnung der auscheidenden und verbleibenden Holzmengen ab Periode fünf mit ein.

Für die Berechnung der Barwerte ist schließlich ein Kalkulationszinssatz vorzugeben. Für die vorliegende Arbeit wurde ein Zinssatz von 1,5% gewählt, da dies ein für mitteleuropäische Verhältnisse mit Investitionen in Wäldern erreichbarer Wert ist (Möhring und Rüping, 2008). Die Gleichsetzung des Kalkulationszinssatzes mit der internen Verzinsung unterstellt, dass der Waldbesitzer sich an sein Eigentum gebunden fühlt und seine Investitionsalternativen hauptsächlich innerhalb des Forstbereiches sieht, z. B. im Kauf zusätzlicher Waldgrundstücke. Im Sinne von Endres (1923) wäre dies ein allgemeiner forstlicher Zinsfuß ohne die Berücksichtigung der speziellen, auf der abstrakten Untersuchungsebene nicht integrierbaren Ziele des einzelnen Waldbesitzers.

Die beschriebene Weiterverarbeitung wird vom Benutzer über ein zentrales Steuerdatenblatt einfach per Knopfdruck ausgelöst, da die nötigen Befehle als VBA-Code hinterlegt sind. Der Datensatz wird nach mehreren Verarbeitungsschritten so angeordnet, dass er das vom Modell verwendete Flächenfachwerk repräsentiert, also zeilenweise die Bestände und spaltenweise die einzelnen Perioden mit ihren Flächen und Geldflüssen auffächert. Den Daten werden dabei über den Namensmanager von Excel Namen zugeordnet, welche die Eingabe-Ausgabe-(E/A)-Schnittstelle von YAFO-A nutzt, um sie den Parametern des Modells zuzuordnen. Von diesem zentralen Steuerblatt aus kann per Knopfdruck auch die Monte-Carlo-Simulation YAFO-MC angesteuert werden, die die Schwankungen der potentiellen Barwerte je Bestand und Periode mit den in Abschnitt 3.10 behandelten Variationen simuliert, daraus Standardabweichungen, Korrelations- und Kovarianzmatrizen berechnet und diese an YAFO-EX zurückgibt.

Tab. 3.1: Voreingestellte Kulturkosten.

Baumart	Pflanzzahl [Stück/ha]	Kosten Pflanze [€/Stück]	Leistung WA ^a [Stück/h]	Kosten Pflanzung [€/h]	Kulturkosten [€/ha]
Buche	8000	0,45	100	0,35	6400
ALH ^b	3300	1,00	60	0,58	5225
ALN ^c	3300	0,90	60	0,58	4895
Eiche	7500	0,75	100	0,35	8250
Fichte	2000	0,45	100	0,35	1600
Tanne	2000	1,00	100	0,35	2700
Douglasie	2500	1,00	60	0,58	3958
Kiefer	6600	0,20	100	0,35	3630
Lärche	2000	0,35	100	0,35	1400

^a Waldarbeiter. Als Personalkostensatz sind 35 €/h angenommen.

^b Anderes Laubholz mit hoher Lebensdauer.

^c Anderes Laubholz mit niedriger Lebensdauer.

Neben diesen vorbereitenden Arbeitsschritten erfüllt YAFO-EX noch den Zweck der Auswertung des optimierten Ergebnisses (s. Abbildung 3.1). YAFO-A ist in der Lage, das Ergebnis der Optimierung über die E/A-Schnittstelle in YAFO-EX zurückzuschreiben. Daraus können dann in YAFO-EX Übersichten für die Entwicklung der Vorräte, der Einschlagsmengen, der Barwerte, Abtriebswerte, Wertzuwächse und der Flächenausstattung erstellt werden.

3.1.3 Risiko

„Value at risk“ und Risikonutzen

Um die bereits diskutierten Risikoaspekte (s. Abschnitt 2.4) mit zu berücksichtigen, wird die Zielfunktion 3.1 erweitert. Dazu können zum Beispiel entweder Risikoabschläge aus Nutzenfunk-

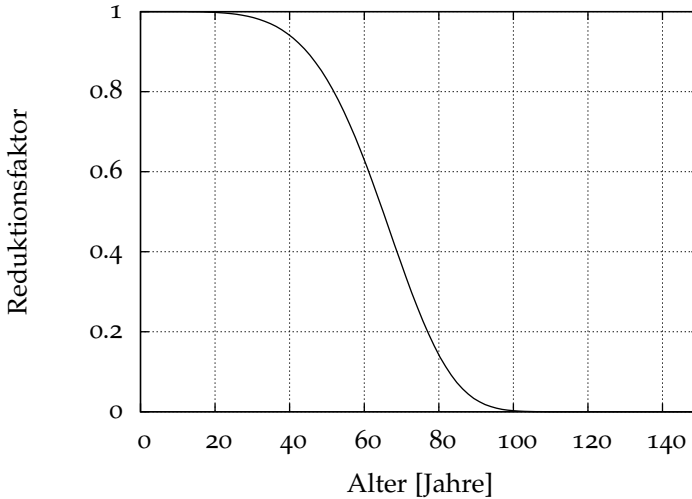


Abb. 3.2: Verlauf des Kulturkostendämpfungsfaktors im voreingestellten Standardfall.

tionen abgeleitet werden (Gerber und Pafumi, 1998; Bamberg et al., 2008) oder im Sinne einer „Maximin“-Entscheidungsregel Mindestwerte optimiert werden (Young, 1998; Hildebrandt und Knoke, 2009, 2011). Da das schlechteste Ergebnis einer gegebenen Zielfunktion oft sehr unwahrscheinlich – bei einer kontinuierlichen Verteilungsfunktion tendiert die Wahrscheinlichkeit gegen null – und für die Praxis irrelevant ist, ist es sinnvoll, einen Mindestwert zu betrachten, der mit einer vorgegebenen Wahrscheinlichkeit überschritten wird (Mowrer, 2000). Ein derartiger Mindestwert ist nichts anderes als ein bestimmtes Quantil der sich durch das Risiko ergebenden Wahrscheinlichkeitsverteilung der Zielfunktion. Im Finanzsektor ist dieses Konzept als „Value at Risk“ bekannt (VAR^1) (Stambaugh, 1996; Jorion, 1997; Knoke et al., 2012).

¹ Zuweilen wird zwischen absolutem und relativen VAR unterschieden (z. B. Mußhoff und Hirschauer, 2011). Der relative VAR ist gleich der Differenz zwischen Erwartungswert und dem Wert der Zielfunktion an der Stelle des festgelegten Risikoquantils (absoluter VAR). In dieser Arbeit ist mit VAR immer der absolute VAR gemeint.

Wenn die erzielbaren Deckungsbeiträge d , a und z aus Vor- und (zwangsbedingten) Endnutzungen risikobehaftet sind, also als Erwartungswerte mit einer Streuung zu interpretieren sind, weist auch der Erwartungswert der Zielfunktion Z eine Streuung auf. Sei F_Z die Verteilungsfunktion dieser risikobehafteten Zielfunktion Z . Die zugehörige Umkehrfunktion $F_Z^{-1}(p)$ liefert dann das p -Quantil von F_Z , also den Wert, den Z mit einer Wahrscheinlichkeit von $1 - p$ überschreitet. Die neue Zielfunktion lautet:

$$\max_f Z = F_Z^{-1}(p) \quad (3.8)$$

Es wird nicht mehr der mit Unsicherheit behaftete Erwartungswert von Z maximiert, sondern der mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit $1 - p$ zu erwartende schlechteste Wert für Z . Unter Annahme einer Normalverteilung gilt:

$$Z \sim N \left(E(Z), s_Z^2 \right) = F_Z \quad (3.9)$$

mit dem Erwartungswert $E(Z)$ und der Varianz s_Z^2 . Unter dieser Voraussetzung ist F^{-1} als Inverse der Normalverteilung berechenbar.

Ein weiterer Ansatz, Risiken zu berücksichtigen, sind Risikonutzenfunktionen, bei denen je nach Risikoaversion des Bewirtschafters die Streuung als Abschlag zum Erwartungswert hinzugezählt wird und das Sicherheitsäquivalent als neue Zielfunktion betrachtet wird:

$$\max_f Z = E(Z) - \frac{\alpha}{2} s_Z^2 \quad (3.10)$$

Der Nachteil dieses Ansatzes besteht in der Konstante α , die die unterstellte absolute Risikoaversion des Entscheidungsträgers bewertet². Diese muss vorab angegeben werden und stellt eine in

² Exakt handelt es sich hier um die Krümmung der unterstellten Risikonutzenfunktion, die näherungsweise über den investierten Geldbetrag abgeschätzt werden

der Praxis nur vage einzuschätzende Größe dar. Der Lösungsansatz wird vom Modell bereitgestellt, im Folgenden aber zu Gunsten des VAR-Ansatzes nicht weiter verfolgt.

Monte Carlo

Die für die Bestimmung der Verteilungsfunktion benötigten Parameter $E(Z)$ und s_Z^2 können z. B. aus lokalen Erfahrungswerten abgeschätzt werden. Im vorliegenden Modell wird jedoch ein anderer Weg beschritten: Die Parameter werden aus den Daten direkt durch eine vorgeschaltete Monte-Carlo-(MC)-Simulation abgeschätzt. Die MC-Simulation ist als VBA-Code in einer eigenständigen Excel-Datei YAFO-MC umgesetzt, die über Zellverknüpfungen an YAFO-EX gebunden ist. In 1.000 simulierten Durchgängen werden aus den von YAFO-EX bereitgestellten Grunddaten (s. Abbildung 3.1) mögliche Erlöse je Periode und Bestand generiert, jeweils als Barwertsumme aus potentiell möglicher Endnutzung und den bis dahin erfolgten Durchforstungen und ZE-Anfällen. Bei jedem Simulationsschritt greifen zwei Zufallsmechanismen, die im Folgenden dargestellt werden. In der Nomenklatur von Pritsker (1997) handelt es sich hierbei um eine vollständige MC-Methode („full Monte Carlo“), da auf Basis exakt abgeleiteter Preise eine Streuung simuliert wird.

Als Zufallsgröße gehen zum einen *Holzpreisschwankungen* ein. Bei jedem Simulationsschritt wird jeder Periode ein zufälliges Jahr zwischen 1975 und 2010 zugeteilt. Dieses zugewiesene Jahr entscheidet über die Zuordnung eines Faktors, mit dem der Erlös jedes Bestandes in dieser Periode multipliziert wird. Für Laub- und Nadelholz werden unterschiedliche Faktoren verwendet. Die Faktoren sind aus der Holzpreisstatistik für den bayerischen Staatswald abgeleitet und beschreiben für jedes Jahr die inflationsbereinigte Abweichung vom zwischen 1975 und 2010 erzielten mittleren Holzpreis für die Leitsortimente Fichte B L 2b und Buche B L 4 (BaySF/StaFoV, 2010). Zur Inflationsbereinigung wurden die „Langen Reihen“ für den Verbraucherpreisindex in Deutschland herangezogen (DESTATIS, 2011).

Die Verteilungen der Preisfaktoren für Fichte und Buche wurden auf Normalverteilung geprüft. Für Fichte ergab der

kann (Knoke et al., 2012). Wobei dann immer noch das Problem der Quantifizierung einer „normalen“ Risikoaversion besteht (Knoke et al., 2012, S. 292).

Kolmogorov-Smirnov-Test (mit Lilliefors-Korrektur für die Schätzung der Normalverteilungsparameter aus den empirischen Daten) mit einer Signifikanz von 0,010 eine Ablehnung der Normalverteilungshypothese. Mit dem für kleinere Stichprobenumfänge (< 50) robusteren Shapiro-Wilk-Test konnte die Hypothese mit einer Signifikanz von 0,051 knapp nicht abgelehnt werden. Für Buche ergeben beide Tests eine eindeutige Ablehnung der Normalverteilungsannahme ($p \leq 0,000$). Jedoch zeigen die Abbildungen 3.3 und 3.4, dass beide Verteilungen einer glockenförmigen Wahrscheinlichkeitsdichte ähneln, da die Dichte mit zunehmendem Abstand vom Mittelwert abnimmt und insbesondere im interessierenden „Risiko“-Bereich, d.h. im Bereich besonders ungünstiger Preisfaktoren $< 0,7$ relativ gut mit der Normalverteilung übereinstimmen. Geht man zusätzlich davon aus, dass es auf Betriebsebene zu einer Überlagerung beider Häufigkeitsverteilungen kommt (sofern der Betrieb sowohl Nadelholz- als auch Laubholzbestände hat), nähert sich die beobachtete Verteilung weiter einer Glockenkurve an (s. Abbildung 3.5).³ Daher kann die Normalverteilungsannahme für die Zielfunktion (vgl. Gleichung 3.9) aufrechterhalten werden.

Das Eintreten einer *Kalamität* wird über das Ziehen einer Zufallszahl zwischen 0 und 1 abgebildet. In jeder Periode ist ein Kalamitätseignis in jedem Bestand möglich. Pro Bestand kann es im Betrachtungszeitraum nur eine Kalamität geben. Diese Zufallszahl wird jeweils mit der für den Bestand berechneten Ausfallwahrscheinlichkeit verglichen. Ist sie kleiner, tritt ein Schadergebnis ein. Der Bestand wird als Ganzes zwangsgenutzt und ein neuer Bestand wird begründet. Die Ausfallwahrscheinlichkeit ergibt sich aus Überlebensfunktionen, die nach der Methode von Griess et al. (2012) berechnet wurden. Die Änderung der Überlebensfunktion $s(t) = e^{-\left(\frac{t}{\beta}\right)^\alpha}$ innerhalb eines Zeitabschnitts, bezogen auf das Ausgangsniveau, ergibt bei gegebener Periodenlänge h die Ausfallrate $a(t)$:

$$a(t) = \frac{s(t) - s(t - h)}{s(t - h)} \quad (3.11)$$

³ Jedoch ist die Annahme einer Normalverteilung weder durch den Kolmogorov-Smirnov-Lilliefors-Test noch durch den Shapiro-Wilk-Test absicherbar.

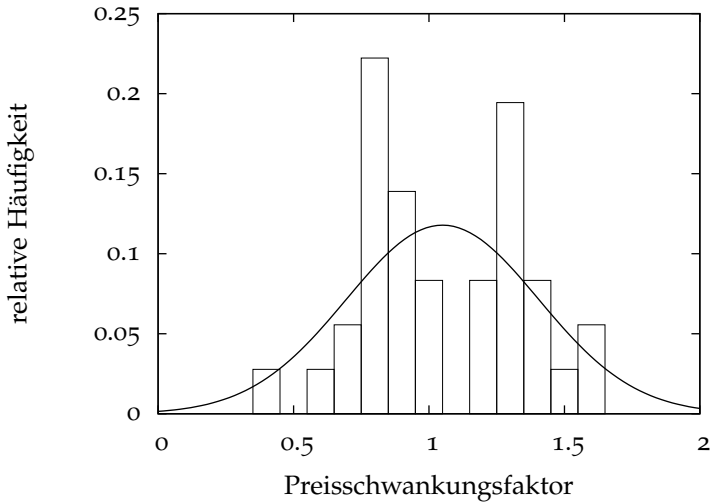


Abb. 3.3: Häufigkeitsverteilung und daran angepasste Normalverteilung des Preisfaktors (Abweichung vom Mittelwert) für Fichte, Leitsortiment B L 2b (1975-2010). Klassenbreite 0,1. Angabe der jeweiligen Obergrenze.

α und β können für die vier Bestandestypen Nadelholz-Rein- und -Mischbestand, sowie Laubholz-Rein- und -Mischbestand separat vorgegeben werden. Für die vorliegende Arbeit wurden die in Tabelle 3.2 angegebenen, empirisch abgeleiteten Werte verwendet. Der im Schadensfall erzielbare Erlös wird über einen frei wählbaren Kalamitätsfaktor reduziert und ist standardmäßig auf 0,5 voreingestellt⁴. Die ZE-Ereignisse werden in jeder Periode vorrangig vor regulären Nutzungen berücksichtigt.

Die 1.000 Simulationsläufe generieren für jeden Bestand und jede Sortiervariante je Periode 1.000 potentiell mögliche Barwerte. Diese werden nach Perioden getrennt in verschiedenen Tabel-

⁴ Dieter (2001) schreibt zwar, dass dieser Faktor auf den Nettoerlös angewendet wird, erklärt ihn selbst aber ausschließlich über die Entwicklung der Holzpreise. Staupendahl und Möhring (2011) nutzen 0,7, erhöhen aber gleichzeitig auch die Erntekosten, was im vorliegenden Fall durch den höheren Abschlag auf die Erlöse kompensiert wird.

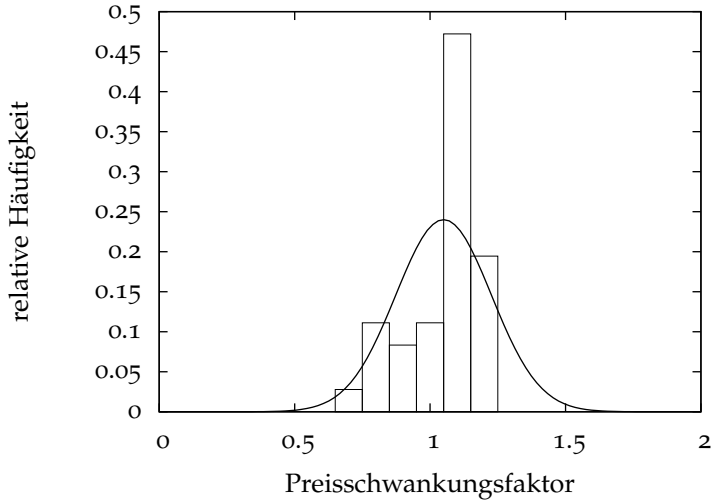


Abb. 3.4: Häufigkeitsverteilung und daran angepasste Normalverteilung des Preisfaktors (Abweichung vom Mittelwert) für Buche, Leitsortiment B L 4 (1975-2010). Klassenbreite 0,1. Angabe der jeweiligen Obergrenze.

lenblättern abgespeichert. Es ist prinzipiell möglich, daraus auf der Bestandesebene Korrelationsmatrizen und Variationskoeffizienten zu berechnen, jedoch ergeben sich hierbei sehr schnell sehr große Matrizen. Bei 300 Beständen hätte eine Korrelationsmatrix schon 90.000 Komponenten; bei sieben Perioden und zwei Sortiervarianten wären also 1.260.000 Komponenten in der Berechnung der Kovarianzen während der Optimierung zu berücksichtigen, was sich als komplex und mit Desktop-PCs als nicht lösbar erwies. Daher werden die Bestände zu Gruppen zusammengeführt und die Schwankungen der Mittelwerte dieser Gruppen betrachtet. YAFO-A benötigt zu diesem Zweck ein Gruppenmerkmal für jeden Bestand. Wird als Gruppenmerkmal die Bestandesnummer angegeben, geht das Modell davon aus, dass die Korrelationen auf Ebene der Einzelbestände berechnet wurden. Die Dimension der quadratischen Korrelationsmatrizen muss daher mit der Dimension dieses Gruppenmerkmals übereinstimmen. In YAFO-EX werden standardmäßig Mittelwerte für neun Baumartengruppen

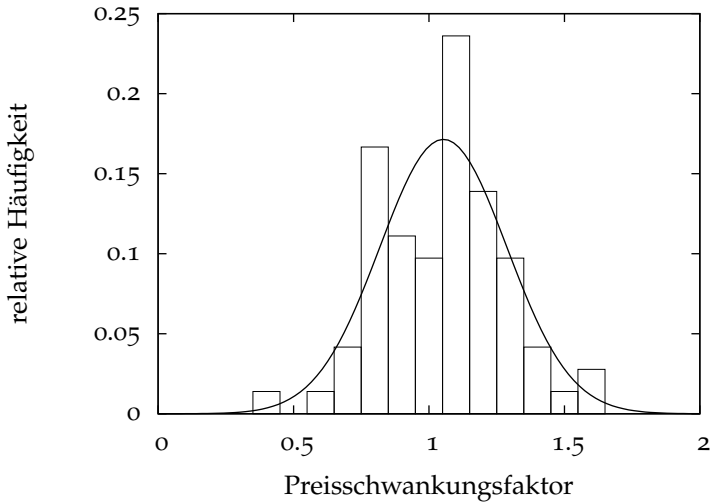


Abb. 3.5: Häufigkeitsverteilung und daran angepasste Normalverteilung des Preisfaktors (Abweichung vom Mittelwert). Überlagerung von Fichte und Buche auf Betriebsebene. Klassenbreite 0,1. Angabe der jeweiligen Obergrenze.

pen (Fichte, Kiefer, Tanne, Lärche, Douglasie, Eiche, Buche, ALH, ALN) berechnet.

Die nach Gleichung 3.9 zur Beschreibung der Verteilungsfunktion F_Z benötigte Varianz s_Z^2 lässt sich aus den von der MC-Simulation erzeugten Daten als Summe über alle (Ko)varianzen⁵ berechnen. Der Korrelationskoeffizient K_{xy} zwischen zwei Variablen x und y ist als Quotient aus der Kovarianz V_{xy} und den Standardabweichungen s_x und s_y definiert:

$$K_{xy} := \frac{V_{xy}}{s_x s_y} \quad (3.12)$$

⁵ Im Folgenden wird der Terminus „Kovarianz“ als Oberbegriff für Varianz und Kovarianz im engeren Sinne verwendet.

Tab. 3.2: Parameter der Weibull-Funktion zur Abschätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten.

Mischungstyp	α	β
Nadelholz-Rein	3,94	131,59
Laubholz-Rein	1,88	616,33
Nadelholz-Misch	3,94	198,00
Laubholz-Misch	1,88	616,33

Dies schließt auch den Fall $x = y$ ein, für den sich als Korrelationskoeffizient $K_{xx} := \frac{V_{xx}}{s_x s_x} = \frac{s_x^2}{s_x^2} = 1$ ergibt. Daraus folgt:

$$V_{xy} = K_{xy} s_x s_y \quad (3.13)$$

Mit der Definition des Variationskoeffizienten v_x als Quotient aus Standardabweichung s_x und Erwartungswert $E(x)$, also

$$v_x := \frac{s_x}{E(x)} \quad (3.14)$$

lässt sich Gleichung 3.13 schließlich in folgender Form schreiben:

$$V_{xy} = K_{xy} v_x v_y E(x) E(y) \quad (3.15)$$

Sei C_{ts} eine Diagonalmatrix der Dimension g , die die Variationskoeffizienten v_{gts} der jeweiligen Gruppenausformung (Be-

stände oder Baumartengruppen) $g = 1, 2, \dots, n$ auf ihrer Hauptdiagonalen enthält:

$$\mathbf{C}_{ts} := \begin{pmatrix} v_{1ts} & 0 & \cdots & 0 \\ 0 & v_{2ts} & \cdots & 0 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & 0 & \cdots & v_{nts} \end{pmatrix} \quad (3.16)$$

Sei \mathbf{b}_{gts} jeweils ein Vektor der Länge 1.000 mit den für die Gruppe $g = 1, 2, \dots, n$ in Periode t möglichen, d. h. durch die MC-Simulation erzeugten Realisationen des risikobehafteten Barwertes der Deckungsbeiträge für die Sortiervariante s . Für jede Matrix \mathbf{K}_{ts} gelte:

$$\begin{aligned} \mathbf{K}_{ts} &:= \begin{pmatrix} \text{corr}(\mathbf{b}_{1ts}, \mathbf{b}_{1ts}) & \cdots & \text{corr}(\mathbf{b}_{1ts}, \mathbf{b}_{nts}) \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ \text{corr}(\mathbf{b}_{nts}, \mathbf{b}_{1ts}) & \cdots & \text{corr}(\mathbf{b}_{nts}, \mathbf{b}_{nts}) \end{pmatrix} \\ &= \begin{pmatrix} K_{11ts} & \cdots & K_{1nts} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ K_{n1ts} & \cdots & K_{nnts} \end{pmatrix} \end{aligned} \quad (3.17)$$

Die Erwartungswerte der Barwerte je Periode t und Sortiervariante s können als Vektor $\mathbf{e}_{ts} = f(f_{gts}^{(d,a,z)})$ der Länge g zusammengefasst werden, der selbst eine Funktion der durch den Optimierer erfolgten Flächenzuordnung ist.

Dann gilt in Matrixschreibweise:

$$s_Z^2 = \sum_{t,s} \mathbf{e}_{ts}^T \mathbf{C}_{ts} \mathbf{K}_{ts} \mathbf{C}_{ts} \mathbf{e}_{ts} \quad (3.18)$$

Komponentenweise ausgeschrieben folgt mit $x, y \in g$ (analog zu Gleichung 3.15):

$$\begin{aligned}
 s_Z^2 = \sum_{x,y,t,s} K_{xyts} \cdot v_{xts} \cdot v_{yts} \cdot \\
 \cdot \left(f_{xts}^d d_{0xts} + f_{xts}^a a_{0xts} + f_{xts}^z z_{0xts} \right) \cdot \\
 \cdot \left(f_{yts}^d d_{0yts} + f_{yts}^a a_{0yts} + f_{yts}^z z_{0yts} \right) \quad (3.19)
 \end{aligned}$$

Die Varianz wird also für jede Periode t und Sortiervariante s durch Multiplikation des Korrelationskoeffizienten zwischen zwei Beständen oder Gruppen x und y mit den durch den Optimierer genutzten Flächen $f^{(d,a,z)}$ von x und y und den Variationskoeffizienten v der in den Beständen oder Gruppen x und y möglichen Barwertrealisierungen $d_{0t} := d_t(1+r)^{-t}$, $a_{0t} := a_t(1+r)^{-t}$ und $z_{0t} := z_t(1+r)^{-t}$ berechnet.

Mit dem durch Gleichung 3.1 definierten Erwartungswert von Z und der berechneten Varianz (Gleichung 3.18) ist nach Gleichung 3.9 die Verteilungsfunktion F_Z definiert und somit die nach Gleichung 3.8 zu maximierende Umkehrfunktion F_Z^{-1} . Im Modell wird diese Umkehrfunktion nicht direkt bestimmt, sondern stattdessen ein Abschlagsfaktor auf den Erwartungswert angewendet.

Unter der Annahme einer Normalverteilung kann die Differenz zwischen dem Erwartungswert $E(Z) = F_Z^{-1}(0,5)$ und dem VAR $F_Z^{-1}(p)$ als Vielfaches der Standardabweichung s_Z von Z ausgedrückt werden (vgl. Abbildung 3.6). Der Multiplikator q , der zu dem gewünschten VAR-Quantil p äquivalent ist, ist gleich dem auf s_Z standardisierten Wert q der Standardnormalverteilung $\Phi(q)$, so dass gilt: $\Phi(q) = 1 - p$ (s. Abbildung 3.7). Somit kann die Zielfunktion nach Gleichung 3.8 auch über folgenden Zusammenhang ausgedrückt werden:

$$F_Z^{-1}(p) = E(Z) - qs_Z \quad (3.20)$$

Drei Lösungsansätze sind somit in YAFO-A implementiert : Eine reine Barwertmaximierung (Zielfunktion Gleichung 3.1) und zwei Ansätze, die Risiken berücksichtigen (VAR nach Gleichung

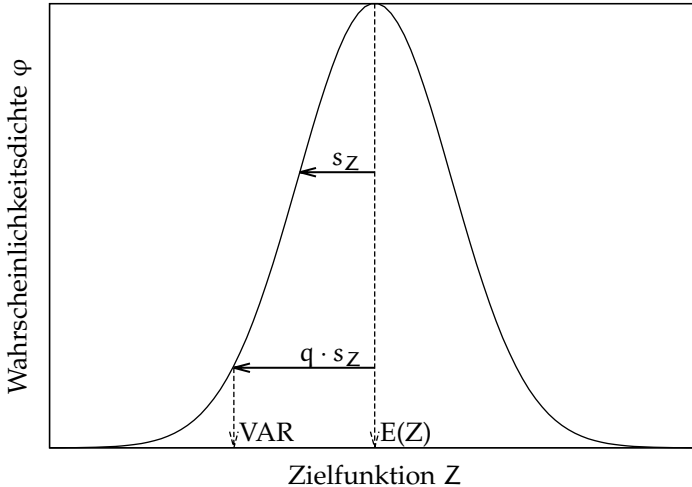


Abb. 3.6: Dichtefunktion der normalverteilten Zielfunktion Z .

3.20 und Risikonutzen nach Gleichung 3.10). Für die Problemstellungen mit Risiko wird auf CONOPT (ARKI Consulting and Development A/S, o.D.; Drud, 1994) zurückgegriffen, einem Lösungsalgorithmus für nichtlineare Systeme, der ein lokales Optimum mit Hilfe der Gradientenmethode (Generalized Reduced Gradient Method) bestimmen kann (vgl. die Methodenübersicht in Abschnitt 2.3.2). Für die Barwertmaximierung ohne Risiko wird ein (globales) Optimum mit der Simplex-Methode ermittelt. Als Lösungsalgorithmus wird IBM ILOG CPLEX verwendet (IBM Corp., 2011).

Das Modell enthält eine Reihe von Prozeduren, die der Automatisierung und der Lösung der Optimierungsprobleme dienen. Der Aufruf erfolgt über Schaltflächen der Benutzeroberfläche. Die drei Hauptprozeduren lösen die drei vorgestellten Optimierungsprobleme. Um auch für die nichtlinearen Problemstellungen ein globales Optimum mit hoher Sicherheit zu finden, wurde eine Multi-Start-Option programmiert. In diesem Subprogramm nutzt YAFO die von AIMMS bereitgestellten Multi-Start-Befehle (Rinnooy Kan und Timmer, 1987; Roelofs und Bisschop, 2011), um mehrere lokale Optima zu finden. Dabei werden 100 zufällig

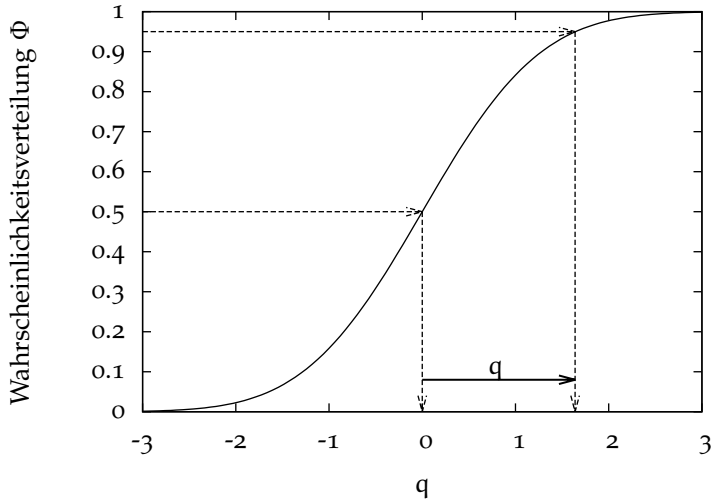


Abb. 3.7: Standardnormalverteilung. Als Beispiel ist der Zusammenhang zwischen der Wahrscheinlichkeit $\Phi(q) = 0,95$ und dem korrespondierenden Wert $1,64$ der $N(0,1)$ -verteilten Größe q gezeigt.

ausgewählte Startkombinationen für die Flächenvariablen ausgewertet und von den 20 besten Lösungen ausgehend jeweils ein lokales Optimum gesucht. Dieses Verfahren wird zehnmal wiederholt. Das dabei gefundene beste lokale Optimum wird als global gültig angesehen.

Kalibrierung des Modells

Die Varianz der letzten Simulationsperiode geht nur anteilig in die Gesamtvarianz ein, um zu berücksichtigen, dass der Algorithmus beim Versuch das Risiko zu streuen in der letzten Periode nicht in weitere zukünftige Perioden ausweichen kann und somit aufgrund des endlichen Zeithorizonts in den vorausgehenden Perioden mehr einschlagen würde. Um diesen Ausgleichsfaktor zu bestimmen, wurde das Einschlagsverhalten anhand mehrerer Beispielbetriebe in Abhängigkeit einer für die Auffangperiode eingestellten Risikoreduktion untersucht. Für die Auswahl der Bei-

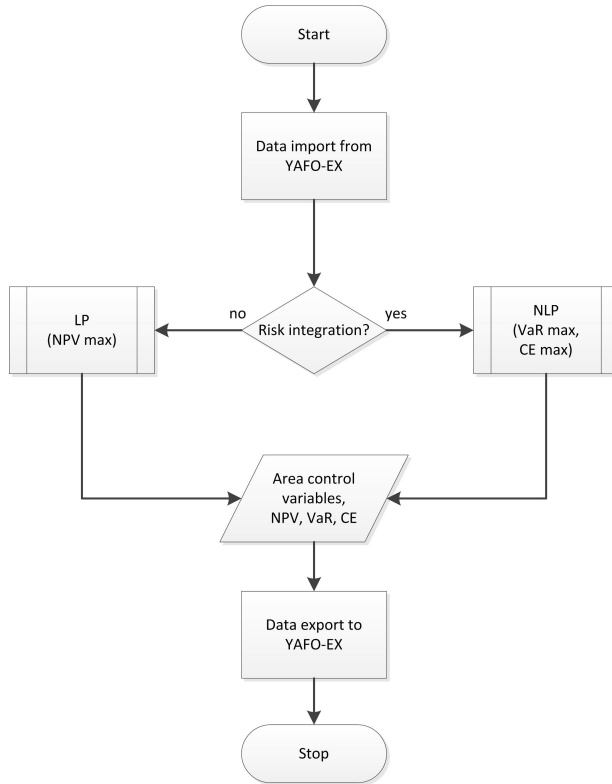


Abb. 3.8: Flussdiagramm der Modellkomponente YAFO-A. Nach Härtl et al. (2013).

spielbetriebe wurden die 56 Modellbetriebe (vgl. Abschnitt 3.1.4) bei gleichbleibenden Holzpreisen (Ao-Basisszenario) und einem Reduktionsfaktor von fünf für das Risiko in der Auffangperiode entsprechend der Zielfunktion 3.8 optimiert und anhand dieser Ergebnisse in 12 Typengruppen eingeteilt (s. Tabelle 3.3). Ein Reduktionsfaktor von fünf bedeutet, dass das Risiko durch fünf geteilt, also auf 20% des normalen Werts gesenkt wird.

Die Typisierung ergibt, dass fünf Gruppen das Einschlagsverhalten dominieren: Sinkende Nutzungen bei Vorratsabbau (17 Betriebe), irreguläre, d. h. ohne eindeutigen Trend versehene Nutzungen bei Vorratsabbau (7 Betriebe), konstante Nutzungen bei

Vorratsabbau (6 Betriebe), irreguläre Nutzungen bei konstanter Vorratshaltung (6 Betriebe) und steigende Nutzungen bei Vorratskonstanz (5 Betriebe). Aus diesen fünf Gruppen wurde jeweils ein Betrieb ausgewählt (in Tabelle 3.3 kursiv markiert), so dass alle Eigentumsarten vertreten sind und eine Verteilung über ganz Bayern gewährleistet ist: Staatswald Wuchsgebiet (WG) 12, Großprivatwald WG 5, Kommunalwald WG 6, Kleinprivatwald WG 14 und Staatswald WG 9. Jeder dieser fünf Betriebe wurde daraufhin jeweils mit einem Risikoreduktionsfaktor zwischen 1 und 15 auf zwei Arten optimiert: Einmal erfolgte die Betrachtung über den Zeitraum von sechs Perioden (plus Auffangperiode) und einmal nur über den halbierten Zeitraum von drei Perioden (plus Auffangperiode), um so den Einfluss unterschiedlicher Zeithorizonte abzubilden. Die Differenz des Volumens des verbleibenden Bestands zwischen beiden Varianten zeigt Abbildung 3.9 für die Perioden eins bis vier als Mittelwerte über alle fünf untersuchten Betriebe (P_1 bis P_4). Zusätzlich ist der Mittelwert aus allen vier Perioden (M_4) sowie dessen Standardfehler und die Standardabweichung der Werte für Periode vier angegeben.

Eine positive Differenz bedeutet, dass der verkürzte Betrachtungszeitraum über vier Perioden zu einem Absinken des verbleibenden Vorrats, also zu einem Anstieg der Nutzungen durch die fehlenden Streuungsmöglichkeiten in die Zukunft führt. Eine negative Differenz zeigt dagegen einen Nutzungsverzicht an, da der Optimierer eine höhere Vorratshaltung in der Auffangperiode erreichen will, die durch das verringerte Risiko einen „sicheren Hafen“ darstellt. Dieser Effekt ist am ausgeprägtesten in Periode vier, da diese im Falle des verkürzten Zeithorizonts selbst die Auffangperiode ist. Die Abbildung zeigt, dass der Reduktionsfaktor 5 den geringsten Einfluss aufweist, ohne innerhalb der Fehler zu einem Nutzungsverzicht zu führen.

3.1.4 Ausgangsdaten

Das Wachstumsmodell WEHAM

Zur Analyse der aufgestellten Hypothesen wird auf einen möglichst großen Datensatz zurückgegriffen. Als Testgebiet wurde Bayern ausgewählt, das vom Hochgebirge im Süden bis zu den Buntsandsteinhängen am Main und den Mittelgebirgsböden im

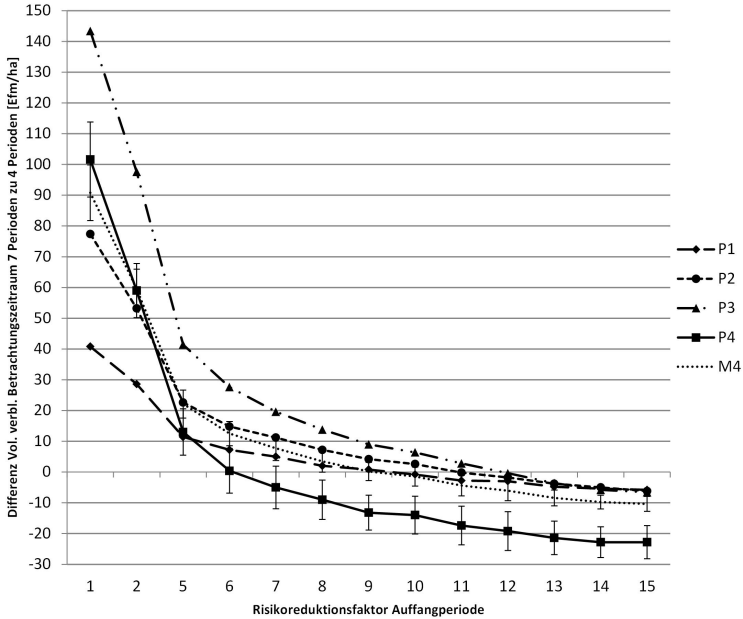


Abb. 3.9: Einfluss verschiedener Risikokorrekturfaktoren auf die Vorratsentwicklung beim Vergleich verschiedener Optimierungszeiträume (Sieben Perioden versus vier Perioden).

Osten sehr viele für Mitteleuropa typische Waldstrukturen aufzeigt. Die flächendeckend verfügbare aktuellste Aufnahme von Walddaten war zum Zeitpunkt der Kalkulation die Bundeswaldinventur BWI 2 (BMELV, 2005). Daher wurde dieser Datensatz gewählt und für die Generierung der für den Optimierer YAFO nötigen Eingangsdaten der für die BWI-Daten entwickelte Waldwachstumssimulator WEHAM eingesetzt (Bösch, 2004a,b).

WEHAM ist ein einzelbaumorientiertes, distanzunabhängiges Wachstumsmodell, das jede Traktecke der BWI als einen ein Hektar großen Bestand interpretiert. Es wurde anhand der Daten aus der BWI 1 und 2 parametrisiert und nutzt individuelle Wachstumspfade für die Höhen (Modellierung mit Peterson-Funktion) und das Dickenwachstum (Modellierung mit Sloboda-Funktion) der Bäume (Bösch, 2004b). Die Vorteile der Anwendung von WE-

HAM liegen in der Kompatibilität zu den BWI-Daten, der einfachen Konfigurierbarkeit und der Kompatibilität der Ein- und Ausgangsdaten zu den gängigen Datenbanksystemen (Access). Nachteile sind fehlende Konkurrenz- und Mortalitätseffekte. Bei der Betrachtung von forstwirtschaftlich genutzten Beständen sind diese Nachteile gegenüber den Vorteilen jedoch vernachlässigbar, da hier in der Regel keine Stammzahldichten erreicht werden, bei denen nennenswerte Ausfälle durch konkurrenzbedingte Mortalität auftreten (Pretzsch, 2000). Nach Borchert (2005) würden selbst bei unterbleibender Holznutzung lediglich 0,2% des Holzvorrats in Bayern jährlich durch Konkurrenz ausscheiden, so dass diese Effekte in bewirtschafteten Wäldern vernachlässigbar klein sind.

Da WEHAM in der Standardversion den verbleibenden Bestand nicht mittels des integrierten Moduls BDAT (Kublin und Scharnagl, 1988; Kublin, 2002) sortiert, wurde vom Entwickler Herrn Bernhard Bösch von der FVA Freiburg freundlicherweise eine Spezialversion WEHAM-M bereitgestellt. WEHAM-M beruht auf WEHAM Oberflächen-Version 1.13, Simulations-Version 1.15a und Sortierer-Version 1.17.

Folgende Änderungen wurden an WEHAM vorgenommen: Die Grenze zwischen den Eigentümerkategorien Klein- und Großprivatwald wurde von 200 ha auf 20 ha heruntersetzt. Kirchenwald, Genossenschaftswald und Gemeinschaftswald wurden nach aktueller Gesetzeslage dem Privatwald zugeordnet (Bayerischer Landtag, 2005). Der Bundeswald wurde aufgrund seiner geringen Flächenbedeutung dem Staatswald zugeordnet.

Die in WEHAM hinterlegten Einstellungen für die Wachstumsmodellierung wurden unverändert übernommen. Als Durchforstungsmodell wurde die Option „Auslesedurchforstung“ gewählt. Diese ist so parametrisiert, dass eine Z-Baum-Durchforstung mit Eingriffen im mittleren Stärkebereich simuliert wird, indem die stärksten 20% der Bäume nicht entnommen werden (Bösch, 2004b). Endnutzungen wurden ausgeschaltet, um die „Entscheidung“ darüber dem Optimierungsmodell zu überlassen. Der Beginn der Auslesedurchforstung wurde gemäß Tabelle 3.4 festgelegt. Unterhalb dieses Alters greift in WEHAM die Option „Jungbestandspflege“. Das Eingriffsintervall wurde auf fünf Jahre gesetzt.

Für die Fragestellung über die Verschiebungseffekte zwischen der stofflichen und energetischen Verwertungsschiene wurden zwei Sortiervarianten erstellt, auf deren Basis die Naturaldaten mit Preisen bewertbar und so in den Optimierer als Entscheidungsmöglichkeiten einspielbar sind. Um allgemeingültige Annahmen zu treffen, wurde versucht, die Voreinstellungen möglichst einfach und nachvollziehbar zu halten. Über die Wahl höherer Zöpfe wurde das Fehlen einer Absortierung aufgrund der Güte ausgeglichen. Stammholz der Dimension L 0 wurde im Nachgang dem Energieholz, bei Nadelholz L 1a und bei Laubholz bis einschließlich L 2a dem Industrieholz zugeschlagen. Die Einstellungen der Sortiervariante „Stofflich“ für Nadelholz sind (Aufarbeitungsgrenze mit Rinde, Zopf ohne Rinde):

- Aufarbeitungsgrenze bei 16 cm, kein X-Holz, Längenzugabe: 10 cm bzw. 1%.
- Ab einem Mindest-Brusthöhendurchmesser (BHD) von 0 cm: 40% Fixlängen 4,5 m, Zopf 20 cm (SL BC); 40% Fixlängen 4 m, Zopf 20 cm (SL BC); 20% Langholz, Zopf 20 cm.
- Ab einem Mindest-BHD von 42 cm: 25% Fixlängen 4,5 m, Zopf 20 cm (SL BC); 25% Fixlängen 4 m, Zopf 20 cm (SL BC); 50% Langholz, Zopf 22 cm; Langholz inkl. 10% Erdstämme 4,5 m, Zopf 39 cm.
- Zwischen Mindestzopf und Aufarbeitungsgrenze: Industrieholz.
- Rest: Energieholz (Scheitholz).

Für Laubholz sind folgende Vorgaben eingestellt:

- Aufarbeitungsgrenze bei 16 cm, kein X-Holz, Längenzugabe: 10 cm bzw. 1%.
- Ab BHD 0: 100% Langholz, Zopf 23 cm (L C, Palette) .
- Ab BHD 30: 100% Langholz, Zopf 28 cm (L BC).
- Zwischen Mindestzopf und Aufarbeitungsgrenze: Industrieholz.

- Rest: Energieholz (Scheitholz).

Die Einstellungen der Variante „Energetisch“ lauten für Nadelholz:

- Aufarbeitungsgrenze 28 cm, kein X-Holz, Längenzugabe 10 cm bzw. 1%.
- 50% Fixlängen 4,5 m, Zopf 36 cm (SL BC); 50% Fixlängen 4 m, Zopf 36 cm (SL BC).
- Zwischen Mindestzopf und Aufarbeitungsgrenze: Energieholz (Scheitholz)
- Rest: Energieholz (Hackschnitzel).

und für Laubholz:

- Aufarbeitungsgrenze 28 cm, kein X-Holz, Längenzugabe 10 cm bzw. 1%.
- 100% Langholz, Zopf 36 cm (L C, Palette).
- Zwischen Mindestzopf und Aufarbeitungsgrenze: Energieholz (Scheitholz)
- Rest: Energieholz (Hackschnitzel).

Im Nachgang an die durch BDAT erfolgte Sortierung wurde bei den Kleinprivatwaldbetrieben alles Stammholz bis einschließlich Stärkeklasse 2a sowie 75% des Industrieholzes dem Energieholz zugeschlagen. Für diese Besitzergruppe wurde diese abweichende Sortierung angewendet, da hier die Brennholzbereitstellung – zum Großteil für den Eigenbedarf – eine deutlich gewichtigere Position einnimmt. Nach Hastreiter (2012) belaufen sich die Energieholzanteile am Einschlag bei den Privatwaldbesitzern unter 20 ha auf bis zu 89% (im Schnitt 54%), während in den anderen Eigentümerkategorien lediglich 6-27% energetisch ausgehalten werden.

WEHAM-Y

Um das von WEHAM erzeugte einzelbaumbasierte Ergebnis für YAFO zu verwenden, wurde eine Access-Datenbankabfrage entwickelt (WEHAM-Y), die drei Dinge leistet: Neben der *Bereitstellung* aller benötigten Daten in einer einzigen Tabelle wird eine *Bewertung* der Holzmenngen anhand eingespielter Holzpreise und Erntekosten vorgenommen. Zur Abschätzung von Energieholzpotentialen werden *Reisholzmenngen* ermittelt.

Aus den von WEHAM generierten Tabellen wird per Abfrage ein Satz an Beständen zur Generierung eines Modellbetriebs erzeugt. Um ganz Bayern systematisch abzudecken, wird bei der Erzeugung der Bestandessätze nach Eigentümerkategorie (Staatswald StW, Kommunalwald KW, Kleinprivatwald KPW, Großprivatwald GPW) und Wuchsgebiet unterschieden. Das Wuchsgebiet 1 „Untermainebene“ wurde aufgrund seiner geringen Größe und der damit verbundenen geringen Stichprobenzahl dem Wuchsgebiet 2 „Spessart-Odenwald“ zugeschlagen, so dass sich insgesamt 56 Modellbetriebe (4 Eigentümerkategorien multipliziert mit 14 Wuchsgebieten) ergeben. Die Verteilung der Traktecken auf die vier Eigentümerkategorien zeigt Tabelle 3.5.

Mehr oder weniger zwei Drittel des Privatwaldes in Bayern sind in Forstbetriebsgemeinschaften oder Waldbesitzervereinigungen organisiert (Schreiber und Hastreiter, 2009). Daher haben diese Zusammenschlüsse einen deutlichen Einfluss auf die Holzvermarktung im privaten Sektor. Dies wurde durch Ziehen einer Stichprobe von 20% der Aufnahmepunkte im KPW umgesetzt, und so ein derartiger Zusammenschluss simuliert. In jedem Wuchsgebiet gibt es ca. 10 forstbetriebliche Zusammenschlüsse. Da ein Zehntel insbesondere in den flächenmäßig kleineren Wuchsgebieten keine ausreichend hohe Stichprobenzahl ergeben würde, wurde der Stichprobenumfang verdoppelt.

Aufgrund des organisationsbedingt meist eingeschränkten Zugriffs der Geschäftsführung auf die Holzentnahmen in den Wäldern der Mitglieder eines solchen Zusammenschlusses wurde unterstellt, dass nur 80% der prognostizierten Entnahmemengen tatsächlich realisiert werden. Um die Schwierigkeiten in der Holzernte im Hochgebirge sowie die vom Wuchsmodell nicht berücksichtigten reduzierten Zuwächse zu berücksichtigen, wur-

den die Entnahmemengen im Wuchsgebiet 15 grundsätzlich halbiert (Borchert, 2005).

Jeder Modellforstbetrieb besteht zunächst aus jeweils einen Hektar großen Beständen. Zusammen ergeben diese Bestände gemäß ihrer führenden Baumart eine vorläufige Baumartenverteilung für den betreffenden Betrieb. In einem nachfolgenden Schritt wurden die Flächen der Bestände so modifiziert, dass die resultierende Baumartenverteilung der von der BWI 2 für die Eigentümerkategorie des jeweiligen Wuchsgebiets berichteten Verteilung entspricht.

Preise und Kosten werden über eine externe Excel-Tabelle vorgegeben. Dort sind für jedes Jahr die Preise für sonstiges Derbholz, Industrieholz, Stammholz der einzelnen Stärkeklassen und Hackschnitzel eingetragen. Beim Stammholz ist je Stärkeklasse ein Preis für B-, C- und D-Güte sowie deren Anteile in Prozent vorgegeben. Die Aufteilung der Güteklassen ergibt sich aus der zwischen 2006 und 2010 im Mittel erfolgten Güteaushaltung im bayerischen Staatswald (BaySF/StaFoV, 2010).

Um Reisholz mengen zu ermitteln wurden die Volumenexpansionsfunktionen nach Zell (2008) herangezogen, da diese auf den Derbholzvolumina aufsetzen, für alle vier Hauptbaumarten vorliegen und (indirekt) auf eine große Datenbasis zurückgreifen (Massentafeln von Grundner und Schwappach, 1952). Andere Funktionen können nicht mit dem Derbholzvolumen als Eingangsgröße angewendet werden, sind nicht für Mitteleuropa parametrisiert oder liegen nur für einzelne Baumarten vor (Kramer und Krüger, 1981; Burschel et al., 1993; Fang und Wang, 2001; Penman, 2003; Somogyi et al., 2007; Kändler und Bösch, 2009).

3.2 DER EINFLUSS DES ÖLPREISES AUF DEN HOLZPREIS

Der folgende Abschnitt erläutert die Entwicklung der Holzpreisszenarien, mit deren Hilfe die Preiseffekte mittels des Modells YAFO untersucht werden. Die Darstellung ist eine Kurzfassung der in Härtl und Knoke (2014b) beschriebenen Ableitung.

3.2.1 Ölpreisszenarien

Um Szenarien für zukünftige, mögliche Entwicklungen des Erdölpreises abzuleiten wurden vier größere internationale Studien ausgewertet, die insgesamt 18 verschiedene Szenarien umfassen (Kesicki et al., 2009; OECD/IEA, 2010; EIA, 2011; IMF, 2011). Als maximal möglicher Vergleichszeitraum, der von allen Studien abgedeckt wird, wurde 2015-2035 gewählt. Die 18 Szenarien wurden gemäß des von ihnen für das Jahr 2035 prognostizierten Ölpreises sortiert. Zwei Extremszenarien am jeweiligen Ende der Reihung wurden als unwahrscheinlich ausgeschlossen. Aus den Quartilen dieser sich ergebenden Verteilung des Ölpreises wurden drei Gruppen gebildet: Erstes Quartil, zweites und drittes Quartil sowie viertes Quartil. Innerhalb dieser Gruppen wurde ein Mittelwert gebildet und so jeweils ein mittleres Ölpreisszenario abgeleitet. Die Gruppe des ersten Quartils beschreibt einen nahezu konstanten Ölpreis und repräsentiert das Basisszenario A₀. Die Gruppe des zweiten und dritten Quartils ergab einen mittleren Preisanstieg um 115% zwischen 2015 und 2035 (A₁₀₀-Szenario, Verdoppelung des Ölpreises) und das vierte Quartil lieferte einen Anstieg um 280% (A₃₀₀-Szenario, Vervierfachung des Ölpreises).

Ob und inwieweit der Effekt steigender Energiepreise z. B. durch die Erschließung unkonventioneller Gaslagerstätten in Schiefergestein mittels neuer Fördertechniken („Fracking“) und eine sich dadurch eventuell vollziehende Entkopplung des Gaspreises vom Ölpreis abgemildert wird, kann nicht abgeschätzt werden. Studien, die diese Entkopplung bereits unterstellen, rechnen jedoch ebenso mit steigenden Gaspreisen (Schlesinger et al., 2010; BayStMWIVT, 2012). Die mit diesen Techniken verbundenen hohen Kosten und Gefahren für Mensch und Umwelt (Osborn et al., 2011) sowie die sehr schnell abfallende Ergiebigkeit der Lagerstätten (Zittel et al., 2013) sollten jedenfalls bei der Beurteilung des quantitativen Einflusses auf den Markt nicht übersehen werden. Um ein derartiges Entkoppelungsszenario abzubilden, wurde zusätzlich das A₅₀-Szenario gebildet, bei dem die Preisentwicklung mit einem angenommenen Anstieg um 50% zwischen 2010 und 2035 berechnet wurde.

Um aus den Rohölpreisen der Szenarien die für den Verbraucher entscheidungsrelevanten Heizölpreise für Deutschland ab-

zuleiten, wurde der Zusammenhang zwischen dem Preis für Heizöl für private Endverbraucher in Deutschland und dem Preis für Rohöl der Sorte Brent untersucht (OECD/IEA, 2011). Eine lineare Regression zwischen beiden Größen für die Jahre 1999 bis 2010 ergab eine signifikante Korrelation von 0,997 mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit unter 0,01: $h = 10,13b + 89,45$ mit dem Heizölpreis h in US-\$/1000 l und dem Rohölpreis b in US-\$/bbl. Der Wechselkurs zwischen US-Dollar und Euro wurde aus dem Durchschnitt der Wechselkurse der verschiedenen Basisjahre der einzelnen Studien berechnet (OANDA, 2012). Als Basispreis für 2010 sind 0,60 €/l angenommen. Im Basisszenario A₀ wird dieser Preis bis 2040 als Konstante gesetzt⁶. Im Szenario A₁₀₀ steigt der Preis bis 2040 linear auf 1,43 €/l und im A₃₀₀-Szenario auf 2,62 €/l.

3.2.2 Holzpreisszenarien

Preisbasis

Als Basispreise werden je Baumart die Durchschnittspreise zugrunde gelegt, die zwischen 2006 und 2010 für unentrindetes Holz frei Waldstraße im bayerischen Staatswald erzielt wurden (BaySF/StaFoV, 2010). Tabelle 3.6 zeigt einen Überblick über die Spannen der Preise und Kosten für die vier Hauptbaumarten. Insgesamt wurden Preise für die Baumartengruppen Fichte, Kiefer, Lärche, Tanne, Douglasie, Buche, Eiche, ALH und ALN hinterlegt. Für jede Baumart existiert ein Preis für Industrieholz, für Energieholz und für Stammholz, letzterer nach Güten und Stärkeklassen differenziert. Für Hackschnitzel wurde über alle Baumarten ein Preis von 32 €/fm angenommen. Die Erntekosten belaufen sich bei vollmechanischer Ernte (Harvester) je nach Stammdurchmesser auf 9 bis 10 €/fm, bei motormanuellem Verfahren auf 12 bis 23 €/fm. Rückekosten bewegen sich zwischen 6 und 9 €/fm. Je nach Sortiment und Stärkeklasse beträgt der Anteil der Ernte mit Waldarbeitern zwischen 15% und 60%. Die Kosten für die Hackschnitzelherstellung wurden auf 30 €/fm geschätzt.

Als Basispreis für Hackschnitzel über alle Baumarten wurde der Durchschnittspreis des Zeitraums 2006-2010 aus den Daten

⁶ Es wird stets ohne Inflation gerechnet, da diese Preise und Kosten gleichermaßen beeinflusst und so keinen entscheidungsrelevanten Effekt hat.

von CARMEN (2012) für Waldhackschnitzel (Wassergehalt 35%) mit 32 €/fm berechnet. Der Preis deckt sich mit den Preisspannen, die von Eberhardinger et al. (2009) publiziert wurden und liegt über dem Preis älterer Studien (Neugebauer et al., 2005; Wittkopf, 2005). Es wird angenommen, dass die Preisentwicklung dieses Energieholzsortimentes dem des Energie(scheit)holzes folgt.

Energieholz

Auf Basis der Ölpreisszenarien wurden Holzpreisentwicklungen abgeleitet. Ein möglicher Ausgangspunkt hierfür sind Investitionsentscheidungen, wie sie von Stang und Beinhofer (2007) angenommen wurden. Die Autoren haben sich die Frage gestellt, unter welchen Bedingungen es sich für einen Investor – in diesem Falle einen Eigenheimbesitzer – lohnt, von einer Ölfeuerung auf eine Holzfeuerung umzustellen, unter Berücksichtigung der Kosten für die Anschaffung der neuen Technik. Für diese Entscheidung kann bei gegebenem Ölpreis ein maximaler Preis für den Brennstoff Holz berechnet werden, bei dem sich der Wechsel gerade nicht mehr lohnt, bei dem also beide Alternativen gleichwertig sind: Der Wirtschaftlichkeitsgrenzpreis für Brennholz. Sie fanden heraus, dass die für Brennholz gezahlten Preise im Jahr 2007 bereits in Höhe dieses Grenzpreises lagen. Daher kann die von Stang und Beinhofer (2007) ermittelte Abhängigkeit des Wirtschaftlichkeitsgrenzpreises vom Heizölpreis genutzt werden, den Brennholzpreis zu modellieren. Der Grenzpreis ändert sich für Fichtenhackschnitzel um 1,80 €/fm und für Buchenscheitholz um 2,50 €/fm, wenn sich der Ölpreis um 1 ct/l verschiebt.

Diese Preisabhängigkeit kann als obere Grenze angesehen werden. Fortschritte in der Wärmeisolierung von Häusern, eine höhere Sparsamkeit im Umgang mit den sich vertuernden Brennstoffen und ein sich erweiterndes Brennholzangebot können den Preisanstieg prinzipiell dämpfen. Um diesen nicht zu überschätzen, werden die genannten Preisabhängigkeiten daher um 20% reduziert. Der Wert für Fichtenhackschnitzel wurde für alle Nadelenergieholzsorten übernommen und entsprechend der für Buchenscheitholz für alle Laubenergieholzsortimente.

Stammholz und Industrieholz

Die Beziehungen zwischen Stammholz- und Nichtstammholzpreisen wurden von Stimm (2012) für die vier Baumarten Fichte (*Picea abies*), Kiefer (*Pinus sylvestris*), Buche (*Fagus sylvatica*) und Eiche (*Quercus petraea* und *Q. robur*) untersucht. Mit regressionsanalytischen Ansätzen wie der Methode der kleinsten Quadrate sowie Maximum-Likelihood leitete er aus den Nichtstammholzpreisen Schätzer für den Stammholzpreis ab. Dabei fand er lediglich für die Baumart Kiefer eine signifikante positive Abhängigkeit der beiden Größen. Das heißt, der steigende Preis für die Energieholzsortimente wird sich im Laufe der Zeit den Stammholzpreisen annähern, da diese nicht unmittelbar auf diesen Preisanstieg reagieren. Die Regressionen nach Stimm (2012) wurden genutzt, um für alle Holzsortimente der vier Hauptbaumarten Preisentwicklungen abzuleiten. Dabei sind folgende Annahmen getroffen worden:

1. Die Regression nach Stimm (2012) spiegelt die Preisentwicklung des Stammholzleitsortiments der jeweiligen Baumart als Funktion des Energieholzpreises wider. Leitsortiment ist für Nadelholz L B 2b, für Eiche L B 3b und für das weitere Laubholz L B 4.
2. Die Stammholzpreise sinken nicht unter den Energieholzpreis. Denn kein rational handelnder Waldbesitzer würde Stammholz für einen schlechteren Preis aushalten, da er es jederzeit alternativ als Energieholz vermarkten kann.
3. Der Preis des Industrieholzes steigt nicht über den Stammholzpreis, da die Zellstoff- und Holzwerkstoffindustrie sonst auf Stammholz zurückgreifen würde.
4. Die Differenz zwischen Industrie- und Energieholzpreis bleibt konstant, solange der Stammholzpreis dieses Preisgefüge nicht beeinträchtigt.

Bei Laubstammholz wird darüber hinaus unterstellt, dass der B-Holz-Preis vom C- bzw. D-Holzpreis nach oben gedrückt wird. Bei Nadelholz wird die ursprüngliche Stammholz-Nichtstammholz-Regression für jede Stammholzgüte einzeln verwendet, so

dass die Differenzierung zwischen B- und den anderen Sortimenten über den Betrachtungszeitraum bestehen bleibt. Folgende Überlegungen begründen diese Festlegungen: Nadelholz, v. a. Fichte, bleibt aus technologischen Gründen das Hauptsortiment für Säge- und Konstruktionsholz. Die daraus folgende Nachfrage hält die gewohnte Preisdifferenzierung bei guten Qualitäten aufrecht (ein zusätzlicher „Zug“ auf den Preisfächer von „oben“). Im Gegensatz dazu führen die sich erhöhenden Angebotsmengen an Laub(stamm)holz – durch den Waldumbau –, und ein beim Laubholz tendenziell auf den Energieholzsorimenten liegender Nachfrageschwerpunkt zu einer Einebnung des Preisgefüges (somit ein ausschließlicher „Druck“ auf den Preisfächer von „unten“).

In den Preissteigerungsszenarien wird unterstellt, dass mit der Erwartung eines gestiegenen Preises auch die Unsicherheit über den Eintritt der Erwartung steigt. Die Holzpreisschwankungen (vgl. Abschnitt 3.1.3) werden daher mit einem zur relativen Preissteigerung äquivalenten Faktor vor der MC-Simulation modifiziert.

3.2.3 *Holzerntekosten*

Steigende Ölpreise beeinflussen auch die Holzerntekosten. Indirekt durch die steigenden Kosten der Herstellung der Holzernemaschinen und -werkzeuge (vom Kunststoffkeil bis zum Harvester) und der Lebenshaltung der Arbeiter, direkt durch die verbrauchten Schmier- und Treibstoffe. Letzterer Effekt wird in den Szenarien berücksichtigt. Nach Arnold et al. (2004) bewegt sich der Anteil der Schmier- und Treibstoffkosten an den Motorsägenkosten zwischen 56% und 68%. Um diesen Preiseinfluss nicht zu unterschätzen wurden in vorliegender Arbeit 70% angenommen. Des Weiteren entfallen bis zu 12% der Holzerntekosten (ohne Rückung) auf die Motorsäge (KWF, 2009). Daraus folgt, dass 8,4% der Kosten der motormanuellen Ernte auf die ölbasiereten Schmier- und Treibstoffe entfallen und somit der Anstieg der Kosten 8,4% des Holzpreisanstieges beträgt.

Die gleichen Überlegungen gelten für Rückung und Harvesterinsatz, bei denen der Anteil der Treibstoffkosten 16% der Gesamtkosten beträgt (nach Korten und Kaul, 2012, vgl. auch Bodelschwingh, 2006 und DFUV, 2011).

Bei der Bereitstellung von Hackschnitzeln ist es üblich, diese aus dem Wald zu einem Zwischenlager zu transportieren. Daher werden hier zusätzliche Kosten angesetzt. Da die Treibstoffkosten bei Lkw 30% der Gesamtkosten ausmachen (Bodelschwingh, 2006), wurde unter der Annahme, dass die Transportkosten ein Sechstel der Gesamtkosten der Hackschnitzelbereitstellung darstellen, ein Aufschlag von 5% zur vollmechanischen Ernte gemacht, was in diesem Fall zu einem Treibstoffanteil von 21% führt.

3.3 KOHLENSTOFFBILANZIERUNG

3.3.1 *Kohlenstoffspeicher*

Um den Kohlenstoffkreislauf eines bewirtschafteten Waldes insgesamt zu erfassen müssen drei Speichergrößen betrachtet werden: der Waldspeicher, der Produktspeicher und der substituti-onseffektive Speicher (vgl. Lippke et al., 2011; Köhl, 2013).

Der Waldspeicher selbst kann wiederum in lebende Biomasse, tote Biomasse (inkl. Streu) und organische Bodensubstanz unterschieden werden. Während es nach internationalen Standards vorgesehen ist, alle drei Waldspeicherteile zu betrachten (vgl. Penman, 2003; Eggleston et al., 2006), wird im Folgenden lediglich auf Teile der lebenden Biomasse eingegangen, d.h. das oberirdische Derbholzvolumen. Letztere ist die vom Waldbewirtschafteter normalerweise beachtete und beeinflusste Vorratsgröße. Das Volumen des Nichtderbholzes (Reisholz) kann über Expansionsfaktoren (Burschel et al., 1993; Schöne und Schulte, 1999) oder Biomassefunktionen (Wirth, Schumacher et al., 2004; Wutzler et al., 2008; Zell, 2008) abgeleitet werden, ist jedoch im Mittel über eine größere Waldfläche (ein Forstbetrieb oder bei überregionaler Betrachtung) in seinem Verhältnis zum Derbholzvolumen als konstant anzusehen (vgl. die Ergebnisse in Abschnitt 4.2). Das Gleiche gilt für die Wurzelmasse (Schätzung über oberirdische Biomasse, UBA, 2013, S.506) und das Totholz (UBA, 2013, S.516). Insbesondere bei den hier verglichenen Preisszenarien, die auf gleichen waldbaulichen Behandlungen beruhen (lediglich der Zeitpunkt der Endnutzungen variiert), kann der von Höllerl und Neuner (2011) und Höllerl und Bork (2013) gefundene Einfluss

der Bewirtschaftung auf Totholzvolumen und Schlagabraum – im Vergleich zu nicht bewirtschafteten Flächen – vernachlässigt werden. Der Kohlenstoffvorrat im Waldboden wird für mitteleuropäische Verhältnisse ebenfalls als konstant angesehen (Scheffer et al., 2010; Block und Gauer, 2012 und UBA, 2013, S.492).

Zur Berechnung der Kohlenstoffbilanz wird auf die vom Optimierungmodell bereitgestellten, nach Hauptbaumarten und Hauptsortimenten gegliederten Gesamtergebnisse für Bayern zurückgegriffen. Stellt man sich den Wald als einen Kohlenstoffspeicher vor, der durch Aufnahme und Abgabe von Kohlenstoffmengen mit seiner Umwelt interagiert, kann die periodenweise Änderung dieses Waldspeichers anhand der Vorratsänderung oder der Zu- und Abflüsse berechnet werden. Wie Abbildung 3.10 zeigt, kann diese Änderung zu jedem Zeitpunkt t gegenüber der jeweils vorhergehenden Periode $t - 1$ als Differenz zwischen dem in diesem Zeitraum geleisteten Zuwachs $g(t)$ und der zeitgleich dem Speicher durch Nutzung (und Totholzbildung) entzogenen Menge $u(t)$ ausgedrückt werden, wobei all diese Größen als Kohlenstoffmengen zu betrachten sind („Gain-Loss-Methode“). Alternativ kann diese Differenz auch über die Änderung des Gesamtivrats $x(t) - x(t - 1)$ abzüglich der Änderung der Nutzungen $u(t) - u(t - 1)$ oder über die Änderung des verbleibenden Vorrats hergeleitet werden („Stock-Difference-Methode“).

Beide Methoden entsprechen den international vereinbarten, zwischenstaatlichen Standards (Eggleston et al., 2006, Vol. 4), implizieren jedoch eine vollständige Anrechnung der ausscheidenden Biomasse – also auch des genutzten Holzes, welches die unterstellte Systemgrenze Wald verlässt – als eine Kohlenstoffemission zu Lasten des Waldspeichers. Im Falle eines sich selbst überlassenen Waldes ist diese Modellbildung auch vernünftig, da hier die dem Wald „entzogene“ Menge $u(t)$ tatsächlich mit dem aus dem Wald in die Atmosphäre emittierten Kohlenstoff aus Holzabbauprozessen $d(t)$ identisch ist (berechenbar z. B. über Zerfallskonstanten nach Rock et al. 2008).⁷ Sobald Holz jedoch als Rohstoff genutzt wird, greift dieses Modell zu kurz. Selbst wenn ergänzend ein Produktspeicher berücksichtigt wird, in dem die genutzten Holz mengen wiederum als Kohlenstoffsенke ver-

⁷ Denn im Gegensatz zu Emissionen aus Holzprodukten finden die Emissionen aus der Zersetzung des Totholzes tatsächlich im Wald, d. h. innerhalb der künstlichen Systemgrenze, statt.

rechnet werden, führt diese formale Separierung beider Speicher zu einer systematischen Unterbewertung des genutzten Waldes gegenüber dem ungenutzten, da ihm die Nutzung als Emission angerechnet wird, obwohl faktisch keine Emission stattfindet. Das eingeschlagene, dem Wald entzogene Holz speichert weiterhin seinen Kohlenstoff und wechselwirkt daher nicht mit der Umwelt (Atmosphäre). Es ist somit bei der Modellbildung logisch falsch, dies dem Wald als Emission anzulasten (vgl. Abbildung 3.11). Der Fehler liegt darin, dass Quellen- und Senkenwirkungen, also Wechselwirkungen mit der Atmosphäre, mit kalkulatorischen Kohlenstoffflüssen zwischen (modellhaften) Kohlenstoffspeichern verrechnet werden, obwohl es sich um zwei grundsätzlich verschiedene Phänomene handelt.

Die nachträgliche Gegenrechnung eines Produktspeichers, in dem die im Wald genutzten Mengen wieder als senkenwirksamer Fluss eingerechnet werden, ergibt zwar in der Summe ein korrektes Ergebnis, doch werden durch dieses Speichermodell Kohlenstoffflüsse erzeugt und bilanziert, die in der Realität nicht stattfinden. Das Modell hat so sicherlich auch einer Fehlinterpretation Vorschub geleistet, die scheinbar Argumente für Flächenstilllegungen im Wald liefert: Denn während in einem nicht (mehr) genutzten Wald in einer bestimmten Periode die Menge Kohlenstoff $g(t)$ gespeichert und die Menge $d_n(t)$ durch biologische Abbauprozesse aus Totholz freigesetzt wird, wird in einem genutzten Wald die Menge $u(t)$ geerntet und eine weitere Menge $d_m(t)$ über das Totholz emittiert. Wird jetzt nach der üblichen Methode die Veränderung des Waldspeichers über $g(t) - d_n(t)$ bzw. $g(t) - d_m(t) - u(t)$ berechnet, ist es offensichtlich, dass der genutzte Wald eine geringere Speicherleistung aufweist, da nach einer unmittelbaren Flächenstilllegung in einem bewirtschafteten Wald in der Regel $d_m(t) + u(t) > d_n(t)$ gilt.

Dabei werden jedoch zwei Faktoren vernachlässigt: Zum einen wird die Menge $u(t)$ in der Realität nicht unmittelbar freigesetzt, sondern je nach Verwendungszweck unterschiedlich lange in einem Holzprodukt gebunden. Die rechnerische (fiktive) Emission $u(t)$ geht also unmittelbar in eine rechnerische Senke gleicher Größe über. Kurz, sie findet nicht statt. Erst am Ende der Lebensdauer des Holzprodukts wird sie als Emission wirksam, hat jedoch zum Aufbau eines Produktspeichers beigetragen, der in Verbindung mit dem Waldspeicher eine Senkenleistung

durch verzögerte Emissionen bereitstellt. Diese Senkenleistung der Holzverwendung kann der genutzten Menge $u(t)$ über einen von der Lebensdauer abhängigen Reduktionsfaktor gutgeschrieben werden, so dass sich die klimawirksamen Emissionen aus dieser Nutzungsmenge auf $\tilde{u}(t)$ reduzieren (s. u.).

Zum anderen wird sich in einem ungenutzten Wald die Emissionsmenge $d_n(t)$ dem Zuwachs $g(t)$ angleichen, da es sich bei einem Wald als der in Mitteleuropa flächenbedeutendsten potentiellen natürlichen Vegetation (Klimaxvegetation) um ein Ökosystem im Gleichgewicht handelt (Ellenberg, 1996, vgl. auch Weber, 1999, 2000). Luyssaert et al. (2008) behaupten zwar, dass die Speicherung von zusätzlichem Kohlenstoff bis ins hohe Alter fortschreitet, betrachten jedoch nur die Nettoökosystemproduktion, die im Gegensatz zur Nettobiomproduktion den Kohlenstoffverlust durch Störungen und Holzernte nicht erfasst, und analysieren Bestände im Alter von 15 bis 800 Jahren, bei denen der Gleichgewichtszustand nicht zwingend erreicht sein muss. Dass es prinzipiell eine Obergrenze der Speicherung im Wald geben muss, bestreiten die Autoren auch nicht. Ebenso kommen Stephenson et al. (2014) zu dem Schluss, dass die Speicherung von Kohlenstoff in Einzelbäumen mit dem Alter kontinuierlich zunimmt. Das ist richtig, da der Volumenzuwachs zunimmt; sie blenden jedoch die Phase der Seneszenz in ihrer Untersuchung aus, indem die zeitliche Dimension der Untersuchung zu kurz gewählt wurde. Des Weiteren ist mit diesem auf Einzelbäumen beruhenden Ergebnis kein unmittelbarer Schluss auf eine Aussage mit räumlichem Bezug möglich (Bestandesebene), da hier die Standraumeffekte eine gewichtige Rolle spielen.

Für einen ungenutzten Wald gilt somit langfristig im Mittel die Kohlenstoffbilanz

$$g(t) - d_n(t) = 0 \quad (3.21)$$

für einen genutzten Wald inklusive Produktspeicher dagegen

$$g(t) - d_m(t) - u(t) + u(t) - \tilde{u}(t) = g(t) - d_m(t) - \tilde{u}(t) > 0 \quad (3.22)$$

Die Bilanz des letzteren ist im Rahmen einer nachhaltigen Bewirtschaftung, bei der die genutzte Menge $u(t)$ dauerhaft nicht über dem Zuwachs $g(t) - d_m(t)$ liegen kann, immer positiv, da

die um den Produktspeichereffekt reduzierte Emissionsmenge $\tilde{u}(t)$ stets kleiner als $u(t)$ und somit auch kleiner als $g(t) - d_m(t)$ ist.

Separiert man in Gleichung 3.22 die verbleibenden Terme nach den Kategorien Wald und Produkt, ergibt sich ausschließlich folgende sinnvolle Zuordnung:

$$\underbrace{g(t) - d_m(t)}_{\text{Wald}} - \underbrace{\tilde{u}(t)}_{\text{Produkt}} \quad (3.23)$$

Wie man sieht, leistet der Wald einen klimarelevanten Senkeneffekt in Höhe seiner Kohlenstoffspeicherleistung $g(t) - d_m(t)$, während die Nutzung des Holzes als Produkt einen Emissions-effekt in Höhe von $\tilde{u}(t)$ verursacht. Dieser Ansatz kann daher „Effektmodell“ oder „Carbon effectivity model“ genannt werden, da nicht die *Änderungen* der Kohlenstoffspeicher, sondern die klimawirksamen *Effekte* dieser Speicheränderungen Ausgangspunkt der Modellbildung sind.

Abbildung 3.12 verdeutlicht diesen wesentlichen Unterschied in den Modellansätzen noch einmal (ohne Totholz): Während beide in der Summe das gleiche Ergebnis liefern, findet die Abbildung der Wirklichkeit auf andere Weise statt. Das herkömmliche Speichermodell geht von separaten Speichern aus, die mit der Umwelt – also im Fall des Kohlendioxids mit der Atmosphäre – direkt agieren, während das Effektmodell versucht, die Abstraktion von der Wirklichkeit besser zu vollziehen, indem nur klimarelevante Kohlenstoffflüsse erfasst werden. Dieser neu eingenommene Blickwinkel führt zu einer Lösung des Problems der Anrechnung von Holznutzungen als Emission aus den Wäldern, da diese (scheinbare) Emission aus dem Modell verschwindet. Der *genutzte* Wald ist grundsätzlich eine Kohlenstoffsenke, solange er durch Nettowachstum zusätzlichen Kohlenstoff in einer Höhe von $g(t) - d_m(t)$ speichert. Werden dieser Leistung die Emissionen aus dem Produktspeicher $\tilde{u}(t)$ gegengerechnet, bleibt, wie bereits gezeigt, ein *dauerhafter* Senkeneffekt bestehen.

Für die Berechnung des erläuterten Produktspeichereffekts wird – wie bereits angesprochen – auf einen Reduktionsfaktorenansatz zurückgegriffen, der diesen Speicher nicht explizit quantifiziert, sondern lediglich die reduzierende Wirkung der Holznutzung gegenüber des sofort einsetzenden Abbaus von un-

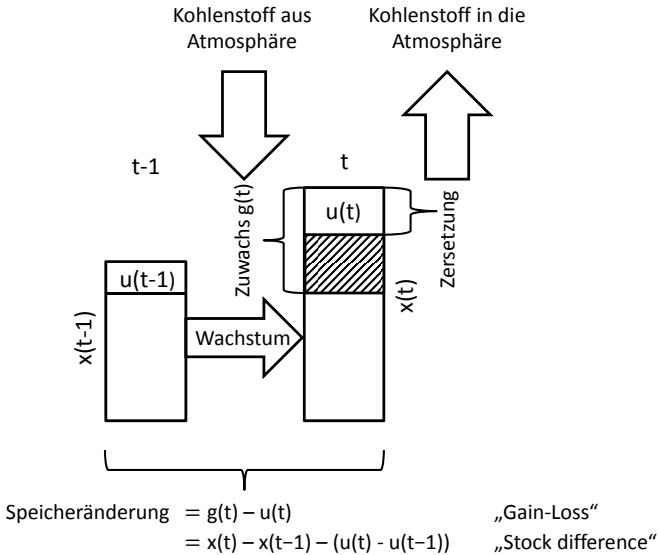


Abb. 3.10: Darstellung des Kohlenstoffspeichers Wald als abgeschlossenes System. Die schraffierte Fläche zeigt die nach Abzug der Nutzungen verbleibende Speicherleistung. Totholz ist in der Darstellung vernachlässigt.

genutztem Totholz bewertet. Der Vorteil zu anderen Methoden (z. B. Pistorius und Zell, 2005; Klein und Schulz, 2012) besteht darin, dass die nur aufwendig zu bestimmende Ausgangsgröße des Produktspeichers nicht benötigt wird. Eine Eigenschaft dieser Effektbetrachtung ist, dass der Produktspeicher die Kohlenstofffreisetzung nur verzögert, also nie eine Senke darstellt, sondern die Quellenwirkung von $u(t)$ auf $\ddot{u}(t)$ reduziert.

Wie Abbildung 3.13 zeigt, sei angenommen, dass zu einem bestimmten Zeitpunkt t eine bestimmte Holzmenge $u(t)$ (quantifiziert in Kohlenstoff) durch Ernte genutzt und bestimmten Verwertungsschienen zugeführt wird. Vereinfachend für die Erklärung sei hier angenommen, dass die gesamte Menge u nur in eine

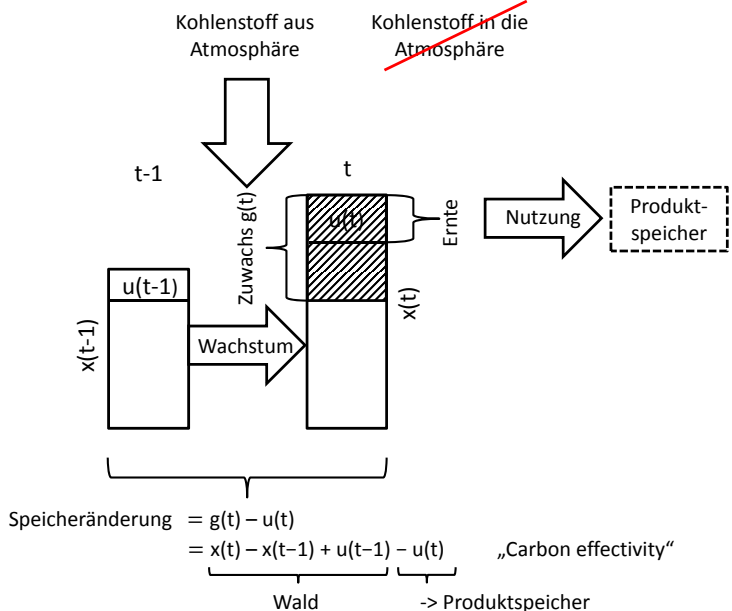


Abb. 3.11: Darstellung des Kohlenstoffspeichers Wald als effektwirksame Senke. Die schraffierte Fläche zeigt die durch den Zuwachs geleistete Kohlenstoffspeicherung. Totholz ist in der Darstellung vernachlässigt.

Produktart (z. B. Schnittholz) eingeht. Dann folgt, dass die Menge u in dieser Periode durch die Nutzung des Produkts Schnittholz weiterhin gespeichert wird. Nimmt man zunächst weiter an, dass diese Nutzungsmenge über der Zeit konstant ist (statisches Modell), dann wird in derselben Periode auch die gleiche Menge das Ende ihrer Lebensdauer als genutztes Holzprodukt erreichen und eine äquivalente Menge Kohlenstoff u in die Atmosphäre entlassen. Gleichzeitig ist bei einer Lebensdauer T die Menge $u \cdot (T - 1)$ zu jedem Zeitpunkt in den Produkten gespeichert und dem Kreislauf Wald - Atmosphäre entzogen. d. h., zu jedem Zeitpunkt t wird die Kohlenstoffmenge $u + u \cdot (T - 1) = u \cdot T$ in der

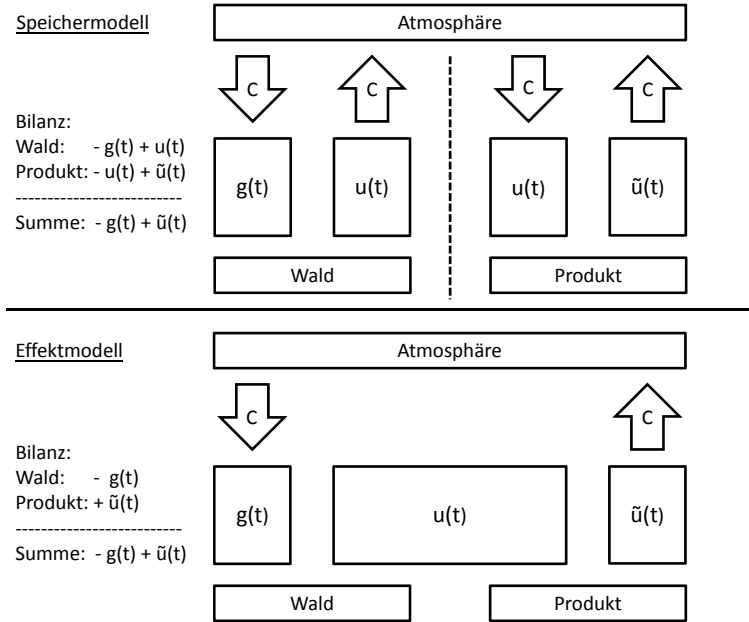


Abb. 3.12: Gegenüberstellung der Kohlenstoffflüsse des Standard-Speichermodells und des Effektmodells.

genutzten Holzmenge zurückgehalten und die Menge u wieder freigesetzt. Die atmosphärisch wirksame Kohlenstoffmenge wird also um den Faktor

$$r_p := \frac{u}{u \cdot T} = \frac{1}{T} \quad (3.24)$$

auf

$$\tilde{u}(t) = r_p \cdot u(t) \quad (3.25)$$

reduziert. Erweitert man das statische Modell um die Zeitabhängigkeit der genutzten Menge $u = u(t)$, ist die zum Zeitpunkt t ihren Lebenszyklus beendende Menge u gleich der T Jahre zuvor

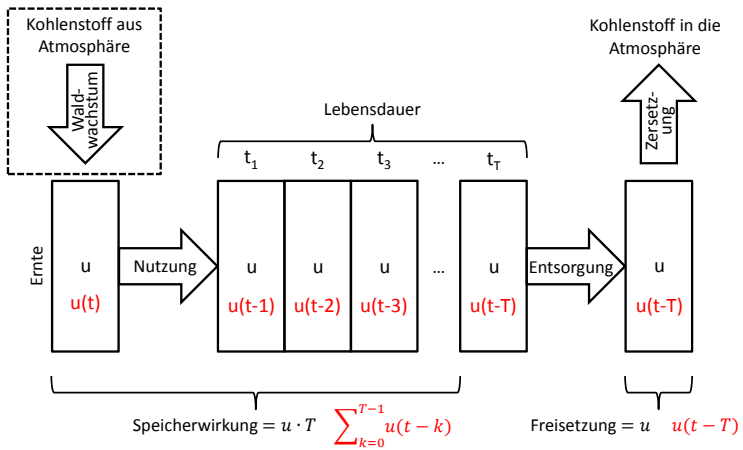


Abb. 3.13: Darstellung des Kohlenstoffspeichers Produktlebenszyklus. Schwarz eingefärbt sind die Faktoren des statischen Modells mit gleichbleibender Nutzungsmenge, rot die des dynamischen Modells mit sich zeitlich ändernden Nutzungsmengen.

genutzten Menge $u(t - T)$. Die im Produktspeicher gebundene Menge ist dann gleich der aktuell genutzten Menge $u(t)$ und der Summe der in den Perioden $t - 1$ bis $t - T - 1$ genutzten und sich aktuell in Benutzung befindenden Mengen. Für den Reduktionsfaktor folgt in diesem dynamischen Modell daher

$$r_p := \frac{u(t - T)}{\sum_{k=0}^{T-1} u(t - k)} \quad (3.26)$$

Es zeigt sich also, dass die kohlenstoffwirksame Leistung des Produktspeichers eigentlich nicht aus einem gedachten System von Speicherung und Emission besteht, sondern ausschließlich aus einer verzögerten Emission.

Die Berechnung des Substitutionseffekts erfolgt auf Basis bereits publizierter Studien. Dieser Effekt beruht auf der Tatsache, dass durch den Einsatz der stofflichen oder energetischen Eigenschaften von Holz die Herstellung von Alternativprodukten vermieden wird (s. Abbildung 3.14). Bauholz ersetzt Beton und Ziegel, Papier und Pappe ersetzen Kunststoffe und Energieholz ersetzt den Einsatz von Öl und Gas. Darüber hinaus kann alles stofflich genutzte Holz am Ende seines Lebenszyklus ebenso der thermischen Nutzung zugeführt werden. Eine derartige Kaskadennutzung führt somit zu einem zweifachen Substitutionseffekt. Die Substitutionsleistung wird zum einen mit den Faktoren von Hofer et al. (2007) und zum anderen mit denen von Rüter (2011) und Rock und Bolte (2011), welche auf Sathre und O'Connor (2010a,b) beruhen, berechnet (s. Tabelle 3.7).

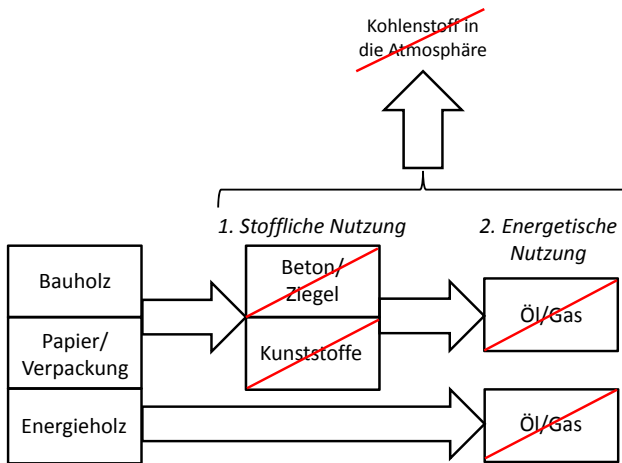


Abb. 3.14: Darstellung der Vermeidung von Kohlenstoffemissionen durch Substitutionsleistungen des Holzes. Die mögliche Kaskadennutzung von stofflich genutztem Holz stellt ein zusätzliches, energetisches Substitutionspotential dar.

Die Möglichkeit einer Kaskadennutzung wird für das Stammholz und Industrieholz angenommen. Für Industrieholz wird unterstellt, dass dessen Substitutionseffekt dem der stofflichen Nutzung entspricht, dass jedoch nur der als Verpackung verwendete Anteil des Papierholzes ein nennenswertes Substitutionspotential aufweist. Nach VDP (2012) sind dies in Deutschland im Schnitt 26% der Papierproduktion.⁸ Eine Auswertung der von Friedrich et al. (2012) publizierten Daten ergab, dass im Schnitt 36% des Industrieholzes in die Spanplattenindustrie und 46% in die Papierindustrie gehen, wenn man mit Mantau (2012b) annimmt, dass 47% des Rohstoffeinsatzes in der Holzwerkstoffindustrie aus Industrieholzsortimenten bestritten werden. Die restlichen 18% werden energetisch genutzt. Vom Stammholz werden 64% zu Schnittholz weiterverarbeitet. 18% gehen in die Industrieholzschiene und weitere 18% werden verfeuert. Daraus ergeben sich die in Tabelle 3.8 aufgeführten Substitutionsfaktoren je Hauptsortiment.

3.3.2 *Produktlebensdauer*

Um repräsentative Produktlebenszyklen abzuleiten, wurden aus einer Vielzahl von Veröffentlichungen (Burschel et al., 1993; Karjalainen et al., 1994; Harmon et al., 1996; Pingoud et al., 1996; Skog und Nicholson, 1998; Liski et al., 2001; Wirth, Schulze et al., 2004; Smith et al., 2006; Marland et al., 2010; Klein et al., 2013) folgende Mittelwerte für die Verwendungsdauer abgeleitet: Für Möbel und Bauholz 67 Jahre, für Papier, Verpackung und Hygieneartikel 3 Jahre und für Energieholz 2 Jahre. Aus diesen Produktzyklen werden durch anteilige Gewichtung durchschnittliche Werte für die Hauptsortimente abgeleitet. Nach Klein und Schulz (2012) werden über alle Baumarten im Schnitt 64% des Stammholzvolumens zu Schnittholz verarbeitet. 36% fallen als Sägerestholz an. Von Letzterem werden knapp 51% energetisch genutzt (die über den Handel abgegebenen Mengen wurden hierbei anteilmäßig auf diese beiden Verwertungsschienen aufgeteilt) und 49% gehen in die Holzwerkstoff- und Papierindustrie (Friedrich et al., 2012). Entsprechend dieser Anteile wurde die Nutzungsdauer

⁸ Für Bayern sind keine separaten Zahlen erhältlich.

des Stammholzes gewichtet, woraus sich eine Lebensspanne von 44 Jahren für Stammholz ergibt.

Von 2007 bis 2010 wurden in Bayern rund 700.000 t atro Holz pro Jahr für die Papier- und Zellstoffproduktion und ca. 833.000 t atro pro Jahr in der Holzwerkstoffindustrie eingesetzt. Gleichzeitig fielen pro Jahr 201.000 t atro Restholz an, das energetisch genutzt wurde, kompostiert oder zu Rindenmulch weiterverarbeitet wurde (Friedrich et al., 2012). Die entsprechende Gewichtung der Lebensdauer des Industrieholzes führt zu einer Durchschnittsverweildauer von 12 Jahren.

3.3.3 *Finanzielle Bewertung*

In einem weiteren Schritt werden die Ergebnisse bezüglich der Kohlenstoffbilanz einer finanziellen Bewertung unterzogen. Dabei werden drei Ansätze gewählt:

1. Die möglicherweise sich zwischen den Preisszenarien ergebenden Veränderungen bezüglich des Senkeneffekts werden mit Preisen für Emissionszertifikate bewertet und so ein volkswirtschaftlicher Schaden aufgrund der Verschlechterung der Senkenleistung abgeleitet. Die Annuitätenberechnung erfolgt mit einem Zinssatz von 1,5% und für einen Kalkulationszeitraum von 30 Jahren. Als Preis für die Zertifikate wird der am 19.12.2013 an der Energiebörse in Leipzig gehandelte Spotmarktpreis von 4,70 €/t CO₂ gewählt.
2. In einem zweiten Ansatz wird auf gleiche Weise die absolute Senkenleistung des Gesamtsystems Wald und Produkt bewertet und daraus ein volkswirtschaftlicher Nutzen dieser Leistungserbringung berechnet.
3. In einem dritten Ansatz wird der Frage nachgegangen, welche Kompensationen den Forstbetrieben gezahlt werden müssen, um sie auf das bezüglich der Kohlenstoffbilanz günstigste Nutzungsverhalten zu verpflichten. Dazu werden für die acht Forstbetriebe in den Wuchsgebieten 5 und 12 Kapitalwerte errechnet, die sich bei einem Nutzungsverhalten gemäß diesem günstigsten Szenario in den jeweils

anderen Szenarien ergeben. Die Differenz zu den Kapitalwerten der finanziellen Optimallösung ergeben die zu kompensierenden Mindererlöse. Setzt man diese in Relation zu den zusätzlich gespeicherten Kohlenstoffmengen, erhält man einen Kosten-Nutzen-Koeffizient für diese Maßnahme.

Tab. 3.3: Betriebstypengruppen der Modellbetriebe nach Vorratsentwicklung und Nutzungsverhalten im Basisszenario.
 StW: Staatswald, KW: Kommunalwald, GPW: Großprivatwald, KPW: Kleinprivatwald, Zahl: Wuchsgebiet.

Vorrat	Nutzung steigend	sinkend	konstant	irreg.
Aufbau	StW ₃ , StW ₄	2 GPW ₃ , GPW ₇	2 GPW _{1,2}	1
Abbau	KW ₃ , KW ₄ , KW ₅ , StW ₁₁	4 GPW ₅ , KPW ₇ , KW ₇ , StW ₇ , KW ₈ , StW ₈ , GPW ₉ , KPW ₉ , GPW ₁₀ , KPW ₁₀ , GPW ₁₁ , GPW ₁₂ , KPW ₁₂ , KW ₁₂ , GPW ₁₃ , KPW ₁₃ , KW ₁₅	17 KPW _{1,2} , KPW ₄ , KPW ₅ , KPW ₆ , KPW ₁₄ , KPW ₁₅	6 KPW ₃ , StW ₉ , KW ₁₁ , KW ₁₃ , StW ₁₃ , GPW ₁₅ , StW ₁₅
konstant	KW _{1,2} , StW _{1,2} , StW ₆ , KW ₉ , StW ₁₂	5 GPW ₈ , StW ₁₀ , KPW ₁₁ , StW ₁₄	4 StW ₅ , KPW ₈	2 GPW ₄ , GPW ₆ , KW ₆ , KW ₁₀ , GPW ₁₄ , KW ₁₄
Summe		11	23	9
				13
				56

Tab. 3.4: Baumartenabhängiges Mindestalter für den Beginn der Auslese-
durchforstung.

Baumart	ab Alter...
Fichte	25
Tanne	30
Douglasie	25
Kiefer	25
Lärche	25
Buche	30
Eiche	30
Esche/Ahorn	20
Erle/Weide/Pappel	20

Tab. 3.5: Verteilung der Traktecken der BWI 2 auf die Eigentümerkate-
gorien Staatswald, Kommunalwald, Kleinprivatwald und Groß-
privatwald.

Eg.-Kat.	Anzahl Traktecken
StW	2158
KW	856
KPW	2823
GPW	1326
Bayern	7163

Tab. 3.6: Holzpreise und Holzerntekosten, Basisniveau 2010, StH: Stammholz, IL: Industrieholz, EH: Energieholz (Scheitholz).

Baumart	Sorte	Preis	Kosten	ekf. Erlös
Fichte	StH	57-71	16-22	35-53
	IL	37	21	16
	EH	29	21	8
Kiefer	StH	45-91	16-22	23-74
	IL	33	21	12
	EH	29	21	8
Buche	StH	50-100	16-21	29-82
	IL	46	26	20
	EH	50	26	24
Eiche	StH	64-196	16-21	43-178
	IL	41	26	15
	EH	44	26	18

Tab. 3.7: Faktoren für die Berechnung des Substitutionseffekts. Originalwerte der Quellen.

	Einheit	Substitution	
		stofflich	thermisch
Hofer et al., 2007	[kg CO ₂ /fm]	700	600
Rüter, 2011; Rock und Bolte, 2011	[tC _{fossil} /tC _{Holz}]	1,35	0,67

Tab. 3.8: Faktoren für die Berechnung des Substitutionseffekts. Werte je Hauptsortiment.

	Einheit	StH	IL	Energieholz
nach Hofer et al., 2007	[tC/fm]	0,302	0,256	0,164
nach Rüter, 2011 und Rock und Bolte, 2011	[tC _{fossil} /tC _{Holz}]	1,66	1,30	0,67

4

ERGEBNISSE

4.1 PREISMODELL

4.1.1 *Ölpreis*

Die Gruppierung der Ölpreisszenarien (s. Abschnitt 3.2.1) führte zu den in Tabelle 4.1 gezeigten Preisentwicklungen. Über den Startpreis von 0,60 €/l und den für 2035 vorhergesagten Wert wurden die fehlenden Jahreswerte jeweils mit einer linearen Regression interpoliert. Die Bezeichnung „A...“ der Szenarien bezieht sich auf die gerundete, für den Zeitraum 2010-2035 unterstellte Preisänderung in Prozent des Ausgangswertes. Alle Preise sind als reale Preise aufzufassen, d. h. ohne eine angenommene Inflation gerechnet. Zum einen ist deren Entwicklung nicht abschätzbar und zum anderen würde sie alle Szenarien gleichermaßen betreffen, an den Relationen also nichts ändern. Bezugsjahr für das Preisniveau und die Umrechnung der Währungen ist das Jahr 2009.

4.1.2 *Holzpreise*

Die Basisholzpreise wurden anhand der Ölpreisentwicklungen aus Abschnitt 4.1.1 mit Hilfe der in Abschnitt 3.2.2 eingeführten Methodik fortgeschrieben. Tabelle 4.2 zeigt die Entwicklung der Holzpreise für Fichte und Buche im A100-Szenario und Tabelle 4.3 die entsprechenden Preisentwicklungen im Szenario A300.

Tab. 4.1: Preisvorhersagen der verschiedenen Ölpreisszenarien (Reale Preise).

	Rohöl					Heizöl				Änderung
	[US-\$/bbl]		2010	2015	2020	[€/l]				
	2015	2035				2025	2030	2035	2040	
A ₀	44	44	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	-
A ₅₀	44	74	0,60	0,66	0,72	0,78	0,84	0,90	0,96	+50%
A ₁₀₀	44	106	0,60	0,74	0,88	1,01	1,15	1,29	1,43	+115%
A ₃₀₀	44	195	0,60	0,94	1,27	1,61	1,94	2,28	2,62	+280%

4.2 ANGEBOTSSZENARIEN

4.2.1 Basisszenario (A₀)

Im Basisszenario wurden die Preise und Kosten für 2010 über den gesamten Betrachtungszeitraum bis 2040 als konstant angenommen. Abbildung 4.1 zeigt als Übersicht die relativen Änderungen im Holzaufkommen zwischen den einzelnen Szenarien. Die aggregierten naturalen Ergebnisse je Simulationsperiode für das Basisszenario zeigt Abbildung 4.2 für den stehenden Vorrat (jeweils vor dem Eingriff) und Abbildung 4.3 für den auscheidenden Vorrat. Als stehender Vorrat für 2010 ergaben sich 366 Efm/ha. Die vom Optimierer ermittelte Lösung resultierte in einer leichten Vorratsabsenkung auf 334 Efm/ha, verteilt über 30 Jahre. Die Nutzungsmengen beginnen bei 8,0 Efm/(ha · a), sinken auf 7,8 Efm/(ha · a) im Jahr 2020 und steigen danach bis 2035 auf 9,8 Efm/(ha · a) an, was einen durchschnittlichen Einschlag von 8,6 Efm/(ha · a) ergibt.

Absolute Mengen

Die Menge an geerntetem Buchenholz steigt von 2,8 Mio. Efm/(ha · a) auf 7,3 Mio. Efm/(ha · a) deutlich an. Eiche erhöht sich leicht von 1,2 auf 1,8 Mio. Efm/(ha · a), ebenso Fichte von 11,1 auf 11,5 Mio. Efm/(ha · a). Die Menge an geernteter Kiefer sinkt dagegen von 4,3 auf 3,2 Mio. Efm/(ha · a). Diese absoluten Mengenän-

Tab. 4.2: Holzpreise Szenario A₁₀₀ für Fichte und Buche, B, C, D: Stammholzgüten, Preis für das jeweilige Leitsortiment, IL: Industrieholz, EH: Energieholz (Scheitholz). In [€/Efm].

Baumart	Jahr	B	C	D	IL	EH
Fichte	2010	76	62	46	37	29
	2015	76	62	46	37	29
	2020	76	62	48	48	48
	2025	81	68	68	68	68
	2030	93	87	87	87	87
	2035	114	106	106	106	106
	2040	135	126	126	126	126
Buche	2010	104	60	51	46	50
	2015	104	60	51	46	50
	2020	104	78	78	74	78
	2025	105	105	105	101	105
	2030	133	133	133	129	133
	2035	161	161	161	156	161
	2040	188	188	188	184	188

derungen verteilen sich auf die einzelnen Sortimente unterschiedlich. Die Menge an Fichtenstammholz steigt um 14%, Industrie- und Energieholz sinken dagegen auf 85% bzw. 87%. Die Hackschnitzelmenge (aus Derbholz) steigt um 43%. Das Kiefernindustrieholzaufkommen verringert sich deutlich auf 52% des Anfangsaufkommens. Dagegen steigen bei der Buche alle Sortimente, mit 20% Hackschnitzel am wenigsten und mit 399% Stammholz am deutlichsten. Die Menge an Buchenindustrieholz steigt um 80% und die des Energieholzes um 61%.

Insgesamt steigt das Stammholzaufkommen von 10,2 auf 14,6 Mio. Efm/a, bei steigenden Laubholzanteilen (von 13% auf 35%). Das angebotene Industrieholz steigt leicht von 2,5 auf 2,8 Mio. Efm/a, wohingegen das Energieholz von 6,7 auf 6,4 Mio. Efm/a sinkt. Das Industrieholzsortiment teilt sich 2010 zwischen Nadel- und Laubholz annähernd gleich auf (53% zu 47%); mit einem bis 2035 auf 66% steigenden Laubholzanteil. Auch beim Energieholz (inkl. Hackschnitzel) steigt der Laubholzanteil kontinuierlich von 22% auf 34%.

Tab. 4.3: Holzpreise Szenario A300 für Fichte und Buche, B, C, D: Stammholzgüten, Preis für das jeweilige Leitsortiment, IL: Industrieholz, EH: Energieholz (Scheitholz). In [€/Efm].

Baumart	Jahr	B	C	D	IL	EH
Fichte	2010	76	62	46	37	29
	2015	76	62	46	37	29
	2020	86	76	76	76	76
	2025	131	123	123	123	123
	2030	182	170	170	170	170
	2035	233	217	217	217	217
	2040	283	264	264	264	264
	Buche	2010	104	60	51	46
2015		104	60	51	46	50
2020		117	117	117	113	117
2025		185	185	185	180	185
2030		252	252	252	247	252
2035		319	319	319	315	319
2040		386	386	386	382	386

Tabelle 4.4 zeigt einen Vergleich zwischen dem errechneten Ergebnis im Jahr 2010 und den für den Staatswald veröffentlichten Daten (BaySF, 2011). Nur für diese Eigentümerkategorie liegt ein detailliertes und vollständiges, nach Baumarten und Sortimenten gegliedertes Ergebnis vor.

Relative Mengen

Vergleicht man die relativen Anteile der Sortimente innerhalb jeder Hauptbaumartengruppe, zeigt sich überall eine Zunahme des Stammholzanteils. Bei der Fichte steigt dessen Anteil von 60% auf 66% und bei der Buche von 29% auf 55%. Das Fichtenenergieholz sinkt von 31% auf 27%. Bei Buche verliert dieses Sortiment 5%-Punkte und sinkt ab auf 24%. Die Industrieholzanteile reduzieren sich bei der Fichte von 8% auf 6% und bei der Buche von 30% auf 21%. Hackgut aus Fichte bleibt in seinem Anteil unter 1%; bei der Buche geht dieser von 2% auf 1% zurück. Kiefer und Eiche verhalten sich jeweils wie Fichte bzw. Buche.

Tab. 4.4: Vergleich Entnahmemengen Basisszenario - Staatswald Daten 2010.

Baumart	[%]		[1000 Efm/a]	
	Modell	real	Modell	real
Fichte	60	68	3810	3313
Kiefer	21	17	1323	834
Eiche	4	2	276	90
Buche	15	13	946	659
Sortiment				
Stammholz	65	70	4131	3424
Industrieholz	14	12	910	600
Energieholz	11	12	697	595
Hackschnitzel	10	6	617	277

4.2.2 A50-Szenario

Das A50-Szenario zeigt einen gegenüber dem Basisszenario reduzierten Einschlag (vgl. Abbildung 4.4 für die Vorratsentwicklung und Abbildung 4.5 für die Entnahmemengen). Die jährlichen Nutzungsmengen liegen zwischen 6,4 und 9,6 Efm/(ha · a), im Mittel bei 7,8 Efm/(ha · a). Der Anfangsvorrat von 365 Efm/ha wird über den Betrachtungszeitraum hinweg auf einen Endwert von 374 Efm/ha aufgebaut, wobei zwischenzeitlich 387 Efm/ha erreicht werden.

Absolute Mengen

Der Umfang des geernteten Buchenholzes beträgt im Jahr 2010 2,87 Mio. Efm/a und steigt 2035 auf 5,9 Mio. Efm/a an. Die Eichenmengen steigen von 1,2 auf 1,9 Mio. Efm/a, die der Kiefer von 3,8 auf 4,1 Mio. Efm/a. Lediglich die Menge der Fichte bleibt mit 11,2 bzw. 11,3 Mio. Efm/a relativ konstant. Innerhalb der einzelnen Hauptbaumartengruppen sind die Sortimente von diesen Mengenänderungen unterschiedlich betroffen. Das Fichten-Stammholzangebot steigt um 10%, während die Industrieholzmenge um 10% und die des Energieholzes um 21% zurückgeht. Das Hackschnitzelangebot steigt deutlich um 133%. Das Bild

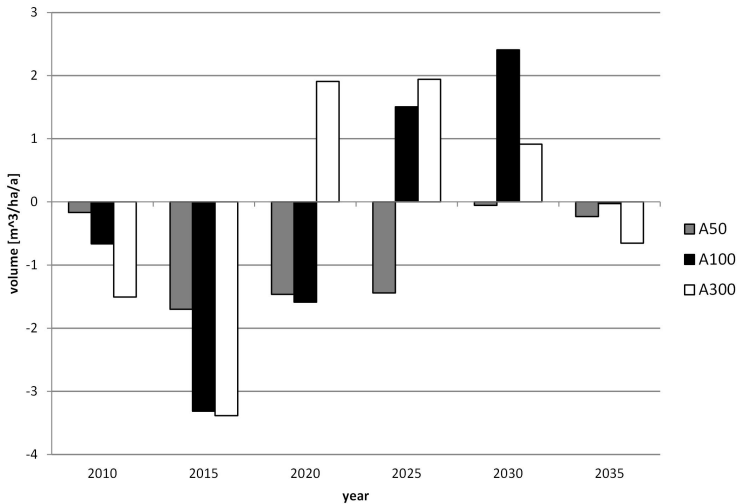


Abb. 4.1: Vergleich der Holzaufkommen in den verschiedenen Preisszenarien. Angegeben sind relative Änderungen bezüglich des Basisszenarios (A0) je Simulationsperiode in [Efm/(ha · a)].

bei der Kiefer ist ähnlich: Stammholz +24%, Industrieholz -23%, Energieholz -13%, Hackschnitzel +110%. Eichen-Industrieholz bleibt mit einem Zuwachs von 3% nahezu konstant, wohingegen das Stammholz um 130% und das Energieholz um 33% zunehmen. Das Angebot an Eichen-Hackschnitzeln sinkt auf 13% seiner Ursprungsmenge. Bei der Buche nehmen aufgrund der deutlichen Zunahme des Angebots insgesamt alle Sortimente zu: Stammholz +293%, Industrieholz +57%, Energieholz +47% und Hackschnitzel +97%.

Insgesamt steigt das Stammholzangebot von 10,0 auf 14,0 Mio. Efm/a an. Der Laubholzanteil erhöht sich über der Zeit von 12% auf 29%. Die Industrieholzmenge steigt leicht von 2,4 auf 2,7 Mio. Efm/a, mit einem ebenfalls wachsenden Laubholzanteil von 48% auf 60%. Das Energieholzvolumen (inkl. Hackschnitzel) sinkt leicht von 6,6 auf 6,5 Mio. Efm/a. Der Laubholzanteil steigt bei diesem Sortiment von 23% auf 34%.

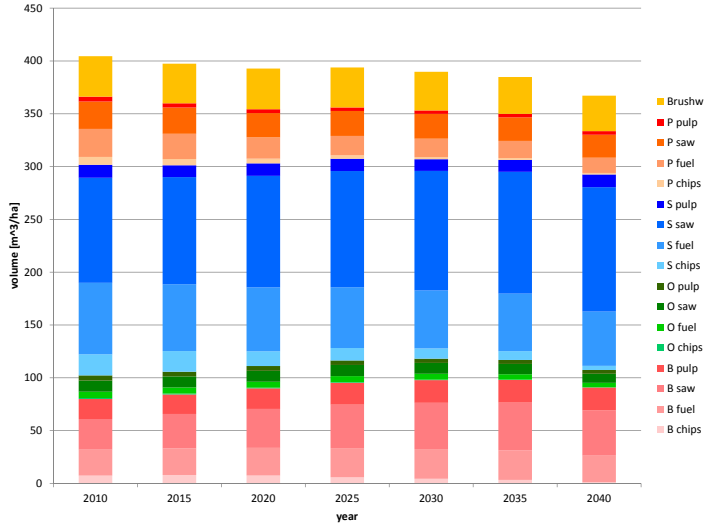


Abb. 4.2: Entwicklung des stehenden Vorrats (vor dem Eingriff) je Simulationsperiode. In [Efm/ha]. Mittelwerte für Bayern. Basis-szenario. Aufteilung nach den Hauptbaumartengruppen: „P“: Kiefer (pine), „S“: Fichte (spruce), „O“: Eiche (oak), „B“: Buche (beech), und nach den Hauptsortimenten: „pulp“: Industrie-holz, „saw“: Stammholz, „fuel“: Energieholz, „chips“: Hack-schnitzel. „Brushw“: Reisholzpotalential über alle Baumarten. Nach Härtl und Knoke (2014b).

Relative Mengen

Vergleicht man die relativen Anteile der einzelnen Sortimente innerhalb der Baumartengruppen, ist ein Zuwachs des Stammholzanteils erkennbar. Bei der Fichte steigt er von 61% auf 67%, bei der Kiefer von 51% auf 60%, bei der Buche von 27% auf 49% und bei der Eiche von 41% auf 60%. Der Industrieholzanteil sinkt dagegen bei der Fichte von 8% auf 7%, bei der Kiefer von 10% auf 7%, bei der Buche von 30% auf 22% und bei der Eiche von 26% auf 17%. Der Energieholzanteil sinkt ebenso: bei der Fichte von 31% auf 24%, bei der Kiefer von 38% auf 31%, bei der Buche von 39% auf 26% und bei der Eiche von 27% auf 22%. Dagegen stei-

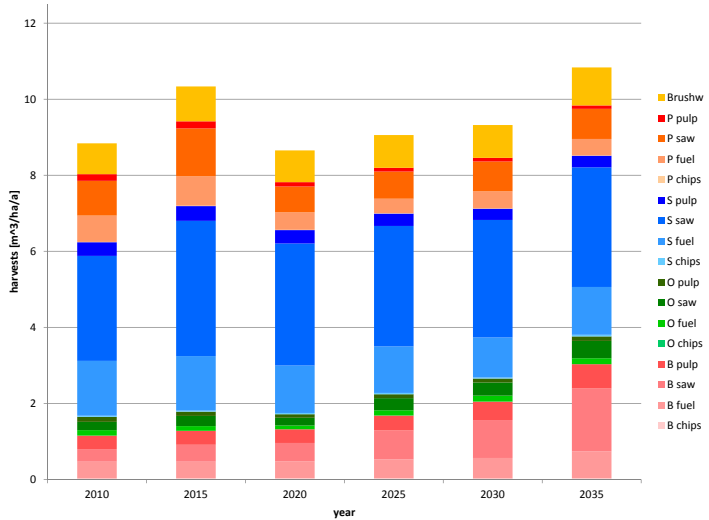


Abb. 4.3: Entnahmemengen je Simulationsperiode. In [Efm/(ha · a)]. Mittelwerte für Bayern. Basisszenario. Legende s. Abbildung 4.2. Nach Härtl und Knoke (2014b).

gen die Anteile des Hackschnitzelsortiments im Nadelholz leicht von 1% auf 2%. Bei der Buche sinkt dieser Anteil leicht von 4% auf 3%, während er bei der Eiche von fast 6% auf unter 1% deutlich zurückgeht.

4.2.3 A100-Szenario

Wird im Modell der für das A100-Szenario abgeleitete Preisanstieg (s. Tabelle 4.2) eingespielt, verändert sich das Nutzungs- bzw. Angebotsverhalten der Forstbetriebe (vgl. Abbildung 4.6 für die Vorratsentwicklung und Abbildung 4.7 für die Entnahmemengen). In diesem Fall wurde im Mittel weniger Holz ausgehalten als im Basisszenario, jedoch mehr als im A50-Fall. Die jährlichen Nutzungsmengen schwanken zwischen 6,1 und 10,9 Efm/(ha · a) und liegen im Mittel bei 8,4 Efm/(ha · a), was über

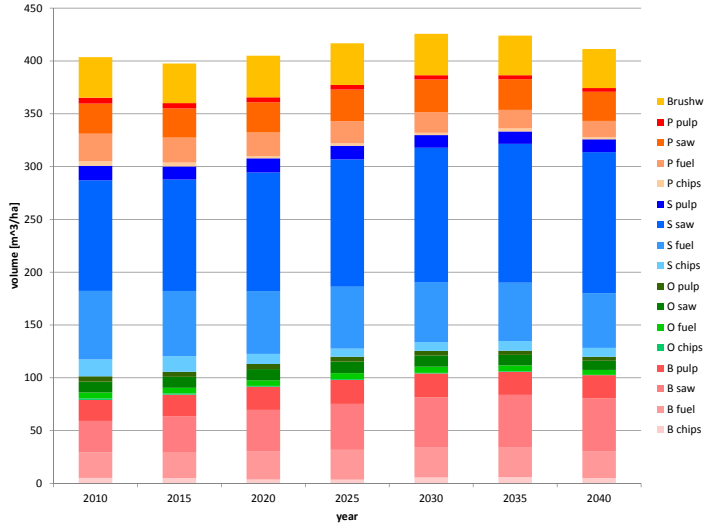


Abb. 4.4: Entwicklung des stehenden Vorrats (vor dem Eingriff) je Simulationsperiode. In [Efm/ha]. Mittelwerte für Bayern. A50-Szenario. Legende s. Abbildung 4.2.

die 30 Jahre betrachtet mit einem Endvorrat von 347 Efm/ha zu einer geringeren Vorratsabsenkung als im Basisszenario führt.

Absolute Mengen

Die Erntemenge in der Buche liegt 2010 bei 2,7 Mio. Efm/a und steigt auf 5,3 Mio. Efm/a an. Das Gleiche gilt auch für alle anderen Baumartengruppen. Die Menge an Eichenholz steigt von 1,2 auf 1,6 Mio. Efm/a, Fichte von 10,5 auf 13,2 Mio. Efm/a und Kiefer von 3,4 auf 3,7 Mio. Efm/a. Innerhalb der Baumarten sind die verschiedenen Sortimente von diesen Entwicklungen unterschiedlich betroffen. In der Fichte steigt das Stammholzangebot um 30%, wohingegen das Energieholzvolumen auf 68% und das Industrieholzangebot auf 80% der Ursprungsmenge zurückgeht. Mit 1332% steigt das Hackschnitzelaufkommen unter allen Sortimenten am deutlichsten. Die gleichen Tendenzen können bei

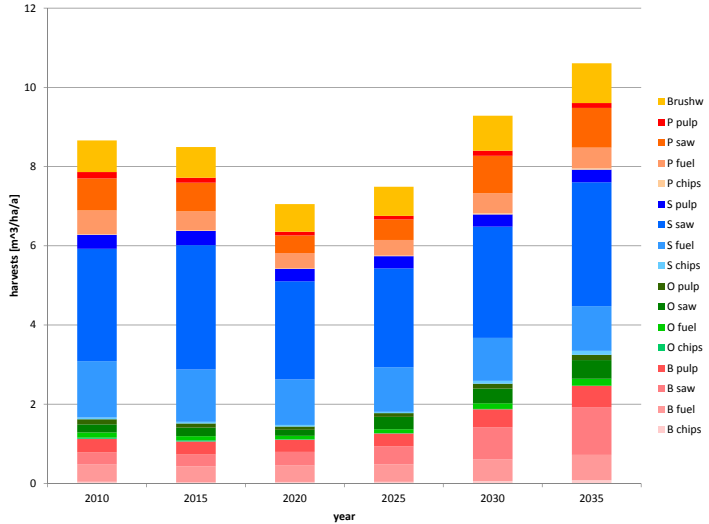


Abb. 4.5: Entnahmemengen je Simulationsperiode. In [Efm/(ha · a)]. Mittelwerte für Bayern. A50-Szenario. Legende s. Abbildung 4.2.

der Kiefer beobachtet werden. Stammholz- und Hackschnitzelmengen steigen an, wohingegen Industrie- und Energieholzsortimente zurückgehen. Für die Eiche gilt Ähnliches. Im Gegensatz dazu nehmen bei der Buche aufgrund des starken Anstiegs des Gesamtaufkommens die Mengen aller Sortimente zu; jedoch in unterschiedlichem Umfang: Industrieholz um 34%, Energieholz um 27%, Stammholz um 226% und Hackschnitzel um 390%.

Das Angebot an Stammholz insgesamt steigt von 8,9 auf 13,4 Mio. Efm/a. Der Anteil an Laubholz steigt dabei von 13% auf 24%. Das Industrieholzaufkommen ist mit 2,3 bzw. 2,4 Mio. Efm/a nahezu konstant, ändert sich jedoch in der Zusammensetzung ebenfalls von knapp führendem Nadelholz (im Jahr 2010 mit einem Anteil von 52%) auf führendes Laubholz (59% im Jahr 2035). Die eingeschlagene Energieholzmenge (inkl. Hackschnitzel) steigt von 6,6 auf 7,9 Mio. Efm/a, mit ebenfalls leicht zunehmenden Laubholzanteilen (von 24% auf 28%).

Relative Mengen

Der Vergleich der Holzsortimente innerhalb der Baumartengruppen zeigt für alle Arten einen steigenden Anteil an Stammholz. Bei Fichtenholz steigt er von 58% auf 60%, bei Buche von 26% auf 44%, bei der Eiche von 41% auf 57% und bei der Kiefer von 46% auf 62%. Dagegen reduziert sich der Industrieholzanteil bei der Fichte von 8% auf 5%, bei der Kiefer von 10% auf 7%, bei der Buche von 30% auf 21% und bei der Eiche von 26% auf 19%. Der Anteil an Energieholz bei der Fichte sinkt von 32% auf 17% und bei der Buche von 39% auf 25%. Die Mengenproportionen der Hackschnitzelbereitstellung steigen bei der Fichte von 1% auf 17% und bei der Buche von 4% auf 10%.

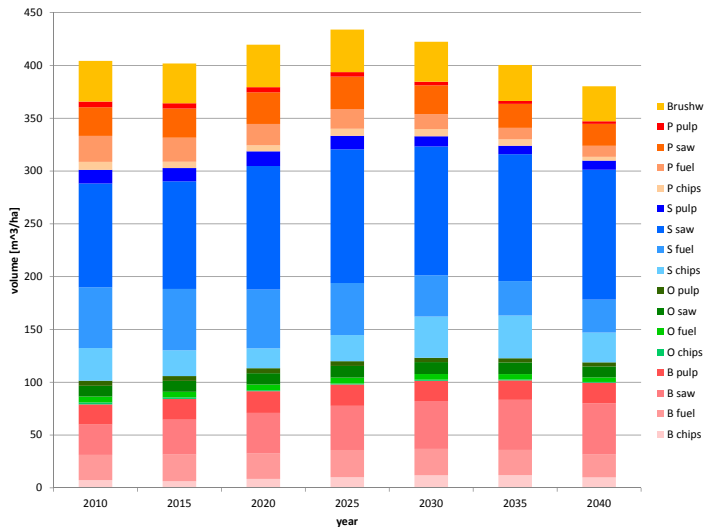


Abb. 4.6: Entwicklung des stehenden Vorrats (vor dem Eingriff) je Simulationsperiode. In [Efm/ha]. Mittelwerte für Bayern. A100-Szenario. Legende s. Abbildung 4.2. Nach Härtl und Knoke (2014b).

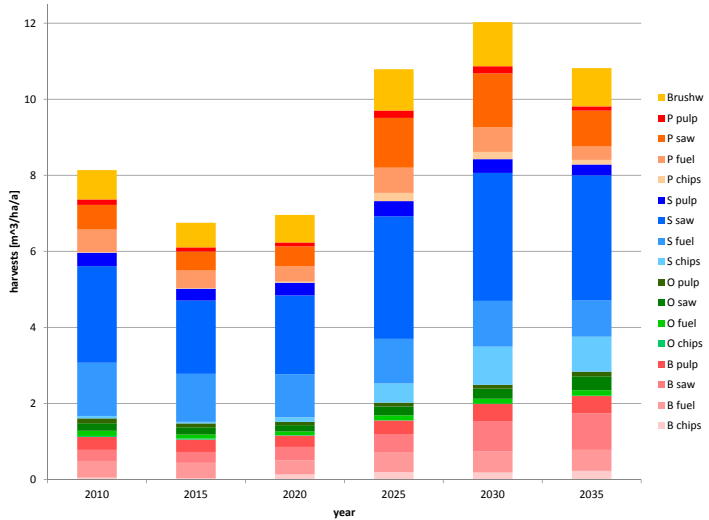


Abb. 4.7: Entnahmemengen je Simulationsperiode. In [Efm/(ha · a)]. Mittelwerte für Bayern. A100-Szenario. Legende s. Abbildung 4.2. Nach Härtl und Knoke (2014b).

4.2.4 A300-Szenario

Bei den höheren Preisanstiegen des A300-Szenarios (s. Tabelle 4.3) setzen sich die Tendenzen des A100-Szenarios fort (s. Abbildungen 4.8 und 4.9). Die jährlichen Nutzungsmengen schwanken zwischen 6,0 und 10,1 Efm/(ha · a) und liegen im Mittel bei 8,5 Efm/(ha · a), was über die 30 Jahre betrachtet wie im Basisszenario zu einem Endvorrat von 334 Efm/ha führt.

Absolute Mengen

Das Buchenholzaufkommen steigt von 2,7 auf 5,3 Mio. Efm/a, das der Eiche bleibt konstant bei 1,2 Mio. Efm/a. Die Menge an angebotener Fichte steigt von 8,8 auf 12,3 Mio. Efm/a und die der Kiefer von 3,0 auf 3,3 Mio. Efm/a. Deutlichere Unterschiede zeigen sich bei den einzelnen Sortimenten. Der Stammholzeinschlag

in der Fichte steigt um 59%, wohingegen das Energieholz auf 39% und das Industrieholz auf 40% einbricht. Dagegen steigt die Hackschnitzelmenge um 1629%. Die Kiefer zeigt ein ähnliches Ergebnis. Obwohl die Eichenholzmenge insgesamt auf einem konstanten Niveau verharrt, steigt das Angebot an Eichenstammholz um 23% und das an Hackschnitzeln um 25%, auf Kosten von Industrie- (Rückgang auf 80%) und Energieholz (Rückgang auf 91%). Für die Buche werden aufgrund des starken Mengenanstiegs insgesamt steigende Mengen für alle Sortimente in diesem Szenario prognostiziert: Das Stammholz steigt um 202%, das Industrieholz um 13%, das Energieholz um 16% und Hackschnitzel um 861%.

Die Menge an eingeschlagenem Stammholz insgesamt steigt von 7,0 auf 12,1 Mio. Efm/a mit einem von 18% auf 24% steigenden Laubholzanteil. Das Industrieholzangebot sinkt von 2,2 auf 1,7 Mio. Efm/a ab, bei gleichzeitiger Verlagerung zum Laubholz (von einem Anteil von 52% auf 72%), wohingegen das Energieholz (inkl. Hackschnitzel) mit einem Anstieg von 6,5 auf 8,4 Mio. Efm/a einen deutlichen Zugewinn erfährt. Bei Letzterem steigt der Laubholzanteil von 24% auf 30% nur moderat.

Relative Mengen

Innerhalb jeder Baumartengruppe lässt sich ein steigender Anteil an Stammholz nachzeichnen. Bei der Fichte steigt der Anteil von 52% auf 59%, bei der Kiefer von 41% auf 61%, bei der Buche von 27% auf 42% und bei der Eiche von 41% auf 49%. Der Industrieholzanteil sinkt bei der Fichte von 8% auf 2%, bei der Kiefer von 10% auf 5%, bei der Buche von 30% auf 18% und bei der Eiche von 26% auf 20%. Fichten-Energieholz sinkt in seinem Anteil am Fichtenholzangebot von 38% auf 10%, bei der Kiefer von 47% auf 14%, bei der Buche von 39% auf 24% und bei der Eiche von 27% auf 24%. Der Anteil der Hackschnitzel steigt bei der Fichte von 2% auf 28%, bei der Kiefer von 2% auf 20%, bei der Buche von 3% auf 17% und bei der Eiche von 6% auf 7%.

4.2.5 Szenarienvergleich

Die bis hierher getrennt dargestellten Szenarien werden im Folgenden untereinander verglichen, um sie auf mögliche Tenden-

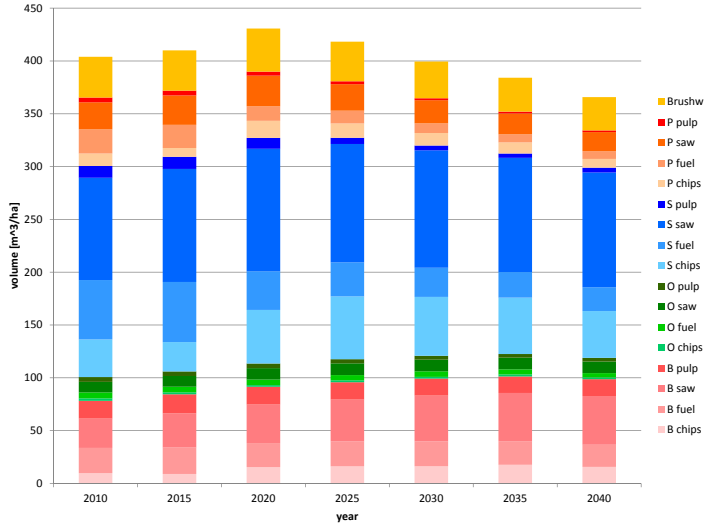


Abb. 4.8: Entwicklung des stehenden Vorrats (vor dem Eingriff) je Simulationsperiode. In [Efm/ha]. Mittelwerte für Bayern. A300-Szenario. Legende s. Abbildung 4.2.

zen hin zu untersuchen. Zur Einordnung der von den Modellszenarien errechneten Werte zeigt Tabelle 4.5 einen Vergleich mit den von Borchert (2005) für die Periode 2002-2032 berechneten durchschnittlichen Nutzungsmengen und den auf Basis der tatsächlichen Einschlagsmeldungen errechneten Werten der LWF (Hastreiter, 2012). Deutlich erkennbar ist, dass die vorgestellte Analyse einen Rahmen aufspannt, innerhalb dessen das reale Einschlagsverhalten liegt. Lediglich beim Kommunalwald liegt das tatsächliche Holzaufkommen mit 1,3 Mio. Efm/a deutlich unter dem prognostizierten. Dieser Unterschied ergibt sich in ähnlicher Größenordnung auch bei der methodisch differierenden, rein waldbaulichen Prognose von Borchert (2005).

Da sich die Szenarien bezüglich ihrer Mittelwerte und ihrer Verteilungen über den gesamten Betrachtungszeitraum nicht signifikant voneinander unterscheiden (Kruskal-Wallis-Test: $H = 1,273$; $p = 0,735$; Jonckheere-Terpstra-Test: $J = 104,000$; $p =$

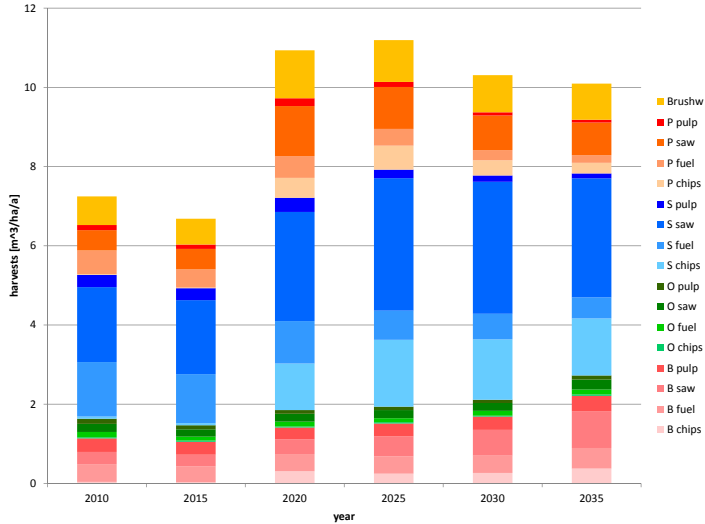


Abb. 4.9: Entnahmemengen je Simulationsperiode. In [Efm/(ha · a)]. Mittelwerte für Bayern. A300-Szenario. Legende s. Abbildung 4.2.

0,837)¹, wurden für einen ersten Überblick zeitabhängige Tendenzen und Preistrends herausgearbeitet und anhand prozentualer Änderungen kategorisiert (vgl. die Erläuterung der Symbolik in Tabelle 4.6). Um den zeitlichen von dem preislichen Einfluss zu trennen, werden für ersteren die Entwicklungen innerhalb des jeweiligen Szenarios herangezogen. Da Schwankungen zwischen den einzelnen Betrachtungsperioden auftreten, die auf den realen Alters- und Vorratsaufbau der Bestände zurückzuführen sind, wird zur Untersuchung der zeitlichen Entwicklung ein Mittel zwischen den ersten drei Perioden (2010-2020) und den zweiten drei Perioden (2025-2035) herangezogen. Für den Ver-

¹ Für die Varianzanalyse wurden parameterfreie Tests verwendet, da für die Streuung zwischen den Simulationsperioden keine Normalverteilungsannahme getroffen werden kann. Der Jonckheere-Terpstra-Test ist eine Variante des Kruskal-Wallis-Tests für gerichtete Trends zwischen den untersuchten Gruppen (Jonckheere, 1954). Die Prüfung auf Homoskedastizität erfolgte mittels Levene-Test.

Tab. 4.5: Vergleich der Entnahmemengen nach Eigentümerkategorien 2010. In [Millionen Efm/a]. LWF: Holzeinschlag in Bayern nach Hastreiter (2012), BWI: Holzaufkommensprognose für Bayern nach Borchert (2005)

	A0	A50	A100	A300	LWF	BWI
StW	5,8	5,6	5,1	4,1	4,9	5,6
KW	2,3	2,3	2,1	1,9	1,3	2,3
PW	11,3	11,1	10,6	9,8	10,0	12,7
BY	19,4	19,0	17,9	15,8	16,3	20,7

gleich der verschiedenen Preisniveaus untereinander (Preistrend) wird jeweils ein Mittelwert über alle Perioden verglichen.

Absolute Mengen

ZEITLICHER TREND Tabelle 4.6 zeigt die Entwicklung der absoluten Erntemengen, nach Baumarten sowie nach Hauptsortimenten getrennt. Die Tabellen 4.9 und 4.10 geben ergänzend einen detaillierteren Überblick über die zugrundeliegenden Werte. Die Entwicklung der baumartenspezifischen Holzernthemengen zeigt bei allen Szenarien einen positiven Trend, d. h. eine Zunahme über der Zeit. Lediglich die Menge anfallender Kiefer im Basiszenario und die der Fichte im A50-Szenario reduziert sich. Im A300-Szenario zeigt die Eiche keinen klaren Trend, ebenso die Kiefer im A50-Szenario, wohingegen die Buche in allen Fällen im Vergleich zu den übrigen Baumarten überproportional zunimmt.

Für die beiden dominierenden Baumartengruppen Fichte und Buche zeigt die Tabelle daran anschließend auch die Aufteilung nach den Hauptsortimenten. Auch hier zeigen sich innerhalb der drei Szenarien die gleichen Trends. Bei der Fichte nehmen Stammholz- und Hackschnitzelmengen zu, während bei der Buche alle Sortimente zunehmen, insbesondere Stammholz und Hackschnitzel.

Der Überblick über alle Baumarten zeigt daher auch lediglich bei Industrie- und Energieholz ein heterogenes Bild. Während mit Ausnahme des Energieholzes im Basis- und A50-Szenario in den Szenarien A0 bis A100 der positive Einfluss der Buchenholz-

mengen überwiegt, setzt sich im A300-Fall der Trend der Fichte durch.

PREISTREND In der letzten Spalte der Tabelle 4.6 ist der Einfluss des Preises auf die Angebotsmengen dargestellt. Der Einfluss des Preises zeigt bei den Laubhölzern eine negative Korrelation auf die angebotene Gesamtmenge, während bei der Kiefer ein positiver Einfluss festzustellen ist. Die Erntemenge der Fichte bleibt nahezu konstant.

Der Preis zeigt einen negativen Einfluss auf die angebotenen Mengen von Stammholz, Industrieholz und Energieholz, jedoch einen sehr deutlichen positiven Effekt auf das Hackschnitzelangebot.

Zusammenfassend bedeutet dies gegenüber dem Basisszenario eine Abnahme des Holzangebots um ca. 2,0 Mio. Efm/a im A50-Szenario, um ca. 674.000 Efm/a im A100-Szenario und um ca. 315.000 Efm/a im A300-Fall. Das sind 10%, 3% bzw. 2% der geernteten Gesamtmenge (Mengen ohne EBH, vgl. Tabelle 4.9). Gleichzeitig gibt es innerhalb der Verwertungsschienen deutliche Verschiebungen (s. a. Tabelle 4.10). Im A50- und A100-Fall reduziert sich die stoffliche Schiene (Stamm- und Industrieholz) um 1,8 Mio. Efm/a (2,5 Mio. Efm/a bei A300), wohingegen der energetischen Verwertung Mehrmengen von 1,2 Mio. Efm/a bei A100 (bzw. 2,3 Mio. Efm/a bei A300) zugeführt werden. Lediglich im A50-Fall reduziert sich aufgrund des deutlichen Rückgangs der Gesamterntemenge von 10% auch die für die energetische Schiene zur Verfügung stehende Menge um ca. 400.000 Efm/a. Die Veränderungen liegen damit in einem Bereich zwischen -12% und +28% der jeweiligen Basismengen.

Relative Mengen

Da sich beim Vergleich der absoluten Mengen zwei Faktoren überlagern – die variable Absolutmenge und die Relation zwischen den einzelnen Sortimenten –, wurden in einem nächsten Schritt die relativen Mengen verglichen. Tabelle 4.7 zeigt die Verschiebungen der Sortimentsanteile für Fichte, Buche und alle Baumarten, wiederum über die Zeit und über den Preis betrachtet. Während sich das Ergebnis für den Preiseinfluss sowie für die Fichte generell von der absoluten Betrachtung im Wesentli-

Tab. 4.6: Entwicklung der Entnahmemengen bezüglich der Zeit und des Holzpreises. Preistendenzen sind auf Mittelwerte bezogen (vgl. Tabelle 4.9), Zeittendenzen auf Tabelle 4.11. Symbolik (gilt entsprechend für Minuszeichen): \approx annähernd konstant, (+) Änderung bis 5%, + Änderung bis 50%, ++ Änderung bis 100%, +++ Änderung über 100%, jeweils bezogen auf das Ausgangsniveau.

Baumarten absolut		Tendenz bzgl.				Preis
		Zeit				
		Ao	A50	A100	A300	
Bu		+++	++	++	++	-
Ei		+	++	+	\approx	-
Fi		(+)	(-)	+	+	\approx
Kie		-	\approx	+	+	+
Summe		+	+	+	+	-
Sortimente absolut		Tendenz bzgl.				Preis
		Zeit				
		Ao	A50	A100	A300	
Fi	Sth	(-)	\approx	++	+	-
	IL	-	-	(+)	-	\approx / ^a
	EH	-	-	-	-	-
	Hack	+	++	+++	+++	++
Bu	Sth	+++	+++	+++	+++	-
	IL	+	+	+	+	-
	EH	+	+	+	+	-
	Hack	(-)	++	+++	++	++
alle BA	Sth	+	+	++	++	-
	IL	(+)	+	+	-	-
	EH	-	(-)	(+)	-	-
	Hack	+	+	+++	+++	++
	Summe	(+)	+	++	+	-

^a Rückgang erst im A300-Szenario.

chen nicht unterscheidet, zeigt die Buche jetzt ein anderes, zur Fichte analoges Bild. Der Anteil der Industrie- und Energieholzsortimente nimmt über der Zeit ab, zugunsten des Stammholzes

und insbesondere der Hackschnitzel. Lediglich im A0-Szenario nehmen die Hackschnitzelanteile ebenfalls ab.

Da die beiden dominierenden Baumarten ein gleiches Bild zeigen, ist dieses Ergebnis auch beim Blick über alle Baumarten erwartungsgemäß zu sehen. Der Stammholzanteil sinkt mit steigendem Preis zwischen dem Basisszenario und dem A300-Szenario von 59% auf 50%, der Industrieholzanteil von 12% auf 9% und der Energieholzanteil von 28% auf 22%. Dagegen steigt der Hackschnitzelanteil von knapp 1% auf 18%.

Vergleicht man die Entwicklung bei Laub- und Nadelholz untereinander, indem der Laubholzanteil betrachtet wird, fällt auf, dass sich der positive Trend des Laubstammholzanteils über der Zeit mit steigendem Preis abschwächt, beim Energieholz jedoch verstärkt. Der Laubholzanteil beim Industrieholz steigt ebenfalls mit steigenden Preisen, jedoch nur schwach. Beim Hackschnitzelsortiment liegen die Verhältnisse dagegen anders. Hier nimmt der Laubholzanteil ab, sowohl über der Zeit als auch mit steigenden Preisen.

Preis- und Zeiteffekt in Kombination

Um die Dominanz des Preis- und Zeittrends zu untersuchen, wurde eine kombinierte Darstellung gewählt, in der der Unterschied zwischen dem Ausgangsniveau der Entnahmemengen im Basisszenario und dem Endniveau des jeweiligen Preissteigerungsszenarios A50, A100 und A300 berechnet wurde (s. Tabelle 4.8).

Bei der Baumart Fichte ergibt sich ein erwartetes Bild, da hier Zeit- und Preiseffekt im Wesentlichen mit gleichem Vorzeichen wirken, sich gegenseitig also verstärken. Lediglich beim Stammholz sind sie gegenläufig, was dazu führt, dass die Mengenentwicklung bei diesem Sortiment uneinheitlich ist.

Das Bild bei der Buche zeigt, dass im Rahmen der betrachteten Zeit und der angenommenen Preisentwicklungen die positiv wirkende Mengenzunahme den Preiseffekt überwiegt, so dass alle Sortimente eine Mengenzunahme aufweisen. Der Vergleich der angegebenen durchschnittlichen Angebotsmengen je Jahr zeigt jedoch, dass der steigende Preis die Mehrmengen zunehmend reduziert und im A300-Szenario beim Industrieholz bereits zu einem leichten Rückgang führt.

Tab. 4.7: Entwicklung der relativen Entnahmemengen (Sortenanteile) bezüglich der Zeit und des Holzpreises. Preistendenzen sind auf Mittelwerte bezogen (vgl. Tabelle 4.9), Zeittendenzen auf Tabelle 4.11. Symbolik s. Tabelle 4.6.

Sortimente relativ		Tendenz bzgl.				
		Zeit				Preis
		A0	A50	A100	A300	
Fi	Sth	+	(+)	+	+	-
	IL	-	-	-	--	-
	EH	-	-	-	--	-
	Hack	+	++	+++	+++	+++
Bu	Sth	++	++	+	+	-
	IL	-	-	-	-	-
	EH	-	-	-	-	≈
	Hack	-	(+)	++	++	+++
alle BA	Sth	+	+	+	+	-
	IL	-	(-)	-	-	-
	EH	-	-	-	-	-
	Hack	(+)	+	+++	+++	+++
Lbh-Anteil	Sth	+++	+++	++	+	-
	IL	+	+	+	+	+
	EH	++	++	++	+++	+
	Hack	-	-	--	--	-

Aufgrund ihrer Mengendominanz wird das Ergebnis über alle Baumarten hinweg von den Entwicklungen der Fichte dominiert. Beim Industrie- und Energieholz ist der abpuffernde Effekt durch die Mehrmengen an Buche erkennbar. In der Summe bedeutet dies im A100- und A300-Fall für das gesamte angebotene Holz, dass dessen Quantität mit der Zeit zunimmt, mit abnehmender Tendenz bei steigenden Preisen. Das A50-Szenario zeigt eine gegenläufige Tendenz.

Bezüglich der Verschiebung stofflich/thermisch kommt es im A100-Szenario zu keinen nennenswerten Veränderungen gegenüber der Basis. Bei einer Gesamtmengenzunahme von 4,1 Mio. Efm/a steigt die stoffliche Schiene um 2,0 Mio. Efm/a und die

thermische um 2,1 Mio. Efm/a an. Die beobachtbaren Verschiebungen finden also ausschließlich innerhalb der Verwertungsschienen zwischen Stammholz und Industrieholz auf der einen und Energieholz und Hackschnitzel auf der anderen Seite statt. Im A50-Szenario sinkt die Gesamtmenge um 405.000 Efm/a. Die für die stoffliche Verwertungsschiene ausgehaltene Holzmenge steigt um 131.000 Efm/a, die für die thermische Schiene sinkt um 536.000 Efm/a.

Erst im A300-Szenario findet auch unter dem Aspekt der kombinierten Betrachtung eine Verschiebung zwischen beiden Verwertungssträngen statt. Die Mehrmenge von 2,8 Mio. Efm/a beruht nahezu ausschließlich auf der Zunahme der thermischen Verwendung (v. a. Hackschnitzel, bei deutlichem Rückgang des Energieholzes), wohingegen die stoffliche Seite im Erntevolumen leicht abnimmt (32.000 Efm/a). Insbesondere das Industrieholzsortiment verliert dabei rund 725.000 Efm/a oder 30% seines Ausgangsvolumens.

Bei den Laubhölzern ist zu beachten, dass es innerhalb des betrachteten Zeitraums zu einem Preisangleich zwischen den Stammholz- und den Energieholzsortimenten kommt. Im A50-Szenario wird dieser Einheitspreis ab dem Jahr 2035 erreicht, im A100-Szenario ab dem Jahr 2025 und im A300-Szenario ab dem Jahr 2020. Die innerhalb der Szenarien ermittelten Stammholz-mengen können also ab diesen Jahren in der nachgeschalteten Verwertung auch als Energieholz genutzt werden, ohne für die Forstbetriebe einen ökonomischen Verlust darzustellen. Lediglich die im folgenden Abschnitt dargestellte Kohlenstoffbilanz würde sich dadurch verschlechtern.

4.3 KOHLENSTOFFBILANZ

Wie gezeigt, entspricht der klimarelevante Senkeneffekt eines Waldes genau seiner durch den Zuwachs bedingten Speicherleistung an Kohlenstoff (abzüglich Totholz). Tabelle 4.12 zeigt die Ergebnisse, die dem ersten Faktor der Formel 3.23 entsprechen. Die Senkenleistung liegt über alle Szenarien hinweg im Schnitt zwischen 4,0 und 4,3 Mio. tC/a (1,7 bis 1,8 tC/(ha · a)), ist also relativ stabil. Einen gegenüber den anderen Szenarien leicht höheren Senkeneffekt weist das A50-Szenario auf, da hier

Tab. 4.8: Entwicklung der Entnahmemengen bezüglich der Zeit und des Holzpreises. Kombinierte Darstellung. Die angegebene Mengendifferenz in [1000 Efm/a] bezieht sich auf das Ausgangsniveau im Basisszenario. Symbolik s. Tabelle 4.6.

Preis+Zeiteffekt		A50	A100	A300	A50	A100	A300
Fi	Sth	-	+	(+)	-878	286	126
	IL	-	-	--	-135	-45	-487
	EH	-	-	--	-633	-641	-1.779
	Hack	+++	+++	+++	93	1.879	3.673
Bu	Sth	++	++	++	976	789	668
	IL	+	+	(-)	198	161	-26
	EH	+	+	+	248	241	64
	Hack	++	+++	+++	69	405	636
alle BA	Sth	(+)	+	+	165	1.873	693
	IL	(-)	(+)	-	-34	127	-725
	EH	-	-	-	-755	-584	-2.579
	Hack	+++	+++	+++	219	2.701	5.368
	Summe	(-)	+	+	-405	4.116	2.757

die Vorratshaltung durch die geringeren Nutzungsmengen im Schnitt etwas höher ist.

Tabelle 4.13 zeigt die Ergebnisse für die durch die Holznutzung verursachten Emissionseffekte gemäß der Formel 3.23, die den um den Reduktionsfaktor verminderten Kohlenstoffmengen der Holzprodukte entsprechen, die je Periode neu eingesetzt werden. Die durchschnittlichen Emissionseffekte schwanken zwischen 0,7 und 1,0 Mio. tC/a (0,3 bis 0,4 tC/(ha · a)) und zeigen mit Ausnahme des A50-Szenarios eine leichte Zunahme vom Basisszenario zum A300-Szenario. In der periodenweisen Darstellung wird auch hier die zunehmende Volatilität der Nutzungsmengen deutlich, je extremer die angenommene Preissteigerung ausfällt. Während die Emissionen im Basisszenario zwischen 0,7 und 0,8 Mio. tC/a schwanken, erhöht sich diese Variation im A300-Fall auf eine Spanne zwischen 0,7 und 1,2 Mio. tC/a.

Die Senkenwirkung durch die Substitutionseffekte zeigt Tabelle 4.14 am Beispiel der Faktoren nach Rüter (2011) und Rock und Bolte (2011). Der Substitutionseffekt ist mit Werten zwischen 5,3

und 6,0 Mio. tC/a (2,2 bis 2,5 tC/(ha · a)) die größte Komponente der Kohlenstoffbilanz. Während der Senkeneffekt des Waldes und die Emissionswirkung der Produkte um maximal 0,1 tC/(ha · a) variieren, wirkt sich der Einfluss der Preisszenarien beim Substitutionseffekt um bis zu 0,3 tC/(ha · a) aus. Mit 2,5 tC/(ha · a) weist das Basisszenario die größte Substitutionsleistung auf.

In Tabelle 4.15 ist schließlich die Summe aller Effekte gebildet. Dabei ist zu beachten, dass die zeitliche Auflösung derart erfolgt, dass der Speicherleistung des Waldes gegenüber der Vorperiode die Holznutzungen der aktuellen Periode zugerechnet werden. Die Gesamtbilanz der Senkenleistung liegt zwischen 8,4 und 9,2 Mio. tC/a (3,5 bis 3,8 tC/(ha · a)) und zeigt eine eindeutige Reihung der Szenarien vom Basisszenario mit der höchsten Speicherleistung zum A300-Szenario mit der niedrigsten Leistung. In allen Szenarien ist das Gesamtsystem aus Holzprodukt und Wald eine Kohlenstoffsénke, auch ohne die Berücksichtigung der Substitutionseffekte.

Für eine statistische Untersuchung wurden die Ergebnisse der einzelnen Kohlenstoffeffekte und des Gesamtsystems einer Varianzanalyse unterzogen.² Lediglich beim Produktspeicher konnte ein signifikanter Unterschied zwischen den Szenarien diagnostiziert werden: $F(3; 20) = 3,62$; $p = 0,031$. Mit einem Post-hoc-Test wurden daher beim Produktspeicher Paarvergleiche durchgeführt: Zwischen dem A50- und dem A300-Szenario ergibt der Tukey-Test einen signifikanten Unterschied ($p = 0,040$), so dass zwei homogene Untergruppen innerhalb der Szenarien unterscheidbar sind: Zum einen A0, A50 und A100 und zum anderen A0, A100 und A300. Mit dem Test nach Student-Newman-Keuls konnte die Überlappung der beiden Untergruppen noch weiter reduziert werden, so dass sich als Gruppen A0, A50 und A100 sowie A100 und A300 ergeben. Letzteres wird zusätzlich durch den Duncan-Test bestätigt.

4.3.1 *Finanzielle Bewertung*

Die Ergebnisse der finanziellen Bewertung zeigt Tabelle 4.16. Da die Auswertung der Kohlenstoffbilanz das Basisszenario als dies-

² Die Prüfung auf Homoskedastizität erfolgte mittels Levene-Test.

bezüglich günstigstes ergeben hat (s. Tabelle 4.15), wurde dieses bei der Bewertung der Mindermengen und bei den Kompensationszahlungen als Referenz verwendet. d. h., die bewerteten Mindermengen beziehen sich auf die Differenzen zwischen der Senkenwirkung der Preissteigerungsszenarien und dem Basisszenario. Bei der Berechnung der Kompensationszahlungen wurde jeweils das Nutzungsverhalten gemäß des Basisszenarios als wünschenswert in den Preissteigerungsszenarios vorgegeben und die sich dadurch ergebende Verringerung des Kapitalwerts gegenüber der jeweiligen Optimallösung als zu kompensierender Mindererlös betrachtet.

Die Bewertung der aufgrund des reduzierten Senkeneffekts der Preissteigerungsszenarien auftretenden Mindermengen ergab Kosten zwischen 3,33 und 7,61 €/ (ha · a), mit steigender Tendenz bei zunehmender Preissteigerung. Diese Kosten entsprechen den Differenzen der Bewertung der absoluten Speicherleistung zwischen den Szenarien. Diese absolute Speicherleistung wurde mit 76 bis 83 €/ (ha · a) bewertet. Die bewertete Speicherleistung nimmt aufgrund des sich abschwächenden Senkeneffekts mit zunehmender Preissteigerung ab. Die Kompensationszahlungen, die benötigt wären, um die bessere Speicherleistung des Basisszenarios in den Preissteigerungsszenarien kostenneutral aufrecht zu erhalten, belaufen sich auf 22 bis 114 €/ (ha · a) oder 143 bis 323 €/tC.

4.4 ZUSAMMENFASSUNG

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die verschiedenen Preisszenarien einen deutlichen Einfluss auf das Holzangebot zeigen. Mit steigenden Preisen verschieben sich die absoluten Holzmengen aufgrund eines verzögerten Einschlags in die Zukunft (absoluter Preistrend). In keinem Szenario kommt es dabei zu einem deutlichen Vorratsab- oder -aufbau. Durch die Angleichung der Preise verändern sich die relativen Mengen in Richtung der Sortimente geringerer Qualität (relativer Preistrend). Dieser Trend wird allerdings vor allem auch beim Laubholz durch die Altersklassenstruktur überlagert, durch die gleichzeitig auch mehr Holz stärkerer Dimensionen als Stammholz angeboten wird (zeitlicher Trend). Letzteres kann aber aufgrund der

sich angleichenden Preise auch ohne weiteres als Holz für die energetische Verwertung auf den Markt gebracht werden, ohne das finanzielle Ergebnis des Forstbetriebs zu verschlechtern.

Die Kohlenstoffspeicherleistung des Waldes bleibt über alle Szenarien hinweg relativ konstant. Bei steigenden Preisen verschlechtert sich die Bilanz des Produktspeichers und der Substitutionseffekte leicht, weil sowohl insgesamt weniger Holz (absolut) genutzt wird als auch anteilig mehr Holz (relativ) der thermischen Verwertungsschiene zugeführt wird. Dieses Ergebnis wird durch die finanzielle Bewertung der Preisszenarien bestätigt. Je größer die Preissteigerung, desto geringer ist der finanzielle Wert der bereitgestellten Speicherleistung und desto größer ist die benötigte Kompensationszahlung, um das Niveau der Speicherfähigkeit aufrecht zu halten.

Tab. 49: Vergleich der Entnahmemengen nach Szenarien. Mittelwerte je Baumartengruppe. In [Efm/aj].

	Basis (Ao)	A50	Dif.	%	A100	Dif.	%	A300	Dif.	%
Bu Hack	76.171	115.097	38,926	51	322.083	245.912	323	507.751	431.580	567
Bu EH	1.227.688	1.156.829	-70.859	-6	1.140.726	-86.962	-7	1.078.343	-149.345	-12
Bu Sh	1.878.134	1.376.271	-501.863	-27	1.274.745	-603.389	-32	1.228.988	-649.146	-35
Bu IL	1.041.082	926.568	-114.514	-11	900.612	-140.470	-13	809.352	-231.730	-22
Bu	4.223.076	3.574.766	-648.310	-15	3.638.166	-584.910	-14	3.624.434	-598.642	-14
Ei Hack	6.699	37.383	30.684	458	38.124	31.424	469	70.887	64.187	958
Ei EH	326.737	296.722	-30.016	-9	296.441	-30.296	-9	282.474	-44.263	-14
Ei Sh	727.842	695.300	-32.542	-4	569.361	-158.481	-22	500.995	-266.847	-31
Ei IL	267.025	268.934	1.909	1	259.546	-7.479	-3	240.558	-26.467	-10
Ei	1.328.303	1.298.339	-29.965	-2	1.163.472	-164.832	-12	1.094.914	-233.390	-18
Fi Hack	78.269	131.692	53.423	68	1.066.859	988.590	1.263	2.389.320	2.311.051	2.953
Fi EH	3.082.410	2.909.284	-173.126	-6	2.865.560	-216.850	-7	2.251.753	-830.657	-27
Fi Sh	7.616.344	6.796.615	-819.729	-11	6.608.214	-1.008.130	-13	6.518.055	-1.098.289	-14
Fi IL	814.042	786.633	-27.409	-3	821.976	7.934	1	588.494	-225.548	-28
Fi	11.591.066	10.624.225	-966.841	-8	11.362.609	-228.457	-2	11.747.622	156.557	1
Kie Hack	22.794	51.816	29.022	127	237.101	214.306	940	724.894	702.100	3.080
Kie EH	1.285.082	1.160.058	-125.024	-10	1.255.514	-29.569	-2	997.049	-288.034	-22
Kie Sh	2.067.733	1.788.939	-278.794	-13	2.149.649	81.916	4	2.032.100	-35.634	-2
Kie IL	304.800	288.298	-16.502	-5	341.980	37.180	12	286.439	-18.361	-6
Kie	3.680.410	3.289.111	-391.298	-11	3.984.214	303.834	8	4.040.482	360.072	10
Summe	20.822.855	18.786.440	-2.036.414	-10	20.148.491	-674.364	-3	20.507.451	-315.403	-2
EBH	2.126.786	1.969.849	-156.937	-7	2.172.049	45.263	2	2.209.074	82.288	4
Summe	22.949.641	20.756.290	-2.193.351	-10	22.320.540	-629.100	-3	22.716.525	-233.115	-1

Tab. 4.10: Vergleich der Entnahmemengen nach Szenarien. Mittelwerte je Hauptsortiment. In [Efm/a].

	Basis	A50	Diff	%	A100	Diff	%	A300	Diff	%
EH	5.921.918	5.522.894	-399.024	-7	5.558.240	-363.678	-6	4.609.619	-1.312.299	-22
Sth	12.290.054	10.657.125	-1.632.928	-13	10.601.970	-1.688.084	-14	10.280.138	-2.009.916	-16
IL	2.426.949	2.270.433	-156.516	-6	2.324.114	-102.835	-4	1.924.842	-502.107	-21
Hack	2.310.720	2.305.838	-4.882	0	3.836.216	1.525.496	66	5.901.926	3.591.206	155
mat	14.717.003	12.927.558	-1.789.444	-12	12.926.084	-1.790.919	-12	12.204.980	-2.512.022	-17
energ	8.232.638	7.828.731	-403.907	-5	9.394.457	1.161.818	14	10.511.545	2.278.907	28
mat Ndh	10.802.919	9.660.485	-1.142.434	-11	9.921.819	-881.100	-8	9.425.087	-1.377.832	-13
mat Lbh	3.914.084	3.267.073	-647.011	-17	3.004.265	-909.819	-23	2.779.893	-1.134.191	-29
energ Ndh	6.028.341	5.697.538	-330.803	-5	7.018.014	989.674	16	7.983.151	1.954.810	32
energ Lbh	2.204.298	2.131.194	-73.104	-3	2.376.442	172.145	8	2.528.394	324.097	15

Tab. 4.11: Entwicklung der Entnahmemengen (Sortenanteile) bezüglich der Zeit. Absolut in [1000 Efm/a]. Relativ in %.

Sortimente absolut		Tendenz bzgl. Zeit			
		Ao	A50	A100	A300
Fi	Sth	-101	-17	2.690	2.549
	IL	-143	-73	36	-379
	EH	-474	-446	-375	-1.423
	Hack	13	66	1.768	2.711
Bu	Sth	1.734	1.222	1.050	899
	IL	350	274	252	60
	EH	340	298	316	88
	Hack	-2	62	320	410
alle BA	Sth	4.393	3.982	4.534	5.045
	IL	659	307	31	-539
	EH	-393	-301	-1.362	-2.857
	Hack	45	219	2.704	4.769
	Summe	4.704	4.207	5.908	6.419
Sortimente relativ		Tendenz bzgl. Zeit			
		Ao	A50	A100	A300
Fi	Sth	5	4	5	10
	IL	-11	-5	-28	-62
	EH	-9	-10	-39	-61
	Hack	26	74	639	169
Bu	Sth	51	53	39	43
	IL	-22	-21	-23	-28
	EH	-27	-24	-23	-28
	Hack	-46	2	73	57
alle BA	Sth	8	8	11	14
	IL	-3	-3	-22	-40
	EH	-14	-13	-33	-49
	Hack	3	27	314	134
Lbh-Anteil	Sth	168	134	78	34
	IL	38	26	23	38
	EH	57	51	56	106
	Hack	-7	-28	-61	-59

Tab. 4-12: Klimarelevanter Senkeneffekt des Waldes. Alle Angaben in Tonnen Kohlenstoff. Periodenweise Kohlenstoffspeicherung in Tonnen pro Jahr. Die Spalten „Diff.“ zeigen jeweils die Differenz zum Basisszenario. $\sigma_{\bar{x}}$: Standardfehler.

Jahr	Basis	A50	Diff.	A100	Diff.	A300	Diff.
2015	-3.626.494	-3.686.806	-155.150	-3.789.007	-498.753	-4.202.526	-1.297.819
2020	-4.433.292	-4.714.984	-1.170.702	-4.860.731	-2.077.522	-5.091.719	-2.340.523
2025	-4.361.813	-4.618.431	-1.003.728	-4.813.183	-1.229.707	-4.211.258	1.129.445
2030	-4.071.752	-4.594.169	-1.289.535	-4.200.170	585.555	-3.737.512	1.217.446
2035	-4.125.618	-4.429.780	-340.782	-3.841.463	1.416.625	-3.670.443	770.292
2040	-3.440.341	-3.763.199	-516.059	-3.197.949	44.632	-3.026.530	-105.504
Gesamt							
[t]	-120.296.551	-129.036.837	-8.740.286	-123.512.517	-3.215.966	-119.699.940	596.611
[t/a]	-4.009,885	-4.301,228	-291,343	-4.117,084	-107,199	-3.989,998	19,887
[t/(ha · a)]	-1,66	-1,78	-0,12	-1,71	-0,04	-1,65	0,01
$\sigma_{\bar{x}}$ [t/(ha · a)]	0,06	0,07		0,10		0,11	

Tab. 4.13: Klimarelevanter Emissionseffekt der Produkte. Alle Angaben in Tonnen Kohlenstoff. Periodenweise Kohlenstoffemissionen in Tonnen pro Jahr. Die Spalten „Diff.“ zeigen jeweils die Differenz zum Basiszenario. $\sigma_{\tilde{x}}$: Standardfehler.

Jahr	Basis	A50	Diff.	A100	Diff.	A300	Diff.
2010	818.240	800.276	-17.964	795.349	-22.891	780.785	-37.455
2015	831.924	721.706	-110.218	698.844	-133.080	683.998	-147.926
2020	691.870	638.930	-52.941	691.644	-226	1.177.951	486.081
2025	693.981	646.977	-47.004	1.001.944	307.964	1.176.399	482.418
2030	696.815	751.327	54.511	1.115.519	418.703	1.019.401	322.585
2035	803.040	821.221	18.181	950.300	147.260	1.000.242	197.202
Gesamt							
[t]	22.679.354	21.902.179	-777.175	26.268.002	3.588.648	29.193.880	6.514.527
[t/a]	755.978	730.073	-25.906	875.600	119.622	973.129	217.151
[t/(ha · a)]	0,31	0,30	-0,01	0,36	0,05	0,40	0,09
$\sigma_{\tilde{x}}$ [t/(ha · a)]	0,01	0,01		0,03		0,03	

Tab. 4.14: Substitutionseffekt des Holzprodukteeinsatzes. Alle Angaben in Tonnen Kohlenstoff. Periodenweise Kohlenstoffspeicherung in Tonnen pro Jahr. Die Spalten „Diff.“ zeigen jeweils die Differenz zum Basisszenario. $\sigma_{\bar{x}}$: Standardfehler.

Jahr	Basis	A ₅₀	Diff.	A ₁₀₀	Diff.	A ₃₀₀	Diff.
2010	-5.205.198	-5.085.157	120.041	-4.686.549	518.648	-4.065.204	1.139.994
2015	-6.318.426	-5.083.608	1.234.818	-3.866.916	2.451.510	-3.823.806	2.494.621
2020	-5.260.754	-4.142.863	1.117.891	-3.999.203	1.261.551	-5.940.279	-679.525
2025	-5.715.732	-4.553.785	1.161.947	-6.324.590	-608.858	-6.262.234	-546.502
2030	-6.065.154	-5.905.935	159.219	-7.124.926	-1.059.772	-5.991.509	73.644
2035	-7.254.847	-6.919.436	335.411	-6.673.788	581.059	-6.075.189	1.179.657
Gesamt							
[t]	-179.100.549	-158.453.917	20.646.632	-163.379.859	15.720.691	-160.791.104	18.309.445
[t/a]	-5.970.018	-5.281.797	688.221	-5.445.995	524.023	-5.359.703	610.315
[t/(ha · a)]	-2,47	-2,19	0,29	-2,26	0,22	-2,22	0,25
$\sigma_{\bar{x}}$ [t/(ha · a)]	0,12	0,15	0,22	0,22	0,17	0,17	

Tab. 4.15: Kohlenstoffbilanz des Gesamtsystems Wald und Holznutzung. Alle Angaben in Tonnen Kohlenstoff. Periodenweise Kohlenstoffspeicherung in Tonnen pro Jahr. Die Spalten „Diff.“ zeigen jeweils die Differenz zum Basiszenario. $\sigma_{\%}$: Standardfehler.

Jahr	Basis	A50	Diff.	A100	Diff.	A300	Diff.
2010	-4.386,958	-4.284,881	102,077	-3.891,200	495,757	-3.284,418	1.102,539
2015	-9.112,996	-8.048,708	1.064,287	-6.957,079	2.155,916	-7.342,333	1.770,662
2020	-9.002,176	-8.218,917	783,258	-8.168,289	833,886	-9.854,047	-851,872
2025	-9.383,565	-8.525,239	858,326	-10.135,829	-752,264	-9.297,093	86,472
2030	-9.440,090	-9.748,777	-308,687	-10.209,577	-769,488	-8.709,620	730,470
2035	-10.577,425	-10.527,994	49,430	-9.564,951	1.012,474	-8.745,391	1.832,033
2040	-3.440,341	-3.763,199	-322,857	-3.197,949	242,393	-3.026,530	413,811
Gesamt							
[t]	-276.717,746	-265.588,576	11.129,171	-260.624,374	16.093,372	-251.297,164	25.420,583
[t/a]	-9.223,925	-8.852,953	370,972	-8.687,479	536,446	-8.376,572	847,353
[t/(ha · a)]	-3,82	-3,67	0,15	-3,60	0,22	-3,47	0,35
$\sigma_{\%}$ [t/(ha · a)]	0,40	0,38		0,42		0,41	

Tab. 4.16: Finanzielle Betrachtung der Kohlenstoffbilanzen.

Methode		Basis	A50	A100	A300
Mindermengen	[€/ (ha · a)]		3,33	4,82	7,61
Speicherleistung	[€/ (ha · a)]	83	80	79	76
Kompensation	[€/ (ha · a)]		22	45	114
	[€/t C]		143	200	323
	[€/t CO ₂]		39	54	88

DISKUSSION

5.1 DAS ENTSCHEIDUNGSUNTERSTÜTZUNGSMODELL

Das Modell YAFO dient hauptsächlich dem Ziel, die ökonomische Analyse und Bewertung von Handlungsoptionen zu erleichtern, sofern das zugrundeliegende Zielsystem finanzielle Werte beinhaltet. Viele andere Ansätze ermöglichen es ebenfalls, finanzielle Kennzahlen abzuleiten, lassen aber entweder die Möglichkeit vermissen, diese als entscheidungsrelevante Variablen in den Optimierungsvorgang zu integrieren (z. B. LMS/FVS, DSD, FTM, 4S TOOL, AFFOREST) oder berücksichtigen nicht alle angeführten finanziellen und naturalen Risikoaspekte (z. B. HEUREKA, SIMO, DSD, NED-2). YAFO dagegen bietet die Möglichkeit, Restriktionen aufgrund natürlicher Größen in den Lösungsprozess einzubinden, so dass ökologische und soziale Schranken mit der ökonomischen Optimierung verbunden werden können. Zum Beispiel kann es ein Ziel der Planung in einem Forstbetrieb sein, ein bestimmtes Niveau für eine Ökosystemleistung aufrechtzuerhalten oder zu erreichen (z. B. Erholungsfunktionen oder Wasserrückhaltefähigkeiten), indem ein bestimmter mittlerer Holzvorrat nicht unterschritten werden soll. Dieser kann in YAFO als Restriktion hinterlegt werden, entweder als Mindestvorrat für jede Periode oder als Zielvorrat am Ende des Planungszeitraums.

Im Gegensatz zu den meisten anderen Ansätzen nutzt YAFO weder lineare Programmierung noch heuristische Suchmethoden, sondern nichtlineare Optimierungstechniken. Der Vorteil dieser Methode gegenüber den linearen Ansätzen ist, dass die vorgestellten Risikoaspekte (Holzpreisschwankungen der verschiedenen Hauptsortimente sowie von der Baumartenmischung abhängen

gige Kalamitäten) leichter integriert werden können (vgl. Bettinger et al., 2013). Im Gegensatz zu weitergehenden Ansätzen der Berücksichtigung von Unsicherheiten (Williams, 2012) geht das Modell YAFO davon aus, dass zumindest die Ziele bekannt und innerhalb der Planung akzeptiert sind. NLP-Problemstellungen können entweder mit speziellen globalen Lösungsalgorithmen verarbeitet werden oder, wie im Falle von YAFO, durch eine wiederholende Bestimmung verschiedener lokaler Optima. Im Gegensatz zu den von Heuristiken ermittelten Näherungslösungen kann hierdurch mit hoher Sicherheit ein tatsächlicher Optimalwert gefunden werden.

Das Modell ist räumlich implizit, d. h. die getroffenen Entscheidungen innerhalb des Flächenfachwerks sind tatsächlichen Orten in der Wirklichkeit zuordenbar (Turner et al., 2001; Perry und Enright, 2007). Allerdings werden dadurch eventuelle räumliche Abhängigkeiten der Maßnahmen nicht berücksichtigt. Ein derartiger räumlich expliziter Ansatz (wie z. B. SAGALP oder HARVEST) würde als zusätzliche Komponente ein GIS-Modul bzw. eine Erweiterung des Datensatzes um Parameter, die die räumlichen Beziehungen beschreiben, benötigen.

YAFO wurde nicht als monolithischer Block aus (natürlicher) Simulation und (finanzieller) Optimierung entworfen, sondern versucht, durch die Bereitstellung von definierten Datenschnittstellen einen Ansatz zu liefern, der leicht mit vorhandenen Waldwachstumssimulatoren kombiniert werden kann.

Stützt man sich auf die Definition von Holsapple (2003), ist YAFO als ein problemverarbeitendes System sicherlich eine den Entscheidungsprozess unterstützende DSS-Komponente. Nach der Definition von Menzel et al. (2012) ist YAFO ein Teil eines DSS oder ein DSS im weiteren Sinne, da es die acht von ihnen aufgestellten Kriterien zur Prüfung eines DSS erfüllt.

Eine Schwachstelle des modularen Ansatzes besteht in der fehlenden Interaktion zwischen Optimierung und zugrundeliegender Simulation. Da die Datenverarbeitung sequentiell erfolgt, also der komplette von der Waldwachstumssimulation erzeugte Datensatz *nach* Abschluss der Simulation an den Optimierer übergeben wird, kann diese nicht auf die „Entscheidungen“ des Optimierungsmodells reagieren. Um die Konsistenz zwischen *simulierter* und *geplanter* Bestandesentwicklung aufrechtzuerhalten, sind die von der Waldwachstumssimulation erzeugten

Durchforstungseingriffe von YAFO in jedem Fall umzusetzen. Die Integration derartiger Interaktionen ist in monolithischen Ansätzen wie HEUREKA leichter lösbar, allerdings auf Kosten der Flexibilität. Diese Flexibilität ist jedoch ein entscheidender Baustein für den praktischen Einsatz von YAFO, da es hierdurch ermöglicht wird, einen prinzipiell global gültigen finanziellen Ansatz mit dem für die Problemstellung adäquaten, in der Regel nur lokal/regional parametrisierten Waldwachstumssimulator zu koppeln (z. B. SILVA schwerpunktmäßig für Bayern, BWIN-Pro für Nordwestdeutschland, DSD für das südliche Österreich, LMS/FVS für die USA, SADfLOR für Portugal und die in HEUREKA implementierten Wachstumsfunktionen für Schweden). Eine feste Verbindung beider Komponenten würde aufgrund der unterschiedlichen Wachstumsmodelle und der eingeschränkten Anpassungsfähigkeit derartiger Lösungen zwangsweise zu einer eingeschränkten Anwendbarkeit des Entscheidungsunterstützungssystems führen. Daher ist es ein Entwicklungsziel von YAFO, ein offenes Werkzeug bereitzustellen, das mit den verschiedenen Wachstumsmodellen leicht verknüpft werden kann. Obwohl dies einen höheren Arbeitsaufwand für den Anwender bedeutet – er muss den reibungslosen Datenaustausch zwischen beiden eingesetzten Programmen gewährleisten –, ist der Gewinn an Flexibilität ein überwiegendes Vorteil (vgl. z. B. Nute et al., 2005).

5.2 PREISMODELL

Der Rückgriff auf Studien über den Ölpreismarkt ermöglicht die Ableitung von Preisszenarien, die auf eine breite Basis gestellt sind und letztlich wiederum mittlere Preisanstiege einer Vielzahl denkbarer Entwicklungsprozesse in Technik, Wirtschaft und Gesellschaft sind. Durch die getroffene Gruppierung konnte hieraus ein Fächer unterschiedlicher Verteuerungintensitäten erzeugt werden, der selbst innerhalb der Spannen der Einzel-szenarien bleibt und so, mit der in der Holzpreisentwicklung greifenden Dämpfung um 20% (s. Abschnitt 3.2.2), sicherstellt, dass die Prinzipien der Vorsichtigkeit berücksichtigt werden. Mittels der Ausarbeitung von vier verschiedenen Preisszenarien wird versucht, die Problematik einer Zukunftsprognose als

Fortschreibung der Gegenwart zu umgehen und stattdessen einen Ausschnitt aus der Potentialität der möglichen Zukünfte abzubilden (Altvater, 2005).

Besonders die in den letzten Jahren aufgekommene Euphorie um die Erschließung neuer Gaslagerstätten, welche zu einer möglichen Entkopplung des Gaspreises vom Ölpreis führen könnte – und somit zu einer preisentschärfenden Lage auf den Energiemärkten –, ist in den meisten Studien, auf die sich diese Arbeit beruft, nicht enthalten. Jedoch stellen die Autoren des „International Energy Outlook“ (EIA, 2011) heraus, dass es bislang keine eindeutigen Entkoppelungstendenzen gibt und dass diese sich, falls eintreffend, zunächst auf Flüssiggasimporte aus Übersee beschränken werden, da das in Europa dominierende Pipeline-Gas aus Russland an langfristige Verträge mit ölpreisabhängigen Preisklauseln gebunden ist. Der „World Energy Outlook“ (OECD/IEA, 2010) geht generell von einer langfristig weiterbestehenden Korrelation der Gas- und Ölpreise aus, da im Jahre 2035 mit einer um 44% höheren Nachfrage nach Gas gerechnet wird, vornehmlich durch neue Kraftwerke zur Stromerzeugung. In einer weiteren aktuellen Studie der „Energy Watch Group“ (Zittel et al., 2013) wird gezeigt, dass die konventionelle Gasförderung in Europa seit 2000 rückläufig ist und für Russland von einem Förder- und Exportrückgang ausgegangen wird, letzterer aufgrund steigender Inlandsnachfrage. Zusätzlich zur Rückläufigkeit der Ölförderung sind dies Knappheitseffekte, deren Ausgleich durch die Schiefergasförderung von den Autoren angezweifelt wird.¹

Die verwendete Abhängigkeit des Wirtschaftlichkeitsgrenzpreises von 1,80 €/fm für Fichte und 2,50 €/fm für Buche pro 1 ct/l Ölpreisänderung ist über den Vergleich der Heizwerte der verschiedenen Brennstoffe ebenfalls abschätzbar. Der Heizwert eines lufttrockenen Kubikmeters Holz entspricht je nach Holzart 180-260 l Heizöl (Hahn et al., 2007). d. h. eine Erhöhung des Ölpreises um 1 ct/l entspricht bei einer heizwertäquivalenten Holzmenge einer Erhöhung von 1,80 bis 2,60 €/fm, was mit den Werten nach Stang und Beinhofer (2007) übereinstimmt. Dies lässt auch die Erkenntnis der Autoren plausibel erscheinen,

¹ Insbesondere da sie bereits für 2035 mit einer beginnenden Erschöpfung der Schiefergasvorkommen in den USA rechnen.

dass diese Preisrelation unabhängig von den unterstellten Betriebskosten sowie dem Heizölpreisniveau ist. Daher können die Werte für alle Preisszenarien übernommen werden. Schwarzbauer und Stern (2010) berechneten für den österreichischen Markt mit 2,50 €/fm für Nadelbrennholz und 3,92 €/fm für Laubbrennholz noch höhere Werte (eigene Umrechnung), so dass die hier unterstellten Faktoren die Preisabhängigkeit sicherlich nicht überschätzen.

Die Annahme einer steigenden Abhängigkeit der Energieholzpreise von den Ölpreisen wird durch die Zeitreihen der Nichtstammholzpreise aus dem bayerischen Staatswald (BaySF/StaFoV, 2010) und des Heizölpreises (DESTATIS, 2012) gestützt. Zum Beispiel waren der Preis von Buchen-Nichtstammholz und der Ölpreis im Zeitraum von 1980-1989 negativ korreliert (-0,55). Im Zeitraum 1990-1999 drehte sich die Abhängigkeit um (0,42) und stieg nach 2000 auf 0,84 (s. Abbildung 5.1). Somit hat sich Hypothese 1 über die Beeinflussung des Energieholzpreises durch den Ölpreis bewährt.

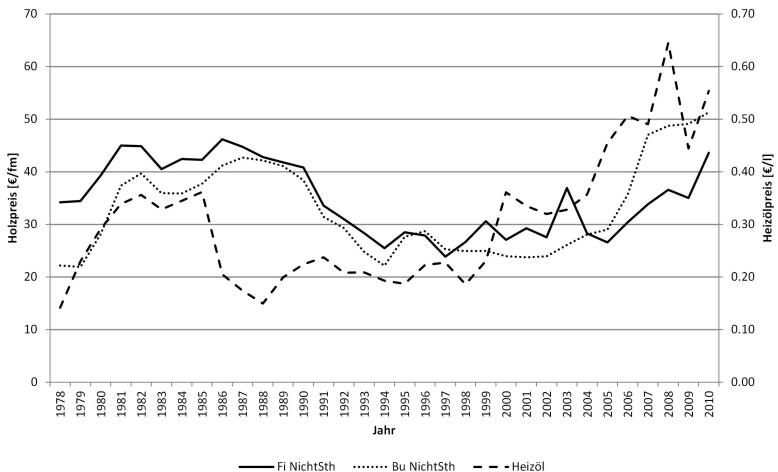


Abb. 5.1: Zeitreihendaten des Heizölpreises und des Nichtstammholzpreises im bayerischen Staatswald für Fichte und Buche 1978-2010.

Die verwendeten Preisregressionen nach Stimm (2012) sowie die in Abschnitt 3.2.2 eingeführten Annahmen führen zu einem allmählichen Angleich der Holzpreise verschiedener Sorten und Güten, indem sich die Preise für geringe Qualitäten von unten an die der jeweils höherwertigen Sortimente annähern und so die Spreitung des Preisfächers verringern. Langfristig tendiert die Entwicklung daher zu einem Einheitspreis. Momentan liegt als einziges der Industrieholzpreis bei den Laubhölzern unter dem korrespondierenden Brennholzpreis, würde also zunächst nicht von der Brennholzpreisentwicklung nach „oben“ gedrückt werden. Jedoch wird unterstellt, dass er die Entwicklung des Brennholzpreises nachvollziehen muss: Würde er auf dem niedrigen Niveau verharren, würde kein Holz mehr als Industrieholz ausgehalten werden, da dieses genauso gut als Brennholz vermarktet werden kann.

Buongiorno et al. (2011) berechneten in ihrem Szenario für hohe Nachfrage einen Anstieg des Brennholzpreises zwischen 2006 und 2030 um 141%. Das entspricht einem jährlichen Anstieg von 3,7%. Der Brennholzpreis fällt dabei ab dem Jahr 2020 mit dem Stammholzpreis zusammen. Im A100-Szenario steigt der Fichtenenergieholzpreis um 5,5% pro Jahr, der Preis des Industrieholzes um 4,2% pro Jahr und der des Stammholzes in B-Qualität um 1,6%. Nach den historischen Preisentwicklungen für Fichte im bayerischen Staatswald stieg der Industrieholzpreis zwischen 2001 und 2010 um 9,6% pro Jahr und der des Stammholzes (L B 2b) um 4,5% pro Jahr (BaySF/StaFoV, 2010). Die Preisentwicklung der vergangenen Jahre übertrifft also bereits das mittlere A100-Szenario.

Das A100-Szenario ist im Vergleich zu vergangenen Preisentwicklungen und anderen Studien als relativ moderat anzusehen, so dass mit den untersuchten Szenarien insgesamt ein Fächer aufgespannt wird, innerhalb dessen eine mögliche reale Entwicklung wahrscheinlich ist. Die sich annähernden Preise der einzelnen Sortimente mit der Tendenz zu einem Einheitspreis sind ebenso mit den Analysen anderer Studien vergleichbar (Raunikar et al., 2010; Schwarzbauer und Stern, 2010; Buongiorno et al., 2011; UNECE, 2011).

Die Annahmen aus Abschnitt 3.2.2 spiegeln insgesamt ein rationales Verhalten der Holzanbieter wider. Die Verwendungsmöglichkeiten der Holzsortimente, d. h. dass hochwertigeres

Holz bei gleichem Preis auch niedrigere Qualitäten substituieren kann, setzen den einzelnen Holzpreisen Grenzen in Gestalt der übrigen Sortimente. Somit sind die verschiedenen Holzpreise als voneinander abhängig zu betrachten und Hypothese 2 kann angenommen werden.

5.3 ANGEBOTSSZENARIEN

5.3.1 *Generelle Einordnung*

Die innerhalb der Szenarien abgeleiteten Angebotsmengen für 2010 zeigen eine gute Übereinstimmung mit der Realität (s. Tabelle 4.5). Insbesondere das A100-Szenario trifft sowohl für den Staatswald als auch den Privatwald die tatsächlich gemeldeten Mengen gut. Lediglich beim Kommunalwald zeigen sich deutliche Abweichungen. Hier wird gegenüber den berichteten Daten fast die doppelte Menge prognostiziert. Auffallend ist, dass diese Abweichung zwischen Realität und Prognose auch bei Borchert (2005) auftritt.

Da beide Ergebnisse auf dem gleichen Datensatz beruhen, kann dies bedeuten, dass die BWI-Daten für die Kommunalwälder unzutreffend sind. Es ist aber unwahrscheinlich, dass ein derartiger Aufnahmefehler, der ja systematischer Art sein muss, sich nur in einer Eigentümerkategorie auswirkt. Daher scheint die Folgerung, dass es im Kommunalwald prozentual gesehen sehr hohe ungenutzte Holzreserven gibt, nicht abwegig. Dieser Schluss steht im Widerspruch zu vielen anderen Untersuchungen, die derartige Nutzungspotenziale eher im Privatwald sehen. Eine mögliche Erklärung ist, dass die Annahme einer eingeschränkten Nutzungsmöglichkeit von lediglich 80% des Potenzials auf der Seite des Privatwalds eine relativ realistische Einschätzung darstellt, dass jedoch auf der anderen Seite auch im Kommunalwald derartige vermutlich strukturell bedingte Einschränkungen vorliegen.

Ein tiefer gehender Vergleich ist mit den Daten aus dem bayerischen Staatswald möglich (s. Tabelle 4.4). Die Ergebnisse zeigen, dass die relativen Anteile sowohl der Hauptbaumarten als auch der Hauptsortimente im Referenzszenario A₀ in ihrer Größenordnung mit den berichteten Werten gut übereinstimmen. Der Ver-

gleich der absoluten Werte zeigt, dass bis zu 30% höhere Einschläge möglich wären, ohne die hohen Vorräte drastisch absenken zu müssen. Der vom Modell prognostizierte durchschnittliche Vorrat für den Staatswald von 342 Efm/ha würde sich bis 2040 auf 304 Efm/ha reduzieren, was einem leichten Rückgang von 1,3 Efm/(ha · a) entspräche. Dies gilt, sofern keine Preissteigerungen erwartet werden. Für den Fall eines A₁₀₀-Preisszenarios verhält sich der Staatswald dagegen bereits ökonomisch rational, indem auf zukünftig bessere Preise gewartet wird (s. u.).

Zu ergänzen ist, dass es in der Realität weitere Einschränkungen der Holznutzung gibt, die vom Modell nicht abgedeckt werden. Schwierige orographische Bedingungen, eingeschränkte Befahrbarkeit der Standorte, kleine, zersplitterte Kalamitätsanfälle, Naturschutzkonzepte, organisatorische Restriktionen (Maschinen- und Arbeitskapazitäten) sowie Absatzmöglichkeiten verhindern in der Regel die vollständige Ausschöpfung des Nutzungspotenzials.

Buongiorno et al. (2011) berechneten die Unterschiede zwischen einem Szenario mit einer hohen und einem mit einer niedrigen Nachfrage nach Energieholz für das Jahr 2030, basierend auf den Annahmen des IPCC-Szenarios A_{1B}. Gemäß ihres Modells steigt der Preis für Energieholz in Deutschland um 33% und der für Industrieholz um 34%. Die Menge des angebotenen Energieholzes steigt um 334%, während die des Industrieholzes um 34% zurückgeht. Vergleicht man dies mit den Ergebnissen des A₁₀₀-Szenarios, ergeben sich in letzterem deutlich höhere Preisanstiege (231% für Energieholz und 186% für Industrieholz), wohingegen sich die Mengen deutlich geringer ändern: Die Menge an Energieholz inkl. Hackschnitzel steigt um 66% und das Industrieholzangebot reduziert sich nur leicht um 4%. Diese Mengenverschiebungen decken sich mehr mit dem von Buongiorno et al. (2011) angegebenen europäischen Durchschnittswerten (+95% für Energieholz und -6% für Industrieholz). Bezogen auf die Mengeneffekte liegt also das moderate A₁₀₀-Szenario unterhalb des A_{1B}-Szenarios.

Einen weiteren Aspekt zeigt bereits das Basisszenario (s. Abbildung 4.3) und kann in allen anderen Szenarien verfolgt werden. Normalerweise führen die Planungskonzepte Kapitalwertmaximierung und Nachhaltigkeit der Holzserträge zu verschiedenen Ergebnissen. Während Letzteres einen stetigen Holzfluss er-

zeugt, tendiert Ersteres dazu, die kurzfristigen Holzeinschläge und somit den Gewinn des jetzigen Waldbesitzers (Investors) auf Kosten der zukünftigen Eigner-Generationen zu erhöhen. Grund hierfür ist, dass der Fokus auf den Holzfluss die Opportunitätskosten des stehenden Bestandes vernachlässigt, während die reine Kapitalwertmaximierung Risiken missachtet.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass die Integration von naturalen und ökonomischen Risiken in die Berechnung des Kapitalwerts über den Value-at-Risk-Ansatz zu einem ausgeglicheneren Holzangebot führt, ohne dass – meist willkürlich – gewählte Restriktionen (maximale Nutzungsflächen, Einschlagskorridore, Mindestvorräte) eingeführt werden müssen, wie dies in der konventionellen forstbetrieblichen Planung häufig geschieht. Das um Risikoaspekte erweiterte Oberziel der Gewinnmaximierung führt also gleichzeitig zu dem Produktziel Kontinuität des Holzangebots und dem Sicherheitsziel Liquidität und Vorratsreserve. Damit kann die Hypothese 4 über die Transformation des Oberziels Gewinnmaximierung in ein weiter gefasstes Zielsystem als bewährt betrachtet werden.

5.3.2 Preisinduzierte Reaktionsmechanismen

Die vergleichende Analyse der Szenarien zeigt einen starken Einfluss des gewählten Preisanstiegs auf das Angebotsverhalten. Die Entwicklungen erscheinen auf den ersten Blick jedoch uneinheitlich. Daher wurde in Abschnitt 4.2.5 eine Aufteilung in zeitliche und preisliche Entwicklungen vorgenommen, die es ermöglicht, folgende Tendenzen herauszuarbeiten (vgl. auch Abbildung 4.1):

- Im Mittel nimmt das absolute Holzangebot aufgrund der „aufgeschobenen“ Eingriffe ab, wenn eine Preissteigerung unterstellt wird. Dieser *Preissteigerungseffekt* schwächt sich jedoch bei höheren Preissteigerungen immer mehr ab, da das Risiko der Preisprognose und damit auch die Tendenz zu frühzeitigeren Holzeinschlägen steigt.
- Je höher die Preissteigerung ausfällt, desto mehr verschiebt sich das absolute Holzangebot in Richtung der thermischen Verwertungsschiene (Energieholz und Hackschnitzel). Mit höheren Preisen sinkt auch der relative Anteil des Indus-

trieholzes zugunsten der thermischen Verwendung (*Preisangleicheffekt*). Die für die thermische Verwertung abgeleiteten Werte liegen zwischen 7,8 Mio. (A50) und 10,5 Mio. Efm/a (A300). Der sich im A100-Szenario ergebende Wert von 9,4 Mio Efm/a ist vergleichbar mit den 4,0 Mio. t/a (ca. 8,9 Mio. Efm/a), die von Dieter und Englert (2001) für Bayern kalkuliert wurden (für weitere Studien s. Aretz und Hirschl, 2007).

- Über die Prognosezeit und den Preisanstieg betrachtet nimmt die angebotene Holzmenge zu. Dieser *Risikoeffekt* beruht auf der Zunahme des berücksichtigten Prognoserisikos. Er schwächt sich im Extremszenario ab, da hier das Holzangebot frühzeitiger ansteigt und zum Ende des Betrachtungszeitraums zu sinken beginnt. Im A50-Szenario tritt dieser Effekt innerhalb des untersuchten Prognosezeitraums noch nicht auf.
- Die Verschiebungen durch den *Preisangleicheffekt* treten scheinbar erst innerhalb der stofflichen bzw. thermischen Verwendungsschiene auf (A100) und erst an zweiter Stelle zwischen den beiden Verwertungsmöglichkeiten (A300). Dies beruht jedoch auf einer Überlagerung durch den *Risikoeffekt*, der im A100-Szenario die Verschiebung vom Industrieholz zum Energieholz durch Mehrmengen an Stammholz und Industrieholz ausgleicht. Im A50-Fall sind rechnerisch nur die thermisch genutzten Sortimente von dem reduzierten Einschlag betroffen, während die stoffliche Schiene sogar hinzugewinnt. Betrachtet man die vier Hauptsortimente einzeln, erkennt man allerdings, wie auch hier die Konkurrenz zwischen den Sortimenten geringer Güte zugunsten der Hackschnitzel und auf Kosten des Industrieholzes wirkt.

Das Verhalten eines gewinnmaximierenden Waldbesitzers kann also durch folgende Gesetzmäßigkeiten charakterisiert werden, die sich je nach Situation unterschiedlich stark überlagern:

1. *Preissteigerungseffekt*: Eine erwartete Preissteigerung führt im Mittel zu einem kleineren absoluten Holzangebot.

2. *Preisangleicheffekt*: Je größer die Preissteigerung, desto größer ist im Mittel der Anteil des Holzangebots für die thermische Verwertung (bzw. für geringe Qualitäten).
3. *Risikoeffekt*: Je größer die erwartete Preissteigerung, desto höher ist die Prognoseunsicherheit und desto eher nimmt die angebotene Holzmenge über der Zeit zu.

Das durch den Preissteigerungseffekt sich im Mittel verringern-
de Holzangebot führt zu einer tendenziell längeren Umtriebszeit.
Dieses Ergebnis deckt sich mit den Untersuchungen von Favada et al. (2007, 2009), die sowohl kurzfristige als auch langfristige Ernteaufschübe bei finnischen Privatwaldbesitzern im Zuge von Holzpreissteigerungen herausgearbeitet haben. Ähnliches haben Tahvonen et al. (2013) festgestellt: Höhere Preise für Holz hoher Qualität führen zu längeren Umtriebszeiten. Koskela (1989) hat sich in seiner Arbeit mit den Auswirkungen des Preisrisikos beschäftigt und zwei mögliche Strategien für den Umgang mit zukünftigen, steigenden Preisrisiken abgeleitet: Entweder kann der Bewirtschafter das aktuelle Holzangebot erhöhen, um dem zukünftigen, unsicheren Preis auszuweichen („Precautionary effect“), oder er kann das zukünftige Holzangebot erhöhen, um einen eventuell niedrigen Preis in der Zukunft durch ein Mehr an angebotenen Holz auszugleichen („Hedging effect“). Der Vergleich mit den in dieser Arbeit abgeleiteten Effekten zeigt, dass der Risikoeffekt dem „Hedging effect“ nach Koskela (1989) ähnelt. Der zugrundeliegende Mechanismus ist jedoch ein anderer. Während der „Hedging effect“ auf einem Ausgleich des absoluten Erlöses beruht, gründet der Risikoeffekt in dem steigenden finanziellen Risiko, hohe Holzmengen auf Vorrat im Betrieb zu halten. Damit kann Hypothese 3 über die preisinduzierte Änderung des Holzangebots durch die Waldbesitzer angenommen werden. Auch Hypothese 5 bestätigt sich dadurch. Nicht nur ein kostendeckendes Verhalten, sondern auch diese sich aus dem Gewinnmaximierungsprinzip ergebenden Gesetzmäßigkeiten führen zu einem zeitweise inversen Angebotsverhalten.

5.3.3 Statistische Überprüfung

Die aus der vergleichenden Darstellung gewonnenen Gesetzmäßigkeiten können in Teilen statistisch abgesichert werden. Da es

nicht zu erwarten ist, dass die zugrunde liegenden Nutzungsmengen einer Normalverteilung folgen, wurden parameterfreie Tests für die Varianzanalyse verwendet.

1. *Preissteigerungseffekt*: Wie schon in Abschnitt 4.2.5 dargestellt, ergeben sich beim Vergleich der Mittelwerte über den gesamten Betrachtungszeitraum keine signifikanten Unterschiede. Grund hierfür ist die starke Streuung innerhalb der Szenarien in Verbindung mit der wellenförmigen Entwicklung der Angebotsmenge. Über einen kürzeren Betrachtungszeitraum von zehn Jahren (2010-2020) zeigt sich jedoch ein signifikanter Trend. Der Jonckheere-Terpstra-Test liefert einen p-Wert von 0,005.
2. *Preisangleicheffekt*: Eine Varianzanalyse mit dem Kruskal-Wallis-Test ergibt für die Anteile des thermisch verwerteten Holzes am Gesamtangebot einen signifikanten Unterschied zwischen den Szenarien ($p = 3,4 \cdot 10^{-4}$). Über den Jonckheere-Terpstra-Test kann der unterstellte Trend des steigenden Anteils an Energieholz bei sich intensivierender Preissteigerung abgesichert werden ($p = 1,7 \cdot 10^{-6}$).

5.3.4 *Preissteigerung und Mengeneffekt*

Das Ergebnis, dass bei erwarteten höheren Preisen weniger angeboten wird (inverses Angebotsverhalten), scheint auf den ersten Blick insbesondere dem einfachen neoklassischen Modell von Angebot und Nachfrage zu widersprechen, da hier das Angebot mit dem Preis steigt. Jedoch sind hier die Verhältnisse anders. Das einfache Marktmodell beschreibt eine *gegenwärtige* Preisänderung, während im vorliegenden Fall eine *zukünftige* Preisänderung vorliegt. Es handelt sich im Gegensatz zum Marktmodell um ein zeitliches, investitionstheoretisches Phänomen. Um die Zeit zu berücksichtigen, kann die zeitliche Verfügbarkeit als Eigenschaft eines Guts aufgefasst werden.² Daraus folgt, dass z. B. ein Festmeter Stammholz, der in fünf Jahren verfügbar ist, ein anderes Gut ist als ein Festmeter Stammholz, der sofort verfügbar ist. Letzterer ermöglicht die sofortige Befriedigung der unterstellten Bedürfnisse und weist somit einen höheren Nutzen

² Die Argumentation folgt in Anlehnung an Heine und Herr (2003, S.142ff.).

(Gebrauchswert) auf. Das bedeutet, dass der Verzicht auf den gegenwärtigen Nutzen durch einen erhöhten Nutzen in der Zukunft kompensiert werden muss, also durch eine höhere Menge des Gutes. Monetär ausgedrückt heißt das, der Wert des Gutes muss schneller wachsen als der Preis des Wartens, der Tauschwert schneller als der Kalkulationszins. Unter dieser Bedingung wird im Beispiel eine bestimmte gegenwärtige Menge Stammholz S_g im Wald als Investition belassen, um in der Zukunft eine andere Menge S_z auf dem Markt anbieten zu können. Es wird also eine Menge S_g gegen eine andere Menge S_z getauscht. Da Tauschverhältnisse dem umgekehrten Verhältnis der Preise P entsprechen, gilt:

$$\frac{S_g}{S_z} = \frac{P_z}{P_g} \quad (5.1)$$

Bleibt der Preis gleich, sind auch die Mengen gleich. Um einen Festmeter Stammholz in der Zukunft anzubieten kann auf einen Festmeter in der Gegenwart verzichtet werden. Verdoppelt sich dagegen der Preis, ergibt sich für den rechten Quotienten der Gleichung 5.1 ein Wert von 2. Das heißt, die Menge von Stammholz, auf die in der Gegenwart verzichtet wird, ist doppelt so hoch wie das mögliche Angebot in der Zukunft. Im Falle einer Deckelung des maximal möglichen Angebots durch den Standort, durch Nachhaltigkeitsrestriktionen oder durch Risikoüberlegungen bedeutet dies eine Angebotsreduktion in der Gegenwart zu Gunsten der Zukunft.

Beispielsweise sei hier das Einschlags- bzw. Angebotsverhalten einer barwertmaximierenden, risikofreien Lösung für den Modellbetrieb Staatswald im Wuchsgebiet 12 gezeigt (s. Tabelle 5.1).

Tab. 5.1: Einschlagsverhalten im Staatswald Wuchsgebiet 12 in [Efm/(ha · a)].

Variante	2010	2015	2020	2025	2030	2035
Basis	16,9	10,0	7,6	8,3	9,4	11,8
A100	7,9	6,5	7,5	8,4	9,0	9,6

Der „gegenwärtige“ Einschlag im Jahr 2010 sowie im Jahr 2015 wird um 52% reduziert, um bei einer Verdoppelung des Ölpreises das zukünftige Angebot aufrechtzuerhalten. Der Verzicht auf die Nutzung wiegt in diesem Fall weniger schwer als im Basis-szenario, da er durch den Mehrerlös in der Zukunft höher kompensiert wird. Der Umfang der Investition erhöht sich, so dass der durchschnittliche Vorrat von 396 Efm/ha auf 518 Efm/ha ansteigt; falls *Risikofreiheit* unterstellt wird. Erst die Einführung von Risikoaspekten führt zu einem Stopp des Vorratsaufbaus und somit zu einem teilweisen Ausgleich des Angebotsrückgangs, den Brabänder (1990) unzutreffenderweise als unerwünschtes, da verlustbehaftetes Verhalten kritisiert.

Die erwartete Preisentwicklung ist dabei entweder exogen vorgegeben oder wird durch Integration in ein Modell zu einer subjektiven Erwartungshaltung. Letzteres verdeutlicht, dass sich die Erwartungshaltung des Akteurs aufgrund der prinzipiellen Unsicherheit über zukünftige Entwicklungen jederzeit ändern kann und somit auch seine daraus abgeleitete Planung ggf. angepasst werden muss.

5.4 KOHLENSTOFFBILANZ

Die Senkenleistung des Waldes bleibt über alle Szenarien hinweg relativ konstant (s. Tabelle 4.12). Das deckt sich mit den Ergebnissen für die Vorratsentwicklung. In keinem der Szenarien findet ein drastischer Vorratsauf- oder -abbau statt. Die Szenarien A₅₀ und A₁₀₀, bei denen ein zwischenzeitlicher Vorratsaufbau mit einem leichten Aufbau (A₅₀) bzw. Absenken (A₁₀₀) des Endvorrats im Vergleich zum Ausgangsvorrat verbunden ist, weisen eine geringere Kohlenstoffsinkenleistung auf als das Basis- und das A₃₀₀-Szenario, bei denen der Vorratsabbau etwas deutlicher vollzogen wird. Innerhalb der Fehler weichen die einzelnen Szenarien jedoch nicht voneinander ab.

Prinzipbedingt ist der Wald im Effektmodell immer eine Kohlenstoffsinke (bzw. im Falle eines ungenutzten Waldes im Gleichgewicht ein Nullemittent), die sich bei einer Bewirtschaftung mit relativ konstanter Vorrathaltung in einer Größenordnung um $1,7 \text{ tC}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ bewegt. Das Ergebnis scheint vergleichbar mit der

jährlichen Bindungsrate von $1,5 \text{ tC}/(\text{ha} \cdot \text{a})$, die Klein und Schulz (2012) für den Zeitraum 1987-2002 berichten.

Dennoch sind beides unterschiedlich abgeleitete Werte. Während hier der genutzte Zuwachs mit in die Senkenwirkung einfließt, der Effekt also auf dem aktiven Entzug von Biomasse aus dem Wald mit gleichzeitig dadurch bereitgestelltem Raum für neuen Zuwachs beruht, fußt der Wert von Klein und Schulz (2012) auf dem in der Realität erfolgten Vorratsaufbau in den bayerischen Wäldern (abzüglich der Nutzungen). Pistorius und Zell (2005) errechnen lediglich $0,4 \text{ tC}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ für den gleichen Zeitraum in Baden-Württemberg (eigene Umrechnung), wohingegen Klein et al. (2013) auf Bestandesebene je nach Baumart Werte zwischen $0,3$ und $0,7 \text{ tC}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ berichten. Rechnet man bei letzteren die angegebenen Produktspeicheränderungen als Schätzungen für die Nutzungsmengen hinzu, ergeben sich Werte zwischen $0,6$ und $1,1 \text{ tC}/(\text{ha} \cdot \text{a})$. Für ungenutzte Bestände geben die Autoren $1,9$ bis $2,2 \text{ tC}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ an, wobei zu beachten ist, dass ein Bestandeswachstum vom Alter 0 bis 180 Jahre simuliert wurde, also die Phase des Vorratsaufbaus und nicht des langfristigen Gleichgewichts abgebildet wurde. Luyssaert et al. (2008) berechnen für ungenutzte boreale und temperierte Wälder einen vergleichbaren Wert von $2,17 \text{ tC}/(\text{ha} \cdot \text{a})$.

Eine mögliche Schlussfolgerung ist daher, dass die Nutzung eines Waldes in Höhe seines Zuwachses dauerhaft einen ähnlich großen Senkeneffekt ermöglicht wie ein ungenutzter Wald in der Phase des Vorratsaufbaus. Der tieferliegende Grund hierfür ist die vergleichbare Gesamtwuchsleistung.

Bezüglich der Quellenleistung des Produktspeichers gibt es zwei statistisch signifikant unterscheidbare Gruppen. Das Basis-, das A50- und das A100-Szenario sowie mit leicht höherem Durchschnittswert das A100- und das A300-Szenario. Während das A100-Szenario eine nicht eindeutige Mittelstellung einnimmt, sind das Basis- und A50-Szenario auf der einen und das A300-Szenario auf der anderen Seite voneinander trennbar. Beide Gruppen unterscheiden sich nur um maximal $0,09 \text{ tC}/(\text{ha} \cdot \text{a})$, obwohl der Anteil energetisch genutzter Sortimente vom Basis- zum A300-Szenario um 10%-Punkte steigt (von 36% auf 46%). Grund hierfür ist die Überlagerung der Effekte der Mengenschiebungen mit den absoluten Mengenänderungen. In den Szenarien, in denen relativ mehr Holz der energetischen Verwer-

tungsschiene zugeführt wird, wird absolut weniger Holz genutzt, so dass der Mehreffekt an Emissionen durch die kürzere Lebensdauer der Energieholzsortimente durch einen Mindereffekt eines insgesamt kleineren Produktspeichers nahezu ausgeglichen wird.

Der deutlichste absolute Unterschied zwischen den Szenarien zeigt sich bei den Substitutionseffekten (s. Tabelle 4.14). Während in den Preissteigerungsszenarien eine Senkenleistung von ca. 2,2 tC/(ha · a) erzielt wird, weist das Basisszenario mit fast 2,5 tC/(ha · a) einen deutlich größeren Effekt auf. Grund hierfür sind die höheren Nutzungsmengen in diesem Szenario – insbesondere in der ersten Hälfte der Untersuchungsperiode –, vereint mit dem höheren Anteil an stofflich genutzten Sortimenten.

Das Gesamtergebnis (s. Tabelle 4.15) zeigt einen schwachen, statistisch nicht absicherbaren, jedoch einheitlichen Trend im Vergleich der Szenarien. Je höher der Preisanstieg über dem Betrachtungszeitraum ausfällt, desto geringer fällt die Senkenleistung bezüglich der Kohlenstoffspeicherung aus. Sie schwächt sich von 3,82 tC/(ha · a) auf 3,47 tC/(ha · a) ab. Das entspricht einer Spanne von 8,38 bis 9,22 Mio. tC/a und deckt sich mit den 8,75 Mio. tC/a, die von Klein und Schulz (2012) für ihr vergleichbares Szenario „Zuwachsnutzung inklusive Energiesubstitution“ errechnet wurden. Die Analyse der Einzeleffekte zeigte, dass dies hauptsächlich den Substitutionseffekten geschuldet ist.

Dies deckt sich mit den Befunden anderer Studien. Burschel und Weber (2001), Perez-Garcia et al. (2005) und Lippke et al. (2011) weisen auf den hohen Einfluss des Substitutionseffekts hin, der die Holznutzung bezüglich der Kohlenstoffspeicherung effektiver darstellt als die Kohlenstoffspeicherung im Wald allein. Insbesondere Perez-Garcia et al. (2005) folgern, dass ein Vorratsabbau bzw. kürzere Umtriebszeiten durch den Substitutionseffekt zu einer günstigeren Bilanz als eine hohe Vorratshaltung führen, da so in kürzerer Zeit mehr Holzprodukte hergestellt werden können. Mit der gleichen Feststellung kommen Pingoud et al. (2010) dagegen zu dem Ergebnis, dass eine hohe Vorratshaltung zu einem günstigen Ergebnis führt, da eine lange Umtriebszeit den Anteil des Starkholzes vergrößert und so das höhere Substitutionspotential des Stammholzes am besten ausgenutzt wird. Ein hoher Vorrat im Wald plus ein hoher Substitutionseffekt würden so zu einer optimalen Gesamtbilanz führen.

Dagegen zeigt die vorliegende Arbeit, dass der Waldspeicher durch die Behandlungsszenarien kaum beeinflusst wird, da die Gesamtwuchsleistung und somit der laufende jährliche Zuwachs und nicht der aktuelle Vorrat bzw. dessen Änderung für die Effektivität des Waldes als Kohlenstoffspeicher verantwortlich ist. Die Gesamtwuchsleistung ist durch eine entsprechende Steuerung der Nutzungsintensität über das Niveau einer ungenutzten Variante steigerbar bzw. wird bei entsprechender Grundflächenhaltung nur unwesentlich reduziert (vgl. Assmann, 1953; Pretzsch, 2004). Denn Holznutzungen führen durch die Wuchsraumregulierung zu neuem Zuwachspotential und halten die Senkenwirkung im Wald aufrecht. Hohe Nutzungsmengen mit möglichst großen Anteilen an stofflich verwerteten Sortimenten führen somit zu einer hohen kohlenstoffsenkenden Wirkung des Gesamtsystems.

Hypothese 6 kann statistisch nicht abgesichert werden, da zwar eine in ihrer Richtung eindeutige Tendenz herausgearbeitet wurde, die Mittelwerte der Szenarien jedoch innerhalb der Standardfehler liegen. Dennoch können folgende Trends beschrieben werden:

1. Werden für die Zukunft höhere Holzpreise erwartet, führen die reduzierten Einschläge zu einer leicht höheren Vorrathaltung und damit zu einer leicht höheren Kohlenstoffspeicherung im Wald. Die CO₂-Emissionen des Waldes reduzieren sich somit leicht.
2. Da die reduzierten Einschläge jedoch mehr in Richtung der energetischen Nutzungsschiene sortiert und angeboten werden, erhöhen sich die Kohlenstoffemissionen des Produktspeichers, bei gleichzeitig reduzierten Substitutionseffekten durch wegfallende Kaskadennutzung.
3. Dieser zweite Effekt überkompensiert den ersten, so dass sich insgesamt bei steigenden Holzpreisen eine verringerte Kohlenstoffsenkenleistung des Gesamtsystems ergibt.

Der Gesamteffekt ist im Gegensatz zum untersuchten Rahmen möglicher Preissteigerungen nicht deutlich ausgeprägt. Selbst eine Vervierfachung des Ölpreises in den nächsten Jahren würde den Senkeneffekt bezüglich des Kohlenstoffs lediglich um 10%

abschwächen. Daher ist trotz des gegebenen Einflusses die Senkenleistung der Wälder und der Holzprodukte im Rahmen der untersuchten Bewirtschaftungsveränderungen als ein relativ stabiles System anzusehen.

5.4.1 *Finanzielle Bewertung*

Für eine finanzielle Bewertung der Kohlenstoffbilanz wurden drei grundsätzlich verschiedene Ansätze gewählt, von denen zwei auf dem Marktpreis für CO₂-Zertifikate beruhen und sich lediglich in der Setzung der Emissionsreferenz unterscheiden.

Stellt man sich auf den Standpunkt, dass ein gewisses Niveau an Speicherleistung durch die Forstwirtschaft gewissermaßen „natürlich“ vorhanden ist, muss eines der Szenarien als Bezugspunkt definiert werden. Das Basisszenario bietet sich dafür an, da es mit der Annahme von konstanten Preisen die konservativste Prognose für die Zukunft darstellt. Von diesem Bezugsniveau ausgehend ist es möglich, eine Mehr- oder Minderleistung an Kohlenstoffspeicherung zu bewerten.³ Die in Tabelle 4.16 unter „Minderungen“ ausgewiesenen positiven Werte spiegeln das Ergebnis der naturalen Auswertung wider. Alle Preissteigerungsszenarien haben eine geringere Speicherleistung zur Folge. Die Kosten von 3,33 bis 7,61 €/ (ha · a) können als ein volkswirtschaftlicher Schaden aufgefasst werden bzw. als ein externer Effekt der Änderungen in der forstlichen Bewirtschaftung. Eine Möglichkeit, diese zu internalisieren, wäre es, daraus eine Abgabe für die Forstbetriebe zu konstruieren.

Der zweite Ansatz verzichtet auf die Unterstellung eines „natürlichen“ Basisniveaus und bewertet die absoluten Effekte. Da die Wälder inklusive der Holzprodukte in allen Szenarien eine kohlenstoffsenkende Wirkung aufweisen, ergibt sich bei dieser Betrachtung ein volkswirtschaftlicher Nutzen von 76 bis 83 €/ (ha · a), den die Forstbetriebe durch ihre Bewirtschaftung leisten. Daraus könnte ein Anspruch auf Vergütung dieser Leistung abgeleitet werden, bzw. bei Einbeziehung der Forstbetriebe in den Emissionszertifikatehandel eine Möglichkeit, jährliche Zertifikate an andere Industriebereiche zu verkaufen.

³ Der auf Emissionsreduktionen fokussierende REDD+-Mechanismus beruht auf einer ähnlichen Überlegung (UNFCCC, 2007).

Führt man die gleiche Kalkulation auf der Basis von geschätzten, durchschnittlichen Umweltkosten von 75 €/tCO₂ durch, die durch den Klimawandel verursacht werden (Krewitt und Schlomann, 2006; UBA, 2012), würde der volkswirtschaftliche Nutzen der durch die Forst- und Holzwirtschaft vermiedenen Kohlenstoffemissionen zwischen 1211 und 1332 €/(ha · a) liegen. Bezogen auf die gesamte Waldfläche Bayerns ergibt sich so ein Nutzen von 2,9 bis 3,2 Milliarden €/a, den der Sektor Forst und Holz allein durch die Nutzung des Waldes als Beitrag zum Klimaschutz leistet.

Der dritte Ansatz über Kompensationszahlungen führt zu einem völlig anderen Ergebnis und zeigt gleichzeitig das Problem des Zertifikatehandels auf. Bezieht man die ermittelten Kompensationen der Mindererlöse auf die durch eine Bewirtschaftung gemäß des Basisszenarios möglichen zusätzlich gespeicherten Tonnen Kohlenstoff, ergeben sich Kosten-Nutzen-Koeffizienten von 143 bis 323 €/(tC · a) bzw. 39 bis 88 €/(tCO₂ · a), die diese Verpflichtung der Waldbesitzer auf ein bestimmtes Nutzungsverhalten die Volkswirtschaft kosten würde. Anders gesagt, würde es erst bei Zertifikatspreisen in dieser Größenordnung für die Forstbetriebe interessant sein, freiwillig dem CO₂-günstigen Basisszenario zu folgen – sofern sie in den Zertifikatehandel einbezogen sind. Bei Zertifikatspreisen von 5 €/tCO₂ oder nur wenig mehr kann jedenfalls auch für den Forstbereich kein entscheidender Effekt erwartet werden.⁴

Der oben gebrachte Vergleich zeigt weiter, dass die Kompensationszahlungen in den meisten Fällen weit unter den Umweltkosten der Kohlenstoffemissionen liegen. Daraus folgt also ein kalkulatorischer, ökonomischer Nutzen der Vermeidung von Kohlenstoffemissionen aus dem Forst-Holzprodukt-Kreislauf: Zieht man von den Umweltkosten von 75 €/tCO₂ den durchschnittlichen Kosten-Nutzen-Koeffizienten von 54 €/tCO₂ (A100-Szenario) ab, ergibt sich ein ökonomischer Mehrwert von 21 €/tCO₂, den eine Investition in eine stoffliche Holzverwendung mit sich bringt. Bezieht man diesen Wert auf den gegenüber dem A100-Szenario durchschnittlichen zusätzlichen Senkeneffekt des Basisszenarios von 0,82 tCO₂/(ha · a) bzw. 0,22 tC/(ha · a),

⁴ Eine Einbeziehung würde den Preis der Zertifikate vermutlich noch weiter senken, da deren Angebot dadurch ausgeweitet wird.

lässt sich ein volkswirtschaftlicher Nutzen von 17 €/ (ha · a) oder 41 Millionen €/a für Bayern ableiten.

5.5 ZUR INFLATION

Die vorliegende Arbeit rechnet in realen Preisen und Kosten, d. h. mit einer auf das Basisjahr 2009 bezogenen Kaufkraft. Die modellierten Preissteigerungen stellen reale Verschiebungen im Preisgefüge dar und sind ohne Inflation gerechnet.

Unter Inflation versteht man eine Erhöhung des *allgemeinen* Preisniveaus in einer Volkswirtschaft. Es handelt sich somit um ein makroökonomisches Phänomen, das alle Preise und Kosten gleichermaßen betrifft.⁵ Das Preisniveau wird in einer Wirtschaft ohne Außenhandel theoretisch durch die Lohnkosten (den Nominallohn), die Zinskosten und – falls Marktgleichgewichte vorliegen – durch die Differenz zwischen Investitionen und Ersparnissen beeinflusst (Heine und Herr, 2003). Änderungen der Lohnkosten beeinflussen das Preisniveau, sofern sie über der Produktivitätszunahme liegen (Heine und Herr, 2003). Der Wirkmechanismus kann allerdings auch gegensätzlich bzw. wechselseitig bedingt sein: Lohnforderungen in Tarifverhandlungen richten sich häufig nach der Inflationsrate bzw. der für die Zukunft erwarteten Inflationsrate. Auf dem Arbeitsmarkt wird also ein Nominallohn ausgehandelt. Der Reallohn ist durch den Arbeitsmarkt dagegen nicht direkt beeinflussbar, da er vom exogenen Zinssatz und der Produktivität abhängt (Heine und Herr, 2003), d. h. vom Vermögensmarkt sowie von der eingesetzten Produktionstechnik.

Ein steigender Ölpreis als Resultat eines Marktgleichgewichts wird die über den Warenkorb bestimmte Messgröße Preisindex anteilig beeinflussen. Er kann so tendenziell z. B. einer Forderung nach Lohnerhöhungen Vorschub leisten. Gleichzeitig werden die Produzenten jedoch aufgrund steigender Rohstoffkosten versuchen, die Lohnkosten durch Produktivitätssteigerungen zu

⁵ Die Messung dieses Preisniveaus ist nicht trivial, da sich auch die Relationen der Preise untereinander laufend ändern. Üblicherweise werden dazu definierte Warenkörbe herangezogen, z. B. für den Verbraucherpreisindex, die selbst jedoch immer wieder an die gesellschaftlichen Wirklichkeiten angepasst werden müssen – im Beispiel des Verbraucherindex an das Konsumverhalten – und so Brüche in der Messung des Preisniveaus verursachen.

senken, sowie ihre Produkte eventuell anteilig verteuern, um ihren Gewinn nicht zu schmälern. Letzteres treibt das Preisniveau zusätzlich in die Höhe. Bei gleichbleibender Verhandlungsmacht der Tarifpartner ist ein Ausgleich dieser Positionen über einen gleichbleibenden Reallohn, also einem den Kaufkraftverlust ausgleichenden Nominallohnanstieg, zu erwarten.

Die Inflation selbst kann durch eine entsprechende Geldpolitik ausgeglichen werden, wie es z. B. in den Zielen für die Europäische Zentralbank verankert ist (AEUV, 2012, Art. 127). Ohne die Effekte der Geldpolitik würde die Inflationsrate bei einem einmaligen Erdölpreisanstieg von 10% nach Schneider (2004) um 0,1 bis 0,2 Prozentpunkte steigen (s. a. SBGE, 2006). Die jährliche Wachstumsrate des Ölpreises beträgt in der ersten Simulationsperiode (2010-2015) 2% im A50-Szenario, 4% im A100-Szenario und 9% im A300-Szenario. Aufgrund des linear angenommenen Wachstums fällt diese Rate in allen Szenarien mit der Zeit auf 1% bis 3% ab. Nimmt man nun an, dass die Inflation pro 10% Preisanstieg um 0,15 Prozentpunkte steigt, ergeben sich für den betrachteten Zeitraum Inflationseffekte von 0,02 bis 0,14 Prozentpunkten pro Jahr, die bei Verhandlungen über das *nominale* Lohnniveau einen Einfluss haben können; jedoch nicht auf das in dieser Arbeit verwendete *reale* Niveau, das daher als konstant angenommen wird (vgl. die Konstanz der Reallöhne in Deutschland seit 1992: DE-STATIS, 2013).

5.6 ÖKONOMISCHE ZIELSETZUNG

Eine mögliche Kritik an dem vorgestellten Planungsansatz kann darin bestehen, dass hier einer Ökonomisierung der Natur das Wort geredet wird. Dass doch genau dies mit dem in Mitteleuropa gelegten Fokus auf die waldbauliche Planung verhindert wurde und so durch die Abkehr von der Bodenreinertragslehre des 19. Jahrhunderts ein erfolgreicher Weg in Richtung Arbeiten mit der Natur, mit naturnahen Mischbeständen statt Fichtenmonokulturen, beschränkt wurde.

Die dabei von Kritikern gerne ins Feld geführte (Droh-)Perspektive in Richtung Hochleistungsbestände wäre in der Tat ein Ausdruck des reinen Renditestrebens. Würde ein Forstbetrieb nach rein kapitalistischen Gesichtspunkten, im Extrem im Sin-

ne eines „Shareholder-Value-Ansatzes“ wie ein Industriebetrieb geführt (vgl. Enquete-Kommission, 2002), würde sich dieser in eine nach Effizienzkriterien durchorganisierte Fabrik mit vollständiger Mechanisierung und einem maschinengerechten Wald, in einen Forstacker, eine Plantage, verwandeln. Industrie und Landwirtschaft haben diesen Weg seit langem beschritten.

Der vorgestellte Ansatz fußt auf einem anderen Verständnis des Wirtschaftens. Nicht die Natur soll der Ökonomie folgen, sondern die Ökonomie soll helfen, den Umgang mit der Natur sinnvoll zu gestalten. Daher sind folgende Punkte fundamental: Die Integration von Risiken in die Planung führt zu einer Abkehr vom Ziel der Gewinnmaximierung im engeren Sinn, denn es wird bewusst auf einen Teil des möglichen Gewinns zugunsten einer höheren Sicherheit verzichtet. Die Betonung der Sicherheit ist das genaue Gegenteil einer Strategie der Spekulation auf höchsten Gewinn, einer Strategie, die letztlich keine Grenzen kennt.

Darüber hinaus spielt auch die geforderte Rentabilität eine große Rolle, sprich die Zinsforderung, die an den Wald gestellt wird. Verlässt man hier den aufgrund der biologischen und standörtlichen Bedingungen überhaupt möglichen Rahmen, ist es klar, dass die Bewirtschaftung in Richtung Nadelholz und letztendlich in den Anbau von standortfremden Baumarten oder von auf Leistung gezüchteten Baumarten tendieren wird, rational ökonomisch gesehen sogar tendieren *muss*: „In demselben Maß, worin die Industrie vortritt, weicht [die] Naturschranke zurück“ (Marx, 1890, S.537). Die daher auch häufig geübte Kritik an der Forstökonomie, dass der Zins einen großen Einfluss auf das Ergebnis der Kalkulationen hat, ist folglich auch kein Schwachpunkt dieses Ansatzes, sondern nur ein Ausdruck der Wesentlichkeit dieses Faktors.

Die Risikointegration *und* ein dem Ökosystem Wald angepasster Zinssatz lassen ökonomische Überlegungen dagegen zu einer wertvollen Ergänzung forstbetrieblicher Planung werden und führen von einer sich vertiefenden Ökonomisierung der Natur weg zu einem Arbeiten mit der Natur. Sie ergänzen die Argumente für eine generationenübergreifende, gerechte, die Wuchskraft des Bodens nicht zerstörende und den Charakter der Wälder als naturnahe Ökosysteme erhaltende Nutzung. Somit schließt sich

der Dreiklang Soziales, Ökologie und Ökonomie letztlich also tatsächlich im Rahmen einer *nachhaltenden* Bewirtschaftung.

AUSBLICK

Die Forstwirtschaft ist in Zeiten des Klimawandels und der erhöhten Aufmerksamkeit der naturinteressierten Öffentlichkeit mit vielfältigen Planungs- und Entscheidungsproblemen konfrontiert. Ansprüche und Anforderungen an den Wald werden dabei komplexer und verdichten sich zunehmend auf der Fläche. Es überrascht daher, dass gerade auf dem Feld der strukturierten Planungsunterstützung mit Hilfe mathematischer Modelle relativ wenig Energie innerhalb der forstlichen Forschung aufgebracht wurde, zumindest was die Fähigkeit dieser Modelle betrifft, sie auf mitteleuropäische Natur- und Waldbauverhältnisse anzupassen, obwohl hier bereits in den 1970er Jahren ein hoher Wissensstand erreicht wurde (Sperber, 1970; Jöbstl, 1973; Kató, 1977). Wie in Kapitel 2 gezeigt, liegt der Schwerpunkt der Forschung auf diesem Feld in Skandinavien und Nordamerika. Viele Ergebnisse beruhen daher auf der Kahlschlagswirtschaft mit Reinbeständen. Multifunktionale Ansprüche und Risikointegration sind oft nur am Rande berücksichtigt.

Dabei zeigen die Diskussionen der letzten Jahre um den richtigen Umgang mit dem Wald, die im Spannungsfeld von Forstwirtschaft, Jagd und Naturschutz ausgetragen wurden und werden, dass vielfach subjektiv, auf Erfahrungswerten beruhend – mitunter polemisch – argumentiert wird. Eine Möglichkeit, die Diskussion zu versachlichen besteht grundsätzlich darin, sich über die potentiellen Alternativen der Waldbewirtschaftung auszutauschen, die Konsequenzen zu erörtern und gemeinsam Lösungen zu finden, deren Zustandekommen von allen Seiten nachvollziehbar ist und die somit von den Beteiligten leichter akzeptiert werden (vgl. Hanewinkel, 1999). Eine derart strukturierte, systematisierte und reproduzierbare Lösungsfindung kann durch mathe-

matische Modelle wie das in dieser Arbeit vorgestellte Entscheidungswerkzeug bewerkstelligt werden, sofern es wie in vorliegendem Fall durch eine Parametrisierung an den konkreten Sachverhalt angepasst werden kann.

Ein wichtiger Punkt hierfür ist jedoch die Verfügbarkeit von ausreichendem Datenmaterial. In vorliegender Arbeit konnte auf die Bundeswaldinventur BWI₂ zurückgegriffen werden, die für Aussagen auf regionaler Ebene ein genügend dichtes Inventurnetz darstellt. Bei der Anwendung der Methode auf der Ebene eines Realbetriebs stellt sich jedoch unmittelbar das Problem der ausreichenden Datenerhebung auf Einzelbestandsebene, um die nötigen Waldwachstumssimulationen durchführen zu können. Hier zeigt sich ein unmittelbares Bedürfnis an einem dichten Netz an Stichprobeninventuren in den Forstbetrieben. Dementsprechend ist es sinnvoll, weiter in die Entwicklung von Verfahren zur Inventur auf Einzelbestandsebene, insbesondere auch von fernerkundungsgestützten Methoden (Knoke et al., 2010; Elatawneh et al., 2014; Wallner et al., 2014), sowie in waldbauliche bzw. waldwachstumskundliche Simulationsmodelle zu investieren, die die Grundlage für ökonomische Entscheidungsmodelle bilden. Eine Standardisierung der Datenspeicherung wäre dabei für die Verzahnung der einzelnen Teildisziplinen wünschenswert und für eine Verbreitung der Methoden und Modelle in der praktischen Anwendung unverzichtbar. Ist dies gewährleistet, können auch die Daten der BWI₃ in das entwickelte Modell eingespeist werden, sobald sie zur Verfügung stehen.

Auch bei der Ableitung von Risikogrößen kommt dieser unvermeidbare „Datenhunger“ deutlich zu tragen. Die Abbildung eines finanziellen Risikos kann mittels historischer Preisdaten noch relativ einfach erfolgen, doch bei naturalen Risiken fehlen oft regionale oder gar lokale, quantifizierbare Erkenntnisse zu den Risiken der einzelnen Baumarten im Reinbestand und in Mischung. Auswertungen wie die von Hanewinkel et al. (2004), Staupendahl und Möhring (2011), Griess et al. (2012) und Neuner et al. (2014) zeigen hier neue, vielversprechende Wege auf (zur Verknüpfung mit DSS s. a. Hanewinkel et al., 2010).

Die Diskussion der etablierten Modelle zur Kohlenstoffbilanzierung hat ergeben, dass durch Vermischung unterschiedlicher Kohlenstoffflüsse (Speicher-Atmosphäre bzw. Speicher-Speicher) Bilanzen für künstlich abgetrennte „Kohlenstoffspeicher“ er-

zeugt werden, die nicht unbedingt die realen Effekte (Quellen- und Senkenwirkung) abbilden. Eine kritische Hinterfragung und eine Weiterentwicklung der vorhandenen Modelle scheint daher wünschenswert und notwendig.

Die Überlegungen zur finanziellen Bewertung einer Ökosystemleistung anhand der Kohlenstoffbilanz zeigten die Schwierigkeiten, die sich auf diesem Feld ergeben. Eine Bewertung führt letztlich immer zu dem tieferliegenden Problem des Werts einer Sache. So lange es jedoch für ein bestimmtes Gut keinen funktionierenden Markt gibt, kann dieser Wert schlecht in einem Preis ausgedrückt werden. Klassische objektive Ansätze zur Wertermittlung stellen keinen Ausweg aus diesem Dilemma dar, da sie auf der in einem Gut einfließenden Arbeit beruhen. Bei Gütern, die wie Ökosystemleistungen nicht von Menschenhand hergestellt werden, funktioniert dieser Alternativweg daher nicht. Daher wird zum Teil versucht, für derartige Leistungen eine Zahlungsbereitschaft abzuleiten, die oft umfragebasiert ist. In wie weit derartige hypothetische Zahlungsbereitschaften jedoch eine reale Zahlung abbilden können, ist zweifelhaft (Hausman, 2012).

Es stellt sich auch die Frage, ob es überhaupt eine Rechtfertigung gibt, Ökosystemleistungen einem ökonomischen Denkmuster zu unterwerfen. Arbeiten wie die von Rosser (2013) und Lewandrowski et al. (2014), die mittels Diskontierung eine Zeitpräferenz für Ökosystemleistungen unterstellen, gehen hier sicherlich einen innerhalb eines ökonomischen Denkmusters konsequenten und konsistenten Weg. Problematisch bleibt jedoch stets die Wahl des richtigen Zinssatzes, insbesondere für Langzeitbetrachtungen, die mehrere Menschengenerationen umfassen. Die generationenübergreifende Fragestellung müsste für ihre Beantwortung zu einem objektiven, z. B. an der wirtschaftlichen Entwicklung ausgerichteten Zinssatz greifen, dessen Höhe mit je größerer Unsicherheit behaftet ist, desto länger der Betrachtungszeitraum ist. Niemand kann einschätzen, wie sich Wachstum und Wohlstand weiterentwickeln werden und ob es in einer endlichen Welt überhaupt ein stetes Wachstum geben kann. Einen Ausweg daraus können vielleicht Konzepte aufzeigen, die von der Zeitdauer abhängige Zinssätze unterstellen (Weitzman, 1998; Arrow et al., 2013).

Aus Sicht einer generationenübergreifenden Gerechtigkeit kann die Diskontierung jedoch auch grundsätzlich hinterfragt

werden. Denn wie kann die Fähigkeit des Waldes zur Kohlenstoffspeicherung heute mehr wert sein als in 10, 100 oder 1000 Jahren? Eine mögliche Kritik kann lauten, dass hier keine Präferenzen und Interessen eines Individuums, sondern die von verschiedenen Individuen – und dies über mehrere Generationen hinweg – untereinander abgewogen werden und somit beide Situationen nicht miteinander vergleichbar sind (Roemer, 2013). Würde die heutige Generation z. B. nicht in die Aufrechterhaltung von Ökosystemleistungen investieren, die dem Schutz des Lebensraums dienen, würden sich daraus negative Konsequenzen für zukünftige Generationen ergeben. Die Diskontierung zukünftiger Schäden kann möglicherweise zu unethischen Ergebnissen führen, da hierdurch implizit die Rechte der kommenden Generationen gegenüber denen der heute Lebenden als geringwertiger eingestuft werden (Caney, 2008; Davidson, 2014).

An diesem Punkt ist ein grundlegender, gesellschaftlicher, die Methodenentwicklung begleitender Diskurs nötig, der nicht nur die Grenzen der Nutzung natürlicher Ressourcen umfasst, sondern generell den Blickwinkel des Menschen auf seine Umwelt und sich selbst immer wieder neu reflektieren muss.

Teil II

ANHANG

Parallel zur Anwendung des im Hauptteil dieser Arbeit erläuterten Modells YAFO wurde dieses laufend weiterentwickelt. Daraus entstand ein von Grund auf neu entwickeltes Modell YAFO₂, in das die Erfahrungen aus YAFO eingeflossen sind und welches eine weitere Flexibilisierung des gewählten Ansatzes darstellt.

Bei YAFO wurden für jede der sieben Zeitperioden und jede der zwei möglichen Sortier-/Managementvarianten eigene Programmobjekte (Variablen) für die Eigenschaften der Bestände (ausscheidender Vorrat, verbleibender Vorrat, Zuwachs, Einwuchs, Kohlenstoff,...) vorgesehen, was sich jedoch als unflexibel herausgestellt hat. Daher wurde bei YAFO₂ eine höhere Abstraktion der Modellstruktur vorgesehen, um sich vom einzelnen konkreten Anwendungsfall weiter zu lösen und so eine verbesserte Adaptierbarkeit bereitzustellen. Erreicht wurde dies durch eine verstärkte Nutzung einer „Matrixstruktur“, d. h. einer konsequenteren Programmierung mit Hilfe von „Arrays“, also indizierten Variablen. Damit ist das Modell bezüglich der Zahl der Bestände, der Zahl der Sortier-/Managementvarianten und der Anzahl der betrachteten Perioden unbegrenzt.¹

Auch das Einwuchsmodell wurde erweitert, so dass für eine zweite Bestandesgeneration ZE-Anfälle und Durchforstungen in allen Perioden berücksichtigt werden können.

Die risikofreie Zielfunktion von YAFO₂ lautet:

$$\begin{aligned} \max_f Z = \sum_i \sum_t \sum_s (d_{its} f_{its}^d + a_{its} f_{its}^a + z_{its} f_{its}^z + \\ + d_{it}^e f_{it}^{de} + a_{it}^e f_{it}^{ae} + z_{it}^e f_{it}^{ze}) \cdot (1+r)^{-t} \end{aligned} \quad (1)$$

¹ Bei Optimierungen unter Risiko ist das Modell aufgrund des Monte-Carlo-Moduls auf 20 Perioden begrenzt.

mit den Nebenbedingungen

$$\sum_s f_{it's}^d + \sum_{t=0}^{t'} \sum_s (f_{its}^a + f_{its}^z) = f_i \quad \forall i, t' \quad (2a)$$

$$\sum_s f_{its}^z = f_{it}^z \quad \forall i, t \quad (2b)$$

$$f_{its}^{(d,a,z,e)} \geq 0 \quad \forall i, t, s \quad (2c)$$

$$f_{it'}^{de} + f_{it'}^{ae} = \sum_{t=0}^{t'} \sum_s (f_{its}^a + f_{its}^z - f_{it}^{ae} - f_{it}^{ze}) \quad \forall i, t' \quad (2d)$$

Gegenüber Gleichung 3.1 ist die Zielfunktion von YAFO2 durch ein separates Flächentableau für den Einwuchs erweitert, dessen Variablen und Parameter mit dem Hochindex e gekennzeichnet sind und sonst der gleichen Symbolik wie der für die erste Bestandesgeneration folgen (vgl. Abschnitt 3.1.1). Das Zusammenspiel zwischen beiden Tableaus wird durch Nebenbedingung 2d gewährleistet. Sie legt fest, dass zu jedem Zeitpunkt t' alle Flächen, die durch Endnutzung oder ZE-Anfall wieder begründet, jedoch in zweiter Bestandesgeneration noch nicht selbst wieder endgenutzt oder durch eine Kalamität ausgefallen sind, gemäß den Einwuchstabellen durchforstet oder endgenutzt werden müssen. Die restlichen Nebenbedingungen sind identisch zum Grundmodell YAFO. Somit stellt YAFO2 einen ersten Schritt in Richtung der Kopplung von Ertrags- und Produktionsplanung dar, ganz im Sinne der in Abschnitt 2.2.2 skizzierten notwendigen Überwindung dieses Begriffspaares zur Rückkehr zu einer investitionstheoretisch fundierten Planung.

YAFO2 besitzt eine eigene grafische Nutzeroberfläche und kann dem Anwender unmittelbar zu den Themenkreisen „Naturaldaten“, „Sortierung“, „Finanzielle Daten“, „Kohlenstoffbilanz“, „Forsteinrichtungskennzahlen“ und „Eingriffszeitpunkte“ graphische und tabellarische Übersichten ausgeben. Zusätzlich kann für jeden Bestand eine Einzeldarstellung aufgerufen werden.

LITERATUR

- AEUV (2012). *Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV): Konsolidierte Fassung vom 26.10.2012* (siehe S. 145).
- AGEB (2013). *Auswertungstabellen zur Energiebilanz für die Bundesrepublik Deutschland 1990 bis 2012*. Hrsg. von Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen e.V. Berlin (siehe S. 12).
- Albrecht, S., Gottschick, M., Schorling, M. und Stirn, S. (2012). Bioökonomie am Scheideweg: Industrialisierung von Biomasse oder nachhaltige Produktion?. In: *GAIA*, Jg. 21, Nr. 1, 33–37 (siehe S. 14).
- Altwater, Elmar (2005). *Das Ende des Kapitalismus, wie wir ihn kennen: Eine radikale Kapitalismuskritik*. 7. Aufl. Münster: Westfälisches Dampfboot (siehe S. 11, 128).
- Alvarez, L. H. R. und Koskela, E. (2006). Does risk aversion accelerate optimal forest rotation under uncertainty?. In: *Journal of Forest Economics*, Jg. 12, Nr. 3, 171–184 (siehe S. 31).
- Andersson, M., Dahlin, B. und Mossberg, M. (2005). The Forest Time Machine—a multi-purpose forest management decision-support system. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, Jg. 49, Nr. 1, 114–128 (siehe S. 32).
- Aretz, A. und Hirschl, B. (2007). *Biomassepotenziale in Deutschland: Übersicht maßgeblicher Studienergebnisse und Gegenüberstellung der Methoden*. Bd. 1. Dendrom-Diskussionspapier. Eberswalde: DENDROM-Koordinationsbüro (siehe S. 134).
- ARKI Consulting and Development A/S. *CONOPT 3*. Bagsvaerd (siehe S. 59).
- Arnold, G., Jirikowski, W., Mayrhauser, G., Reh, M., Schwarzenberger, F. und Weiß, K. (2004). *Lernbehelf für die forstliche Fachausbildung*. Hrsg. von Landwirtschaftskammer für Oberösterreich und Bundesamt und Forschungszentrum für Wald. Linz und Wien (siehe S. 73).
- Arrow, K., Cropper, M., Gollier, C., Groom, B., Heal, G., Newell, R., Nordhaus, W., Pindyck, R., Pizer, W., Portney, P., Sterner, T., Tol, R. S. J. und Weitzman, M. (2013). Determining Benefits and Costs for Future Generations. In: *Science*, Jg. 341, Nr. 6144, 349–350 (siehe S. 151).
- Assmann, E. (1953). Bestockungsdichte und Holzerzeugung. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, Jg. 72, Nr. 3-4, 69–101 (siehe S. 141).
- Baader, G. (1942). *Forsteinrichtung als nachhaltige Betriebsführung und Betriebsplanung*. Frankfurt a. M.: Sauerländer's (siehe S. 22, 26).

- Bamberg, G., Coenberg, A. G. und Krapp, M. (2008). *Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre*. 14. Aufl. München: Vahlen (siehe S. 49).
- Barbour, R. J., Hemstrom, M., Ager, A. und Hayes, J. L. (2005). Effects of spatial scale on the perception and assessment of risk of natural disturbance in forested ecosystems: Examples from Northeastern Oregon. In: *Forest Ecology and Management*, Jg. 211, Nr. 1–2, 210–225 (siehe S. 31).
- Baskent, E. Z. und Keles, S. (2005). Spatial forest planning: A review. In: *Ecological Modelling*, Jg. 188, Nr. 2–4, 145–173 (siehe S. 30).
- Bauer, J., Zormaier, F., Borchert, H. und Burger, F. (2006). *Energieholzmarkt Bayern: Analyse der Holzpotenziale und der Nachfragestruktur*. Bd. 53. LWF-Wissen. Freising: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (siehe S. 33).
- Bayerische Staatsregierung (2011). *Bayerisches Energiekonzept Energie innovativ*. München (siehe S. 12, 15).
- Bayerischer Landtag (2005). *Waldgesetz für Bayern in der Fassung der Bekanntmachung vom 22. Juli 2005, mehrfach geändert. (§ 40 G v. 20.12.2011, 689): BayWaldG* (siehe S. 64).
- BaySF (2011). *Statistikband 2011*. Hrsg. von Bayerische Staatsforsten. Regensburg (siehe S. 94).
- BaySF/StaFoV (2010). *Holzpreisstatistik für das Kalenderjahr ... für die Jahre 1975–2010*. Hrsg. von Bayerische Staatsforstverwaltung / Bayerische Staatsforsten. München und Regensburg (siehe S. 51, 68, 70, 129, 130).
- BayStMWIVT (2012). *Bayerische Energieszenarien 2050*. Hrsg. von Bayerisches Staatsministerium für Wirtschaft, Infrastruktur, Verkehr und Technologie. München (siehe S. 69).
- Beale, E. M. L. (1955). On Minimizing A Convex Function Subject to Linear Inequalities. In: *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, Jg. 17, Nr. 2, 173–184 (siehe S. 32).
- Beinhofer, B. (2009). *Anwendung der Portfoliotheorie in der Forstwissenschaft - Finanzielle Optimierungsansätze zur Bewertung von Diversifikationseffekten*. Diss. Technische Universität München (siehe S. 31).
- Benítez, P. C., McCallum, I., Obersteiner, M. und Yamagata, Y. (2007). Global potential for carbon sequestration: Geographical distribution, country risk and policy implications. In: *Ecological Economics*, Jg. 60, Nr. 3, 572–583 (siehe S. 37).
- Benjamin, L. R., Milne, A. E., Parsons, D. J., Cussans, J. und Lutman, P. J. W. (2009). Using stochastic dynamic programming to support weed management decisions over a rotation. In: *Weed Research*, Jg. 49, Nr. 2, 207–216 (siehe S. 30).
- Bergen, V., Löwenstein, W. und Olschewski, R. (2002). *Forstökonomie: Volkswirtschaftliche Grundlagen*. Vahlens Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. München: Vahlen (siehe S. 11, 25).

- Bettinger, P. (2009). *Forest management and planning*. Amsterdam und Boston: Academic Press / Elsevier (siehe S. 21).
- Bettinger, P. und Chung, W. (2004). The key literature of, and trends in, forest-level management planning in North America, 1950-2001. In: *International Forestry Review*, Jg. 6, Nr. 1, 40–50 (siehe S. 29).
- Bettinger, P., Siry, J. und Merry, K. (2013). Forest management planning technology issues posed by climate change. In: *Forest Science and Technology*, Jg. 9, Nr. 1, 9–19 (siehe S. 126).
- Bhaskar, R. (1975). *A Realist Theory of Science*. London: Verso (siehe S. 25).
- Bjørndal, T., Herrero, I., Newman, A., Romero, C. und Weintraub, A. (2012). Operations research in the natural resource industry. In: *International Transactions in Operational Research*, Jg. 19, Nr. 1/2, 39–62 (siehe S. 32).
- Blennow, K., Persson, E., Lindner, M., Faias, S. P. und Hanewinkel, M. (2014). Forest owner motivations and attitudes towards supplying biomass for energy in Europe. In: *Biomass and Bioenergy*, Jg. 67, 223–230 (siehe S. 13).
- Block, J. und Gauer, J. (2012). *Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz*. Bd. 70. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz. Trippstadt: Zentralstelle der Forstverwaltung Rheinland-Pfalz (siehe S. 75).
- BMELV (2005). *Die zweite Bundeswaldinventur - BWI 2: Der Inventurbericht*. Hrsg. von Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Berlin (siehe S. 63).
- BMELV (2012). *Pappeln und Weiden in Deutschland: Bericht der nationalen Pappelkommission: Zeitraum: 2008-2011*. Hrsg. von Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Bonn (siehe S. 14).
- Bodelschwingh, E. v. (2006). *Analyse der Rundholzlogistik in der Deutschen Forst- und Holzwirtschaft – Ansätze für ein übergreifendes Supply Chain Management*. Diss. Technische Universität München (siehe S. 73, 74).
- Bodin, P. und Wiman, B. L. B. (2007). The usefulness of stability concepts in forest management when coping with increasing climate uncertainties. In: *Forest Ecology and Management*, Jg. 242, Nr. 2–3, 541–552 (siehe S. 31).
- Borchert, H. (2005). *Holzaufkommensprognose für Bayern*. Bd. 50. LWF-Wissen. Freising: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (siehe S. 64, 68, 104, 106, 131).
- Borges, J. G., Falcao, A., Miragaia, C., Marques, P. und Marques, M. (2003). A decision support system for forest resources management in Portugal. In: *System Analysis in Forest Resources*. Hrsg. von G. J. Art-

- haud und T. M. Barrett. Bd. 7. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 155–164 (siehe S. 32).
- Bösch, B. (2004a). *Benutzeranleitung WEHAM: Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung Version 1.14*. Hrsg. von Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (siehe S. 63).
- Bösch, B. (2004b). *WEHAM II: Modelle und Algorithmen*. Hrsg. von Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (siehe S. 63, 64).
- Brabänder, H.D (1990). Inventurgestützte betriebliche Angebotsplanung. In: *Die Verflechtung von Betriebswirtschaft und Forsteinrichtungsplanung im Forstbetrieb - The interlacement of enterprise management and forest management planning in forest enterprises*. Hrsg. von W. Villa, 105–116 (siehe S. 138).
- Brazee, R. und Mendelsohn, R. (1988). Timber Harvesting with Fluctuating Prices. In: *Forest Science*, Jg. 34, Nr. 2, 359–372 (siehe S. 31).
- Bronstein, I. N. und Semendjajew, K. A. (2001). *Taschenbuch der Mathematik*. 5. Aufl. Thun [u.a.]: Harri Deutsch (siehe S. 29).
- Brown, S., Lim, B. und Schlamadinger, B. (1998). *Evaluating Approaches for Estimating Net Emissions of Carbon Dioxide from Forest Harvesting and Wood Products: Meeting Report, Dakar, Senegal, 5-7 May 1998* (siehe S. 35).
- Buongiorno, J. und Gilles, J. K. (2003). *Decision Methods for Forest Resource Management*. Amsterdam und Boston [Mass.]: Academic Press (siehe S. 21).
- Buongiorno, J., Raunikar, R. und Zhu, S. (2011). Consequences of increasing bioenergy demand on wood and forests: An application of the Global Forest Products Model. In: *Journal of Forest Economics*, Jg. 17, Nr. 2, 214–229 (siehe S. 14, 33, 34, 130, 132).
- Burschel, P. und Huss, J. (2003). *Grundriss des Waldbaus: Ein Leitfaden für Studium und Praxis*. 3. Aufl. Stuttgart: Ulmer (siehe S. 19).
- Burschel, P., Kürsten E. und Larson B. C. (1993). *Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt: Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland*. Bd. 126. Forstliche Forschungsberichte München (siehe S. 35, 68, 74, 84).
- Burschel, P. und Weber, M. (2001). Wald - Forstwirtschaft - Holzindustrie: Zentrale Größen der Klimapolitik. In: *Forstarchiv*, Jg. 72, 75–85 (siehe S. 140).
- Caney, S. (2008). Human rights, climate change, and discounting. In: *Environmental Politics*, Jg. 17, Nr. 4, 536–555 (siehe S. 152).
- Carlowitz, H. C. v. (1713). *Sylvicultura oeconomica oder Hauswirthliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur Wilden Baum-Zucht: Herausgegeben von Joachim Hamberger, 2013*. München: oekom (siehe S. 19).

- CARMEN (2012). *Preisentwicklung bei Waldhackschnitzeln - der Energieholz-Index*. Hrsg. von CARMEN e.V. (siehe S. 71).
- Chen, B. W. und Gadow, K. v. (2002). Timber harvest planning with spatial objectives, using the method of simulated annealing. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, Jg. 121, Nr. 1, 25–34 (siehe S. 32).
- Chen, J., Colombo, S. J., Ter-Mikaelian, M. T. und Heath, L. S. (2010). Carbon budget of Ontario's managed forests and harvested wood products, 2001–2100. In: *Forest Ecology and Management*, Jg. 259, Nr. 8, 1385–1398 (siehe S. 36).
- Cotta, H. (1804). *Systematische Anleitung zur Taxation der Waldungen*. Berlin: J.D. Sander (siehe S. 26).
- Cotta, H. (1828). *Anweisung zum Waldbau*. 4. Aufl. Dresden und Leipzig: Arnoldsche Buchhandlung (siehe S. 20).
- Crookston, N. L. und Dixon, G. E. (2005). The forest vegetation simulator: A review of its structure, content, and applications. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, Jg. 49, Nr. 1, 60–80 (siehe S. 32).
- Dantzig, G. B. (1955). Linear programming under Uncertainty. In: *Management Science*, Jg. 1, Nr. 3/4, 197–206 (siehe S. 32).
- Davidson, M. D. (2014). Zero discounting can compensate future generations for climate damage. In: *Ecological Economics*, Jg. 105, 40–47 (siehe S. 152).
- Davis, L. S., Johnson, K. N., Bettinger, P. und Howard, T. E. (2001). *Forest Management: To sustain ecological, economic, and social values*. 4. Aufl. Long Grove [Ill.]: Waveland Press (siehe S. 21).
- DESTATIS (2011). *Verbraucherpreisindex für Deutschland: Lange Reihen ab 1948*. Hrsg. von Statistisches Bundesamt. Wiesbaden (siehe S. 51).
- DESTATIS (2012). *Erzeugerpreise gewerblicher Produkte (Inlandsabsatz): Preise für leichtes Heizöl, schweres Heizöl, Motorenbenzin und Dieselmotorenkraftstoff: Lange Reihen ab 1976 bis Juni 2012*. Hrsg. von Statistisches Bundesamt. Wiesbaden (siehe S. 129).
- DESTATIS (2013). *Verdienste und Arbeitskosten: Reallohnindex und Nominallohnindex*. Hrsg. von Statistisches Bundesamt. Wiesbaden (siehe S. 145).
- Detten, R. v. und Faber, F. (2013). Organizational decision-making by German state-owned forest companies concerning climate change adaptation measures. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 35, 57–65 (siehe S. 31).
- DFUV (2011). *Deutscher Forstunternehmer-Verband: Dieselpreisniveau belastet Forstunternehmer*. Hrsg. von Deutscher Landwirtschaftsverlag GmbH (siehe S. 73).
- Diaz-Balteiro, L. und Romero, C. (2008). Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment. In: *Forest Ecology and Management*, Jg. 255, Nr. 8–9, 3222–3241 (siehe S. 29).

- Dieter, M. (2001). Land expectation values for spruce and beech calculated with Monte Carlo modelling techniques. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 2, Nr. 2, 157–166 (siehe S. 53).
- Dieter, M. und Englert, H. (2001). *Abschätzung des Rohholzpotentials für die energetische Nutzung in der Bundesrepublik Deutschland*. Hrsg. von Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft und Ordinateure für Holzbiologie, Holztechnologie und Weltforstwirtschaft der Universität Hamburg. Hamburg (siehe S. 134).
- Dieterich, V. (1953). *Forstwirtschaftspolitik: Eine Einführung*. Hamburg und Berlin: Parey (siehe S. 24).
- Donlan, J., Skog, K. und Byrne, K. A. (2012). Carbon storage in harvested wood products for Ireland 1961–2009. In: *Biomass and Bioenergy*, Jg. 46, 731–738 (siehe S. 36).
- Dorigo, M. und Stützle, T. (2004). *Ant colony optimization*. A Bradford book. Cambridge [Mass.]: MIT Press (siehe S. 29).
- Drud, A. (1994). CONOPT– A Large-Scale GRG Code. In: *ORSA Journal on Computing*, Jg. 6, Nr. 2, 207 (siehe S. 59).
- Dueck, G. (1993). New Optimization Heuristics: The Great Deluge Algorithm and the Record-to-Record Travel. In: *Journal of Computational Physics*, Jg. 104, Nr. 1, 86–92 (siehe S. 29).
- Dueck, G. und Scheuer, T. (1990). Threshold accepting: A general purpose optimization algorithm appearing superior to simulated annealing. In: *Journal of Computational Physics*, Jg. 90, Nr. 1, 161–175 (siehe S. 29).
- Dymond, C. C. (2012). Forest carbon in North America: annual storage and emissions from British Columbia's harvest, 1965–2065. In: *Carbon Balance and Management*, Jg. 7, Nr. 1, 8 (siehe S. 36).
- Eberhardinger, A., Warkotsch, W., Zormaier, F., Schardt, M., Huber, T. und Zimmer, B. (2009). *Prozessanalyse und Ökobilanzierung der Bereitstellung von Waldhackgut: Projektbericht in Auftrag der Fachagentur Nachhaltende Rohstoffe*. Hrsg. von Lehrstuhl für Forstliche Arbeitswissenschaft und Angewandte Informatik der TU München. Freising (siehe S. 71).
- Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. und Tanabe, K., Hrsg. (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Hayama [Japan]: Institute for Global Environmental Strategies (siehe S. 35, 74, 75).
- EIA (2011). *International Energy Outlook*. Hrsg. von U.S. Energy Information Administration (siehe S. 69, 128).
- Elatawneh, A., Wallner, A., Manakos, I., Schneider, T. und Knoke, T. (2014). Forest Cover Database Updates Using Multi-Seasonal RapidEye Data—Storm Event Assessment in the Bavarian Forest National Park. In: *Forests*, Jg. 5, Nr. 6, 1284–1303 (siehe S. 150).

- Ellenberg, H. (1996). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. 5. Aufl. UTB. Stuttgart: Ulmer (siehe S. 77).
- Ellison, D., Lundblad, M. und Petersson, H. (2011). Carbon accounting and the climate politics of forestry. In: *Environmental Science & Policy*, Jg. 14, Nr. 8, 1062–1078 (siehe S. 37).
- Endres, M. (1923). *Lehrbuch der Waldwertrechnung und Forststatik*. 4. Aufl. Berlin: Springer (siehe S. 21, 22, 47).
- Enquete-Kommission (2002). *Schlussbericht der Enquete-Kommission Globalisierung der Weltwirtschaft - Herausforderungen und Antworten: Drucksache 14/9200*. Hrsg. von Deutscher Bundestag. Berlin (siehe S. 146).
- Erdmann, L. (2008). *Szenarien 2020+ Wie verändert sich das Umfeld für eine Holzwapende? Auswirkungen, Anpassungsstrategien und Steuerungserfordernisse*. Hrsg. von Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie GmbH, Forschungsgruppe Nachhaltiges Produzieren und Konsumieren. Berlin (siehe S. 33).
- Eriksson, L. O. (2006). Planning under uncertainty at the forest level: A systems approach: *Scandinavian Journal of Forest Research*. In: *Scandinavian Journal of Forest Research*, Jg. 21, Nr. S7, 111–117 (siehe S. 32).
- Fang, J.-Y und Wang, Z. M. (2001). Forest biomass estimation at regional and global levels, with special reference to China's forest biomass. In: *Ecological Research*, Jg. 16, Nr. 3, 587–592 (siehe S. 68).
- Favada, I. M., Karppinen, H., Kuuluvainen, J., Mikkola, J. und Stavness, C. (2009). Effects of Timber Prices, Ownership Objectives, and Owner Characteristics on Timber Supply. In: *Forest Science*, Jg. 55, Nr. 6, 512–523 (siehe S. 135).
- Favada, I. M., Kuuluvainen, J. und Uusivuori, J. (2007). Consistent estimation of long-run nonindustrial private forest owner timber supply using micro data. In: *Canadian Journal of Forest Research*, Jg. 37, Nr. 8, 1485–1494 (siehe S. 135).
- Felbermeier, B., Knoke, T. und Mosandl, R. (2007). Forstbetriebsplanung unterstützen durch lineare Programmierung. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, Nr. 3, 115–116 (siehe S. 29).
- Fischler, M. A. und Bolles, R. C. (1981). Random sample consensus: a paradigm for model fitting with applications to image analysis and automated cartography. In: *Communications of the ACM*, Jg. 24, Nr. 6, 381–395 (siehe S. 29).
- Fonseca, T. F. und Cerveira, A. (2012). An integer programming model for a forest harvest problem in *Pinus pinaster* stands. In: *Forest Systems*, Jg. 21, Nr. 2 (siehe S. 29).
- Ford-Robertson, J. B. (2003). *Implications of harvested wood products accounting: Analysis of issues raised by parties to the UNFCCC and development*

- of a simple decay approach*. Bd. no. 2003/5. MAF technical paper. Wellington [N.Z.]: Ministry of Agriculture und Forestry (siehe S. 37).
- Forsell, N., Wikström, P., Garcia, F., Sabbadin, R., Blennow, K. und Eriksson, L. O. (2011). Management of the risk of wind damage in forestry: a graph-based Markov decision process approach. In: *Annals of Operations Research*, Jg. 190, Nr. 1, 57–74 (siehe S. 31).
- Friedrich, S., Zormaier, F., Dietz, E., Hammerl, R., Borchert, H. und Egner, J.-P. (2012). *Energieholzmarkt Bayern 2010*. Bd. 70. LWF-Wissen. Freising: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (siehe S. 84, 85).
- Gayer, K. (1886). *Der gemischte Wald: Seine Begründung und Pflege, insbesondere durch Horst- und Gruppenwirtschaft: Reprint 2009*. Stegen: Freiburger-Echo-Verlag (siehe S. 20).
- Gayer, K. (1886). *Der Waldbau*. 4. Aufl. Berlin: Paul Parey (siehe S. 20).
- Georgiou, P. E. und Papamichail, D. M. (2008). Optimization model of an irrigation reservoir for water allocation and crop planning under various weather conditions. In: *Irrigation Science*, Jg. 26, Nr. 6, 487–504 (siehe S. 30).
- Gerber, H. U. und Pafumi, G. (1998). Utility Functions: From Risk Theory to Finance. In: *North American Actuarial Journal*, Jg. 2, 74–100 (siehe S. 49).
- Gerdes, I., Klawonn, F. und Kruse, R. (2004). *Evolutionäre Algorithmen: Genetische Algorithmen - Strategien und Optimierungsverfahren - Beispielanwendungen*. 1. Aufl. Computational intelligence. Wiesbaden: Vieweg (siehe S. 29).
- Gilliams, S., Orshoven, J. van, Muys, B., Kros, H., Heil, G. W. und Deursen, W. van (2005). AFFOREST sDSS: a metamodel based spatial decision support system for afforestation of agricultural land. In: *New Forests*, Jg. 30, Nr. 1, 33–53 (siehe S. 32).
- Gong, P. (1998). Risk Preferences and Adaptive Harvest Policies for Even-Aged Stand Management. In: *Forest Science*, Jg. 44, Nr. 4, 496–506 (siehe S. 31).
- Gower, S. T. (2003). Patterns and mechanisms of the forest carbon cycle. In: *Annual Review of Environment and Resources*, Jg. 28, Nr. 1, 169–204 (siehe S. 37).
- Green, C., Avitabile, V., Farrell, E. P. und Byrne, K. A. (2006). Reporting harvested wood products in national greenhouse gas inventories: Implications for Ireland. In: *Biomass and Bioenergy*, Jg. 30, Nr. 2, 105–114 (siehe S. 36).
- Griess, V. C., Acevedo, R., Härtl, F., Staupendahl, K. und Knoke, T. (2012). Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce. In: *Forest Ecology and Management*, Nr. 267, 284–296 (siehe S. 31, 45, 52, 150).

- Grundner, F. und Schwappach, A. (1952). *Massentafeln zur Bestimmung des Holzgehaltes stehender Waldbäume und Waldbestände*. 10. Aufl. Berlin und Hamburg: Paul Parey (siehe S. 68).
- Gustafson, E. J. und Rasmussen, L. V. (2002). Assessing the spatial implications of interactions among strategic forest management options using a Windows-based harvest simulator. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, Jg. 33, Nr. 3, 179–196 (siehe S. 32).
- Gustafson, E. J., Roberts, L. J. und Leefers, L. A. (2006). Linking linear programming and spatial simulation models to predict landscape effects of forest management alternatives. In: *Journal of Environmental Management*, Jg. 81, Nr. 4, 339–350 (siehe S. 30).
- Hahn, A. und Knoke, T. (2010). Sustainable development and sustainable forestry: analogies, differences, and the role of flexibility. In: *European Journal of Forest Research*, Jg. 129, Nr. 5, 787–801 (siehe S. 27, 31).
- Hahn, J., Schardt, M. und Wolf, B. (2007). *Scheitholz - Produktion, Lagerung, Kennzahlen*. Bd. 20. LWF-Merkblatt. Freising: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (siehe S. 128).
- Haight, R. G. (1990). Feedback Thinning Policies for Uneven-Aged Stand Management with Stochastic Prices. In: *Forest Science*, Jg. 36, Nr. 4, 1015–1031 (siehe S. 31).
- Hanewinkel, M. (1999). Der Einsatz von Betriebsmodellen und Decision Support Systems für Überführungsfragen. In: *Überführung von Altersklassenwäldern in Dauerwälder: Beiträge zu einer Fachtagung an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg am 3. und 4. Dezember 1998*. Hrsg. von M. Hanewinkel. Bd. 8. Berichte Freiburger Forstliche Forschung. Freiburg: Universität Freiburg, 92–106 (siehe S. 149).
- Hanewinkel, M. (2001). Neuausrichtung der Forsteinrichtung als strategisches Managementinstrument. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, Jg. 172, Nr. 11, 202–211 (siehe S. 23).
- Hanewinkel, M., Breidenbach, J., Neeff, T. und Kublin, E. (2008). Seventy-seven years of natural disturbances in a mountain forest area - the influence of storm, snow, and insect damage analysed with a long-term time series. In: *Canadian Journal of Forest Research*, Jg. 38, Nr. 8, 2249–2261 (siehe S. 31).
- Hanewinkel, M., Hummel, S. und Albrecht, A. (2011). Assessing natural hazards in forestry for risk management: a review. In: *European Journal of Forest Research*, Jg. 130, Nr. 3, 329–351 (siehe S. 31).
- Hanewinkel, M., Peltola, H., Soares, P. und González-Olabarria, J. R. (2010). Recent approaches to model the risk of storm and fire to European forests and their integration into simulation and decision support tools. In: *Forest Systems*, Jg. 19, Nr. SI, 30–47 (siehe S. 150).

- Hanewinkel, M., Zhou, W. und Schill, C. (2004). A neural network approach to identify forest stands susceptible to wind damage. In: *Forest Ecology and Management*, Jg. 196, Nr. 2–3, 227–243 (siehe S. 150).
- Harmon, M., Harmon, J., Ferrell, W. und Brooks, D. (1996). Modeling carbon stores in Oregon and Washington forest products: 1900–1992. In: *Climatic Change*, Jg. 33, Nr. 4, 521–550 (siehe S. 84).
- Hartig, G. L. (1795). *Anweisung zur Taxation der Forste oder zur Bestimmung des Holzertrags der Wälder: Ein Beytrag zur höheren Forstwissenschaft*. Gießen: Heyer (siehe S. 19, 26).
- Härtl, F., Hahn, A. und Knoke, T. (2013). Risk-sensitive planning support for forest enterprises: The YAFO model. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, Nr. 94, 58–70 (siehe S. 39, 46, 61).
- Härtl, F. und Knoke, T. (2014b). The influence of the oil price on timber supply. In: *Forest Policy and Economics*, Nr. 39, 32–42 (siehe S. 68, 97, 98, 101, 102).
- Hasel, K. und Schwartz, E. S. (2002). *Forstgeschichte: Ein Grundriss für Studium und Praxis*. 2. Aufl. Remagen: Kessel (siehe S. 19).
- Hastreiter, H. (2012). Der Holzeinschlag 2010 in Bayern: Holznutzung gegenüber dem Vorjahr wieder leicht angestiegen. In: *LWF-aktuell*, Jg. 19, Nr. 86, 44–46 (siehe S. 66, 104, 106).
- Hausman, J. (2012). Contingent Valuation: From Dubious to Hopeless. In: *Journal of Economic Perspectives*, Jg. 26, Nr. 4, 43–56 (siehe S. 151).
- HDH (2013). Hauptverband der Deutschen Holzindustrie: Holzindustrie fordert Grenzen für die Holzverbrennung. In: *AFZ-Der Wald*, Jg. 68, Nr. 19, 50 (siehe S. 14).
- Heine, M. und Herr, H. (2003). *Volkswirtschaftslehre: Paradigmenorientierte Einführung in die Mikro- und Makroökonomie*. 3. Aufl. Managementwissen für Studium und Praxis. München: Oldenbourg (siehe S. 20, 30, 136, 144).
- Helin, T., Sokka, L., Soimakallio, S., Pingoud, K. und Pajula, T. (2013). Approaches for inclusion of forest carbon cycle in life cycle assessment - a review. In: *GCB Bioenergy*, Jg. 5, Nr. 5, 475–486 (siehe S. 38).
- Henne, A. (1990). Die finanzielle Gesamtplanung - Schlussstein der Forsteinrichtung im Wald der öffentlichen Hand. In: *Die Verflechtung von Betriebswirtschaft und Forsteinrichtungsplanung im Forstbetrieb - The interlacement of enterprise management and forest management planning in forest enterprises*. Hrsg. von W. Villa, 11–21 (siehe S. 21).
- Hennigar, C. R., MacLean, D. A. und Amos-Binks, L. J. (2008). A novel approach to optimize management strategies for carbon stored in both forests and wood products. In: *Forest Ecology and Management*, Jg. 256, Nr. 4, 786–797 (siehe S. 36).

- Hildebrandt, P. und Knoke, T. (2009). Optimizing the shares of native tree species in forest plantations with biased financial parameters. In: *Ecological Economics*, Jg. 68, Nr. 11, 2825–2833 (siehe S. 49).
- Hildebrandt, P. und Knoke, T. (2011). Investment decisions under uncertainty – A methodological review on forest science studies. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 13, Nr. 1, 1–15 (siehe S. 49).
- Hillring, B. (1997). Price trends in the Swedish wood-fuel market. In: *Biomass and Bioenergy*, Jg. 12, Nr. 1, 41–51 (siehe S. 33).
- Hillring, B. (2006). World trade in forest products and wood fuel. In: *Biomass and Bioenergy*, Jg. 30, Nr. 10, 815–825 (siehe S. 14).
- Hof, J. G. und Kent, B. M. (1990). Nonlinear Programming Approaches to Multistand Timber Harvest Scheduling. In: *Forest Science*, Jg. 36, Nr. 4, 894–907 (siehe S. 30).
- Hofer, P., Werner, F., Kaufmann, E. und Thürig, E. (2007). *CO₂-Effekte der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft: Szenarien zukünftiger Beiträge zum Klimaschutz*. Bd. 39. Umwelt-Wissen Wald und Holz. Bern: BAFU (siehe S. 83, 89).
- Höllerl, S. und Bork, J. (2013). Die Kohlenstoffspeicherung von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Fichtenbeständen unter Berücksichtigung von Ausfallrisiken – Aussagen nicht nur über Bestände der montanen Zone: Carbon storage of managed and unmanaged spruce stands (*Picea abies* [L. Karst.]) considering hazard risks – conclusions not only on stands of the montane zone. In: *Forstarchiv*, Jg. 84, Nr. 2, 52–64 (siehe S. 74).
- Höllerl, S. und Neuner, M. (2011). Kohlenstoffbilanz des Wald- und Holzsektors bewirtschafteter und unbewirtschafteter Bergmischwälder der Bayerischen Alpen: A carbon balance of the forest- and wood sector in managed and unmanaged mixed mountain forests in the Bavarian Alps. In: *Forstarchiv*, Jg. 82, Nr. 4, 142–154 (siehe S. 74).
- Holsapple, C. W. (2003). Decision support systems. In: *Encyclopedia of Information Systems*. Hrsg. von H. Bidgoli. Bd. 1. Boston [Mass.]: Academic Press, 551–565 (siehe S. 27, 126).
- Holtmark, B. (2012). Harvesting in boreal forests and the biofuel carbon debt. In: *Climatic Change*, Jg. 112, Nr. 2, 415–428 (siehe S. 38).
- Hundeshagen, J.C (1826). *Die Forstabschätzung auf neuen wissenschaftlichen Grundlagen*. Tübingen: H. Laupp (siehe S. 26).
- IBM Corp. (2011). *ILOG CPLEX*. Armonk (siehe S. 59).
- IMF (2011). *World Economic Outlook - April 2011: Tensions from the Two-Speed Recovery, Unemployment, Commodities, and Capital Flows*. Washington D.C.: International Monetary Fund (siehe S. 69).
- Isermeyer, F. und Zimmer, Y. (2006). *Thesen zur Bioenergie-Politik in Deutschland*. Bd. 2. Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie.

- Braunschweig: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (siehe S. 33).
- Jäger, J. und Springler, E. (2012). *Ökonomie der internationalen Entwicklung: Eine kritische Einführung in die Volkswirtschaftslehre*. Bd. 14. Gesellschaft, Entwicklung, Politik. Wien: Mandelbaum (siehe S. 24, 25).
- Janová, J. (2012). Crop planning optimization model: the validation and verification processes. In: *Central European Journal of Operations Research*, Jg. 20, Nr. 3, 451–462 (siehe S. 30).
- Jöbstl, H. A. (1973). *Ein Modell des Forstbetriebes: Neue Ansätze und Techniken für die lang- und mittelfristige Planung*. Wien (siehe S. 23, 149).
- Johnson, K. N. und Scheurman, H. L. (1977). Techniques for Prescribing Optimal Timber Harvest and Investment Under Different Objectives—Discussion and Synthesis: Supplement to *Forest Science*, Vol. 23, No. 1. In: *Forest Science Monograph*, Nr. 18 (siehe S. 29).
- Jonckheere, A. R. (1954). A Distribution-Free k-Sample Test Against Ordered Alternatives. In: *Biometrika*, Jg. 41, Nr. 1/2, 133–145 (siehe S. 105).
- Jorion, P. (1997). *Value at risk: The new benchmark for controlling market risk*. Chicago: Irwin (siehe S. 49).
- Judeich, F. (1871). *Die Forsteinrichtung*. Dresden: Schönfelds Verlagsbuchhandlung (siehe S. 26, 27).
- Kändler, G. und Bösch, B. (2009). Biomassefunktionen und -tafeln – Vorläufige Ergebnisse. In: *FVA-einblick*, Jg. 13, Nr. 2-3, 10–12 (siehe S. 68).
- Kangas, A. S. und Kangas, J. (2004). Probability, possibility and evidence: approaches to consider risk and uncertainty in forestry decision analysis. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 6, Nr. 2, 169–188 (siehe S. 30–32).
- Kant, S. (2003). Extending the boundaries of forest economics. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 5, Nr. 1, 39–56 (siehe S. 23, 25, 27).
- Kant, S. (2004). Economics of sustainable forest management. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 6, Nr. 3–4, 197–203 (siehe S. 23).
- Karjalainen, T., Kellomäki, S. und Pussinen, A. (1994). Role of Wood-Based Products in Absorbing Atmospheric Carbon. In: *Silva Fennica*, Jg. 28, Nr. 2, 67–80 (siehe S. 84).
- Kató, F. (1977). *Einführung in die Methoden der Unternehmensforschung (Operations Research) für Forstleute: Vorlesungsmanuskript zum Zusatzfach: Methodik der Unternehmensforschung*. Göttingen (siehe S. 23, 149).
- Kesicki, F., Remme, U., Blesl, M., Fahl, U. und Voß, A. (2009). *The third oil price surge – What is different this time and what are possible future oil price developments?* Bd. 7. Arbeitsbericht / Working paper. Stuttgart: Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (siehe S. 69).

- Keskitalo, E. C. H. (2011). How Can Forest Management Adapt to Climate Change? Possibilities in Different Forestry Systems. In: *Forests*, Jg. 2, Nr. 4, 415–430 (siehe S. 31).
- Keynes, J. M. (1936). *Allgemeine Theorie der Beschäftigung, des Zinses und des Geldes: Übersetzung von Fritz Waeger, verbessert und um eine Erläuterung des Aufbaus ergänzt von Jürgen Kromphardt / Stephanie Schneider: Deutsche Ausgabe 2009 von "The General Theory of Employment, Interest and Money", 1936, Macmillan, London.* 11. Aufl. Berlin: Duncker & Humblot (siehe S. 31).
- Kielbasiński, A. und Schwetlick, H. (1988). *Numerische lineare Algebra: Eine computerorientierte Einführung.* Frankfurt am Main [u.a.]: Harri Deutsch (siehe S. 29).
- Kirilenko, A., Chivoiu, B., Crick, J., Ross-Davis, A., Schaaf, K., Shao, G., Singhania, V. und Swihart, R. (2007). An Internet-based decision support tool for non-industrial private forest landowners: Modelling, computer-assisted simulations, and mapping of dangerous phenomena for hazard assessment. In: *Environmental Modelling & Software*, Jg. 22, Nr. 10, 1498–1508 (siehe S. 32).
- Kirkpatrick, S., Gelatt, C. D. und Vecchi, M. P. (1983). Optimization by Simulated Annealing. In: *Science*, Jg. 220, Nr. 4598, 671–680 (siehe S. 29).
- Klein, D., Höllner, S., Blaschke, M. und Schulz, C. (2013). The Contribution of Managed and Unmanaged Forests to Climate Change Mitigation—A Model Approach at Stand Level for the Main Tree Species in Bavaria. In: *Forests*, Jg. 4, Nr. 1, 43–69 (siehe S. 36, 84, 139).
- Klein, D. und Schulz, C. (2012). *Die Kohlenstoffbilanz der bayerischen Forst- und Holzwirtschaft: Abschlussbericht.* Hrsg. von Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising (siehe S. 79, 84, 139, 140).
- Knight, F. H. (1921). *Risk, uncertainty and profit.* Bd. 31. Hart, Schaffner and Marx prize essays. Boston: Houghton Mifflin (siehe S. 31).
- Knoke, T., Hahn, A. und Schneider, T. (2010). Linking Inventory and Forest Optimisation: Information and decision-making in forest management. In: *European Journal of Forest Research*, Jg. 129, Nr. 5, 771–775 (siehe S. 150).
- Knoke, T. und Moog, M. (2005). Timber harvesting versus forest reserves—producer prices for open-use areas in German beech forests (*Fagus sylvatica* L.). In: *Ecological Economics*, Jg. 52, Nr. 1, 97–110 (siehe S. 31).
- Knoke, T., Moog, M. und Plusczyk, N. (2001). On the effect of volatile stumpage prices on the economic attractiveness of a silvicultural transformation strategy. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 2, Nr. 3–4, 229–240 (siehe S. 31).
- Knoke, T., Schneider T., Hahn A., Griess, V. C. und Rößiger J. (2012). *Forstbetriebsplanung als Entscheidungshilfe.* 1. Aufl. Stuttgart: Ulmer (siehe S. 49, 51).

- Knoke, T., Stimm, B., Ammer, C. und Moog, M. (2005). Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution on an ecological concept. In: *Forest Ecology and Management*, Jg. 213, Nr. 1–3, 102–116 (siehe S. 30).
- Knoll, M. und Rupp, J. (2007). *Stoffliche oder energetische Nutzung? Nutzungskonkurrenz um die Ressource Holz*. Hrsg. von Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie GmbH, Forschungsgruppe Nachhaltiges Produzieren und Konsumieren. Berlin (siehe S. 33).
- Köhl, M. (2013). Klimaschutz. In: *AFZ-Der Wald*, Nr. 17, 34–36 (siehe S. 74).
- Korten, S. und Kaul, C. (2012). *Optimierung der Transportprozesse bei Holzernte und Rundholztransport durch den Einsatz von Wechselbrücken: Schlussbericht*. Hrsg. von Lehrstuhl für Forstliche Arbeitswissenschaft und Angewandte Informatik der Technischen Universität München. Freising (siehe S. 73).
- Koskela, E. (1989). Forest Taxation and Timber Supply Under Price Uncertainty: Perfect Capital Markets. In: *Forest Science*, Jg. 35, Nr. 1, 137–159 (siehe S. 135).
- Köthke, M. und Dieter, M. (2010). Der Einfluss von Systemen zur Vergütung der C-Speicherleistung auf die Waldbewirtschaftung: The effects of reward schemes for C-sequestration services on forest management. In: *Forst und Holz*, Jg. 65, Nr. 4, 20–25 (siehe S. 37).
- Kouba, J. (2002). Das Leben des Waldes und seine Lebensunsicherheit. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, Jg. 121, Nr. 4, 211–228 (siehe S. 31).
- Kramer, H. und Krüger, H. H. (1981). Vorrat und Nutzungsmöglichkeiten forstlicher Biomasse in der Bundesrepublik Deutschland. In: *Der Forst- und Holzwirt*, Jg. 36, Nr. 2, 33–37 (siehe S. 68).
- Krewitt, W. und Schломann, B. (2006). *Externe Kosten der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien im Vergleich zur Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern: Gutachten im Rahmen von Beratungsleistungen für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit*. Hrsg. von DLR und Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung (siehe S. 143).
- Kroth, W. (1968). Der forstliche Produktionszeitraum. In: *Möglichkeiten optimaler Betriebsgestaltung in der Forstwirtschaft*. Hrsg. von G. Speidel und H. Steinlin. München, Basel und Wien: BLV Bayerischer Landwirtschaftsverlag, 173–184 (siehe S. 21).
- Kublin, E. (2002). *BDATPro: Programmbibliothek zur Berechnung von Durchmessern, Sorten- und Derbholzvolumen auf der Basis von Schaftformgleichungen*. Hrsg. von Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (siehe S. 64).

- Kublin, E. und Scharnagl, G. (1988). *Verfahrens- und Programmbeschreibung zum BWI-Unterprogramm BDAT*. Hrsg. von Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (siehe S. 64).
- KWF (2009). *Geldtafeln zum EST 2009: TVöD BaWü ab 1. Juli 2009*. Hrsg. von Kuratorium für Waldarbeit und Forsttechnik e. V. Groß-Umstadt (siehe S. 73).
- Lämås, T. und Eriksson, L. O. (2003). Analysis and planning systems for multiresource, sustainable forestry: the Heureka research programme at SLU. In: *Canadian Journal of Forest Research*, Jg. 33, Nr. 3, 500–508 (siehe S. 32).
- Lewandrowski, J., Kim, C. S. und Aillery, M. (2014). Carbon sequestration through afforestation under uncertainty. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 38, 90–96 (siehe S. 151).
- Lexer, M. J., Vacik, H., Palmethhofer, D. und Oitzinger, G. (2005). A decision support tool to improve forestry extension services for small private landowners in southern Austria. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, Jg. 49, Nr. 1, 81–102 (siehe S. 32).
- Lim, B., Brown, S. und Schlamadinger, B. (1999). Carbon accounting for forest harvesting and wood products: review and evaluation of different approaches. In: *Environmental Science & Policy*, Jg. 2, Nr. 2, 207–216 (siehe S. 36).
- Lippke, B., Oneil, E., Harrison, R., Skog, K., Gustavsson, L. und Sathre, R. (2011). Life cycle impacts of forest management and wood utilization on carbon mitigation: knowns and unknowns. In: *Carbon Management*, Jg. 2, Nr. 3, 303–333 (siehe S. 38, 74, 140).
- Liski, J., Pussinen, A., Pingoud, K., Mäkipää, R. und Karjalainen, T. (2001). Which rotation length is favourable to carbon sequestration?. In: *Canadian Journal of Forest Research*, Jg. 31, Nr. 11, 2004–2013 (siehe S. 84).
- Liu, G., Nelson, J. D. und Wardman, C. W. (2000). A target-oriented approach to forest ecosystem design — changing the rules of forest planning. In: *Ecological Modelling*, Jg. 127, Nr. 2–3, 269–281 (siehe S. 32).
- Lun, F., Li, W. und Liu, Y. (2012). Complete forest carbon cycle and budget in China, 1999–2008. In: *Forest Ecology and Management*, Jg. 264, 81–89 (siehe S. 36).
- Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B. E., Ciais, P. und Grace, J. (2008). Old-growth forests as global carbon sinks. In: *Nature*, Jg. 455, Nr. 7210, 213–215 (siehe S. 77, 139).
- Mantau, U. (2012a). *Energieholzverwendung in privaten Haushalten: Marktvolumen und verwendete Holzsortimente: Abschlussbericht*. Hrsg. von INFRO - Informationssysteme für nachwachsende Rohstoffe und Universität Hamburg, Zentrum für Holzwirtschaft. Hamburg (siehe S. 13, 14).

- Mantau, U. (2012b). *Standorte der Holzwirtschaft, Holzrohstoffmonitoring, Holzwerkstoffindustrie – Kapazitätsentwicklung und Holzrohstoffnutzung im Jahr 2010*. Hrsg. von Arbeitsbereich Ökonomie der Holz- und Forstwirtschaft, Universität Hamburg, Zentrum für Holzwirtschaft. Hamburg (siehe S. 84).
- Mantau, U. und Sörgel, C. (2006). *Energieholzverwendung in privaten Haushalten. Marktvolumen und verwendete Holzsortimente: Abschlussbericht*. Hrsg. von INFRO - Informationssysteme für nachwachsende Rohstoffe und Universität Hamburg, Zentrum für Holzwirtschaft. Hamburg (siehe S. 13, 14).
- Mantel, K. (1968). Der Einfluß der Rechts- und Wirtschaftsordnung auf das Verhalten des Forstbetriebs. In: *Möglichkeiten optimaler Betriebsgestaltung in der Forstwirtschaft*. Hrsg. von G. Speidel und H. Steinlin. München, Basel und Wien: BLV Bayerischer Landwirtschaftsverlag, 13–26 (siehe S. 20).
- Mantel, W. (1940). Die betriebswirtschaftliche Ausgestaltung der Forsteinrichtung. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, Jg. 62, Nr. 8, 165–174 (siehe S. 21).
- Mantel, W. (1948). *Forsteinrichtungslehre*. Radebeul und Berlin: Neumann (siehe S. 23).
- Marland, E., Stellar, K. und Marland, G. (2010). A distributed approach to accounting for carbon in wood products. In: *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, Jg. 15, Nr. 1, 71–91 (siehe S. 84).
- Martell, D. L., Gunn, E. A. und Weintraub, A. (1998). Forest management challenges for operational researchers. In: *European Journal of Operational Research*, Jg. 104, Nr. 1, 1–17 (siehe S. 30).
- Marx, Karl (1890). *Das Kapital: Kritik der politischen Ökonomie. Erster Band: Der Produktionsprozeß des Kapitals. Unveränderter Nachdruck 2008 der 11. Auflage 1962 auf Basis der 4. Auflage 1890*. 40. Aufl. Berlin: Dietz (siehe S. 146).
- Marx, Karl (1894). *Das Kapital: Kritik der politischen Ökonomie. Dritter Band: Der Gesamtprozeß der kapitalistischen Produktion. Unveränderter Nachdruck 2008 der 9. Auflage 1964 auf Basis der Auflage von 1894*. 34. Aufl. Berlin: Dietz (siehe S. 31).
- Masera, O. R., Garza-Caligaris, J. F., Kanninen, M., Karjalainen, T., Liski, J., Nabuurs, G. J., Pussinen, A., Jong, B. H. J. de und Mohren, G. M. J. (2003). Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO₂FIX V.2 approach. In: *Ecological Modelling*, Jg. 164, Nr. 2-3, 177–199 (siehe S. 36).
- Mathey, A.-H., Krčmar, E., Dragicevic, S. und Vertinsky, I. (2008). An object-oriented cellular automata model for forest planning problems. In: *Ecological Modelling*, Jg. 212, Nr. 3-4, 359–371 (siehe S. 30).

- Mathey, A.-H. und Nelson, H. (2010). Assessing forest management strategies under a mountain pine beetle attack in Alberta: exploring the impacts. In: *Canadian Journal of Forest Research*, Jg. 40, Nr. 4, 597–610 (siehe S. 30).
- Mathey, A.-H., Nelson, H. und Gaston, C. (2009). The economics of timber supply: Does it pay to reduce harvest levels?. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 11, Nr. 7, 491–497 (siehe S. 23).
- McCarter, J. B., Wilson, J. S., Baker, P. J., Moffett, J. L. und Oliver, C. D. (1998). Landscape Management through Integration of Existing Tools and Emerging Technologies. In: *Journal of Forestry*, Jg. 96, Nr. 6, 17–23 (siehe S. 32).
- Meilby, H., Strange, N. und Thorsen, B. J. (2001). Optimal spatial harvest planning under risk of windthrow. In: *Forest Ecology and Management*, Jg. 149, Nr. 1–3, 15–31 (siehe S. 31).
- Mendoza, G. A. (2005). Recent developments in decision analysis for forest management. In: *Forestry and environmental change: Socioeconomic and political dimensions: Report no. 5 of the IUFRO Task Force on environmental change*. Hrsg. von J. L. Innes, G. M. Hickey und H. F. Hoen. Bd. 5. New York [NY], Wallingford [UK] und Vienna [Austria]: CABI Pub., in Association with the International Union of Forestry Research Organizations, 239–256 (siehe S. 27).
- Menzel, S., Nordström, E.-M., Buchecker, M., Marques, A., Saarikoski, H. und Kangas, A. S. (2012). Decision support systems in forest management: requirements from a participatory planning perspective. In: *European Journal of Forest Research*, Jg. 131, Nr. 5, 1367–1379 (siehe S. 27, 126).
- Metropolis, N., Rosenbluth, A. W., Rosenbluth, M. N., Teller, A. H. und Teller, E. (1953). Equation of State Calculations by Fast Computing Machines. In: *The Journal of Chemical Physics*, Jg. 21, Nr. 6, 1087 (siehe S. 29).
- Meurer, N. (1560). *Von forstlicher Oberherrlichkeit und Gerechtigkeit*. Pfortzheim (siehe S. 19).
- Michels, L. (1991). Zum Angebotsverhalten privater Forstbetriebe. In: *Forst und Holz*, Jg. 46, Nr. 17, 473–476 (siehe S. 25).
- Michels, L. und Steinmeyer, U. (1992). Zum Angebotsverhalten der Niedersächsischen Landesforstverwaltung auf dem Nadelstammholzmarkt von 1976 bis 1989. In: *Forst und Holz*, Jg. 47, Nr. 23, 748–751 (siehe S. 25).
- Möhrring, B. (2001). The German struggle between the ‘Bodenreinertragslehre’ (land rent theory) and ‘Waldreinertragslehre’ (theory of the highest revenue) belongs to the past — but what is left?. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 2, Nr. 2, 195–201 (siehe S. 21, 23).

- Möhring, B. und Rüping, U. (2008). A concept for the calculation of financial losses when changing the forest management strategy. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 10, Nr. 3, 98–107 (siehe S. 47).
- Moiseyev, A., Solberg, B., Kallio, A. und Lindner, M. (2011). An economic analysis of the potential contribution of forest biomass to the EU RES target and its implications for the EU forest industries: Fuelwood, timber and climate change: Insights from the forest sector modeling. In: *Journal of Forest Economics*, Jg. 17, Nr. 2, 197–213 (siehe S. 34).
- Möller, A. (1922). *Der Dauerwaldgedanke: Sein Sinn und seine Bedeutung: Reprint von 1992*. Oberteuringen: Degreif (siehe S. 20).
- Moog, M. (1988). Untersuchungen zum Angebotsverhalten der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg auf dem Kiefernstammholzmarkt. In: *Forstarchiv*, Jg. 59, Nr. 1, 24–28 (siehe S. 25).
- Moog, M. (1992). *Zum Angebotsverhalten von Forstbetrieben: Eine ökonomische Studie*. Bd. 105. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt. Frankfurt a. M. (siehe S. 25).
- Mori, A. S., Spies, T. A., Sudmeier-Rieux, K. und Andrade, A. (2013). Reframing ecosystem management in the era of climate change: Issues and knowledge from forests. In: *Biological Conservation*, Jg. 165, 115–127 (siehe S. 31).
- Mosquera, J., Henig, M. I. und Weintraub, A. (2011). Design of insurance contracts using stochastic programming in forestry planning. In: *Annals of Operations Research*, Jg. 190, Nr. 1, 117–130 (siehe S. 30).
- Mowrer, H. T. (2000). Uncertainty in natural resource decision support systems: sources, interpretation, and importance. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, Jg. 27, Nr. 1–3, 139–154 (siehe S. 49).
- Mußhoff, O. und Hirschauer, N. (2011). *Modernes Agrarmanagement: Betriebswirtschaftliche Analyse und Planungsverfahren*. 2. Aufl. München: Vahlen (siehe S. 49).
- Nelder, J. A. und Mead, R. (1965). A Simplex Method for Function Minimization. In: *The Computer Journal*, Jg. 7, Nr. 4, 308–313 (siehe S. 29).
- Neugebauer, G., Wittkopf, S., Baudisch, C. und Günsche, F. (2005). Hackschnittel auf dem Vormarsch: Umfrage bei bayerischen Biomasseheizwerken - Material und Kosten. In: *LWF-aktuell*, Nr. 48, 9–10 (siehe S. 71).
- Neuner, S., Albrecht, A., Cullmann, D., Engels, F., Griess, V. C., Hahn, W. A., Hanewinkel, M., Härtl, F., Kölling, C., Staupendahl, K. und Knoke, T. (2014). Survival of Norway spruce remains higher in mixed stands under a dryer and warmer climate. In: *Global Change Biology*, doi:10.1111/gcb.12751 (siehe S. 150).
- Nute, D., Potter, W. D., Cheng, Z., Dass, M., Glende, A., Maierv, F., Routh, C., Uchiyama, H., Wang, J., Witzig, S., Twery, M., Knopp, P., Thomas-

- ma, S. und Rauscher, H. M. (2005). A method for integrating multiple components in a decision support system. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, Jg. 49, Nr. 1, 44–59 (siehe S. 127).
- OANDA (2012). *Historical exchange rates*. Hrsg. von OANDA Corporation. Toronto (siehe S. 70).
- OECD/IEA (2010). *World Energy Outlook 2010*. 1. Aufl. World energy outlook. Paris: OECD / International Energy Agency (siehe S. 12, 69, 128).
- OECD/IEA (2011). *Oil Market Report: Annual Statistical Supplement with 2010 data*. Hrsg. von International Energy Agency. Paris (siehe S. 70).
- Oesten, G. und Roeder, A. (2012). *Management von Forstbetrieben*. 3. Aufl. Freiburg: IFE der Universität Freiburg (siehe S. 20, 24).
- O'Hara, K. L. und Ramage, B. S. (2013). Silviculture in an uncertain world: utilizing multi-aged management systems to integrate disturbance. In: *Forestry*, Jg. 86, Nr. 4, 401–410 (siehe S. 31).
- Olsson, O., Hillring, B. und Vinterbäck, J. (2011). European wood pellet market integration – A study of the residential sector. In: *Biomass and Bioenergy*, Jg. 35, Nr. 1, 153–160 (siehe S. 33).
- Osborn, S. G., Vengosh, A., Warner, N. R. und Jackson, R. B. (2011). Methane contamination of drinking water accompanying gas-well drilling and hydraulic fracturing. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Jg. 108, Nr. 20, 8172–8176 (siehe S. 69).
- Paragon Decision Technology B.V. (2011). *AIMMS: Advanced Interactive Multidimensional Modeling System*. Haarlem (siehe S. 42).
- Pasalodos-Tato, M., Mäkinen, A., Garcia-Gonzalo, J., Borges, J. G., Lämås, T. und Eriksson, L. O. (2013). Review. Assessing uncertainty and risk in forest planning and decision support systems: review of classical methods and introduction of new approaches. In: *Forest Systems*, Jg. 22, Nr. 2 (siehe S. 32).
- Penman, J. (2003). *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. Hayama und Kanagawa [Japan]: Published by the Institute for Global Environmental Strategies for the IPCC (siehe S. 35, 68, 74).
- Perez-Garcia, J., Lippke, B., Comnick, J. und Manriquez, C. (2005). An Assessment of Carbon Pools, Storage, and Wood Products Market Substitution Using Life-Cycle Analysis Results. In: *Wood and Fiber Science*, Jg. 37, 140–148 (siehe S. 38, 140).
- Perry, G. L. W. und Enright, N. J. (2007). Contrasting outcomes of spatially implicit and spatially explicit models of vegetation dynamics in a forest-shrubland mosaic. In: *Ecological Modelling*, Jg. 207, Nr. 2–4, 327–338 (siehe S. 126).
- Pickens, J. B. und Hof, J. G. (1991). Fuzzy goal programming in forestry: An application with special solution problems. In: *Fuzzy Sets and Systems*, Jg. 39, Nr. 3, 239–246 (siehe S. 29).

- Pingoud, K., Ekholm, T. und Savolainen, I. (2012). Global warming potential factors and warming payback time as climate indicators of forest biomass use. In: *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, Jg. 17, Nr. 4, 369–386 (siehe S. 38).
- Pingoud, K., Pohjola, J. und Valsta, L. (2010). Assessing the Integrated Climatic Impacts of Forestry and Wood Products. In: *Silva Fennica*, Jg. 44, Nr. 1, 155–175 (siehe S. 140).
- Pingoud, K., Savolainen, I. und Seppälä, H. (1996). Greenhouse Impact of the Finnish Forest Sector including Forest Products and Waste Management. In: *Ambio*, Jg. 25, Nr. 5, 318–326 (siehe S. 84).
- Pistorius, T. und Zell, J. (2005). Die Dynamik der Kohlenstoffvorräte in Baden-Württemberg zwischen 1987 und 2002: Veränderungen in der Waldbiomasse und Modellierung der Holzproduktspeicher. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, Jg. 176, Nr. 6/7, 111–120 (siehe S. 79, 139).
- Pretzsch, H. (2000). Die Regeln von REINEKE, YODA und das Gesetz der räumlichen Allometrie. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, Jg. 171, Nr. 11, 205–210 (siehe S. 64).
- Pretzsch, H. (2003). Strategic Planning of Sustainable Development on the Estate Level – Contributions from Forest Growth and Yield Science. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, Jg. 122, Nr. 4, 231–249 (siehe S. 23).
- Pretzsch, H. (2004). Gesetzmäßigkeit zwischen Bestandesdichte und Zuwachs. Lösungsansatz am Beispiel von Reinbeständen aus Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.). In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, Jg. 175, Nr. 12, 225–234 (siehe S. 141).
- Pritsker, M. (1997). Evaluating Value at Risk Methodologies: Accuracy versus Computational Time. In: *Journal of Financial Services Research*, Jg. 12, Nr. 2, 201–242 (siehe S. 51).
- Pukkala, T. und Kellomäki, S. (2012). Anticipatory vs adaptive optimization of stand management when tree growth and timber prices are stochastic. In: *Forestry*, Jg. 85, Nr. 4, 463–472 (siehe S. 30).
- Pyatt, D. G., Ray, D. und Fletcher, J. (2001). *An Ecological Site Classification for Forestry in Great Britain*. Bd. 124. Forestry Commission Bulletin. Edinburgh: Forestry Commission (siehe S. 32).
- Rasinmäki, J., Mäkinen, A. und Kalliovirta, J. (2009). SIMO: An adaptable simulation framework for multiscale forest resource data. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, Jg. 66, Nr. 1, 76–84 (siehe S. 32).
- Raunikar, R., Buongiorno, J., Turner, J. A. und Zhu, S. (2010). Global outlook for wood and forests with the bioenergy demand implied by scenarios of the Intergovernmental Panel on Climate Change: Forest sector models and their application. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 12, Nr. 1, 48–56 (siehe S. 14, 33, 34, 130).

- Rauscher, H. M. (2005). Decision-support systems for forest management: Editorial. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, Nr. 49, 1–5 (siehe S. 21).
- Rauscher, H. M., Schmoldt, D. L. und Vacik, H. (2007). Information and Knowledge Management in Support of Sustainable Forestry: a Review. In: *Sustainable Forestry: From Monitoring and Modelling to Knowledge Management and Policy Science*. Hrsg. von K. M. Reynolds, A. J. Thomson, M. Köhl, M. A. Shannon, D. Ray und K. Rennolls. Wallingford [UK] und Cambridge [Mass.]: CABI, 439–460 (siehe S. 27).
- Remsoft Inc. (2012). *Woodstock Modeling Platform*. Fredericton [New Brunswick] (siehe S. 32).
- Reynolds, K. M. (2005). Integrated decision support for sustainable forest management in the United States: Fact or fiction?. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, Jg. 49, Nr. 1, 6–23 (siehe S. 27).
- Reynolds, K. M. (2006). EMDS 3.0: A modeling framework for coping with complexity in environmental assessment and planning. In: *Science in China: Series E Technological Sciences*, Nr. 49, 63–75 (siehe S. 32).
- Reynolds, K. M., Twery, M., Lexer, M. J., Vacik, H., Ray, D. und Shao, G. (2008). Decision support systems in forest management. In: *Handbook on decision support systems*. Hrsg. von F. Burnstein und C. W. Holsapple. Berlin: Springer, 499–533 (siehe S. 21, 27).
- Richert, R. (2008). *Mikroökonomik - Schnell erfasst*. 1. Aufl. Wirtschaft - schnell erfasst. Berlin: Springer (siehe S. 11).
- Richter, A. (1963). *Einführung in die Forsteinrichtung*. Radebeul: Neumann (siehe S. 20, 23, 26).
- Richter, J. (1980). Von der Naturalplanung zur Finanzplanung. In: *Forstarchiv*, Jg. 51, Nr. 7, 125–129 (siehe S. 21).
- Rinnooy Kan, A. und Timmer, G. (1987). Stochastic global optimization methods part II: Multi level methods. In: *Mathematical Programming*, Jg. 39, Nr. 1, 57–78 (siehe S. 59).
- Rivaz, S. und Yaghoobi, M. A. (2012). Minimax regret solution to multiobjective linear programming problems with interval objective functions coefficients. In: *Central European Journal of Operations Research*, Jg. 21, Nr. 3, 625–649 (siehe S. 29).
- Roberts, D. G. (2008). Convergence of the Fuel, Food and Fibre Markets: A Forest Sector Perspective. In: *International Forestry Review*, Jg. 10, Nr. 1, 81–94 (siehe S. 34).
- Rock, J., Badeck, F.-W. und Harmon, M. E. (2008). Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. In: *European Journal of Forest Research*, Jg. 127, Nr. 4, 301–313 (siehe S. 75).

- Rock, J. und Bolte, A. (2011). Auswirkungen der Waldbewirtschaftung 2002 bis 2008 auf die CO₂-Bilanz. In: *AFZ-Der Wald*, Nr. 15, 22–24 (siehe S. 83, 89, 112).
- Roelofs, M. und Bisschop, J. (2011). *AIMMS The Language Reference: AIMMS 3.12*. Hrsg. von Paragon Decision Technology B.V. Haarlem (siehe S. 59).
- Roemer, J. E. (2013). Once More on Intergenerational Discounting in Climate-Change Analysis: Reply to Partha Dasgupta. In: *Environmental and Resource Economics*, Jg. 56, Nr. 1, 141–148 (siehe S. 152).
- Roessiger, J., Griess, V. C. und Knoke, T. (2011). May risk aversion lead to near-natural forestry? A simulation study. In: *Forestry*, Jg. 84, Nr. 5, 527–537 (siehe S. 31).
- Röhrig, E., Bartsch, N. und Lüpke, B. v. (2006). *Waldbau auf ökologischer Grundlage: Begründet von Alfred Dengler*. 7. Aufl. Bd. 8310. UTB Forst- und Agrarwissenschaften, Ökologie, Biologie. Stuttgart: Ulmer (siehe S. 19, 21).
- Roise, J. P. (1990). Multicriteria Nonlinear Programming for Optimal Spatial Allocation of Stands. In: *Forest Science*, Jg. 36, Nr. 3, 487–501 (siehe S. 30).
- Röser, D., Asikainen, A., Raulund-Rasmussen, K. und Stupak, I., Hrsg. (2008). *Sustainable use of forest biomass for energy: A synthesis with focus on the Baltic and Nordic region*. Bd. 12. Managing Forest Ecosystems. Dordrecht: Springer (siehe S. 14).
- Rosser, J. B. [Jr.] (2013). Special problems of forests as ecologic-economic systems. In: *New Frontiers of Forest Economics*, Jg. 35, 31–38 (siehe S. 151).
- Rüter, S. (2011). Welchen Beitrag leisten Holzprodukte zur CO₂-Bilanz?. In: *AFZ-Der Wald*, Nr. 15, 15–18 (siehe S. 83, 89, 112).
- Sagl, W. (1995). *Forsteinrichtung auf dem Prüfstand: Methodenvergleich - Fallstudie Lehrforst ; Projektbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft*. Bd. 26. Schriftenreihe des Instituts für Forstliche Betriebswirtschaft und Forstwirtschaftspolitik. Wien (siehe S. 22).
- Sahinidis, N. V. (2004). Optimization under uncertainty: state-of-the-art and opportunities. In: *Computers & Chemical Engineering*, Jg. 28, Nr. 6–7, 971–983 (siehe S. 32).
- Salminen, H., Lehtonen, M. und Hynynen, J. (2005). Reusing legacy FORTRAN in the MOTTI growth and yield simulator. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, Jg. 49, Nr. 1, 103–113 (siehe S. 32).
- Salwasser, H. (1990). Gaining Perspective: Forestry for the Future. In: *Journal of Forestry*, Jg. 88, Nr. 11, 32–38 (siehe S. 31).
- Sathre, R. und O'Connor, J. (2010a). *A synthesis of research on wood products & greenhouse gas impacts*. Hrsg. von FPInnovations. Vancouver (siehe S. 83).

- Sathre, R. und O'Connor, J. (2010b). Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. In: *Environmental Science & Policy*, Jg. 13, Nr. 2, 104–114 (siehe S. 83).
- SBGE, Hrsg. (2006). *Widerstreitende Interessen - ungenutzte Chancen: Jahresgutachten 2006 / 07*. Bd. 43.2006 / 07. Jahresgutachten / Sachverständigenrat zur Begutachtung der Gesamtwirtschaftlichen Entwicklung. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt (siehe S. 145).
- Schäfer, R. und Ortinger, W. (2007). Holz: Rückgrat im Biomassemix Bayerns: Holz im bayerischen Gesamtkonzept Nachwachsende Rohstoffe ganz oben. In: *LWF-aktuell*, Jg. 14, Nr. 61, 4–6 (siehe S. 12).
- Scheffer, F., Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K. und Wilke, B.-M. (2010). *Lehrbuch der Bodenkunde*. 16. Aufl. Spektrum Lehrbuch. Heidelberg und Berlin: Spektrum, Akad. Verlag (siehe S. 75).
- Schlesinger, M., Hofer, P., Kemmler, A., Kirchner, A., Strassburg, S., Lindenberger, D., Fürsch, M., Nagl, S., Paulus, M., Richter, J., Trüby, J., Lutz, C., Khorushun, O., Lehr, U. und Thobe, I. (2010). *Energieszenarien für ein Energiekonzept der Bundesregierung: Projekt Nr. 12/10 des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie*. Hrsg. von Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie. Berlin (siehe S. 69).
- Schmalen, H. (1999). *Grundlagen und Probleme der Betriebswirtschaft*. 11. Aufl. Köln: Wirtschaftsverlag Bachem (siehe S. 25).
- Schneider, M. (2004). Auswirkungen von Erdölpreisänderungen auf Wachstum und Inflation. In: *Geldpolitik und Wirtschaft*, Nr. 2, 29–39 (siehe S. 145).
- Schöne, D. und Schulte, A. (1999). Forstwirtschaft nach Kyoto - Ansätze zur Quantifizierung und betrieblichen Nutzung von Kohlenstoffsenken. In: *Forstarchiv*, Jg. 70, Nr. 5, 167–176 (siehe S. 74).
- Schreiber, R. und Hastreiter, H. (2009). Der forstliche Zusammenschluss aus Sicht der Waldbesitzer: Zusammenschlüsse genießen hohes Vertrauen bei Waldbesitzern. In: *AFZ-Der Wald*, Nr. 70, 38–40 (siehe S. 67).
- Schulte, A. (2006). Mobilisierbare Holzpotenziale geringer als erwartet: Das neue Holzmaß ist ein Barreläquivalent - Politikempfehlungen aus einer Studie in NRW. In: *Holzcentralblatt*, Nr. 41, 1194–1195 (siehe S. 33).
- Schwarzbauer, P., Huber, W. und Stern, T. (2009). *Das Angebotsverhalten der österreichischen Forstwirtschaft: Ökonometrische Schätzungen von Angebotsfunktionen*. Bd. 3. Schriftenreihe des Instituts für Marketing und Innovation. Wien: Universität für Bodenkultur Wien (siehe S. 34).
- Schwarzbauer, P. und Stern, T. (2010). Energy vs. material: Economic impacts of a "wood-for-energy scenario" on the forest-based sector in Austria — A simulation approach: Forest sector models and their

- application. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 12, Nr. 1, 31–38 (siehe S. 34, 129, 130).
- Seppelt, R. und Voinov, A. (2002). Optimization methodology for land use patterns using spatially explicit landscape models. In: *Ecological Modelling*, Jg. 151, Nr. 2–3, 125–142 (siehe S. 30).
- Shao, G., Wang, H., Dai, L., Wu, G., Li, Y., Lang, R. und Song, B. (2005). Integrating stand and landscape decisions for multi-purposes of forest harvesting. In: *Forest Ecology and Management*, Jg. 207, Nr. 1–2, 233–243 (siehe S. 32).
- Sirgmet, R., Kaimre, P. und Padari, A. (2012). Forest Sector Impacts from the Increased Use of Wood in Energy Production in Estonia. In: *Baltic Forestry*, Jg. 18, Nr. 1, 125–132 (siehe S. 34).
- Sjølie, H. K., Latta, G. S., Adams, D. M. und Solberg, B. (2011). Impacts of agent information assumptions in forest sector modeling. In: *Journal of Forest Economics*, Jg. 17, Nr. 2, 169–184 (siehe S. 31).
- Skog, K. E. (2008). Sequestration of carbon in harvested wood products for the United States. In: *Forest Products Journal*, Jg. 58, Nr. 6, 56–72 (siehe S. 36).
- Skog, K. E. und Nicholson, G. A. (1998). Carbon cycling through wood products: The role of wood and paper products in carbon sequestration. In: *Forest Products Journal*, Jg. 48, Nr. 7, 75 (siehe S. 84).
- Smith, J. E., Heath, L. S., Skog, K. E. und Birdsey, R. A. (2006). *Methods for calculating forest ecosystem and harvested carbon with standard estimates for forest types of the United States: Gen. Tech. Rep. NE-343*. Hrsg. von U.S. Department of Agriculture, Forest Service. Newtown Square [PA] (siehe S. 84).
- Somogyi, Z., Cienciala, E., Mäkipää, R., Muukkonen, P., Lehtonen, A. und Weiss, P. (2007). Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. In: *European Journal of Forest Research*, Jg. 126, Nr. 2, 197–207 (siehe S. 68).
- Speidel, G. (1967). *Forstliche Betriebswirtschaftslehre*. 1. Aufl. Hamburg: Parey (siehe S. 23).
- Speidel, G. (1984). *Forstliche Betriebswirtschaftslehre*. 2. Aufl. Hamburg: Parey (siehe S. 20, 22–26, 31).
- Speidel, G. und Steinlin, H. (1968). Einführung. In: *Möglichkeiten optimaler Betriebsgestaltung in der Forstwirtschaft*. Hrsg. von G. Speidel und H. Steinlin. München, Basel und Wien: BLV Bayerischer Landwirtschaftsverlag, 1–11 (siehe S. 25).
- Sperber, H.-L. v. (1970). Optimale Holzartenwahl mit linearer Programmierung: Dargestellt am Beispiel der Hessischen Staatsforstverwaltung. Diss. Freiburg: Albert-Ludwigs-Universität (siehe S. 23, 149).
- Stambaugh, F. (1996). Risk and value at risk. In: *European Management Journal*, Jg. 14, Nr. 6, 612–621 (siehe S. 49).

- Stang, S. und Beinhofer, B. (2007). Zur Preisentwicklung auf dem Energieholzmarkt. In: *AFZ-Der Wald*, Nr. 3, 126–129 (siehe S. 71, 128).
- Stang, S. und Knoke, T. (2009). Optimization of the prescribed cut planning to quantify financial yield losses like the climate change at the example of the municipal forest enterprise Zittau. In: *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, Nr. 8, 89–94 (siehe S. 32).
- Staupendahl, K. und Möhring, B. (2011). Integrating natural risks into silvicultural decision models: A survival function approach. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 13, Nr. 6, 496–502 (siehe S. 53, 150).
- Steinmeyer, U. (2000). Auswirkungen von Kalamitäten auf Einschlag und Holzangebot ausgewählter Landesforstverwaltungen. In: *Ökonomische Analysen von Schutz-, Erholungs- und Rohholzleistungen des Waldes in Rheinland-Pfalz*. Hrsg. von V. Bergen. Bd. 17. Mitteilungen der Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz, 107–118 (siehe S. 25).
- Stephenson, N. L., Das, A. J., Condit, R., Russo, S. E., Baker, P. J., Beckman, N. G., Coomes, D. A., Lines, E. R., Morris, W. K., Rüger, N., Alvarez, E., Blundo, C., Bunyavejchewin, S., Chuyong, G., Davies, S. J., Duque, Á., Ewango, C. N., Flores, O., Franklin, J. F., Grau, H. R., Hao, Z., Harmon, M. E., Hubbell, S. P., Kenfack, D., Lin, Y., Makana, J.-R., Malizia, A., Malizia, L. R., Pabst, R. J., Pongpattananurak, N., Su, S.-H., Sun, I.-F., Tan, S., Thomas, D., Mantgem, P. J. van, Wang, X., Wisser, S. K. und Zavala, M. A. (2014). Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. In: *Nature*, Jg. 507, Nr. 7490, 90–93 (siehe S. 77).
- Stimm, K. (2012). *Zum Einfluss des Energiepreises auf das Energieholzangebot (Masterarbeit, Master's Thesis)*. Freising-Weihenstephan (siehe S. 34, 72, 130).
- Tahvonen, O., Pihlainen, S. und Niinimäki, S. (2013). On the economics of optimal timber production in boreal Scots pine stands. In: *Canadian Journal of Forest Research*, Jg. 43, Nr. 8, 719–730 (siehe S. 135).
- Trømborg, E. und Solberg, B. (2010). Forest sector impacts of the increased use of wood in energy production in Norway: Forest sector models and their application. In: *Forest Policy and Economics*, Jg. 12, Nr. 1, 39–47 (siehe S. 34).
- Tsunetsugu, Y. und Tonosaki, M. (2010). Quantitative estimation of carbon removal effects due to wood utilization up to 2050 in Japan: effects from carbon storage and substitution of fossil fuels by harvested wood products. In: *Journal of Wood Science*, Jg. 56, Nr. 4, 339–344 (siehe S. 36).
- Turner, M. G., Gardner, R. H. und O'Neill, R. V. (2001). *Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process*. New York: Springer (siehe S. 126).

- Twery, M. J., Knopp, P. D., Thomasma, S. A., Rauscher, H. M., Nute, D. E., Potter, W. D., Maier, F., Wang, J., Dass, M., Uchiyama, H., Glende, A. und Hoffman, R. E. (2005). NED-2: A decision support system for integrated forest ecosystem management. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, Jg. 49, Nr. 1, 24–43 (siehe S. 32).
- UBA, Hrsg. (2012). *Schätzung der Umweltkosten in den Bereichen Energie und Verkehr: Empfehlungen des Umweltbundesamtes*. Dessau (siehe S. 143).
- UBA, Hrsg. (2013). *Submissions under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol 2013: National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 - 2011*. Dessau (siehe S. 74, 75).
- UNECE (2011). *The European forest sector outlook study II: 2010 - 2030*. Bd. 28. ECE TIM SP. Geneva: United Nations (siehe S. 130).
- UNFCCC (1992). *United Nations Framework Convention on Climate Change*. Hrsg. von United Nations. New York (siehe S. 36).
- UNFCCC (2007). *Report of the Conference of the Parties on its thirteenth session, held in Bali from 3 to 15 December 2007: Part Two: Action taken by the Conference of the Parties at its thirteenth session: Decisions adopted by the Conference of the Parties*. Hrsg. von United Nations (siehe S. 142).
- VDP (2012). *Papier Kompass 2012*. Hrsg. von Verband Deutscher Papierfabriken. Bonn (siehe S. 84).
- Verderame, P. M., Elia, J. A., Li, J. und Floudas, C. A. (2010). Planning and Scheduling under Uncertainty: A Review Across Multiple Sectors: Industrial & Engineering Chemistry Research. In: *Industrial and Engineering Chemistry Research*, Jg. 49, Nr. 9, 3993–4017 (siehe S. 30).
- Wagner, C. (1928). *Lehrbuch der theoretischen Forsteinrichtung*. Berlin: Paul Parey (siehe S. 21, 23, 26, 27).
- Wallner, A., Elatawneh, A., Schneider, T. und Knoke, T. (2014). Estimation of forest structural information using RapidEye satellite data. In: *Forestry* (siehe S. 150).
- WCED (1987). *Our common future*. World Commission on Environment and Development. Oxford paperbacks. Oxford: University Press (siehe S. 26).
- Weber, M. (1999). Kohlenstoffvorräte eines Nothofagus-Primärwaldes auf Feuerland. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, Jg. 118, Nr. 1-6, 156–166 (siehe S. 77).
- Weber, M. (2000). *Kohlenstoffspeicherung in Lenga- (Nothofagus pumilio) Primärwäldern Feuerlands und Auswirkungen ihrer Überführung in Wirtschaftswald auf den C-Haushalt*. Remagen-Oberwinter: Kessel (siehe S. 77).
- Weber, M. (2001). The Clothes-cupboard as a Carbon Reservoir. In: *German Research*, Jg. 23, Nr. 2-3, 33–35 (siehe S. 36).

- Wei, R. und Murray, A. T. (2012). Spatial uncertainty in harvest scheduling. In: *Annals of Operations Research*, 1–15 (siehe S. 30).
- Weintraub, A. und Romero, C. (2006). Operations Research Models and the Management of Agricultural and Forestry Resources: A Review and Comparison. In: *Interfaces*, Jg. 36, Nr. 5, 446–457 (siehe S. 29).
- Weitzman, M. L. (1998). Why the Far-Distant Future Should Be Discounted at Its Lowest Possible Rate. In: *Journal of Environmental Economics and Management*, Jg. 36, Nr. 3, 201–208 (siehe S. 151).
- Wenzel, W. und Hamacher, K. (1999). Stochastic Tunneling Approach for Global Minimization of Complex Potential Energy Landscapes. In: *Physical Review Letters*, Jg. 82, Nr. 15, 3003–3007 (siehe S. 29).
- Wenzelides, M., Hagemann H. und Schulte, A. (2006). Das neue Holzmaß ist ein Barrel-Äquivalent.... In: *AFZ-Der Wald*, Nr. 22, 1202–1206 (siehe S. 33).
- Wilhelm, G. J. und Rieger, H. (2013). *Naturnahe Waldwirtschaft mit der QD-Strategie: Eine Strategie für den qualitätsbegleiteten und schonenden Gebrauch des Waldes unter Achtung der gesamten Lebewelt*. Stuttgart (Hohenheim): Ulmer (siehe S. 19).
- Williams, B. K. (2012). Reducing uncertainty about objective functions in adaptive management. In: *Ecological Modelling*, Jg. 225, 61–65 (siehe S. 126).
- Winjum, J. K., Brown, S. und Schlamadinger, B. (1998). Forest Harvests and Wood Products: Sources and Sinks of Atmospheric Carbon Dioxide. In: *Forest Science*, Jg. 44, Nr. 2, 272–284 (siehe S. 35).
- Winjum, J., Dixon, R. und Schroeder, P. (1993). Forest management and carbon storage: An analysis of 12 key forest nations. In: *Water, Air, and Soil Pollution*, Jg. 70, Nr. 1-4, 239–257 (siehe S. 35).
- Wirth, C., Schulze, E.-D., Schwalbe, G., Tomczyk, S., Weber, G. und Weller, E. (2004). *Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens: Abschlussbericht zur 1. Phase des BMBF-Projektes „Modelluntersuchung zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls“*. Hrsg. von Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei. Gotha (siehe S. 84).
- Wirth, C., Schumacher, J. und Schulze, E.-D. (2004). Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe—a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. In: *Tree Physiology*, Jg. 24, Nr. 2, 121–139 (siehe S. 74).
- Wittkopf, S. (2005). Bereitstellung von Hackgut zur thermischen Verwertung durch Forstbetriebe in Bayern. Diss. Freising: Technische Universität München (siehe S. 33, 71).
- Wutzler, T., Wirth, C. und Schumacher, J. (2008). Generic biomass functions for Common beech (*Fagus sylvatica*) in Central Europe: predictions and components of uncertainty. In: *Canadian Journal of Forest Research*, Jg. 38, Nr. 6, 1661–1675 (siehe S. 74).

- Young, M. R. (1998). A minimax portfolio selection rule with linear programming solution. In: *Management Science*, Jg. 44, Nr. 5, 643–653 (siehe S. 49).
- Yousefpour, R., Jacobsen, J., Thorsen, B., Meilby, H., Hanewinkel, M. und Oehler, K. (2012). A review of decision-making approaches to handle uncertainty and risk in adaptive forest management under climate change. In: *Annals of Forest Science*, Jg. 69, Nr. 1, 1–15 (siehe S. 31).
- Zechner, J. (2006). *„Ewiger Wald und ewiges Volk“: Die Ideologisierung des deutschen Waldes im Nationalsozialismus*. Bd. 15. Beiträge zur Kulturgeschichte der Natur. Freising (siehe S. 22).
- Zell, J. (2008). Methoden für die Ermittlung, Modellierung und Prognose der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern auf Grundlage permanenter Großrauminventuren. Diss. Freiburg: Albert-Ludwigs-Universität (siehe S. 68, 74).
- Zittel, W., Zerhusen, J., Zerta, M. und Arnold N. (2013). *Fossile und nukleare Brennstoffe - die künftige Versorgungssituation*. Hrsg. von Energy Watch Group, Ludwig-Boelkow-Stiftung und Reiner-Lemoine-Stiftung. Berlin (siehe S. 69, 128).
- Zormaier, F. und Borchert, H. (2007). Brennholzverbrauch steigt! Studie der Uni Hamburg liefert beachtenswerte Zahlen. In: *LWF-aktuell*, Jg. 14, Nr. 61, 18–19 (siehe S. 13).

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 3.1	Flussdiagramm YAFO-EX/MC	46
Abb. 3.2	Kulturkostendämpfung	49
Abb. 3.3	Häufigkeitsverteilung Fichte	53
Abb. 3.4	Häufigkeitsverteilung Buche	54
Abb. 3.5	Häufigkeitsverteilung Mischung	55
Abb. 3.6	Dichtefunktion einer Normalverteilung	59
Abb. 3.7	Standardnormalverteilung	60
Abb. 3.8	Flussdiagramm YAFO-A	61
Abb. 3.9	Risikokorrekturfaktor	63
Abb. 3.10	Waldspeicher Kohlenstoff	79
Abb. 3.11	Waldspeichereffekt Kohlenstoff	80
Abb. 3.12	Kohlenstoffmodelle	81
Abb. 3.13	Produktspeicher Kohlenstoff	82
Abb. 3.14	Substitutionseffekt Kohlenstoff	83
Abb. 4.1	Vergleich Holzaufkommen	96
Abb. 4.2	Vorrat Basis	97
Abb. 4.3	Entnahmen Basis	98
Abb. 4.4	Vorrat A50	99
Abb. 4.5	Entnahmen A50	100
Abb. 4.6	Vorrat A100	101
Abb. 4.7	Entnahmen A100	102
Abb. 4.8	Vorrat A300	104
Abb. 4.9	Entnahmen A300	105
Abb. 5.1	Zeitreihe Heizöl/Nichtstammholz	129

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 3.1	Kulturkosten	48	
Tab. 3.2	Überlebenswahrscheinlichkeiten		56
Tab. 3.3	Betriebstypengruppen	87	
Tab. 3.4	Auslesedurchforstung	88	
Tab. 3.5	BWI-Stichprobenumfang	88	
Tab. 3.6	Holzpreise, Basis	89	
Tab. 3.7	Substitutionseffekt, Verwendungsschiene	89	
Tab. 3.8	Substitutionseffekt, Hauptsortimente		89
Tab. 4.1	Ölpreise	92	
Tab. 4.2	Holzpreise, A100	93	
Tab. 4.3	Holzpreise, A300	94	
Tab. 4.4	Vergleich Basis - Staatswald 2010		95
Tab. 4.5	Szenarienvergleich 2010	106	
Tab. 4.6	Szenarienvergleich Tendenzen absolut		108
Tab. 4.7	Szenarienvergleich Tendenzen relativ		110
Tab. 4.8	Szenarienvergleich Tendenzen Preis und Zeit		112
Tab. 4.9	Szenarienvergleich Mittelwerte 1		116
Tab. 4.10	Szenarienvergleich Mittelwerte 2		117
Tab. 4.11	Szenarienvergleich Tendenzen		118
Tab. 4.12	C-Speicher Wald	119	
Tab. 4.13	C-Emissionen Produkt	120	
Tab. 4.14	C-Substitutionseffekte	121	
Tab. 4.15	C-Gesamtbilanz	122	
Tab. 4.16	C-Bilanz, finanziell	123	
Tab. 5.1	Einschlagsverhalten	137	

FORMELVERZEICHNIS

Formel 3.1	Zielfunktion ohne Risiko	41
Formel 3.2	Nebenbedingungen für die Zielfunktion	41
Formel 3.3	Restflächenbedingung, rekursiv	42
Formel 3.4	Restfläche, Grundform	42
Formel 3.5	Restfläche, entwickelt	43
Formel 3.6	Restfläche, vereinfacht	43
Formel 3.7	Restflächenbedingung	43
Formel 3.8	Zielfunktion bei VAR-Maximierung	50
Formel 3.9	Normalverteilung der Zielfunktion	50
Formel 3.10	Zielfunktion Sicherheitsäquivalent	50
Formel 3.11	Ausfallrate	53
Formel 3.12	Korrelationskoeffizient	55
Formel 3.13	Kovarianz als Funktion der Standardabweichung	56
Formel 3.14	Variationskoeffizient	56
Formel 3.15	Kovarianz als Funktion des Variationskoeffizienten	56
Formel 3.16	Variationskoeffizientenmatrix	57
Formel 3.17	Korrelationsmatrix	57
Formel 3.18	Gesamtvarianz, Matrixschreibweise	57
Formel 3.19	Gesamtvarianz, Komponenten	58
Formel 3.20	Berechnung der Verteilungsfunktion über Standardabweichung	58
Formel 3.21	Kohlenstoffbilanz eines ungenutzten Waldes	77
Formel 3.22	Kohlenstoffbilanz eines genutzten Waldes mit Produktspeicher	77
Formel 3.23	Kohlenstoffbilanz: Separation der Effekte	78
Formel 3.24	Produktspeicherfaktor, statisch	81
Formel 3.25	Produktspeichereffekt	81
Formel 3.26	Produktspeicherfaktor, dynamisch	82
Formel 5.1	Tauschverhältnis	137

Formelverzeichnis

Formel .1	Zielfunktion ohne Risiko YAF02	155
Formel .2	Nebenbedingungen für die Zielfunktion	156

LISTE ALLER PUBLIKATIONEN DES AUTORS

ZEITSCHRIFTENBEITRÄGE - REFERIERT

- Härtl, F., Höllerl, S. und Knoke, T. (submitted). Carbon mitigation effects of forests and forest products: an effectivity model approach to link economy to ecology. In: *Climatic Change*.
- Hahn, W. A., Härtl, F., Irland, L. C., Kohler, C., Moshhammer, R. und Knoke, T. (2014). Financially optimized management planning under risk aversion results in even-flow sustained timber yield. In: *Forest Policy and Economics*, Nr. 42, 30–41.
- Härtl, F. und Knoke, T. (2014b). The influence of the oil price on timber supply. In: *Forest Policy and Economics*, Nr. 39, 32–42 (siehe S. 68, 97, 98, 101, 102).
- Neuner, S., Albrecht, A., Cullmann, D., Engels, F., Griess, V. C., Hahn, W. A., Hanewinkel, M., Härtl, F., Kölling, C., Staupendahl, K. und Knoke, T. (2014). Survival of Norway spruce remains higher in mixed stands under a dryer and warmer climate. In: *Global Change Biology*, doi:10.1111/gcb.12751 (siehe S. 150).
- Härtl, F., Hahn, A. und Knoke, T. (2013). Risk-sensitive planning support for forest enterprises: The YAFO model. In: *Computers and Electronics in Agriculture*, Nr. 94, 58–70 (siehe S. 39, 46, 61).
- Roessiger, J., Griess, V. C., Härtl, F., Clasen, C. und Knoke, T. (2013). How economic performance of a stand increases due to decreased failure risk associated with the admixing of species. In: *Ecological Modelling*, Nr. 255, 58–69.
- Griess, V. C., Acevedo, R., Härtl, F., Staupendahl, K. und Knoke, T. (2012). Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce. In: *Forest Ecology and Management*, Nr. 267, 284–296 (siehe S. 31, 45, 52, 150).
- Härtl, F., Hahn, A. und Knoke, T. (2010). Integrating neighbourhood effects in the calculation of optimal final tree diameters. In: *Journal of Forest Economics*, Jg. 16, Nr. 3, 179–193.

ZEITSCHRIFTENBEITRÄGE - NICHT REFERIERT

- Härtl, F. (2013a). Auswirkungen steigender Ölpreise auf Sortierung und C-Bilanz. In: *AFZ-Der Wald*, Nr. 21, 18–21.

Liste aller Publikationen des Autors

Härtl, F. (2012a). Optimierung der Sortierung auf Forstbetriebsebene unter Risiko. In: *AFZ-Der Wald*, Nr. 18, 13–16.

SONSTIGE VERÖFFENTLICHUNGEN

Härtl, F. (2012c). *WEHAM-Y - Eine auf WEHAM basierende Datenbankauswertung für YAFO*. Freising.

Härtl, F. (2012d). *YAFO 1.1 - Holzaufkommensprognose und Entscheidungsunterstützung für die Einschlagsplanung in Forstbetrieben: Handbuch*. Freising.

Härtl, F. (2008). *Zur Integration der Nachbarschaftsverhältnisse in die Kalkulation optimaler Zieldurchmesser*: Diplomarbeit. Freising.

VORTRÄGE

Härtl, F. und Knoke, T. (2014a). Holzangebot und CO₂-Bilanz: Ökonomische und ökologische Auswirkungen von Holzpreissteigerungen. In: *FowiTa - Forstwissenschaftliche Tagung 2014: Wälder der Zukunft: Lebensraum, Ressourcenschutz und Rohstoffversorgung: Tagungsband zur 13. Forstwissenschaftlichen Tagung an der Technischen Universität Dresden Fachrichtung Forstwissenschaften Tharandt vom 17. bis 20. September 2014*. Hrsg. von M. Roth und S. Bonn. Tharandt: Eigenverlag TU Dresden Fachrichtung Forstwissenschaften Tharandt, 94.

Härtl, F. (2013b). Risk-sensitive planning in forest enterprises with non-linear programming. In: *EURO INFORMS 26th European Conference on Operational Research MMXIII Rome: Abstract Book*. Hrsg. von Sapienza Universität di Roma. Rom, 118.

Härtl, F. (2012b). Risikominimale Betriebsplanung: Holzangebot bei verschiedenen Preisszenarien. In: *FowiTa - Forstwissenschaftliche Tagung 2012: Wald - Umwelt - Energie: Tagungsband zur 12. Forstwissenschaftlichen Tagung an der Technischen Universität München vom 19. bis 22. September 2012*. Hrsg. von M. Moog. Bad Orb: J.D. Sauerländer's Verlag, 105.

DANKSAGUNG

Ich möchte die Gelegenheit nicht ungenutzt lassen, allen zu danken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Als Erstes gebührt mein Dank Prof. Dr. Thomas Knoke, der mir an seinem Fachgebiet die Gelegenheit gegeben hat, über dieses Thema zu promovieren. Insbesondere möchte ich ihm für zahlreiche Ratschläge und eine unkomplizierte Betreuung danken – vom Gespräch auf dem Weg zur Mensa bis zur Dissertationsrunde –, die entscheidend dafür waren, mit der Arbeit Kurs zu halten und einen runden Abschluss des Themenkreises zu finden.

Genauso möchte ich mich bei Andreas Hahn bedanken, der mir nicht nur bei den ersten Gehversuchen auf dem Gebiet der Optimierung geholfen hat, sondern mit dem ich durch die nahezu täglichen „Zwischen-Tür-und-Angel-Gespräche“ – mit und ohne Kaffee – gegenseitig immer wieder neue Impulse setzen konnte, die dem einigermäßen zügigen Voranschreiten dieser Arbeit einen deutlichen Antrieb gaben.

Bei Dr. Bernhard Bösch von der FVA Baden-Württemberg in Freiburg bedanke ich mich für die unkomplizierte Hilfe bei der Anwendung und Anpassung des Wachstumsmodells WEHAM an die Fragestellung der Arbeit. Dr. Daniel Klein und Dr. Sebastian Höllnerl haben mir mit einigen Diskussionen die Welt der „Kohlenstoffbilanzierer“ erschlossen. Auch hierfür mein Dank.

Meinem Kollegen und Freund Ricardo Acevedo danke ich für die angenehme, manchmal vom Fingertrommeln eines leidenschaftlichen Schlagzeugers erfüllte Büroatmosphäre, und vor allem auch für die gegenseitige Hilfe bei den Unwägbarkeiten von \LaTeX . Meinem Masterstudenten Kilian Stimm danke ich für die für den Fortgang der Arbeit hilfreichen Auswertungen im Rahmen seiner Masterarbeit. Auch allen anderen Mitgliedern des Fachgebiets danke ich für die schöne, gemeinsame Zeit in einer angenehmen und produktiven Arbeitsatmosphäre.

Laura Carlson und John Jacobs gilt mein Dank für die professionelle und äußerst intensive Verbesserung der englischsprachigen Texte in unglaublich rasantem Tempo.

Danksagung

Zu guter Letzt möchte ich mich bei meinen Eltern bedanken, die mir durch ihre Unterstützung den entscheidenden, motivierenden Rückhalt für das Projekt Promotion gegeben haben.

Meine letzte Zeile gebührt Katja: Ich danke dir für alle Aufmunterungen, allen Rat und alle Hilfe, für alles Glück, das du mir Tag für Tag schenkst. Schön, dass es dich gibt!